REGIONE LAZIO

pasal
Progetto Atlante Specie Alloctone del Lazio

CSMON-Life

LIFE13 ENV/IT/842

LA NATURA SEI TU.



I GAMBERI ALLOCTONI NEL LAZIO: DISTRIBUZIONE, IMPATTI, COSTI, RISCHI E GESTIONE

RAPPORTO TECNICO

a cura di: Francesca Gherardi, Laura Aquiloni, Silvia Bertocchi, Sara Brusconi, Massimiliano Scalici ed Elena Tricarico

Università Degli Studi Di Firenze
Dipartimento di Biologia Evoluzionistica
"Leo Pardi"



LIFE13 ENV/IT/842

LA NATURA SEI TU.

VOLUME REALIZZATO NELL'AMBITO DEL PROGETTO CSMON-LIFE DALLA REGIONE LAZIO (PARTNER DI PROGETTO):

Assessorato Rapporti con il Consiglio, Ambiente e Rifiuti: *Assessore Mauro Buschini*
Direzione Ambiente e Sistemi Naturali - Regione Lazio: *Direttore Vito Consoli*
Area Conservazione e Gestione del Patrimonio Naturale e Governance del Sistema e delle Aree Naturali Protette,
Coordinatore CSMON-LIFE per Regione Lazio: *Giuliano Tallone*
Coordinatore scientifico CSMON-LIFE per Regione Lazio: *Stefano Sarrocco*
Area Servizi Informativi Ambientali, Agenda Digitale, Open Government e Servizi Tecnici Generali: *Roberto Sinibaldi*
Coordinamento editoriale CSMON-LIFE Regione Lazio: *Maricetta Agati*
Supporto al coordinamento tecnico-amministrativo: *Fulvio Cerfolli*

Studio condotto nell'ambito del Progetto Atlante Specie Alloctone del Lazio (PASAL),
realizzato dall'Agenzia Regionale per i Parchi (ARP) - Regione Lazio
Coordinatore del progetto: *Andrea Monaco (ARP - Regione Lazio)*
Supervisione scientifica: *Piero Genovesi (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale - ISPRA)*
Società incaricate della realizzazione del progetto:

Foto di: *Christian Angelici* e *Chris Lunhaup*
ISBN 9788895213071

Coordinatore Progetto

UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DI TRIESTE
Dipartimento di Scienze della Vita

Partner

CIHEAM
IAM BARI

comunità ambiente

divulgando Srl
Sistemi Informativi Multimediali

REGIONE LAZIO

Dipartimento di Biologia Ambientale
Sapienza
Università di Roma

Dipartimento di
Biologia

Dipartimento di
Scienze della Vita



PREMESSA

Una delle minacce, tra quelli riconosciuti a livello internazionale, che stanno compromettendo la biodiversità, al tal punto che la scienza ormai discute di "sesta estinzione di massa", è senz'altro l'allarmante introduzione e diffusione di specie alloctone.
In questo contesto, l'introduzione di specie "aliene" negli ambienti delle acque interne, già di per sé estremamente fragili, è stato riconosciuto come uno dei fattori più destabilizzanti delle comunità ecologiche native.
Il presente rapporto tecnico, pubblicato nell'ambito del progetto CSMON-LIFE (LIFE13 ENV/IT/842), tratta in particolare dell'introduzione e della diffusione di un particolare gruppo di specie, i gamberi alloctoni che si ritrovano nelle acque interne del Lazio e degli effetti che la loro presenza sta producendo sulla fauna autoctona.
Lo studio, curato dal Dipartimento di Biologia Evoluzionistica "Leo Pardi" dell'Università degli Studi di Firenze, su incarico della Regione Lazio ha preso in considerazione la distribuzione e l'ecologia delle specie di gamberi alloctoni, presenti nel Lazio.
Il CSMON-LIFE (Citizen Science MONitoring) è il primo progetto italiano di "Citizen Science" sulla biodiversità, finanziato in Italia dalla Commissione Europea nell'ambito del programma LIFE+, che vede la Direzione Ambiente e Sistemi Naturali della Regione Lazio, coinvolta insieme ad un partenariato qualificato, svolgere attività pubbliche di sensibilizzazione per la conservazione del patrimonio naturale e di contrasto alle specie "aliene".
In linea con gli obiettivi del CSMON-LIFE, si è deciso di rendere disponibile in formato digitale il documento tecnico sui gamberi alloctoni presenti a livello regionale.
Il documento è uno dei prodotti previsti dal progetto CSMON-LIFE che ha come obiettivo la partecipazione del grande pubblico e il coinvolgimento dei cittadini nello studio, nella gestione e nella conservazione della biodiversità, creando un'attiva collaborazione tra i cittadini, la comunità scientifica e le istituzioni.
Alla base del progetto CSMON-LIFE ci sono 4 concetti fondamentali, che costituiscono i pilastri della "Citizen Science":

- **coinvolgimento** (dei cittadini)
- **comprensione** (delle problematiche legate alla conservazione della natura)
- **collaborazione** (nello sviluppo di soluzioni efficaci, in quanto condivise)
- **cambiamento** (dei nostri comportamenti nei confronti dell'ambiente)

Nell'ambito del progetto, grazie all'utilizzo di moderne e semplici tecnologie, come le app per dispositivi mobili, scaricabili gratuitamente, sono state messe a punto una serie di strumenti per la raccolta dei dati scientifici che vengono utilizzati dal pubblico.



Sommario

Introduzione 7
Bibliografia 11

CAPITOLO 1:
DISTRIBUZIONE, DIMENSIONE E STRUTTURA DELLE SPECIE DI GAMBERI ALLOCTONI

Introduzione 14

Materiali e metodi 14
Metodi generali 14
Analisi statistica 15

Risultati 16

Discussione 23

Bibliografia 25

CAPITOLO 2:
ANALISI DELLA STRUTTURA DELLE POPOLAZIONI E PARAMETRI DI CRESCITA

Introduzione 27

Materiali e metodi 27

Risultati 28

Discussione 29

Bibliografia 30



CAPITOLO 3: IMPATTO ECOLOGICO

Introduzione 32

Analisi ecologica dei siti invasivi 32
Materiali e metodi 32
Analisi statistica 34
Risultati 34

Analisi del contenuto stomacale 39
Materiali e metodi 39
Analisi statistica 39
Risultati 40

Analisi dell'attività di scavo 42
Materiali e metodi 42
Analisi statistica 43
Risultati 43

Discussione 44
Analisi ecologica dei siti invasivi 44
Analisi del contenuto stomacale 45
Analisi dell'attività di scavo 47

Bibliografia 47

CAPITOLO 4:
ANALISI DIACRONICA E SINCRONICA DELL'IMPATTO ECOLOGICO

Introduzione 51

Materiali e metodi 51
Metodi generali 51
Analisi statistica 52

Risultati 53
Analisi diacronica 53
Analisi sincronica 57

Discussione 61

Bibliografia 62



CAPITOLO 5: IMPATTO ECONOMICO

Introduzione 64

Materiali e metodi 65

Risultati 66
- Danni economici alla pesca professionale 66
- Danni economici all'agricoltura 68
- Danni economici alle opere di bonifica 68
- Danni economici alla pesca sportiva 69
- Costi della ricerca 70
- Casi di studio 71

Discussione 72
- Danni e benefici sulle attività produttive 72
- Danni sulle opere di bonifica 73
- Costi della ricerca scientifica 73
- Considerazioni finali 73

Bibliografia 76

CAPITOLO 6: VALUTAZIONE DEL RISCHIO

Introduzione 78
Fi-Isk 78
Ensars 81
Bibliografia 83

SINTESI DEI RISULTATI

Gamberi alloctoni e loro distribuzione 85
Struttura e accrescimento di popolazioni di *Orconectes limosus* e di *Procambarus clarkii* 85
Quantificazione degli impatti ecologici 85
Analisi diacronica e sincronica dell'impatto sulle comunità di macroinvertebrati 86
Impatto economico 86
Analisi del rischio 87

ALLEGATI 88



INTRODUZIONE

Sono state descritte nel mondo oltre 600 specie di gamberi d'acqua dolce, appartenenti alle due superfamiglie degli *Astacoidea* (nell'emisfero boreale), con gli *Astacidae* e i *Cambaridae*, e dei *Parastacoidea* (nell'emisfero australe) con i *Parastacidae* (Crandall e Buhay 2008). In realtà, nonostante l'elevata ricchezza specifica, i gamberi non sono distribuiti in modo uniforme (Figura 1): oltre 380 specie sono presenti nella regione Neartica e 150 in Australasia, mentre solo 60 vivono nella regione Neotropicale, 30 nella Paleartica e 10 in quella Afrotropicale. I gamberi sono assenti nel continente Antartico, nell'Africa continentale, nel sub-continente dell'India e in gran parte dell'Asia e del Sud America. In Europa, sono presenti naturalmente solo cinque specie: *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823, *Astacus pachypus* Rathke, 1837, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) e *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803). Invece, il Nord America e l'Australia rappresentano due importanti *hotspot* di diversità astacicola (Souty-Grosset *et al.* 2006; Crandall e Buhay 2008).

Il quadro sopra descritto ha subito nell'ultimo secolo un drastico cambiamento a causa delle numerose traslocazioni di specie operate dall'uomo all'interno dei continenti e tra i continenti (Gherardi 2011). Le introduzioni mediate dell'uomo sono state così numerose che la distribuzione, anche di specie oggi oggetto di interventi di conservazione, sembra essere in larga parte dovuta all'intervento umano. Ad esempio, recenti studi genetici, supportati da testimonianze storiche, hanno rilevato che in Irlanda il gambero europeo *A.*

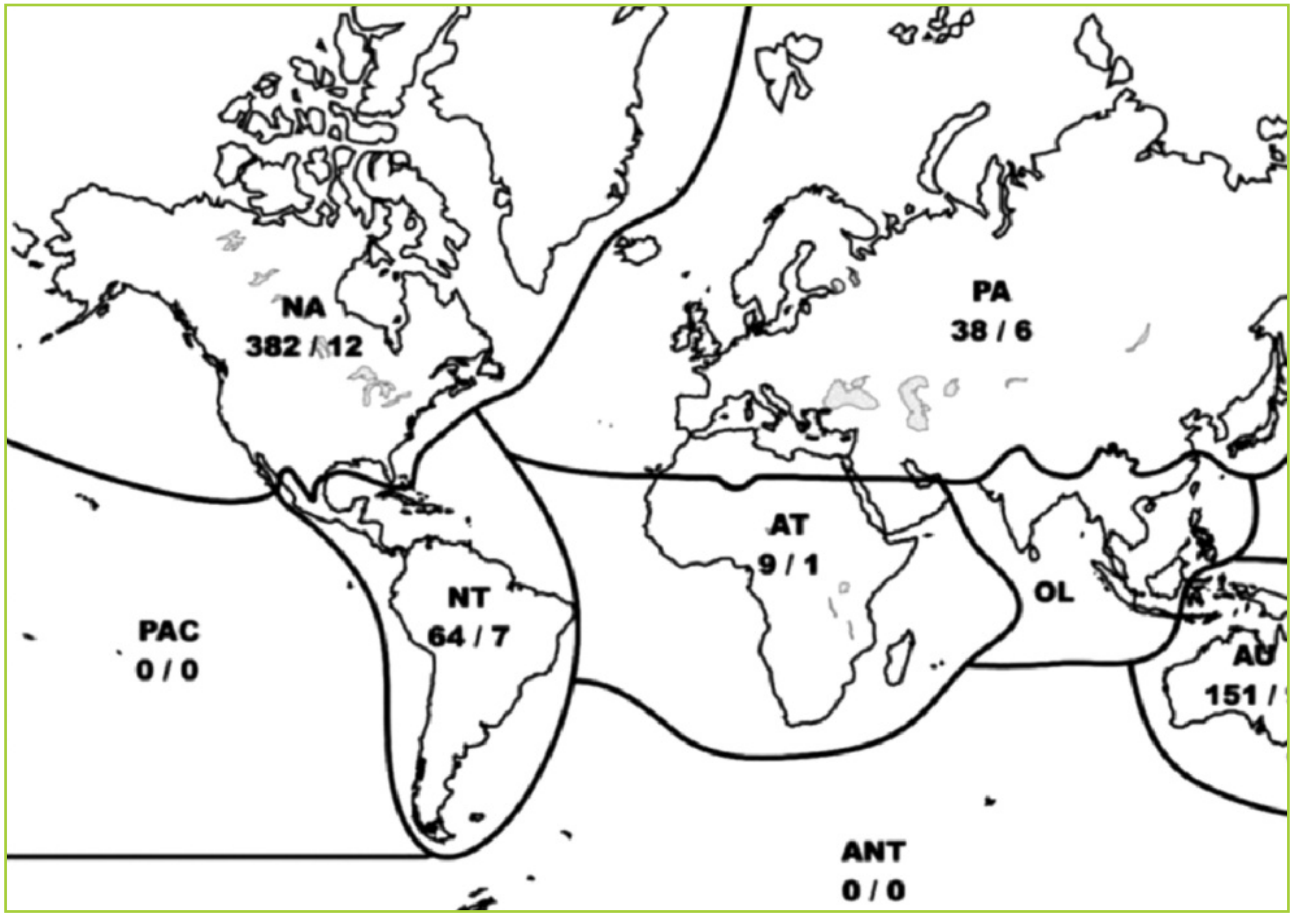


Figura 1 - Distribuzione globale dei gamberi d'acqua dolce (numero di specie/numero di generi). PA - regione Paleartica; NA - regione Neartica; NT - regione Neotropicale; AT - regione Afrotropicale; OL - regione Orientale; AU- regione Australasiatica; PAC - isole dell'Oceano Pacifico; ANT - regione Antartica.



pallipes, protetto dalla Direttiva Habitat, è stato in realtà introdotto nel XII secolo da ordini monastici provenienti dalla Francia. Negli ultimi anni, la traslocazione di specie è ulteriormente incrementata come conseguenza della crescita esponenziale dei commerci internazionali (Gherardi 2010). Infatti, ben 10 specie di gambero sono state oggetto di spostamento tra continenti, mentre almeno 21 sono le specie traslocate tra uno stato e l'altro all'interno dello stesso continente. La maggior parte delle introduzioni riguarda in particolare sei specie che sono quelle attualmente più diffuse nel mondo: *A. leptodactylus*, *Cherax destructor* Clark, 1936, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), *Orconectes rusticus* (Girard, 1852), *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) e *Procambarus clarkii* (Girard 1852). Quest'ultima specie costituisce il 40% di tutti gli eventi di introduzione registrati nel mondo (56).

I gamberi sono stati introdotti per molteplici scopi. Solo in alcuni casi le introduzioni sono risultate accidentali (attraverso le acque di zavorra delle navi e i canali artificiali o a causa di fughe da impianti di acquacoltura). Nella maggior parte dei casi, invece, la comparsa di gamberi alloctoni in ambiente naturale è legata a cause volontarie: molte sono associate all'acquacoltura o sono dovute al "ripopolamento" (legale o illegale), al commercio di animali vivi per l'alimentazione umana, all'acquariofilia, oppure all'uso di gamberi come esche vive o per il controllo di gasteropodi vettori di parassiti o di erbe infestanti. A volte, il motivo dell'introduzione aveva un interesse limitato per la comunità: per esempio, *P. clarkii* è stato importato in Giappone nel 1927 come cibo per la rana toro *Lithobates catesbeiana* (Gherardi 2010). In altre occasioni, l'obiettivo delle introduzioni era quello di migliorare le condizioni umane. Ad esempio, *P. clarkii* è stato introdotto in Kenia a partire dagli anni 1960 come controllo biologico dei gasteropodi *Biomphalaria* spp. e *Bulinus* spp., vettori della schistosomiasi, una parassitosi causata dai platelminti del genere *Schistosoma* (Rosenthal *et al.* 2001). Tuttavia, nella maggior parte dei casi, *P. clarkii* è stato introdotto per scopi alimentari, che generano interessi economici e stimolano ulteriori dispersioni nell'ambiente mediate dall'uomo.

Sebbene in alcuni casi le introduzioni delle specie alloctone di gambero abbiano prodotto benefici socio-economici, nella maggior parte dei casi le popolazioni, una volta stabilizzatesi, sono diventate dannose per l'ambiente e per le comunità acquatiche e hanno iniziato a diffondersi velocemente in numerosi tipi di habitat a partire dalle aree di introduzione. *C. destructor*, ad esempio, dopo la sua prima introduzione nel 1932 nello stato di Western Australia per l'acquacoltura, si è diffuso rapidamente e oggi minaccia le oltre 10 specie indigene di gambero di quello stato. Numerose pubblicazioni hanno dimostrato che, a causa del loro ruolo trofico onnivoro e della capacità di modificare le loro abitudini alimentari in risposta alle disponibilità delle risorse, i gamberi introdotti hanno la potenzialità di alterare profondamente la struttura trofica delle comunità dulcacquicole fino a danneggiare i servizi ecosistemici e, di conseguenza, il benessere umano (Gherardi 2006, 2007; Vilà *et al.* 2009).

Anche in Italia, come nel resto del mondo, la specie oggetto di più intensa e capillare introduzione è il gambero rosso della Louisiana (Morpurgo *et al.* 2009). Ad oggi, la specie è diffusa in 12 regioni, incluse la Sardegna e la Sicilia (Figura 2). *P. clarkii* fu introdotto per la prima volta in Europa nel 1973 in Spagna (Ackefors 1999) e successivamente comparve in Italia agli inizi del 1990 (in Piemonte, Delmastro 1992a, e in Toscana, Gherardi *et al* 1999). La sua introduzione fu favorita dalla facilità di allevamento. Infatti, il successo di questa specie, come degli altri gamberi invasivi, è dovuto alle sue caratteristiche di specie *r*-selezionata (rapida crescita, maturità precoce, elevata fecondità; Scalici e Gherardi 2007), associate al comportamento alimentare generalista e opportunista (Gherardi e Barbaresi 2007), all'elevata tolleranza nei confronti di condizioni ambientali estreme (incluso l'inquinamento chimico, l'elevata temperatura e le condizioni di disseccamento; Gherardi *et al.* 2000) e alla resistenza a parassiti e a malattie. Inoltre l'intensa attività di scavo di *P. clarkii*, provoca danni strutturali agli argini fluviali e lacustri (Barbaresi *et al.* 2004) e induce bioturbazione delle



acque con conseguente riduzione della produttività primaria (Gherardi 2006 e 2007). A causa di tutte queste caratteristiche e dell'elevata densità raggiunta dalle sue popolazioni, *P. clarkii* è la causa, ormai ampiamente documentata, della perdita della biodiversità nei corpi idrici invasi: provoca l'estinzione locale di numerose specie di molluschi, pesci, anfibi, idrofite e macroinvertebrati, tra cui anche i gamberi indigeni europei (Gherardi *et al.* 2001; Renai e Gherardi 2004; Gherardi e Acquistapace 2007). Può infine risultare dannoso alla salute dell'eventuale consumatore, in quanto accumulatore di metalli pesanti (Gherardi *et al.* 2002), di tossine microalgali (Tricarico *et al.* 2006) e di batteri agenti di malattie nell'uomo, come *Francisella tularensis*, agente eziologico della tularemia (Anda *et al.* 2001).
In Figura 2, è rappresentata la distribuzione italiana di tutte le specie alloctone di gamberi presenti in natura. Nel complesso, queste specie presentano oggi una distribuzione più ampia rispetto a quella specie indigene. Oltre a *P. clarkii* (Figura 3), sono presenti popolazioni riproduttive di altre tre specie : *A. leptodactylus*, *O. limosus* e *P. leniusculus*, mentre due specie sono ancora confinate in vasche chiuse (Capitolo 1) o in stabilimenti di acquacoltura (*C. destructor* e *C. quadricarinatus* Von Martens, 1868; Figura 4).
Recentemente, è stata segnalata da Nonnis-Marzano *et al.* (2009) anche una nuova specie, il "gambero mormorato" *Procambarus* sp., specie di interesse per gli acquariofili, oggi venduta attraverso il commercio tramite web. Questa specie suscita ovviamente ulteriori preoccupazioni a causa delle sue elevate potenzialità invasive e delle modalità riproduttive partenogenetiche (Figura 3).

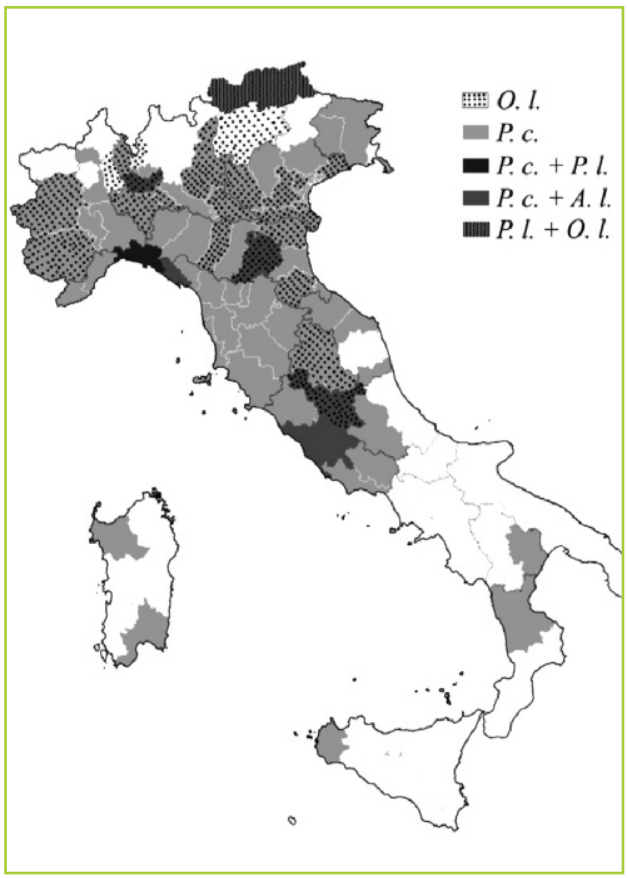


Figura 2 - Distribuzione delle specie di gamberi alloctoni in Italia . *A.l. - Astacus leptodactylus; O.l - Orconectes limosus; P.l. - Pacifastacus leniusculus; P.c. - Procambarus clarkii* (da Morpurgo *et al.* 2009).



Figura 3 - Esemplari del genere *Procambarus*: *P. clarkii* (in alto) e *Procambarus* sp (in basso).



Qui di seguito si descrive brevemente la storia dell'introduzione in Italia delle tre specie di gambero, oltre a *P. clarkii*, più abbondantemente diffuse: *A. leptodactylus, O. limosus* e *P. leniusculus*.

Il gambero turco, *A. leptodactylus* (Figura 5), originario dell'area Ponto-Caspica, è presente in natura nella Provincia di Milano, in un laghetto di pesca sportiva in Provincia di Bologna, in Liguria (nel bacino del Vara in provincia di La Spezia) (Gherardi *et al.* 1999) e nel Lazio (Chiesa *et al.* 2006; Capitolo 1). La sua limitata espansione sembra essere dovuta all'elevata suscettibilità all'oomicete *Aphanomyces astaci* e ad altri parassiti, quali l'altro oomicete *Saprolegnia* sp. e i protisti *Psorospermium haeckeli* e *Thelohania contejeani*.

La seconda specie, *O. limosus* (Figura 6), importata nel 1890 dalla Pennsylvania in Germania da Max von dem Borne (Morpurgo *et al.* 2009), fu introdotta per via involontaria in Italia negli anni 1990 (Delmastro 1992b), probabilmente in associazione a partite di pesci da semina importate dalla Polonia. Dopo il suo primo ritrovamento nel Lago d'Iseo nel 1991 (Delmastro 1992b), *O. limosus* è oggi ampiamente diffuso nell'Italia settentrionale, soprattutto in Pianura Padana. Nel 1994 è stato segnalato per la prima volta in Veneto nella pianura veronese (Confortini e Natali 1995) e successivamente è stato rinvenuto anche nel Lago di Garda (I. Confortini, com. pers.). Oggi è ampiamente diffuso in Veneto, ad eccezione della Provincia di Belluno (P. Turin, com. pers.), e in Lombardia (Fea *et al.* 2006). In Provincia di Trento è in espansione ed attualmente è presente in Valsugana nel Lago di Levico e Lago di Madrano, dove costituisce una minaccia per le popolazioni di *A. pallipes* dei



Figura 4 - Esemplari del genere *Cherax*: *C. destructor* (in alto) e *C. quadricarinatus* (in basso).



Figura 5 - Esemplare di *Astacus leptodactylus*.



Figura 6 - Esemplare di *Orconectes limosus*.



laghi vicini (B. Maiolini, com. pers.). In Italia centrale è rappresentato da un numero esiguo di popolazioni in Umbria e nel Lazio (Capitolo 1).

Infine, *P. leniusculus* (Figura 7) è stato introdotto dall'Austria negli anni 1980. La sua comparsa in natura è probabilmente dovuta al rilascio di esemplari da parte di acquariofili o di pescatori. Nel 1981 fu per la prima volta individuato in Provincia di Bolzano (Machino 1997). Nel 2002, è stata segnalata una popolazione di *P. leniusculus* nel Lago del Brugneto in Provincia di Genova (Liguria). A partire dal 2005, questa popolazione è oggetto di un monitoraggio continuo: si prevede che, in assenza di interventi di contenimento nell'area, *P. leniusculus* potrà raggiungere il fiume Po (a 115 km di distanza) in soli 7 anni (Capurro *et al.* 2007).

Per quanto riguarda il Lazio, ad oggi, il quadro più completo della distribuzione delle specie alloctone di gamberi è quello prodotto da Chiesa *et al.* (2006). In generale, comunque, le informazioni sono frammentate nella letteratura specifica e scarsamente aggiornate, soprattutto per alcune province, come quella di Frosinone (Capitolo 1). È solo parzialmente conosciuta l'intensità dell'impatto ecologico prodotto da queste specie e le componenti dell'ecosistema su cui esso si esercita, mentre dati relativi all'impatto economico sono del tutto assenti, non solo per quanto concerne il Lazio ma anche per l'intero areale di alloctonia dei gamberi invasivi.

Il presente studio si propone quindi di colmare questi vuoti di conoscenza attraverso il raggiungimento dei seguenti obiettivi: (1) verifica della presenza di specie di gamberi alloctoni nel Lazio e descrizione della loro distribuzione, (2) valutazione della dimensione, della struttura e dell'accrescimento individuale di alcune popolazioni campione per specie, (3) quantificazione degli impatti su alcune componenti significative delle comunità e degli ecosistemi invasi, (4) stima dell'impatto ecologico sulle comunità di macroinvertebrati attraverso l'integrazione di due tipi di analisi (diacronica e sincronica); (5) valutazione dell'impatto economico; (6) analisi del rischio.



Figura 7 - Esemplare di *Pacifastacus leniusculus*.

BIBLIOGRAFIA

- Ackefors H. (1999) The positive effects of established crayfish introductions in Europe. Crustacean Issues 11: 49–61.
- Anda P., Segura del Pozo J., Díaz García J.M., Escudero R., García Peña F.J., López Velasco M.C., Sellek R.E., Jiménez Chillarón M.R., Sánchez Serrano L.P., Martínez Navarro J.F. (2001) Waterborne outbreak of tularemia associated with crayfish fishing. Emerging Infectious Diseases 7: 575–582.
- Barbaresi S., Tricarico E., Santini G., Gherardi F. (2004) Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. Journal of Natural History 38: 2821–2832.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvidio S., Arillo A. (2007) The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) (*Crustacea: Decapoda: Astacidae*), in the Brugneto Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion of the River Po watershed? Aquatic Invasions 2: 17–24.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G. (2006) Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380–381: 883–902.
- Confortini I., Natali M. (1995) Presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), in alcuni corsi d'acqua della pianura veronese (*Crustacea, Decapoda. Cambaridae*). Annuario Museo Civico di Rovereto, Sezione Archeologia, Storia, Scienze Naturali, Rovereto 10: 399–404.



- Crandall K.A., Buhay J. E. (2008) Global diversity of crayfish (*Astacidae, Cambaridae,* and *Parastacidae-Decapoda*) in freshwater. Hydrobiologia 595: 295–301.
- Delmastro G.B. (1992a) Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane (*Crustacea Decapoda Cambaridae*). Pianura – Supplemento di Provincia Nuova N. 4/1992.
- Delmastro G.B. (1992b) Il gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque), un nuovo Decapode neartico nelle acque dolci del Nord Italia (*Crustacea Decapoda Cambaridae*). Natura Bresciana 27: 171–174.
- Fea G., Nardi P.A., Ghia D., Spairani M., Manenti R., Rossi S., Moroni M., Bernini F. (2006) Dati preliminari sulla distribuzione in Lombardia dei gamberi d'acqua dolce autoctoni e alloctoni. Atti Società Italiana di Scienze Naturali – Museo Civico di Storia Naturale di Milano 147: 201–210.
- Gherardi F. (2006) Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Marine and Freshwater Behavior & Physiology 39: 175–191.
- Gherardi F. (2007) Understanding the impact of invasive crayfish. Pp. 507–542 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (ed F. Gherardi). Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Gherardi F. (2011) Crayfish. In D. Simberloff, M. Rejmánek, (eds) Encyclopedia of invasive introduced species, University of California Press, CA, USA, 129-135.
- Gherardi F., Acquistapace P. (2007) Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology 52: 1249–1259.
- Gherardi F., Barbaresi S. (2007) Feeding preferences of the invasive crayfish *Procambarus clarkii*. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 385: 7–20.
- Gherardi F., Baldaccini G.N., Barbaresi S., Ercolini P., De Luise G., Mazzoni D., Mori M. (1999) The situation in Italy. Pp. 107–128 in Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? (F. Gherardi, D.M. Holdich, Eds), A.A. Balkema, Rotterdam.
- Gherardi F., Barbaresi S., Salvi G. (2000) Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. Aquatic Sciences 62: 179–193.
- Gherardi F., Renai B., Corti C. (2001) Crayfish predation on tadpoles: a comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 361: 659–668.
- Gherardi F., Barbaresi S., Vaselli O., Bencini A. (2002) A comparison of trace metal accumulation in indigenous and alien freshwater macro-decapods. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 35: 179–188.
- Machino Y. (1997) Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. L'Astaciculteur de France 52: 2–5.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E., Gherardi F. (2009): Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. Acta Biologica, Museo Tridentino di Scienze Naturali – Trento, in stampa.
- Nonnis Marzano F., Scalici M., Chiesa S., Gherardi F., Piccinini A., Libertini G. (2009) The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. Aquatic Invasions 4: 401–404.
- Renai B., Gherardi F. (2004) Predatory efficiency of crayfish: comparison between indigenous and non-indigenous species. Biological Invasion 6: 89–99.
- Rosenthal S.K., Lodge D.M., Muohi W., Ochieng P., Chen T., Mkoji G., Mavuti K. (2001) Louisiana crayfish in Kenyan ponds: non-target effects of a potential biocontrol agent. In: Abstracts of Annual Meeting North American Benthological Society, LaCrosse, Wisconsin, 3–8 June 2001.
- Scalici M., Gherardi F. (2007) Structure and dynamics of an invasive population of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a Mediterranean wetland. Hydrobiologia 583: 309–319.
- Souty-Gousset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. Eds (2006) Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Patrimoines Naturels 64. Parigi.



• Tricarico E., Bertocchi S., Brusconi S., Casalone E., Gherardi F., Giorgi G., Mastromei G., Parisi G. (2006) Depuration of a cyanobacterial toxin from the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* and assessment of its food quality. Aquaculture 285: 90–95.
• Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W., Olenin S., Roques A., Roy D., Hulme P.E., DAISIE (2009) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. Frontiers in Ecology and the Environment; doi:10.1890/080083.



CAPITOLO 1:
DISTRIBUZIONE, DIMENSIONE E STRUTTURA DELLE SPECIE DI GAMBERI ALLOCTONI

INTRODUZIONE

Fino ad oggi, nel Lazio erano state individuate tre specie di gamberi alloctoni (Scalici e Gibertini 2002), due delle quali, *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus* (famiglia *Cambaridae*), originarie del Nord America (Holdich 2002) e una, *Astacus leptodactylus* (famiglia *Astacidae*), di origine Ponto-Caspica (Skurdal e Taugbøl 2002).

La presenza di *P. clarkii* è stata segnalata nelle province di Roma e Rieti da Gibertini *et al.* (1998), segnalazione confermata da Scalici e Gibertini (2002), i quali ne hanno indicato la presenza anche nelle province di Latina e Viterbo. Nel Lazio, la prima segnalazione di *O. limosus* risale al 1996 nel Lago del Salto (Quattrocchi *et al.* 1996), segnalazione confermata nel 2002 (Scalici e Gibertini 2002); ulteriori ritrovamenti sono avvenuti presso il Lago di Piediluco (Dörr *et al.* 2001). *Astacus leptodactylus* è stato segnalato nel Lazio da Gherardi *et al.* (1999). Questa specie di gambero presenta una limitata diffusione nel nostro territorio che potrebbe essere dovuta alla sensibilità della specie nei confronti di *Aphanomyces astaci*, l'afanomicete agente eziologico della peste del gambero (Galluppi *et al.* 1996), di cui i cambaridi sono portatori sani (Alderman e Polglase 1988), come di altre infezioni parassitarie, ad esempio *Thelohania contejeani* (Mancini 1986).

Nel 2006, la presenza di gamberi dulcacquicoli alloctoni nella Regione Lazio interessava quattro delle cinque province e 26 siti analizzati: *P. clarkii* era presente in 23 siti nelle province di Viterbo, Rieti, Roma e Latina; *O. limosus* in 2 siti nella Provincia di Rieti; *A. leptodactylus* in 5 siti nelle province di Roma, Rieti e Viterbo. Nel Lago di Bolsena (VT) e nella Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RI) erano presenti in sintopia *P. clarkii* e *A. leptodactylus*, mentre nel Lago di Piediluco (RI) erano state segnalate le tre specie (Chiesa *et al.* 2006a).

MATERIALI E METODI

Metodi generali

Sono state analizzate le pubblicazioni scientifiche relative alle specie di gamberi alloctoni nel Lazio (Quattrocchi *et al.* 1996; Scalici e Gibertini 2002; Chiesa *et al.* 2006 a,b, 2008), i documenti tecnici (Gibertini *et al.* 1998; Chiesa *et al.* 2008) (per es. le carte ittiche) e altra letteratura "grigia". Sono stati quindi intervistati alcuni pescatori sportivi appartenenti ad associazioni e i responsabili di 9 Consorzi di Bonifica. Informazioni sulla distribuzione dei gamberi sono state fornite da: "Consorzio di Bonifica della Valle del Tevere e Agro Romano" e "Consorzio di Bonifica di Pratica di Mare" (in Provincia di Roma), "Consorzio di Bonifica dell'Agro Pontino" e "Consorzio di Bonifica del Sud Pontino" (in Provincia di Latina), "Consorzio di Bonifica Reatino" (Provincia di Rieti) e "Consorzio di Bonifica Conca Di Sora" (Provincia di Frosinone). Alcuni dati ambientali sono stati forniti dalle ARPAL provinciali.

Questa indagine preliminare è stata seguita da un'indagine sul territorio condotta tra luglio e settembre 2008 su alcuni corpi idrici laziali di natura lotica e lentica. In tutti i siti dove si era riscontrata la presenza di specie di gamberi alloctoni (vedi Risultati) è stata stimata la consistenza della popolazione con l'uso di nasse cilindriche a doppia entrata (dimensioni: 65 cm x 28 cm di diametro, rete di rivestimento di 0,5 cm) armate di esca (una scatoletta di 400 g di alimento completo per gatti), mantenute in acqua per 24 ore. La consistenza della popolazione è stata



stimata con il metodo del *catch per unit effort* (CPUE, individui x m^2). Lo sforzo di campionamento è risultato essere di una nassa per ogni 10 m^2 per un totale di 6 nasse a rilevamento. In altri siti è stata verificata la presenza/assenza della specie mediante ricerca manuale.

Per ogni individuo catturato, sono stati identificati la specie, il sesso e, se femmina, lo stadio riproduttivo (ovigera e non); inoltre, sono state misurate la lunghezza e la larghezza del cefalotorace e di entrambe le chele con un calibro di precisione (accuratezza: 0.1 mm) e si sono registrate le mutilazioni, le cicatrici e le infezioni parassitarie.

La ricerca relativa alla specie di gambero alloctono più diffuso nella Regione, *P. clarkii* (*PC*), si è focalizzata su di un'area campione facente parte dell'area del Parco Nazionale del Circeo e della provincia di Latina, dove abbiamo analizzato in maggiore dettaglio 11 popolazioni di *PC* presenti in diversi ambienti (*PC*1-*PC*11; vedi Risultati).

Vista la diffusa presenza di *PC* nell'area del Parco Nazionale del Circeo e in altri corpi idrici della provincia di Latina, abbiamo potuto utilizzare solo un sito di controllo (*C*1), cioè un sito dove la specie non era presente ma dove le caratteristiche ecologiche erano simili ai siti invasi. Sono stati poi analizzati altri 15 corpi idrici nelle restanti province per un totale di 16 siti di controllo per *PC* (Tabella 1.1). Non è stato possibile individuare siti di controllo per le altre specie, in quanto queste popolazioni sono state rinvenute in ambienti peculiari con caratteristiche ecologiche uniche (Laghi di Bracciano e di Bolsena per *A. leptodactylus*, *AL*, Lago del Turano e Lago del Salto per *O. limosus*, *OL*, e in vasche chiuse per *C. destructor*, *CD*).

In tre corpi idrici (*PC*1, *PC*2, e *PC*6, vedi sezione risultati), in aggiunta alla stima di popolazione tramite CPUE, abbiamo marcato individualmente sul cefalotorace (usando colori indelebili e non tossici) gli animali catturati. Gli animali marcati secondo il metodo di cattura-marcatura-ricattura (CMR) sono stati rilasciati nel luogo del prelievo e catturati 3 giorni dopo.

La stima della popolazione attraverso il metodo CMR è stata poi calcolata utilizzando l'indice di Petersen, applicando l'equazione:

$$N=N_1/MxN_2$$

(dove N_1 è il numero di animali catturati al tempo t_1, N_2 è il numero di animali catturati al tempo t_2 e M è il numero dei marcati in t_1 e ricatturati in t_2).

Per studiare le relazioni morfometriche in *P. clarkii* e per indagare le modalità di crescita relativa di una dimensione (y) rispetto alla taglia del gambero (x), è stata utilizzata l'equazione, $y = a\ x^b$, equazione che permette di spiegare la maggior parte dei fenomeni di crescita allometrica nei crostacei (Hartnoll 1982). In seguito a trasformazione bilogaritmica, questa curva si linearizza:

$$\ln y = b \ln x + \ln a$$

dove y è la variabile dipendente, x la variabile indipendente; a (intercetta) e b (pendenza) sono invece i parametri delle regressioni, ottenuti mediante il metodo dei minimi quadrati.

La lunghezza del carapace è stata utilizzata come variabile indipendente, dato che è una dimensione rappresentativa della taglia dell'animale, mentre le misure di lunghezza, larghezza e spessore delle chele sono state considerate variabili dipendenti.

Analisi statistica

Sono state seguite le procedure indicate in Siegel e Castellan (1988), Sokal e Rohlf (1981) e Zar (1984). L'omogeneità della varianza è stata controllata attraverso il test Kolmogorov-Smirnov. L'allometria della pendenza (b) delle rette di regressione è stata verificata confrontandola con il valore isometrico (b = 1) mediante un t-test di Student (Scossiroli e Palenzona 1978). L'analisi della covarianza è stata usata per comparare una o più coppie di regressioni. I valori di $b \neq 1$ definiscono il tipo di allometria: $b>1$ indica un'allometria positiva, cioè la struttura si accresce più rapidamente della taglia, $b<1$ indica un'allometria negativa, cioè la struttura si accresce più lentamente della taglia, e $b=1$ indica isometria, cioè la struttura si accresce con la stessa velocità della taglia. I dati di distribuzione di frequenza (per



esempio la *sex ratio* e il numero di tane) sono stati analizzati utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). L'analisi della varianza di Kruskal-Wallis (statistica: H), eventualmente seguita dal *Multiple Comparison Test*, è stata usata per confrontare le densità e la *sex ratio* tra le specie, mentre il t-test di Student (statistica: t) è stato utilizzato per il confronto tra due campioni.

RISULTATI

Sono state individuate 57 popolazioni di specie alloctone: 2 popolazioni di *AL* (*AL*1 nel Lago di Bracciano e *AL*2 nel Lago di Bolsena), 1 di *CD* (*CD*1 all'interno di vasche nell'area protetta dei Giardini di Ninfa in Provincia di Latina), 2 di *OL* (*OL*1 nel Lago del Turano e *OL*2 nel Lago del Salto, entrambe in provincia di Rieti) e 52 di *PC* (*PC*1-*PC*52) (Tabella 1.2). Nei corpi idrici esaminati (Tabella 1.2), sono stati catturati in totale 3279 esemplari di *PC* (1877 femmine e 1402 maschi), 31 di *AL* (18 femmine e 13 maschi), 168 di *OL* (76 femmine e 92 maschi) e 134 di *CD* (67 femmine e 67 maschi). Non sono state rinvenute femmine ovigere.

Nei siti in cui erano presenti le popolazioni *PC*1, *PC*2 e *PC*6 sono state calcolate le densità di *PC* con il metodo CMR, che ha fornito rispettivamente valori di 0.76 m^{-2}, 3.27 m^{-2} e 1.54 m^{-2} (Tabella 1.3). Questi valori sono stati confrontati con i corrispondenti valori di densità calcolati con il metodo CPUE (*PC*1: 0,79 m^{-2}, *PC*2: 3,67 m^{-2} e *PC*6: 1,76 m^{-2}). Il confronto non è risultato significativo (*PC*1: G=0,058, df=1, P>0,1; *PC*2: G=2,305, df=1, P>0,1; *PC*6: G=0,58, df=1, P>0). Di conseguenza, si è utilizzato il metodo CPUE in quanto più veloce ed economico.

È stata stimata tramite CPUE (per uno sforzo di 6 nasse a campionamento, una ogni 10 m^2) una densità media di 0,48±1,07 m^{-2} (n=3279) per *PC*, 0,13±0,02 m^{-2} (n=31) per *AL*, 0,26±0,07 m^{-2} (n=168) per *OL*, 1,49 m^{-2} (n=134) per *CD* (Figura 1.1). Le quattro specie presentano densità significativamente diverse (H=8.24, df=3, P=0,04; *CD*>*PC*>*OL*>*AL*).

Nel caso di *PC*, la densità media delle popolazioni

Sigla	Prov.	Località	Corpo idrico	Long. (N)	Latit. (E)
C1	LT	Laghi di Ninfa	Canale delle Acque Medie	41°34.43'	12°57.40'
C2	RM	Via di Tragliatella	Fosso delle Cadute	42°01'07.6"	12°14'26'4"
C3	RM	Castel Fusano	Canale dei Pescatori	41°43'37.19"	12°18'15.27"
C4	RM	Labaro	Fosso Cremera	42°00'22.31"	12°25'15.34"
C5	RM	Scorano	Rio Martino	42°07'32.30"	12°35'26.77"
C6	RM	Cerveteri	Fosso Vaccina	41°59'02.99"	12°06'04.12"
C7	RM	Lavatoi	Fosso S. Vittorino	41°54'44.6"	12°47'24.0"
C8	RM	Mazzano Romano	Fiume Treja	42°12'42.8"	12°25'04.4"
C9	RM	Monte lungo	Fosso della Torraccia	42°06'04.3"	12°29'07.2"
C10	RM	Bel Poggio	Fosso di Sette Bagni	41°59'24.9"	12°31'07.3"
C11	RM	Monte Maggiore	Fosso Carolano	42°09'07.4"	12°41'28.7"
C12	RM	Sant'Oreste	Fosso dei Quattro Confini	42°14'33.53"	12°32'28.70"
C13	RM	Santuario del Divino Amore	Fosso dell'Acqua Acetosa	41°46'47.0"	12°32'47.2"
C14	VT	Caprarola	Canale presso il Lago di Vico	44°18'44.65"	12°11'55.47"
C15	RI	Cittaducale	Fiume Velino	42°22'15.56"	12°58'25.89"
C16	FR	Pontecorvo	Liri-Garigliano	41°26'25.56"	13°40'10.91"

Tabella 1.1 - Siti di controllo per *Procambarus clarkii*.



campionate in ambiente lotico è di 0,39±0,24 m^{-2} (n=41) e in quello lentico di 0,60±0,83 m^{-2} (n=16); non si è riscontrata alcuna differenza tra i due tipi di ambienti (t=-1,48; df=52; P=0,19).

La *sex ratio*, misurata come numero di maschi sul totale degli individui catturati in percentuale, è risultata essere in media di 50±7 % (n=3279) per *PC*, 40±4 % (n=31) per *AL*, 65±4 % (n=168) per *OL* e 50 % (n=134) per *CD*. Questi valori non differiscono significativamente dal 50% in alcuna specie (*PC*: G=0,008, df=1, P>0,1; *AL*: G=0,012, df=1, P>0,1; *OL*: G=0,014, df=1, P>0,1; *CD*: G=0,017, df=1, P>0,1). Per i dati di ciascuna popolazione si veda la Tabella 1.4. La *sex ratio* è simile nelle quattro specie analizzate (H=4,68, df=3, P=0,20).

Sigla	Prov.	Località	Corpo idrico	Long. (N)	Latit. (E)
AL1	RM	Trevignano Romano	Lago di Bracciano	42°09'17.63"	12°15'30.00"
AL2	VT	Capodimonte	Lago di Bolsena	42°34'35.64"	11°52'30.14"
CD1	LT	Norma	Laghi di Ninfa	41°34'56.26"	12°57'09.05"
OL1	RI	Castel di Tora	Lago del Turano	42°12'51.65"	12°56'56.67"
OL2	RI	Borgo San Pietro	Lago del Salto	42°16'05.36"	13°03'42.63"
PC1	RI	Laghi Lungo e Ripasottile	Canale	42°28'30.96"	12°49'58.66"
PC2	RM	Torre Flavia	Canale	41°57' 31.49"	12° 03' 03.85"
PC3	LT	Madonna del Ponte	Amaseno A	41°30'11.38"	13° 15' 49.32"
PC4	LT	Rocca Secca dei Volsci	Amaseno B	41°28.256'	13° 11.815'
PC5	LT	Bella Farnia	Diversivo Nocchia	41°19.020'	13° 00.251'
PC6	LT	Villa Fogliano	Fosso Strombone	41°24.052'	12° 54.986'
PC7	LT	Villa Fogliano	Laghetto	41°24' 04.99"	12° 54' 44.54"
PC8	LT	Borgo Grappa	Fosso Malconsiglio	41°23'16.98"	12° 55'55.84"
PC9	LT	Borgo Grappa	Canale Malconsiglio	41°23'14.73"	12° 55'56.46"
PC10	LT	Gavotti	Fiume Ufente	41°20.984'	13° 09.778'
PC11	LT	Laghi dei Gricilli	Diversivo Ufente	41°27.553'	13° 07.206'
PC12	LT	Fondi	Canale Acquachiara	41°20.086'	13° 23.416'
PC13	LT	Sabaudia	Diversivo Nocchia	41°19.020'	13° 00.251'
PC14	RM	Ponte Galeria	Fiume Tevere	41°48'21,01"	12°20'35,79"
PC15	RM	Canale della Lingua	Canale della Lingua	41°45'06,26"	12°19'48,61"
PC16	RM	Canale della Lingua	Canale di Scolo	41°44'31,96"	12°20'21,57"
PC17	FR	Sant'Apollinare	Fiume Liri	41°24'39.91"	13°49'45,89"
PC18	RM	Santa Severa	Canale di irrigazione	42°01'00,50"	11°58'52,61"
PC19	RM	Marina di Cerveteri	Fosso Vacina	41°58'17,43"	12°04'43,19"
PC20	RM	Labaro	Fiume Tevere	41°59'20,07"	12°29'48,10"
PC21	RM	Labaro	Laghetti della Diga	41°59'26,39"	12°29'56,50"
PC22	FR	San Giovanni Incarico	Lago S. Giovanni Incarico	41°31'29,03"	13°33'54,51"
PC23	FR	Posta Fibreno	Canali Posta Fibreno	41°41'42,33"	13°41'24,23"
PC24	RM	Ponte Mammolo	Fiume Tevere	41°55'09,37"	12°34'06,79"



PC25	RI	Labro	Lago di Ventina	42°30'31,19"	12°45'15,94"
PC26	RI	Labro	Lago di Piediluco	42°31'06,84"	12°46'23,57
PC27	RM	Osteria Nuova	Fiume Arrone	42°01'34,45"	12°18'09,93"
PC28	RM	Trevignano Romano	Lago di Bracciano	42°08'29,69"	12°16'42,71"
PC29	FR	Porciano	Lago di Canterno	41°45'05,54"	13°15'04,00"
PC30	RM	Castel Gandolfo	Lago di Albano	41°44'08,41"	12°40'07,90"
PC31	RM	La Macchiozza	Cava Tacconi	41°38'46,48"	12°28'42,68"
PC32	RI	Piedicolle	Canale di irrigazione	42°29'56,90"	12°51'20,402
PC33	RI	Vasche	Laghetti di Vasche	42°22'54,68"	13°00'52,73"
PC34	RI	Ponte Crispolti	Lago Lungo	42°28'32,14"	12°50'41,83"
PC35	RI	Ponte Crispolti	Lago Ripasottile	42°28'14,18"	12°49'12,85"
PC36	RI	Ponte Crispolti	Canale di Irrigazione	42°28'26,86"	12°49'44,99"
PC37	RI	Pomonte	Fiume Farfa	42°12'47,40"	12°42'07,91
PC38	RM	Sant'Oreste	Fosso Sant'Oreste	42°14'33,38"	12°32'28,09"
PC39	RM	Roma	Fiume Tevere	41°51'35,71"	12°28'09,65"
PC40	RM	Roma	Fosso Pamphili	41°52'50,47"	12°26'52,87"
PC41	VT	Castel Sant'Elia	Fosso Osentino	42°15'01,79"	12°22'12,40"
PC42	LT	Norma	Fosso della Vaccareccia	41°34'08,92"	12°57'12,93"
PC43	RM	Nazzano	Fiume Farfa	42°12'40,97"	12°37'16,37"
PC44	RM	Infernetto	Canale di Scolo	41°43'34,34"	12°21'35,69"
PC45	RM	Casal Palocco	Canale di irrigazione	41°45'21,33"	12°20'48,76"
PC46	LT	Aprilia	Canale di irrigazione	41°34'04,67"	12°40'11,80"
PC47	RM	Pantano Borghese	Canale di irrigazione	41°52'53,37"	12°43'01,92"
PC48	RM	Osteria dell'Osa	Fosso dell'Osa	41°53'15,01"	12°41'57,95"
PC49	RM	Martellona Seconda	Fosso San Vittorino	41°55'51,03"	12°43'51,94"
PC50	VT	Marta	Fiume Marta	42°31'49,41"	11°55'44.36"
PC51	FR	Sant'Antonio	Lago di Bolsena	42°34'51,36"	11°59'27,81"
PC52	FR	Frosinone	Fiume Cosa	41°37'05,50"	13°19'50,14"

Tabella 1.2 - Siti in cui sono state riscontrate popolazioni di gamberi alloctoni e dove sono state svolte le indagini di campo.

Sigla	N_1	N_2	M	Stima	densità m^{-2}
PC1	203	177	37	970	0.76
PC2	344	401	52	2651	3.27
PC6	62	121	6	1249	1.54

Tabella 1.3 - Stima mediante il metodo di Petersen e densità nei siti campionati mediante CMR_1 è il numero di animali campionati al tempo t_1, N_2 è il numero dei catturati al tempo t_2 e M è il numero dei marcati in t_1 e ricatturati in t_2.



In Tabella 1.4 è riportato il numero di individui mutilati a una o due chele nei corpi idrici analizzati. In media per popolazione, 2 *PC* sono risultati mutilati alla chela destra, 3 alla chela sinistra e 3 ad entrambe le chele (n=3279). Non è risultata alcuna differenza significativa tra individui mutilati alla chela destra e individui mutilati alla chela sinistra (G=5.75, df=1, P<0,01).
In media per popolazione, 1 esemplare di *AL* era mutilato alla chela destra e 2 lo erano alla chela sinistra (n=31), 2 esemplari di *CD* alla chela destra e 1 a entrambe le chele (n=134) e 1 esemplare di *OL* alla chela destra (n=168).

Popolazione	*Sex ratio* (%)	Densità (N m^{-2})	Mutilati chela dx	Mutilati chela sx	Mutilati chele dx e sx
PC1	60	0,79	1	1	4
PC2	40	3,67	1	2	2
PC3	60	0,47	0	0	0
PC4	50	0,46	11	1	6
PC5	50	0,45	20	13	0
PC6	30	1,76	0	0	1
PC7	60	0,66	1	4	2
PC8	50	0,65	0	5	7
PC9	50	0,46	1	1	5
PC10	60	0,49	0	0	1
PC11	50	0,46	1	4	6
PC12	60	0,48	5	2	5
PC13	40	0,47	6	1	0
PC14	50	0,26	2	5	6
PC15	60	0,24	21	13	0
PC16	50	0,34	1	1	5
PC17	50	0,30	0	4	6
PC18	40	0,28	2	4	3
PC19	50	0,25	0	1	2
PC20	50	0,19	5	2	5
PC21	50	0,15	1	4	2
PC22	40	0,3	0	1	2
PC23	40	0,63	0	0	1
PC24	50	0,22	0	2	4
PC25	40	0,23	0	5	7
PC26	50	0,17	5	0	4
PC27	30	0,46	0	4	6
PC28	60	0,31	1	1	4
PC29	50	0.24	5	2	5
PC30	60	0,11	0	2	4
PC31	60	0,31	6	1	0

PC32	50	0,29	5	0	4
PC33	50	0,14	1	2	2
PC34	50	0,39	11	1	6
PC35	50	0,40	0	0	0
PC36	50	0,37	1	3	1
PC37	50	0,50	6	1	0
PC38	60	0,08	1	1	4
PC39	50	0,33	0	0	0
PC40	50	0,20	0	0	1
PC41	60	0,21	11	1	6
PC42	40	0,73	5	0	4
PC43	50	0,29	2	4	3
PC44	40	0,41	0	2	4
PC45	50	0,39	1	4	6
PC46	40	0,28	2	4	3
PC47	40	0,56	6	1	0
PC48	50	0,09	0	0	0
PC49	40	0,53	0	2	4
PC50	60	0,38	6	1	0
PC51	40	0,59	1	4	6
PC52	60	0,57	2	5	6
OL1	50	0,31	1	0	0
OL2	60	0,21	1	0	0
AL1	40	0,11	1	2	0
AL2	40	0,14	0	1	0
CD1	50	1,49	2	1	1

Tabella 1.4 - *Sex-ratio*, stima della densità utilizzando il metodo CPUE e numero di esemplari mutilati.

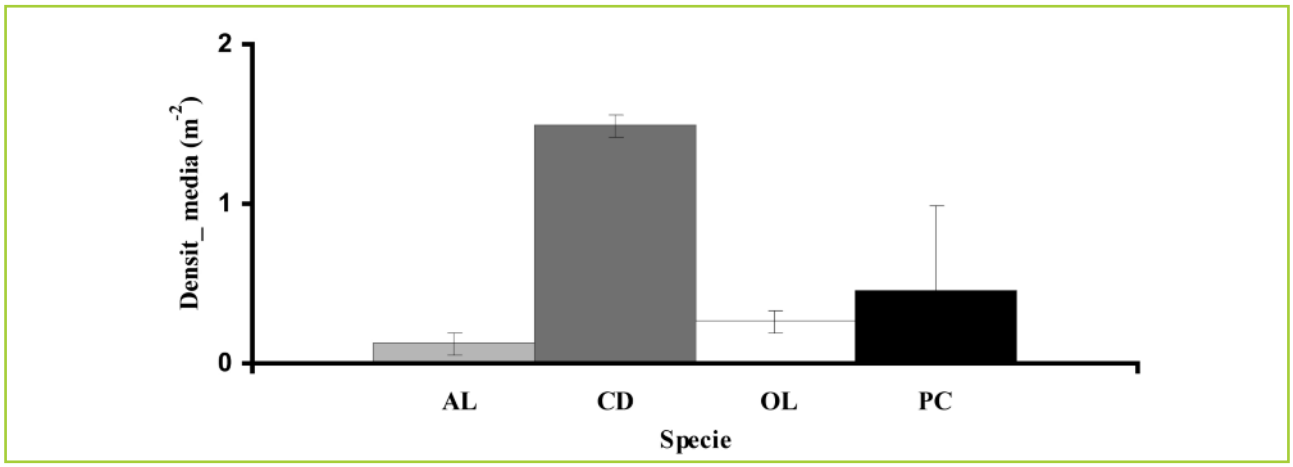


Figura 1.1 - Densità media (m^{-2}) per specie (*AL = Astacus leptodactylus, CD = Cherax destructor, OL = Orconectes limosus* e *PC = Procambarus clarkii*).



La differenza di lunghezza tra chela destra e chela sinistra non è risultata significativa nelle femmine (t=0,27, df=299, P>0,05) o nei maschi (t=0,087, df=451, P>0,05), come non è risultata significativa la differenza di larghezza (femmine: t=0,95, df=299, P>0,05; maschi: t=-0,43, df=451, P>0,05). I maschi hanno la chela più lunga (t=-3,61, df=131, P<0,01) e più larga (t=-2,65, df=136, P<0,01) di quella delle femmine.

In *PC*, i maschi presentano una lunghezza media del cefalotorace di 39,76±7,36 mm (n=364) e le femmine di 36,94±8,61 mm (n=229), che è significativamente diversa (t=-4,24, df=591, P=0,000). Gli stessi risultati si sono ottenuti per *CD* (t=-17,64, df=131, P=0,000), dove i maschi presentano lunghezze medie di 52,78±10,9 mm (n=66) e le femmine di 23,28±8,2 mm (n=67). Nessuna differenza significativa è emersa in *OL* (t=-1,8, df=79, p=0,075), dove i maschi misurano in media 23,78±8,40 mm (n=42) e le femmine 20,66±7,016 mm (n=39), o in *AL* (t=-0,87, df=28, P=0,39), dove i maschi misurano 23,69±7,26 mm (n=13) e le femmine 21,64±5,63 mm (n=17). I due sessi sono significativamente diversi per la distribuzione delle classi di taglia: i maschi sono più grandi in *PC* (G=39,263, df=6, P<0,001), *OL* (G=22,703, df=4, P<0,001) e *CD* (G=134,219, df=5, P<0,001). Invece, la differenza non è significativa in *AL* (G=3,792, df=2, P>0,1) (Figure 1.2-1.5). Maschi (F=98,36; df=3; P<0,001) e femmine (F=32,49; df=3; P<0,001) mostrano una diversa distribuzione di frequenza tra specie per la lunghezza del cefalotorace; i maschi di *CD* (*CD*>*PC*>*OL*=*AL*) e le femmine di *PC* (*PC*>*CD*=*AL*=*OL*) raggiungono taglie maggiori rispetto allo stesso sesso delle altre specie.

Le distribuzioni delle classi di taglia differiscono significativamente rispetto alla distribuzione uniforme in entrambi i sessi in *PC* (maschi: G=1249,046, df=6, P<0,001; femmine: G=1286,585, df=6, P<0,001), *OL* (maschi: G=44,902, df=4, P<0,001; femmine: G=92,441, df=4, P<0,001) e *CD* (maschi: G=46,646, df=5, P<0,001; femmine: G=96,118, df=5, P<0,001). In *AL*, le distribuzioni delle classi di taglia non differiscono significativamente dalla distribuzione uniforme nei maschi (G=8,477, df=2, P<0,02). Per le femmine, non è stato possibile effettuare il test a causa del basso numero di animali campionati.

Per quanto riguarda l'accrescimento relativo in *P. clarkii*, i parametri delle relazioni morfometriche nelle femmine e nei maschi sono mostrati nelle Tabelle 1.5 e 1.6. Le analisi sono state effettuate sulle dimensioni della chela destra, poiché non era stata riscontrata alcuna differenza significativa tra chela destra e sinistra. Nelle femmine e nei maschi, la relazione tra la lunghezza del carapace e la lunghezza, la larghezza e lo spessore della chela è risultata, in entrambi i sessi, di tipo allometrico positivo. Nelle femmine, l'allometria ha mostrato differenze significative rispetto alla condizione di isometria nel caso del confronto con la lunghezza (t=6,090, df=217, P=0,000) e con lo spessore della chela (t=-2,218, df=217, P=0,028), mentre nei maschi nel caso del confronto con la lunghezza della chela (t=3,10, df=295, P=0,002) (Tabelle 1.5 e 1.6).

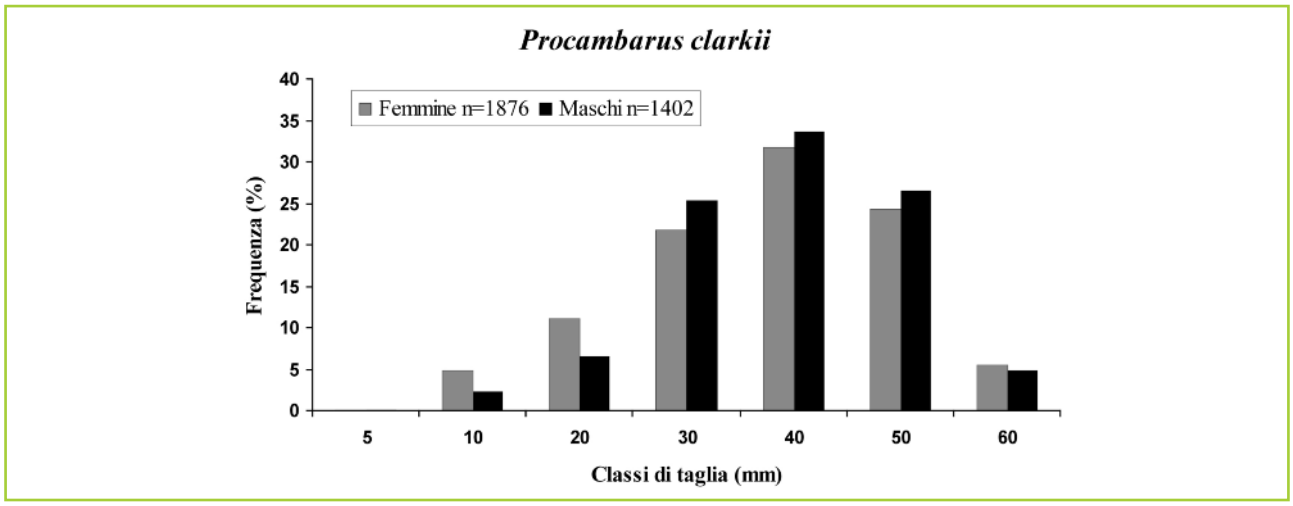


Figura 1.2 - Distribuzione di frequenza delle classi di taglia in *Procambarus clarkii*.

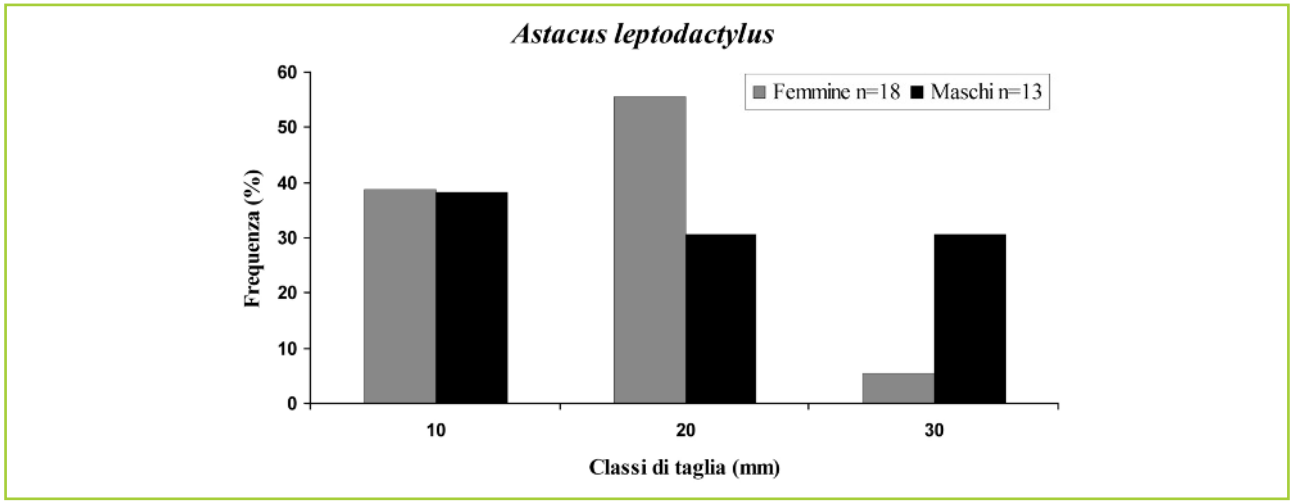


Figura 1.3 - Distribuzione di frequenza delle classi di taglia in *Astacus leptodactylus*.

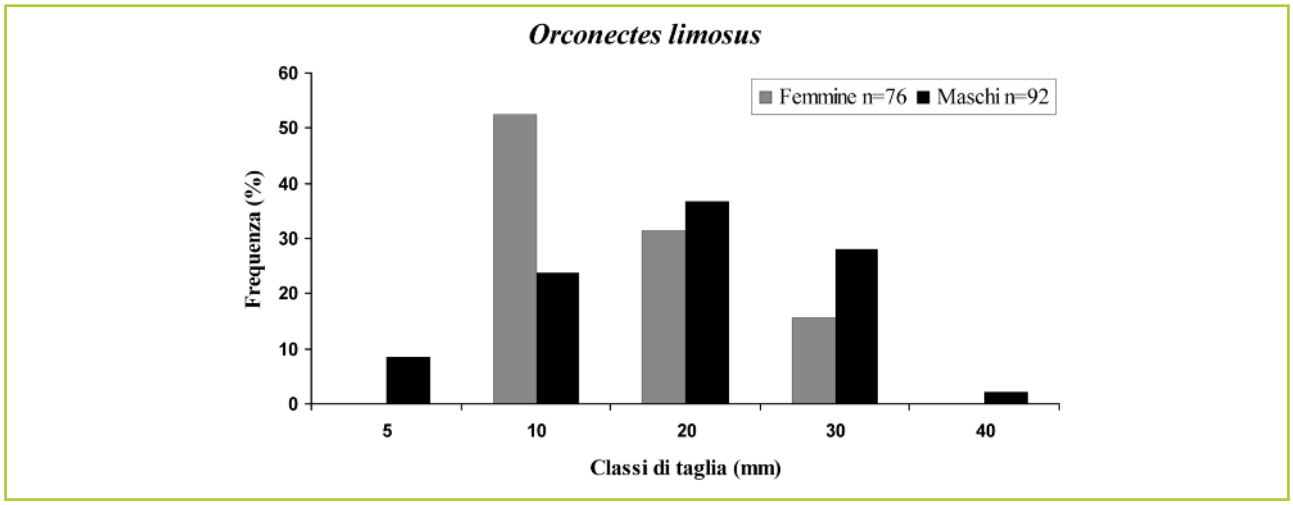


Figura 1.4 - Distribuzione di frequenza delle classi di taglia in *Orconectes limosus*.

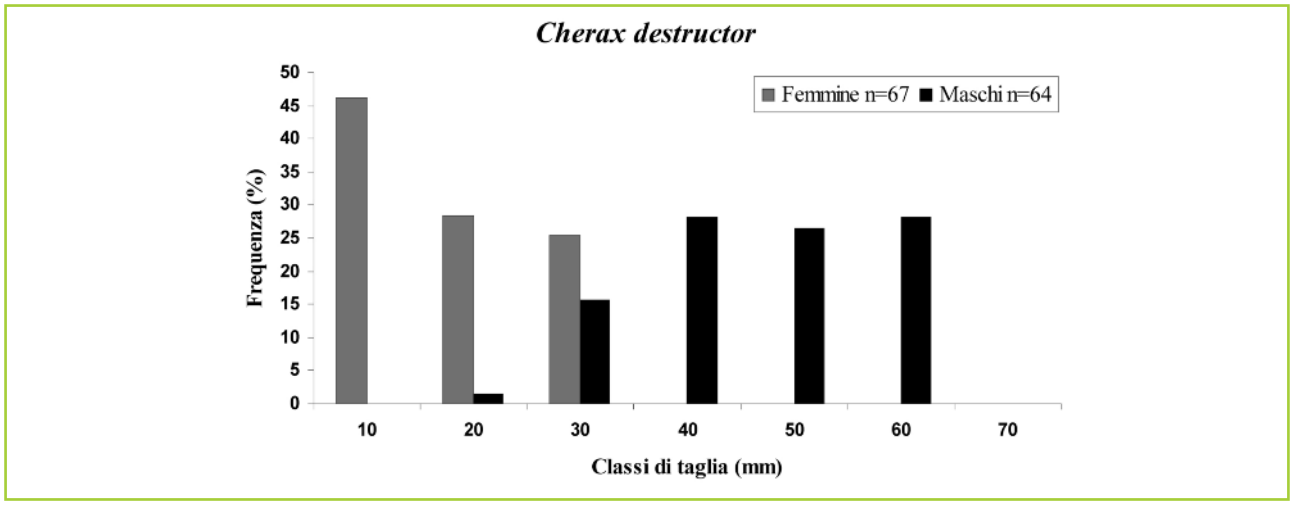


Figura 1.5 - Distribuzione di frequenza delle classi di taglia in *Cherax destructor*.



MASCHI - log (lunghezza del cefalotorace) *vs* log chela:						
	b	a	t	df	P	Allometria/ Isometria
Lunghezza	1,72	-2,1	3,1	295	0,002	+
Larghezza	1,8	-4,48	-0,03	295	ns	+
Spessore	1,81	-4,96	1,04	295	ns	+

Tabella 1.5 - Analisi morfometrica nei maschi di *Procambarus clarkii.*

FEMMINE - log (lunghezza del cefalotorace) *vs* log chela:						
	b	a	t	df	P	Allometria/ Isometria
Lunghezza	1,47	-2,29	6,09	217	0,000	+
Larghezza	1,64	-4,01	0,67	217	ns	+
Spessore	1,63	-4,49	-2,22	217	0,028	+

Tabella 1.6 - Analisi morfometrica nelle femmine di *Procambarus clarkii.*

DISCUSSIONE

Le specie alloctone di gamberi sono particolarmente diffuse nel Lazio, con quattro specie presenti: *A. leptodactylus*, *C. destructor*, *O. limosus* e *P. clarkii*. Questa situazione risulta particolarmente critica se confrontata con il resto del territorio italiano, dove *C. destructor* è assente e *A. leptodactylus* è scarsamente diffuso. In Figura 1.6 è rappresentato l'andamento temporale del fenomeno invasivo dal 1996 al 2008. Come descritto da Chiesa *et al.* (2006a), nel 1996 tre specie erano state segnalate solo in Provincia di Rieti: *P. clarkii* e *A. leptodactylus* nella Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile e *O. limosus* nel Lago del Salto (Quattrocchi *et al.* 1996). Nel 2002, *P. clarkii* era presente in altre 10 stazioni nelle province di Rieti, Roma, Viterbo e Latina, mentre le altre due specie risultano presenti ancora solo nella provincia di Rieti. Nel 2005, le specie alloctone si erano diffuse in tutte le province, esclusa Frosinone, con un totale di 26 siti invasi: *P. clarkii* in 23 siti nelle province di Viterbo, Rieti, Roma e Latina; *O. limosus* in 2 siti nella Provincia di Rieti e *A. leptodactylus* in 5 siti nelle province di Roma, Rieti e Viterbo. Nel 2008, la situazione di *O. limosus* e *A. leptodactylus* è rimasta invariata ma sono aumentate le popolazioni di *P. clarkii* (segnalato anche nella provincia di Frosinone) ed è stata segnalata la presenza di *C. destructor.*

In questo lavoro, sono state campionate due popolazioni di *O. limosus* e due di *A. leptodactylus* nelle province di Rieti e di Roma con densità significativamente minori rispetto a *P. clarkii*. Nel Lago del Salto, le due specie sono sintopiche, mentre *A. leptodactylus* è sintopico con *P. clarkii* nei laghi di Bracciano e di Bolsena. Invece, *P. clarkii* è presente con popolazioni abbondanti in ogni provincia con un totale di 52 popolazioni da noi campionate e altre segnalate in Regione. La densità raggiunge valori medi di 0,34 m^{-2} e valori massimi a Torre Flavia di 3,67 m^{-2}, valori che corrispondono a quelli riscontrati in altre aree soggette all'invasione massiva di *P. clarkii* come il Consorzio di Bonifica Parmigiana Moglia-Secchia in Emilia Romagna (0,02-3,3 m^{-2}). *Procambarus clarkii* è la specie che presenta densità significativamente più elevate, anche se tale differenza può essere dovuta al diverso habitat occupato (acque soprattutto lotiche per *P. clarkii* e acque lentiche per le altre specie).

Le specie invasive di decapodi raggiungono spesso densità medie maggiori rispetto a quelle registrate per i gamberi indigeni (Guan e Wiles 1997). *Orconectes*



limosus, per esempio, presenta densità di 0,4-77 m^{-2} in un bacino in Polonia, mentre sono state registrate densità di *O. rusticus* di 0,18-21 m^{-2} nel Nord America e densità di *P. leniusculus* di 3,7-21,7 m^{-2} in Inghilterra (Nyström 1999). Al contrario, le densità delle specie di gambero indigeno presentano valori massimi di 14,3 m^{-2} per *A. astacus* (Svezia) e 3 m^{-2} per *A. pallipes* (Francia).

Per la prima volta nel Lazio è stata riscontrata la presenza del gambero australiano *C. destructor*, rinvenuto all'interno dell'Oasi di Ninfa in provincia di Latina. Ad oggi, *C. destructor* è confinato a vasche chiuse presenti nell'area: il monitoraggio effettuato nei canali adiacenti all'Oasi e nel Canale Acque Medie (emissario del lago di Ninfa) non ha rilevato ancora la presenza della specie.

Non sono state riscontrate femmine ovigere durante il campionamento: tale risultato è probabilmente da attribuire al fatto che, durante il periodo di incubazione delle uova e di cura dei piccoli, le femmine rimangono nascoste nelle tane, arrivando addirittura a interrompere l'alimentazione (Gherardi e Aquiloni 2010).

Le popolazioni analizzate hanno mostrato, indipendentemente della specie, una *sex ratio* bilanciata. Per quanto riguarda *P. clarkii* questo risultato è in accordo con le osservazioni di Penn (1943) che aveva registrato un rapporto tra i sessi prossimo a 1, ma contrasta con i risultati di Anastacio e Marquez (1995) e di Fidalgo *et al.* (2001), i quali hanno evidenziato un numero di femmine superiore a quello dei maschi. Queste differenze possono essere comunque imputate a un diverso periodo del campionamento rispetto al ciclo vitale della specie.

I due sessi differiscono nella lunghezza del cefalo-

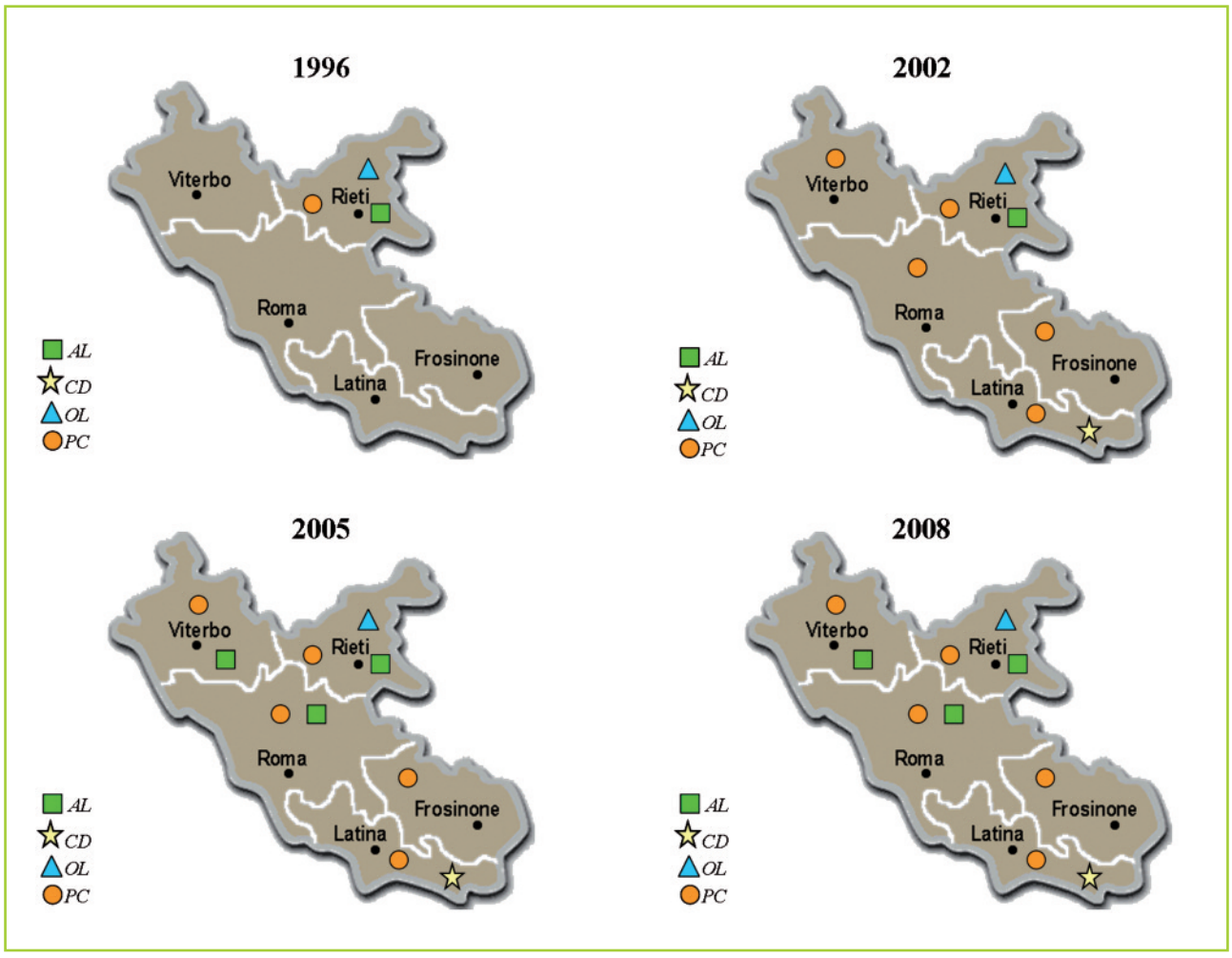


Figura 1.6 - Variazione temporale della distribuzione delle specie alloctone di gambero per provincia nel Lazio.



torace in *P. clarkii* e in *C. destructor*, con maschi di taglia significativamente maggiore rispetto alle femmine, mentre non differiscono per *A. leptodactylus* e di *O. limosus*. È qui da notare che in *C. destructor* non risulta immediata la discriminazione dei sessi, che spesso richiede l'ausilio del microscopio ottico. I maschi di *C. destructor* e le femmine di *P. clarkii* raggiungono dimensioni significativamente maggiori rispetto alle altre specie. La distribuzione di taglia dei maschi e delle femmine di *A. leptodactylus* e *O. limosus* sono invece simili.

In tutte le specie, il numero di individui mutilati è risultato basso, indipendentemente dalla chela destra e sinistra. Questo risultato farebbe pensare che la competizione agonistica e la predazione sono limitate, visto che la frequenza di mutilazioni indica l'intensità della competizione intraspecifica e della pressione predatoria (si ricorda che i gamberi sono in grado di autotomizzare la chela per sfuggire dai predatori). In *P. clarkii*, i maschi hanno la chela più lunga e più larga di quella delle femmine e in entrambi i sessi la relazione tra la lunghezza del carapace e la lunghezza, la larghezza e lo spessore della chela è risultata di tipo allometrico positivo. Questo conferma che la chela costituisce un caso di dimorfismo sessuale, forse evoluta per effetto della selezione sessuale (Gherardi e Aquiloni 2010). In *P. clarkii*, la crescita della chela è isometrica nei giovani e nelle femmine, mentre nei maschi diventa allometrica a partire dalla muta puberale, quando si osserva un significativo incremento di crescita delle chele (Gherardi *et al.* 1999). In questa specie, i maschi sono particolarmente aggressivi (Gherardi *et al.* 1998): le chele robuste si sono forse evolute nel sesso maschile per assicurare l'acquisizione di una femmina per l'accoppiamento come risultato della selezione intrasessuale e/o come carattere selezionato dalle femmine come indicatore di buona qualità come risultato della selezione inter-sessuale (Gherardi e Aquiloni 2010). Le femmine, invece, manifestano un'allometria positiva per la larghezza dell'addome, con un forte incremento alla muta puberale, accrescimento necessario per accogliere le uova (Gherardi *et al* 1999).

BIBLIOGRAFIA

- Alderman D.J., Polglase J.L. (1988) Pathogens, parasites and commensal. Pp 167–212 in Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation (eds D.M. Holdich., R.S. Lowery). Croom Helm, London, UK.
- Anastacio P.M., Marques J.C. (1997) Crayfish, *Procambarus clarkii*, effects on initial stages of rice growth in the lower Mondego River Valley (Portugal). Freshwater Crayfish 11: 608–617.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G. (2006a) Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture 380–381: 883–902.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G. (2006b) Il gambero americano, *Orconectes limosus* (*Decapoda: Cambaridae*) nel Lago del Salto (Rieti, Lazio). Biologia Ambientale 20: 337–340.
- Chiesa S., Celauro D., Scalici M., Monaco A., Scalisi M., Gibertini G. (2008) Il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* nella Riserva Naturale Regionale "Lago di Posta Fibreno": problematiche di gestione e priorità di azione per il futuro. Atti della prima giornata di studio "Tutela e conservazione dell'ecosistema acquatico Lago di Posta Fibreno area SIC/ZPS IT6050015", Università degli Studi "La Sapienza", Orto Botanico, 100–118.
- Dörr A.J.M., La Porta G., Pedicillo G., Lorenzoni M. (2006) Biology of *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Lake Trasimeno. Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture 380–381: 1155–1168.
- Fidalgo M.L., Carvalho A.P., Santos P. (2001) Population dynamics of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) from the Aveiro region, Portugal (*Decapoda, Cambaridae*). Crustaceana 74: 369–375.
- Galluppi R., Mazzoni D., Quaglio F., Tampieri M.P. (1996) Episodio di mortalità in gamberi turchi (*Astacus leptodactylus*) di importazione. Atti del Convegno Nazionale "Il contributo dei progetti di ricerca allo sviluppo dell'acquacoltura nazionale", pp. 47–53.
- Gherardi F., Aquiloni L. (2010) Reproductive behavior and sexual selection in crayfish. Crustacean Monographs Series.



- Gherardi F., Baldaccini G.N., Barbaresi S., Ercolini P., De Luise G., Mazzoni D., Mori M. (1999). The situation in Italy. Pp 107–128 in Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? (eds. F. Gherardi, D.M. Holdich). A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A., Salvi G. (1998) Distribuzione, diffusione ed impatto sugli ecosistemi dulcacquicoli toscani del gambero alloctono *Procamabrus clarkii*. Rapporto Tecnico della Regione Toscana, 32 pp.
- Gherardi F., Barbaresi S., Raddi A. (1999) The agonistic behaviour in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: functions of the chelae. Freshwater Crayfish 12: 233-243.
- Gibertini G., Quattrocchi L., Bonifazi A., Meloni M. (1998) Gamberi autoctoni ed alloctoni nella Riserva dei Laghi Lungo e Ripasottile e nella Provincia di Rieti. Consorzio Riserva Naturale Laghi Lungo e Ripasottile. Rapporto tecnico, 22 pp.
- Guan R.Z., Wiles P.R. (1997) Growth and reproduction of the introduced crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. Conservation Biology 11: 614–647.
- Hartnoll R.G. (1982) Growth. Pp11–196 in The Biology of *Crustacea*. 2. Embriology, morphology and genetics (ed. L.G.Abele). Academic Press, New York, USA.
- Holdich D.M. (2002) Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture 367: 785–792.
- Mancini A. (1986) Astacicoltura. Allevamento e pesca dei Gamberi d'acqua dolce. Edagricole, Bologna.
- Nyström P. (1999) Ecological impact of introduced and native crayfish of freshwater communities. Pp 63–86 in Crayfish in Europe as Alien Species (eds. F. Gherardi, D.M. Holdich). A.A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- Penn G.H. JR. (1943) A study of the life history of the Louisiana red-crawfish, *Cambarus clarkii*, Girard. Ecology 24: 1–18.
- Quattrocchi L., Gibertini G., Mancini A., Bonifazi A. (1996) *Orconectes limosus* (*Crustacea: Decapoda: Cambaridae*), un gambero esotico d'acqua dolce, nelle acque del Centro Italia. Atti del 57° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana. S. Benedetto del Tronto, 24–26 Settembre 1996.
- Scalici M., Gibertini G. (2002) I gamberi alloctoni nel Lazio (Italia). Pp 109–115 in Atti del Convegno Nazionale "La gestione delle specie alloctone in Italia. Il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana". Firenze, 24-25 Ottobre 2002.
- Scossiroli R.E., Palenzona D.L. (1978) Manuale di Biometria. Zanichelli, Bologna.
- Siegel S., Castellan N.J. Jr (1988). Nonparametric statistics for the behavioural sciences. McGraw-Hill, New York, NY, USA
- Sokal R.R., Rohlf J.F. (1981) Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 2nd ed., W. H. Freeman and Company, San Francisco, CA, USA.
- Skurdal J., Taugbøl T. (2002) *Astacus*. Pp. 467–510 in Biology of freshwater crayfish (ed. D.M. Holdich). Blackwell Science Ldt., Oxford, UK.
- Zar J.H. (1984) Biostatistical Analysis. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, USA.



CAPITOLO 2:
ANALISI DELLA STRUTTURA DELLE POPOLAZIONI E PARAMETRI DI CRESCITA

INTRODUZIONE

I gamberi alloctoni in virtù della loro biologia e della loro ecologia sono stati in grado di colonizzare con successo la maggior parte dei corpi idrici europei. Le caratteristiche biologiche di queste specie contribuiscono al raggiungimento di alte densità e di taglie maggiori rispetto alle popolazioni di gamberi indigeni (Gherardi 2007). Rispetto agli indigeni, i gamberi alloctoni sono caratterizzati da maggiore fecondità e velocità di accrescimento e da una migliore tolleranza fisiologica ai cambiamenti ambientali (Stucki 2000; Southy-Grosset 2006). In particolare, *Orconectes limosus* e *Procambarus clarkii* presentano numerose caratteristiche proprie delle specie r-selezionate. Entrambe manifestano una precoce maturità sessuale e un rapido accrescimento, producono numerose uova di piccole dimensioni (i.e. con scarso deutoplasma) e hanno un'aspettativa di vita relativamente breve. Al contrario, i gamberi indigeni mostrano in genere caratteristiche tipiche delle specie K-selezionate: la maturità sessuale è ritardata, l'accrescimento è più lento, le uova presentano maggiori dimensioni ma sono in numero minore e l'aspettativa di vita è più lunga. *Pacifastacus leniusculus* mostra, invece, caratteristiche biologiche intermedie: si accresce velocemente e manifesta elevata fecondità, ma raggiunge una taglia relativamente grande e in media ha un'aspettativa di vita più lunga. L'accrescimento anche in *Astacus leptodacylus* è rapido, ma l'aspettativa di vita è relativamente lunga e le femmine producono numerose uova di grandi dimensioni (Neveau 2006).

Come evidente, la conoscenza della struttura e della dinamica di popolazione delle specie alloctone, oltre a quella di altre loro caratteristiche biologiche, risulta di fondamentale importanza al fine di sviluppare corrette azioni di contenimento.

MATERIALI E METODI

Analisi dell'accrescimento

È stato calcolato il tasso di accrescimento di *P. clarkii* (*PC*) e di *O. limosus* (*OL*) utilizzando i dati di lunghezza del cefalotorace delle popolazioni catturate rispettivamente in *PC*6 e in *OL*2 (Tabella 1.2). Per quanto riguarda *A. leptodactylus* (*AL*), non è stato possibile effettuare un'analisi dell'accrescimento, dato l'esiguo numero di individui catturati. La struttura di popolazione è stata analizzata con il metodo di Battacharya e sono stati poi calcolati i parametri di crescita secondo il modello matematico di Von Bertalanffy (1934) (Chiesa *et al.* 2006; Brusconi *et al.* 2008).

Le misure di CTL (lunghezza del cefalotorace misurato dalla punta del rostro fino all'estremità posteriore del torace) hanno generato istogrammi di distribuzioni polimodali di frequenze, analizzate con il software FAO-ICLARM *Stock Assessment Tools* (FiSAT) (Gayanilo *et al.* 1996). Questo programma permette di scomporre le distribuzioni di frequenze di lunghezza per mezzo del metodo di Bhattacharya (1967), metodo che viene normalmente usato per stimare il tasso di accrescimento dei pesci; è stato comunque utilizzato con successo per molti altri taxa come rettili (Salvidio e Delaguerre 2003), molluschi (Ardizzone *et al.* 1996), crostacei marini (Leonardi e Ardizzone 1994; Merella *et al.* 1998) e altri gamberi d'acqua dolce (Hogger 1984; Zeknini e Chaisemartin 1991; Brusconi *et al.* 2008). Per ogni "campana" gaussiana (che corrisponde a una coorte), separata dalle altre del campione, FiSAT fornisce il valore medio di lunghezza, la deviazione standard e il numero teorico di individui per gruppo. Inoltre, è stato calcolato, per ogni coppia di gaussiane adiacenti, l'indice di separazione SI, che denota quando due gaussiane adiacenti possono essere separate; quando SI è < 2 la separazione tra



le campane è inattendibile (Sparre e Venema 1996). Per ogni campana, è stata effettuata un'analisi di regressione lineare e per l'intero campione è stato calcolato il valore del c^2. A questo punto, disponendo della lunghezza media che corrisponde ad una certa età, è possibile determinare i parametri di crescita secondo il modello matematico di Von Bertalanffy (1934). L'equazione di Von Bertalanffy esprime la lunghezza, L, in funzione dell'età, t: $L(t) = L\infty [1- \exp (- K (t – t_0))]$

Il modello matematico esprime differenti parametri di crescita: L rappresenta la lunghezza in funzione dell'età t; L∞ rappresenta la lunghezza media degli esemplari più grandi chiamata "lunghezza asintotica" e K è il parametro di curvatura che determina la rapidità con la quale l'animale si avvicina alla lunghezza asintotica. Questo valore varia da specie a specie; per esempio, le specie caratterizzate da una vita breve raggiungono la loro lunghezza asintotica in 1-2 anni e presentano un valore di K elevato; altre, invece, hanno una curva di crescita piatta, con un valore basso di K, e raggiungono una lunghezza vicina a L∞ solo dopo molti anni. Il terzo parametro, t_0, chiamato "parametro della condizione iniziale", individua il punto iniziale, cioè il tempo nel quale l'animale ha una lunghezza pari a zero, parametro questo apparentemente privo di valore biologico ma che comunque permette, da un punto di vista pragmatico, di determinare la curva di accrescimento (Sparre e Venema 1996).

Tutti i parametri di Von Bertalanffy sono stati calcolati con il software STATISTICA Statsoft. L∞ è stato calcolato applicando la formula: $L\infty = Lmax / 0,95$ dove Lmax è la lunghezza massima secondo Spedicato e Cannas (2000).

RISULTATI

Sono stati analizzati 153 esemplari di *PC* (92 maschi e 61 femmine) catturati nel Fosso Strombone nel Parco Nazionale del Circeo (*PC*6, Provincia di Latina) e 63 esemplari di *OL* (33 maschi e 30 femmine), provenienti da Lago del Salto (*OL*2, Provincia di Rieti). Di questi animali sono state misurate la lunghezza totale e la lunghezza del cefalotorace. Il valore medio di CTL è 33,6 mm (±11,6) per le femmine e 36,2 mm (±11,1) per i maschi di *PC* e 28,1 mm (±9,7) per le femmine e 23,9 mm (±8,7) per i maschi di *OL*.

Dato il basso numero di esemplari di *OL*, per l'analisi, abbiamo unito i dati dei due sessi (Anastácio e Marques 1995; Fidalgo *et al.* 2001). Con il metodo di Bhattacharya sono state individuate sia per le femmine sia per i maschi 3 classi di età per *PC* da 0+ a 2+ e 4 classi di età per *OL* da 0+ a 3+ (Tabella 2.1). La distribuzione in classi di età ottenuta con il metodo di Bhattacharya è statisticamente significativa per entrambe le specie (*PC* femmine: c2 = 19,6, df = 15, P < 0,05; *PC* maschi: c2 = 18,5, df = 15, P < 0,05 *OL*: c2 = 16, df = 5, P < 0,05). La Tabella 2.1 mostra il numero di esemplari per ogni classe, la loro rispettiva lunghezza media, la deviazione standard e il valore di S.I. Attraverso l'equazione di Von Bertalanffy, i parametri di crescita, calcolati applicando il valore medio delle singole classi di età, sono risultati essere per *PC* L∞=63,4, K=0,78 e t_0=-0,03 (nel caso delle femmine) e L∞=62,1, K=0,82 e t_0=-0,1 (nel caso dei maschi) e L∞=54,7, K=0,67 e t_0=0,27 per *OL* (Figure 2.1, 2.2 e 2.3). Nei casi di *AL* e *CD*, non è stato possibile effettuare l'analisi, dato l'esiguo numero di individui.

	Classe	N	M	DS	SI
PC f	0+	30	24,62	3,32	-
	1+	52,1	45,2	4,3	4,8
	2+	12,38	57,3	2,54	4,07
PC m	0+	25	23,81	3,94	-
	1+	39,86	42,83	4,29	3,89
	2+	23	53,61	1,69	5,36
OL	0+	29	21,97	5,1	-
	1+	12,68	40,01	1,72	5,13
	2+	2,23	46,1	1,62	3,29
	3+	3,1	49,5	1,2	2.98

Tabella 2.1 - Classe di età di *Procambarus clarkii*, *PC*, e *Orconectes limosus*, *OL* (f = femmine; m = maschi; M = lunghezza media; DS = deviazione standard; SI = indice di separazione).

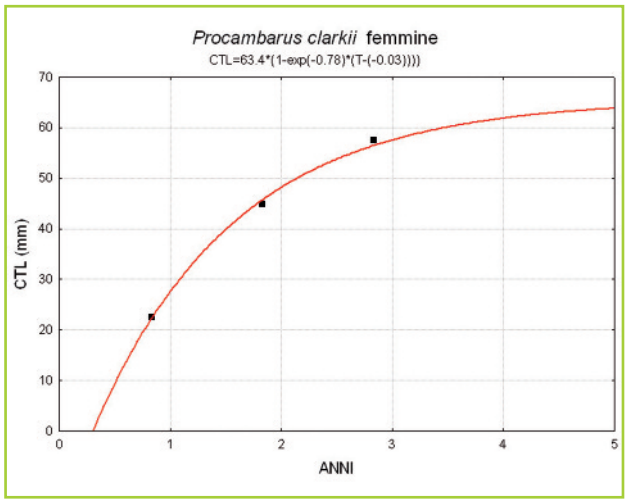


Figura 2.1 - Curva di accrescimento per le femmine di *Procambarus clarkii*. L∞=63,4, K=0,78, t_0=-0,03.

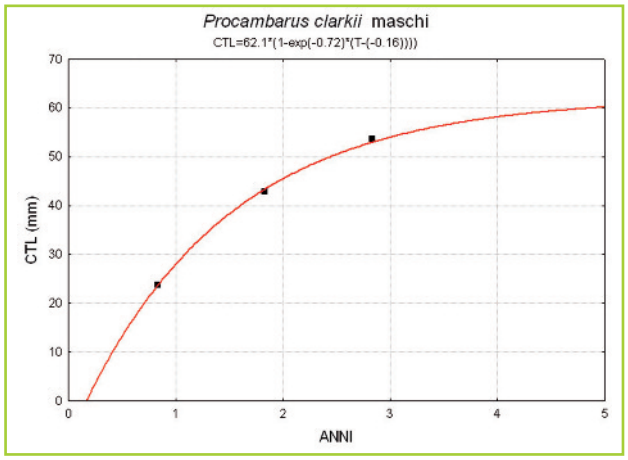


Figura 2.2 - Curva di accrescimento per i maschi di *Procambarus clarkii*. L∞=62,1; K=0,72; t_0=-0,1.

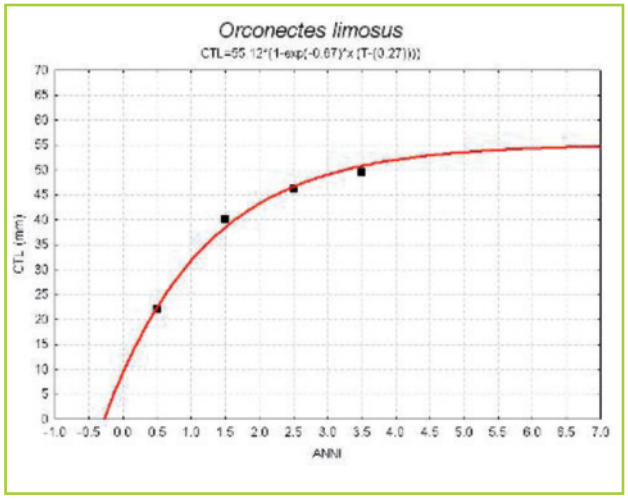


Figura 2.3 - Curva di accrescimento di *Orconectes limosus* (maschi e femmine). L∞=55,1; K=0,67; t_0=-0,27.

DISCUSSIONE

Sono state individuate con FiSAT 3 classi di età in *P. clarkii*, sia per i maschi sia per le femmine, in accordo con i risultati di precedenti studi (Lozano-Guerra e Escamilla-Niño 1995; Chiesa *et al.* 2006), che avevano individuato all'interno di altre popolazioni tre classi di giovani, subadulti e adulti. Questo risultato appare essere in accordo con quanto osservato da Frutiger *et al.* (1999), secondo i quali la maggior parte degli individui sopravvive al terzo anno (3 classi di età); solo gli individui di maggiori dimensioni vivono fino a 5 anni. Invece, Scalici e Gherardi (2007) avevano identificato 5 classi di età in una popolazione toscana; i giovani erano più numerosi a indicare il rapido accrescimento della specie. Secondo Huner (2002), l'aspettativa di vita per le popolazioni nord-americane allevate è di 4 anni in media (4 classi di età), mentre quella in natura non supera i 12-18 mesi.

Il parametro L_{inf} corrisponde al valore calcolato da Fidalgo *et al.* (2001) (L_{inf} = 62,01 mm), mentre i valori di K e t_0 sono risultati differenti ma comunque simili a quelli osservati da Anastácio e Marques (1995) (k = 0,7) e da Chiesa *et al.* (2006) (k=0,79). Al contrario, il valore di K di 0,23 calcolato da Fidalgo *et al.* (2001) sembra risultare troppo basso per una specie *r*-selezionata come *P. clarkii*, mentre il K di 1 ottenuto da Dörr *et al.* (2006) nel Lago Trasimeno risulta particolarmente elevato, in parte comunque giustificato dalle diverse condizioni ecologiche dell'area di studio.

Orconectes limosus presenta una serie di caratteristiche tipiche delle specie invasive, quali l'alta fecondità e la resistenza agli inquinanti e alla peste del gambero. Un'altra caratteristica è il rapido accrescimento, come evidente dagli alti valori dei parametri di crescita di Von Bertalanffy se confrontati con quelli calcolati per la specie indigena *A. pallipes* (K= 0,34 per i maschi e K= 0,37 per le femmine), anche se comunque minori rispetto a quelli di *P. clarkii*. Abbiamo evidenziato 4 classi di età (vedi anche Chiesa *et al.* 2006), mentre in altre popolazioni si erano descritte fino a 6 classi (Schultz e Smietana 2001). La durata media di vita è di 2 anni (Hamr 2002) e la massima di 4 anni (Andrews 1907; Kossakowski e Orzechowski 1975; Smith 1981; Momot 1988).



BIBLIOGRAFIA

- Anastácio P.M., Marques J.C. (1995) Population biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. Journal of Crustacean Biology 15: 156–168.
- Andrews E.A. (1907). The young of the crayfish *Astacus* and *Cambarus*. Smithsonian Contributions to Knowledge 35: 5–79.
- Ardizzone G.D., Belluscio A., Gravina M.F., Somaschini A. (1996) Colonization and disappearance of *Mytilus galloprovincialis* Lam. on an artificial habitat in the Mediterranean Sea. Estuarine, Coastal, and Shelf Science 43: 665–676.
- Bhattacharya C.G. (1967) A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. Biometrics 23: 115–135.
- Brusconi S., Renai B., Scalici M., Souty-Grosset C., Gherardi F. (2008) Stock assessment in the threatened crayfish *Austropotamobius italicus* in Tuscany (Italy): implications for its conservation. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18: 1227–1239.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G. (2006) Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). Bulletin française de la Pêche et de la Piscicolture 380–381: 883–902.
- Dörr A.J.M., Pedicillo G., Lorenzoni M. (2001) Prima segnalazione in Umbria di *Procambarus clarkii (*Girard), *Orconectes limosus* (Rafinesque) e *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, (*Crustacea Decapoda*). Rivista di Idrobiologia 40: 221–233.
- Fidalgo M.R., Carvalho A.P., Santos P. (2001) Population dynamics of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) from the Aveiro Region, Portugal (*Decapoda, Cambaridae*). Crustaceana 74: 369–375.
- Frutiger A., Borner S., Büsser T., Eggen R., Müller R., Müller S., Wasmer H.R. (1999) How to control unwanted populations of *Procambarus clarkii* in Central Europe? Freshwater Crayfish 12: 714–726.
- Gayanilo Jr F.C., Sparre P., Pauly D. (1996) The FAO ICLARM stock assessment tools (FiSAT) user's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries), Rome, FAO 8: 1–126.
- Gherardi F. (2007) Understanding the impact of invasive crayfish. Pp. 507–542 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (F.Gherardi, Ed.). Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Hogger J.B. (1984) A report on some of the first introductions of *Pacifastacus leniusculus* into the UK. Freshwater Crayfish 6:134–145.
- Huner J. V. (2002) *Procambarus*. Pp 541–584 in Biology of freshwater crayfish (D. M. Holdich Ed.). Blackwell, Oxford, UK.
- Kossakowski J., Orzechowski B. (1975) The crayfish *Orconectes limosus* in Poland. Freshwater Crayfish 2: 31–47.
- Leonardi E., Ardizzone G.A. (1994) Biology of *Aristaeomorpha foliacea* along the Latium Coast (Central Tyrrhenian Sea). Pp 33-34 in Proceedings of the International Workshop "Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*" (M.L. Bianchini, S. Ragonese, Eds). N.T.R.-I.T.P.P. Special Publication.
- Lozano-Guerra J., Escamilla-Niño A. (1995) Ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard) in the Central Meseta of Spain. Freshwater Crayfish 8: 179–200.
- Merella P., Alemany F., Carbonell A., Quetglas A. (1998) Fishery and biology of Norway lobster *Nephrops norvegicus (Decapoda: Nephrophidae*) in Mallorca (western Mediterranean). Journal of Natural History 32: 1631–1640.
- Momot W.T. (1988). *Orconectes* in North America and elsewhere. Pp 262-282 in Freshwater crayfish: Biology, Management and Explotation. (D.M. Holdich; R.S. Lowery Eds). Croom Helm, London, UK.
- Neveau A. (2006) Les ecrevisses étrangèreses sont elles invasives? Quelles caracterstique expliquent leur dévelopment? L'Astaculteur de France 86: 2–11.
- Salvidio S., Delaugerre M. (2003) Population dynamics of the European leaf-toed gecko (*Eleuptes europaea*) in NW Italy: implications for conservation. Herpetological Journal 13: 81–88.



- Scalici M., Gherardi F. (2007) Structure and dynamics of an invasive population of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a Mediterranean wetland. Hydrobiologia 583: 309–319.
- Schultz R., Smietana P. (2001) Occurrence of native and introduced crayfish in Northeastern Germany and Northwestern Poland. Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture 361: 629–641.
- Souty-Gousset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. Eds (2006) Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Patrimoines Naturels 64. Parigi.
- Smith D.G. (1981) Life history parameters of the crayfish *Orconectes limosus* (Raf.) in southern New England. Ohio Journal of Science 81: 169–172.
- Sparre P.; Venema, S.C. (1996) Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1-Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306.
- Spedicato M.T., Cannas A. (2000) La pesca responsabile. Pp 67–135 in Un mare di risorse, introduzione alla conservazione ed alla gestione delle risorse ittiche (S. Cataudella, G.C. Carrada Eds) Consorzio Uniprom, Roma, Italia.
- Stucki T. P. (2000). Difference in life history of native and introduced crayfish species in Switzerland. Freswater Crayfish 13: 463–476.
- Von Bertalanffy L. (1938) A quantitative theory of organic growth. Human Biology 10: 181–213.
- Zekhnini A., Chaisemartin C. (1991) Structure demographique et ethologie alimentaire de l'ecrevisse pallipede (*Austropotamobius pallipes*) dans quatre cours d'eau. Vie et Milieu 41: 45–53.



CAPITOLO 3:
L'IMPATTO

INTRODUZIONE

I gamberi alloctoni esercitano un forte impatto negativo a cinque livelli di complessità: (1) di individuo, (2) di popolazione, (3) di struttura genetica, (4) di comunità (agendo in particolare sulla composizione specifica delle comunità e sulle reti trofiche) e (5) di ecosistema (su nutrienti, produttività primaria, ecc.) (Gherardi 2007). L'impatto nei confronti delle comunità è ampiamente documentato; in particolare, sono ben noti gli effetti dei gamberi alloctoni nei confronti delle popolazioni di gamberi indigeni, con l'estinzione a livello globale di almeno una specie (*Pacifastacus nigrescens* in California da parte di *Pacifastacus leniusculus*) e la minaccia ad altre (per esempio, *Pacifastacus fortis* in California da parte di *P. leniusculus*). Nel complesso, in Nord America, delle 67 specie minacciate di estinzione il 5% lo sono per competizione con le specie di gamberi alloctoni. In Europa, le specie indigene *Astacus astacus*, *Austropotamobius pallipes* e *Austropotamobius torrentium* sono soggette non solo a competizione o predazione da parte delle specie di gamberi alloctoni, ma anche a malattie da questi trasmesse, quali la cosiddetta "peste del gambero".
L'impatto negativo delle specie di gamberi alloctoni si esercita anche nei confronti di altre specie della comunità, per via diretta attraverso predazione o competizione (Renai e Gherardi 2004) e per via indiretta attraverso i cambiamenti indotti dal loro comportamento alimentare onnivoro. Quest'ultimo provoca spesso "cascate trofiche" sull'ecosistema (Gherardi e Acquistapace 2007). Inoltre, i gamberi alloctoni alterano i flussi di energia negli ecosistemi invasi, la composizione chimica dell'acqua e la sua trasparenza. Infatti, in quanto "bioturbatori", essi determinano un incremento nella quantità di materiale solido in sospensione riducendo, di conseguenza, la penetrazione della luce e la produttività delle specie vegetali bentoniche. La "bioturbazione" è causata dalla costruzione di tane, soprattutto da parte di *P. clarkii* (Barbaresi *et al.* 2004b), ma anche, come nel caso di *Orconectes limosus*, dalla loro intensa attività di locomozione (Gherardi 2006). Abbiamo qui confrontato una serie di caratteristiche abiotiche, biotiche e biologiche tra corpi idrici invasi e non per valutare l'impatto dei gamberi alloctoni. Come indicatori dell'impatto, abbiamo analizzato il contenuto stomacale delle diverse specie e gli effetti prodotti dalla loro attività di scavo.

ANALISI ECOLOGICA DEI SITI INVASI

Materiali e metodi

Seguendo il protocollo utilizzato da Renai *et al.* (2006), ogni corpo idrico preso in esame (con presenza o assenza di gamberi alloctoni) è stato suddiviso in 3 transetti di 50 m ciascuno; all'interno di ciascun transetto sono state effettuate le misure di: (1) alcuni parametri fisico-chimici (pH, conduttività, temperatura media, ossigeno disciolto O_2, torbidità dell'acqua e concentrazione di ioni ammonio NH_4^+, di calcio Ca^{2+}, di nitrati NO_2^-, di nitriti NO_3^- e di silicati SiO_2); (2) alcuni parametri biotici (caratteristiche delle rive, detrito vegetale, densità e tipo delle tane presenti, substrato e disponibilità di materiale vegetale); (3) l'Indice Biotico Esteso (IBE) per le acque lotiche; e (4) l'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF). I dati rilevati sono stati integrati con parametri fisico-chimici e biotici forniti dal Consorzio di Bonifica Conca di Sora e dalle ARPAL provinciali (per quanto riguarda: piombo Pb, cromo Cr, cadmio Cd, nichel Ni, mercurio Hg, rame Cu, cloruri Cl^-, fosfati PO_4^{3-} e materiale in sospensione).



I parametri biotici e la valutazione della conformazione delle rive all'interno di ciascun transetto sono stati quantificati analizzando cinque tratti dell'argine (di altezza media: 60 cm) di 1 m di lunghezza ciascuno, scelti in maniera *random*, nei quali è stato valutato il numero di "potenziali rifugi" e la copertura (in %) di massi, radici, ciottoli, fango e cemento. Per valutare il tipo di substrato è stata utilizzata una griglia costituita di filo di ferro (1x1 m), divisa in 16 quadrati. La griglia è stata lanciata casualmente per cinque volte in ciascun transetto; all'interno di ogni singolo quadrato è stata valutata (in %) la quantità di limo, sabbia (dimensioni dei grani sotto i 2 mm), ghiaia (da 2 a 64 mm), ciottoli (da 65 a 256 mm), massi (sopra 256 mm), roccia (formazioni rocciose fisse) e cemento (substrato artificiale). Inoltre, è stata annotata la quantità (in %) di detrito vegetale.

La torbidità dell'acqua è stata determinata a livello superficiale (fino a 120 cm di profondità) nei giorni di condizioni atmosferiche comparabili, usando un tubo di torbidità; quando non è stato possibile usarlo in campo, è stato prelevato un campione di acqua di 500 ml, conservato al buio e analizzato successivamente entro 24 h. Il tubo di torbidità è un tubo chiuso e graduato, in PVC trasparente e di diametro pari a 4.5 cm e di altezza 120 cm; sul fondo è posto un disco diviso in quattro parti colorate in bianco e nero in maniera alternata. Per valutare la torbidità, è necessario ruotare il tubo: in base all'altezza del tubo a livello della quale si interrompe la visibilità delle parti bianche, viene assegnato un indice di torbidità compreso tra 4 (alta torbidità) e 1 (bassa torbidità).

L'IBE ha permesso di esprimere un giudizio complementare al controllo fisico e chimico. Per calcolare l'IBE, in ogni transetto sono stati raccolti campioni di macroinvertebrati attraverso un apposito retino immanicato standard con rete in nylon a maglia fitta posto su un telaio di alluminio immerso contro corrente (Ghetti 1997). Di fronte al retino, è stato smosso il substrato con i piedi in modo da far trasportare dalla corrente tutti gli organismi sollevati dal fondo del corso d'acqua. Inoltre, le pietre sommerse sono state sollevate e osservate nella loro parte inferiore in modo da raccogliere gli organismi più piccoli e più saldamente ancorati. Questa procedura è stata ripetuta più volte nei diversi microhabitat (cioè in zone soggette a diversa velocità dell'acqua, con diversa profondità e dotate di diverso substrato) in modo da poter analizzare tutti i microhabitat presenti.

I macroinvertebrati, conservati in alcool al 96%, sono stati poi identificati in laboratorio al microscopio binoculare seguendo i livelli di determinazione sistematica richiesti dall'IBE (Unità Sistematiche, US) (Ghetti 1997). Per la classificazione degli invertebrati bentonici sono state usate le chiavi dicotomiche riportate nei manuali per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane (Campaioli *et al.* 1994, 1998; Ghetti 1997; Sansoni 1988).

Tramite una tabella a doppia entrata, che considera il numero di US raccolte e la loro sensibilità all'inquinamento, è stato calcolato il valore IBE, a cui corrisponde una precisa Classe di Qualità. Le Classi di Qualità sono 5 e vanno da un ambiente non inquinato (Classe di Qualità I) a uno fortemente inquinato (Classe di Qualità V).

Per ogni transetto, è stata compilata la scheda IFF (Indice di Funzionalità Fluviale) al fine di valutare lo stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e dell'integrazione di fattori biotici ed abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato. La scheda IFF si compone di una parte introduttiva con la richiesta di alcuni metadati e di 14 domande che riguardano le principali caratteristiche ecologiche di un corso d'acqua. I metadati richiesti riguardano il bacino, il corso d'acqua, la località, la larghezza dell'alveo di morbida, la lunghezza del tratto omogeneo in esame, la quota media del tratto, la data del rilievo, il numero della scheda e il codice del tratto omogeneo. Alle risposte sono assegnati valori numerici raggruppati in 4 classi (con valore minimo 1 e massimo 40) che esprimono le differenze funzionali tra le singole risposte. Il valore di IFF, compreso tra 14 e 300, viene tradotto in 5 livelli di funzionalità (I-V) ai quali corrispondono i relativi giudizi di funzionalità (da elevato a pessimo). Nel presente studio, l'IFF è



stato calcolato su un percorso di 100 metri individuati risalendo il torrente verso monte a partire dall'inizio di ciascun transetto.

Analisi statistica

Per le analisi statistiche sono state seguite le procedure indicate in Zar (1984) e Siegel e Castellan (1988). L'omogeneità della varianza è stata controllata attraverso il test non parametrico Kolmogorov-Smirnov. Quando il campione non aveva una distribuzione normale, i dati sono stati trasformati mediante il logaritmo naturale, mentre i valori in percentuale sono stati trasformati secondo la formula arcsin [radq(x/100)]. I parametri abiotici e biotici e l'IBE dei corsi d'acqua sono stati analizzati attraverso l'analisi delle componenti principali (PCA). In ogni PCA, sono state considerate le componenti principali (PC) con Eigenvalues > 1; in ogni componente, le variabili con valore assoluto corrispondente al 5% di livello di significatività del valore di correlazione sono state considerate le più importanti. Le componenti principali risultanti dalla PCA sono state confrontate con il t-test di Student per dati dipendenti (statistica: t). I dati di distribuzione di frequenza (per esempio le classi di taglia, la *sex ratio*) sono stati analizzati utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). Di seguito si indica con *AL*, *A. leptodactylus*, *CD*, *C. destructor*, *OL*, *O. limosus*, e *PC*, *P. clarkii*.

RISULTATI

Una prima PCA è stata eseguita con i parametri biotici dei corpi idrici invasi da *AL*, *OL* e *PC*: natura del substrato (percentuale di massi, detrito vegetale, fango e cemento), vegetazione riparia, densità delle tane e torbidità dell'acqua. *CD* non è stato inserito nell'analisi in quanto riscontrato in vasche chiuse. La PCA è stata eseguita solo per gli ambienti lentici, esclusivi di *AL* e *OL*, riducendo quindi le popolazioni analizzate di *PC* a quelle lacustri (n=15).

I risultati della PCA mostrano che l'insieme dei parametri si raggruppano in due componenti non significativamente diverse (t=-0,99, df=19, P=0,23). Il 63,84% della variabilità totale è spiegata dalla PC1 (il 41,40%) e dalla PC2 (il 22,44%) (Figura 3.1). Gli

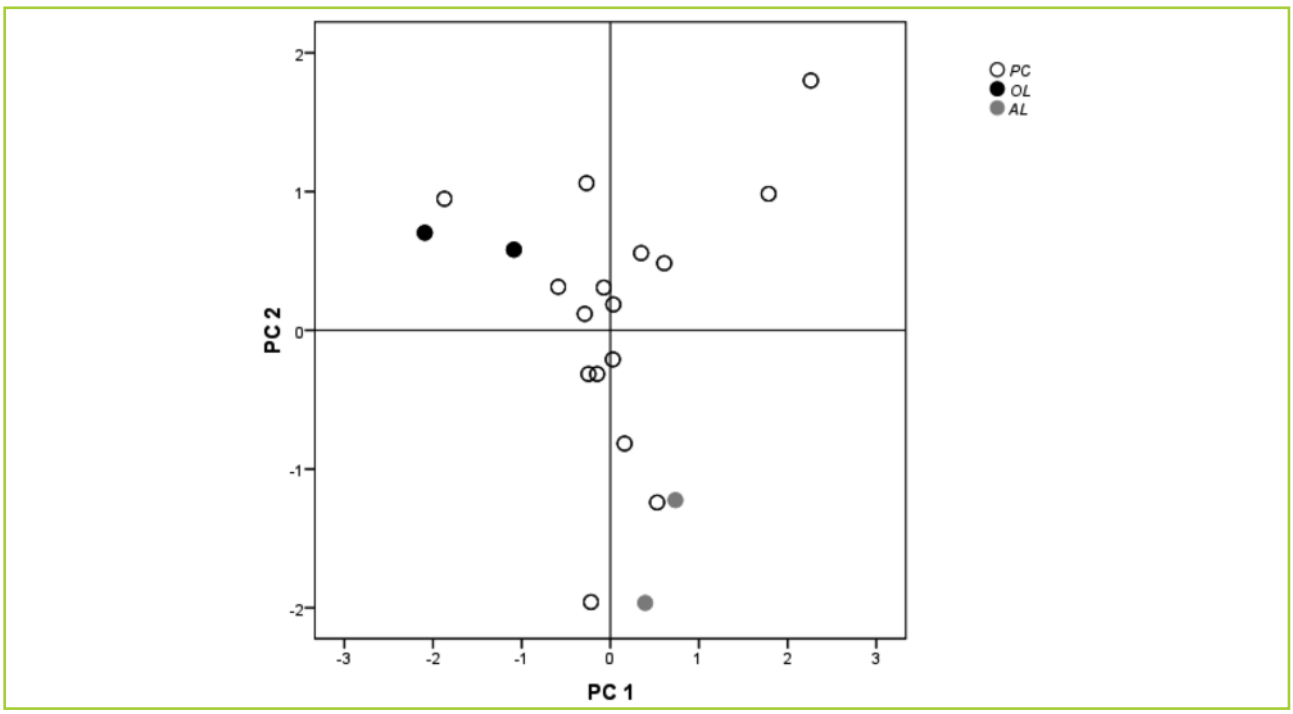


Figura 3.1 - Analisi delle componenti principali effettuata sui parametri massi, detrito vegetale, fango, cemento, vegetazione riparia, densità delle tane e torbidità dell'acqua per le popolazioni delle tre specie analizzate (*AL, Astacus leptodactylus*; *CD*, *Cherax destructor*; *OL*, *Orconectes limosus*; *PC*, *Procambarus clarkii*) in ambiente lentico.



ambienti occupati da *AL* e *OL* si differenziano in modo netto l'una dall'altra, mentre la nuvola di punti corrispondenti alle popolazioni di *PC* è più diffusa al centro del grafico.

Confrontando la distribuzione dei punti con la Figura 3.2, che indica come le diverse variabili influenzino la distribuzione dei punti nello spazio, si osserva che le popolazioni di *OL* si posizionano in corrispondenza dei valori negativi della variabile "fango" e *AL* in corrispondenza dei valori positivi della variabile "detrito"; invece, le popolazioni di *PC* sono maggiormente influenzate nella loro disposizione dai valori positivi di "vegetazione", "tane" e "torbidità dell'acqua".

Un'ulteriore PCA è stata eseguita per verificare se, nell'insieme dei parametri considerati (detrito, torbidità dell'acqua, materiale vegetale, cemento, fango, massi, IBE e IFF) e nella loro interazione, ce ne fossero alcuni che permettessero di separare corsi d'acqua lotica con (1) e senza (0) *PC*. L'insieme dei parametri si raggruppa in due componenti, che non sono significativamente diverse (t=0,12, df=105, P=0,52). Comunque, come risulta dalla nuvola di punti in Figura 3.3, le categorie 0 e 1 sono ben distinte, eccetto per una parziale sovrapposizione. In questa analisi, il 66.22% della variabilità totale è spiegata dalla PC1 (il 44,02%) e dalla PC2 (il 22,20%). Confrontando questa distribuzione con la Figura 3.4, che indica come le diverse variabili influenzino la distribuzione dei punti nello spazio, appare evidente una corrispondenza positiva tra la presenza di *PC* e il fattore "fango", "IBE" e "torbidità dell'acqua".

Abbiamo inoltre effettuato un'ulteriore PCA per verificare se alcuni dei parametri biotici considerati potessero separare i siti con *PC* per tipo di ambiente, lentico o lotico. L'insieme dei parametri si raggruppa in due componenti che non si differenziano in maniera significativa (t=0,32, df=59, P=0,36). Il 66,47% della variabilità totale è spiegata dalla PC1 (il 42,15%) e dalla PC2 (il 24,32%). I due tipi di corpi idrici non appaiono

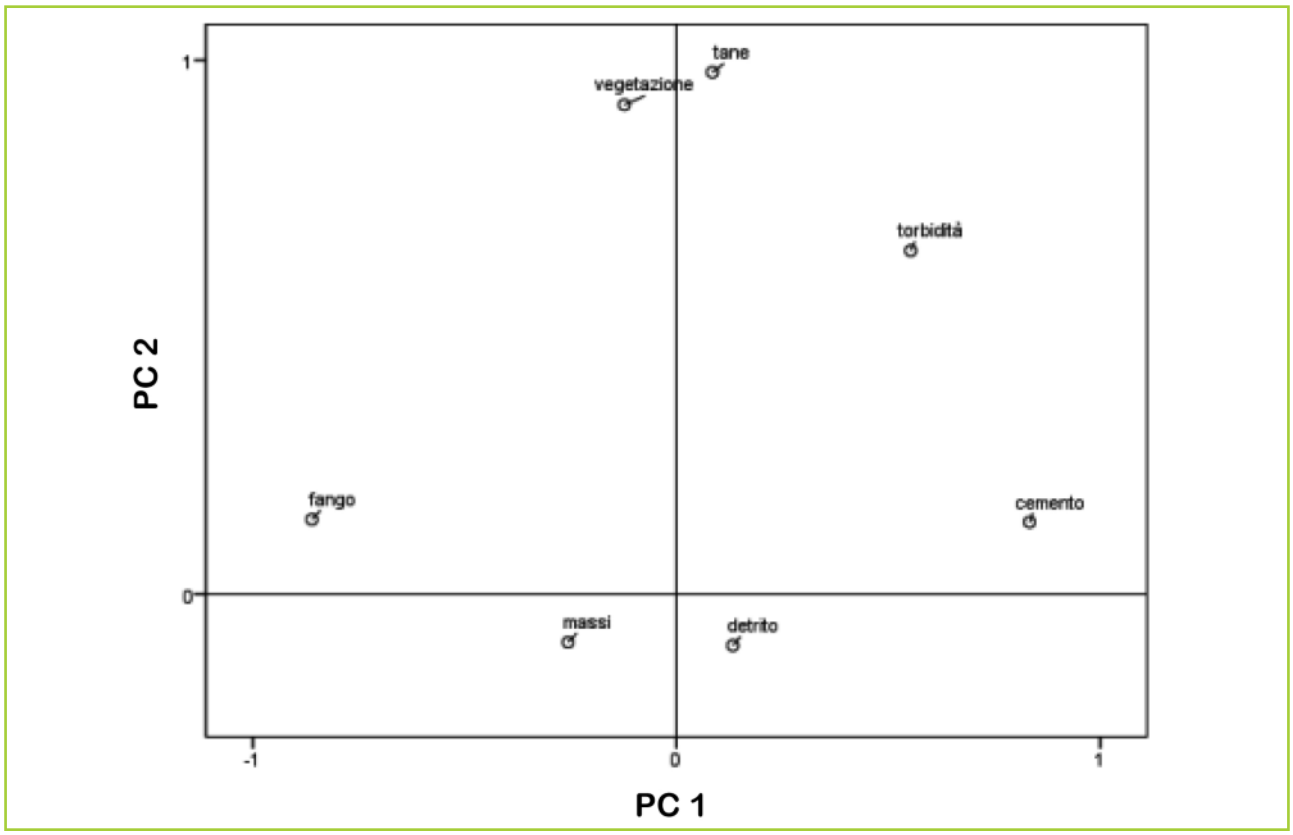


Figura 3.2 - Distribuzione delle variabili nello spazio campionario rispetto alla PC1e alla PC2 in riferimento alla PCA visualizzata in Figura 3.1.

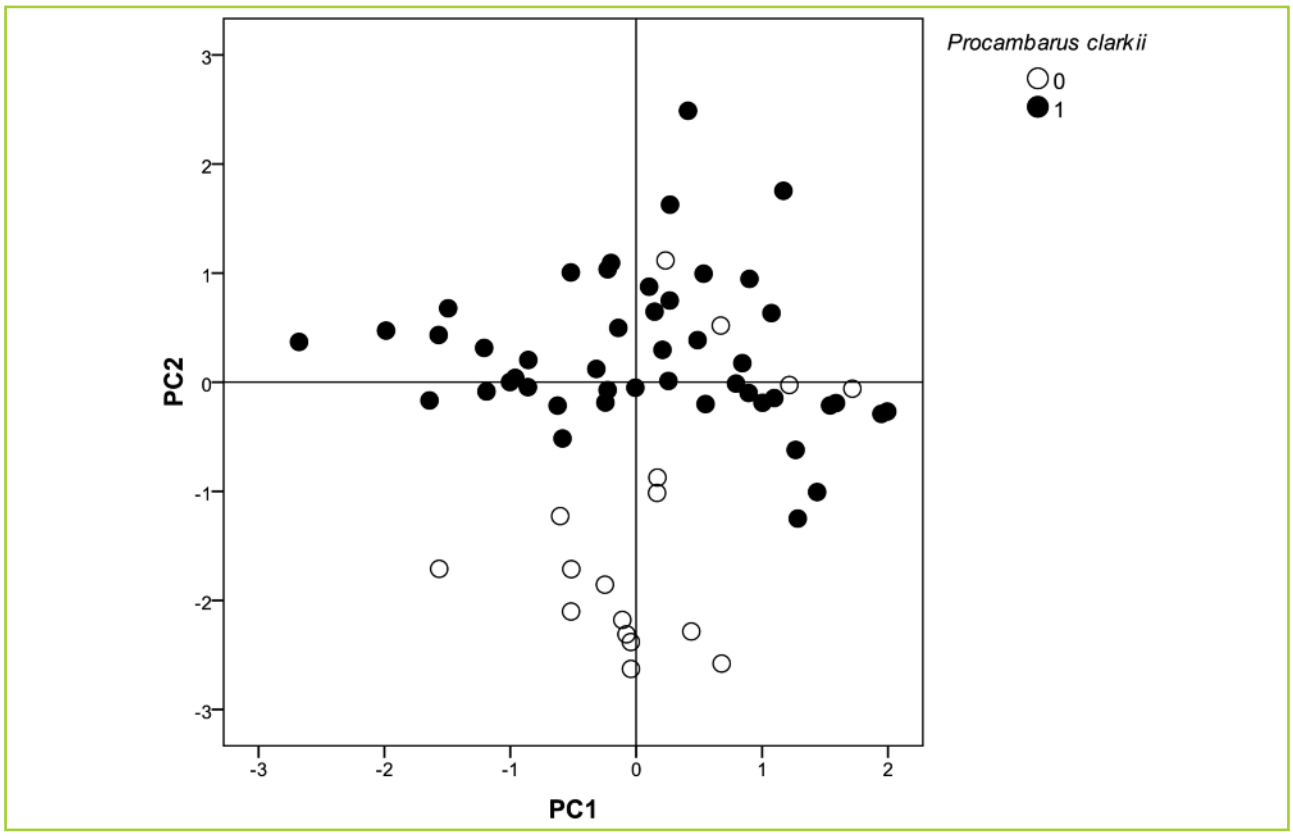


Figura 3.3 - Analisi delle componenti principali effettuata sui parametri "massi", "detrito vegetale", "fango", "cemento", "vegetazione riparia", "torbidità dell'acqua", "IBE" e "IFF" con gli stessi parametri di Figura 3.1 per i corpi idrici con (1) o senza (0) popolazioni di *Procambarus clarkii*.

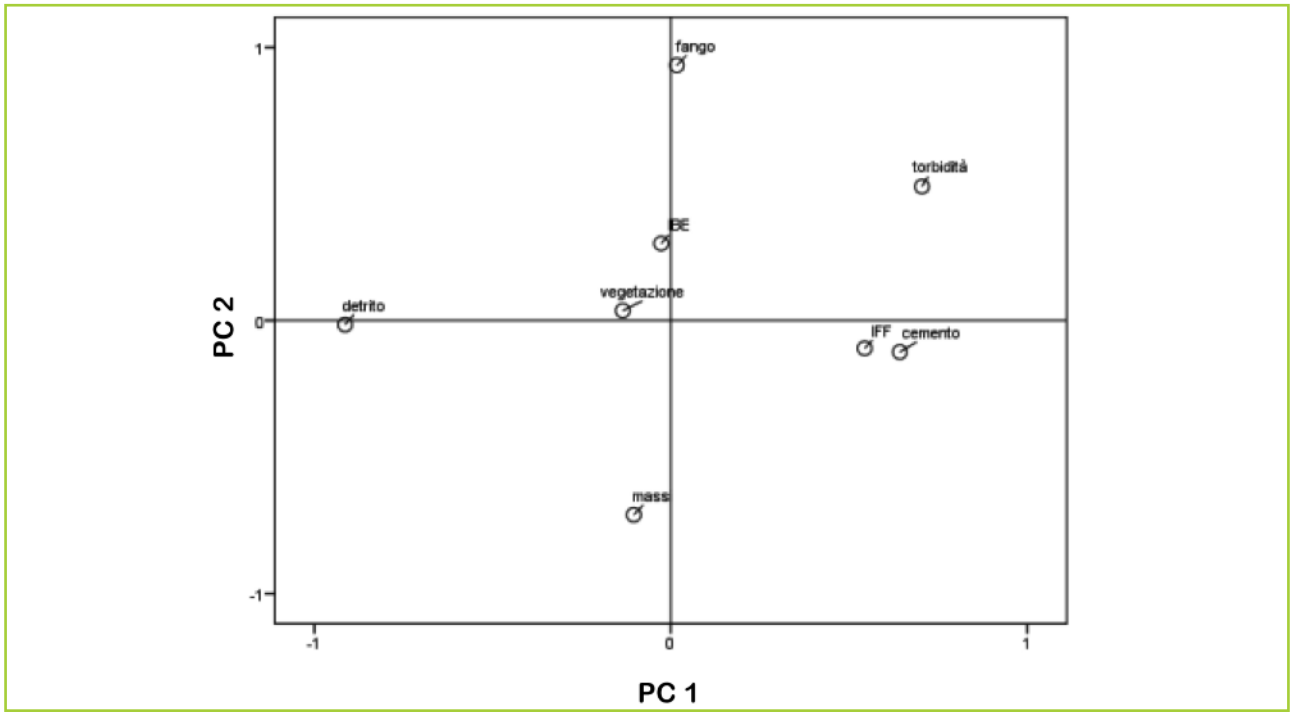


Figura 3.4 - Distribuzione delle variabili di Figura 3.3 nello spazio campionario rispetto alla PC2 e alla PC3 in riferimento alla PCA visualizzata in Figura 3.3.



distinti (Figura 3.5). Confrontando questa distribuzione con la Figura 3.6, che indica come le diverse variabili influenzino la distribuzione dei punti nello spazio, risulta che la massima densità di popolazioni presenti in entrambi gli ambienti si ha nella parte di piano delimitata dalle variabili "vegetazione" e "massi".

Infine, una PCA è stata eseguita su 15 popolazioni di *PC* (*PC*1-*PC*15) (1) e i controlli (0) per verificare se, nell'insieme dei parametri chimico-fisici corrispondenti al mese di Luglio (Pb, Cr, Cd, Ni, Hg, Cu, NO_3^-, NH_4^+, NO_2^-,Cl^-, Ox, PO_4^{3-}, IBE, pH, materiale in sospensione, conduttività, temperatura dell'acqua), ce ne fossero alcuni capaci di separare le due categorie. L'insieme dei parametri si raggruppano in due componenti non significativamente diverse (t=1,34, f=112, P=0,32); le due categorie di corsi d'acqua non sono ben distinte (Figura 3.7). Il 46,72% della variabilità totale è spiegata dalla PC1 (27,08%) e dalla PC2 (19,64%).

Confrontando questa distribuzione con la Figura 3.8, che indica come le diverse variabili influenzino la distribuzione dei punti nello spazio, si osserva la presenza delle popolazioni di *PC* nella parte di piano influenzata positivamente da Ni, Hg, Cu e pH. Da notare che le concentrazioni dei metalli pesanti analizzati risultano comunque al di sotto della CMA (concentrazione massima ammissibile) secondo il decreto legislativo 31/01 in acque ad uso umano (Ni=50 μgl^{-1}; Cu=1 μgl^{-1}; Hg=1 μgl^{-1}) e ai valori di riferimento delle acque dolci superficiali idonee alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli (Ni=75 μgl^{-1}; Cu=40 μgl^{-1}; Hg=0.5 μgl^{-1}).

Confrontando le quattro specie per i diversi parametri analizzati utilizzando il test GLM, è stata rilevata una differenza significativa sia per la presenza di vegetazione sulle sponde (F=12,70, df=3, P<0,001; *AL>PC>CD>OL*), sia per la torbidità dell'acqua (F=7,01, df=3, P=0,001; *PC=OL>CD=AL*). Le correlazioni della densità delle popolazioni di *PC* con la presenza di vegetazione riparia (r=0,22, n=50, P=0,14) e con la torbidità del corso d'acqua (r=0,16, n=50, P=0,27) non sono risultate significative.

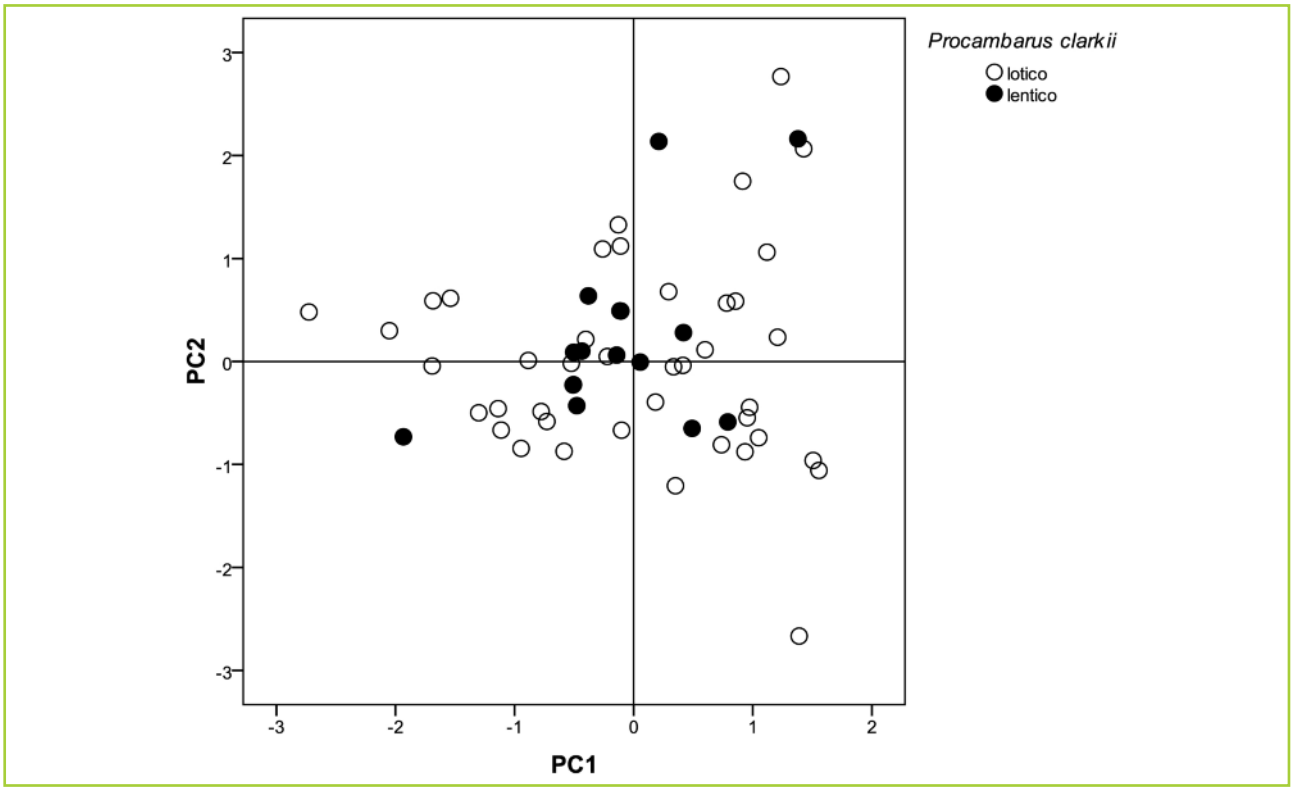


Figura 3.5 - Analisi delle componenti principali con i parametri fisici, detrito vegetale e torbidità dell'acqua per le popolazioni di *Procambarus clarkii* distinte tra ambienti lotici e lentici.

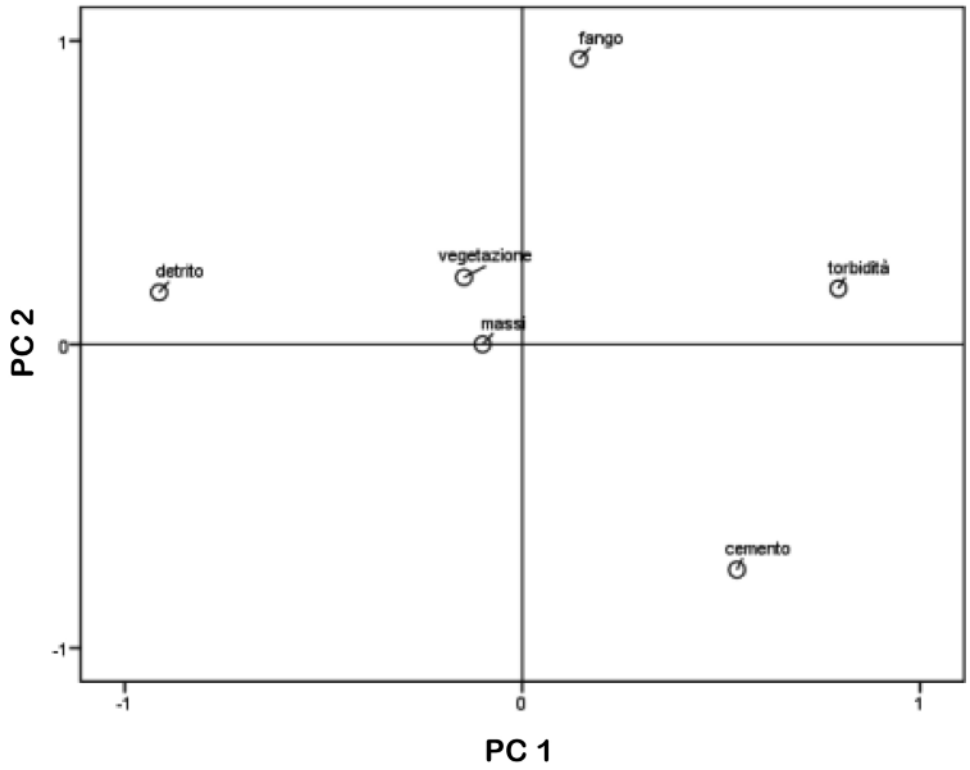


Figura 3.6 - Distribuzione delle variabili nello spazio campionario rispetto alla PC1e alla PC2 in riferimento alla PCA visualizzata in Figura 3.5.

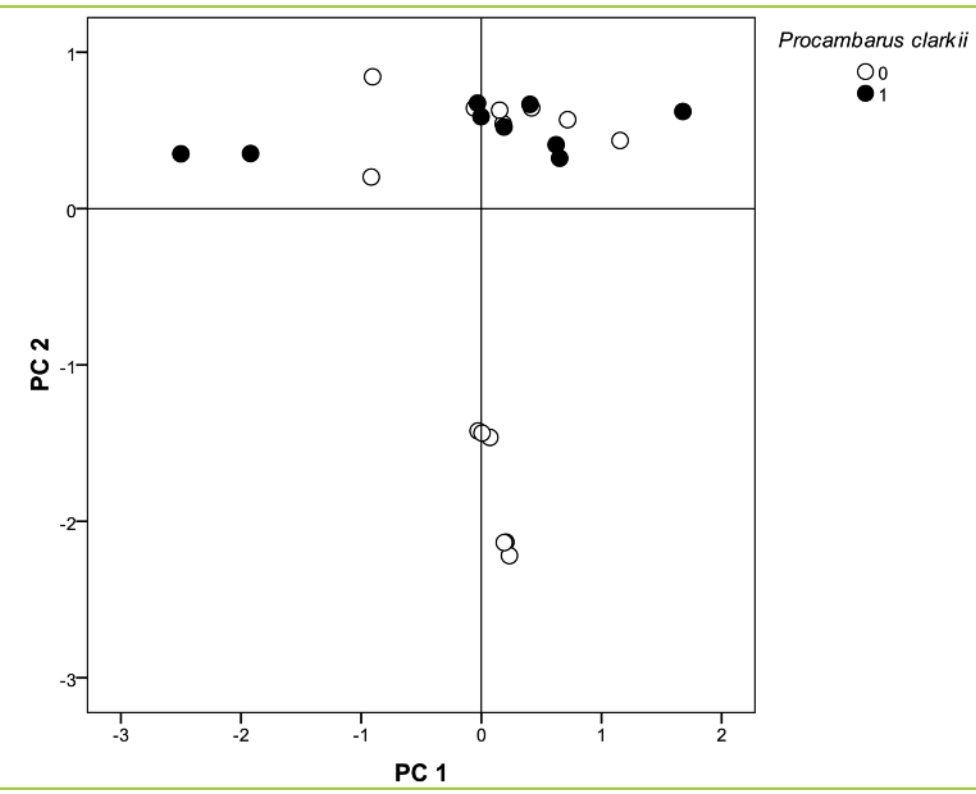


Figura 3.7 - Analisi delle componenti principali sui parametri chimici (Pb, Cr, Cd, Ni, Hg, Cu, NO_3^-, NH_4^+, NO_2^-,Cl^-, Ox, PO_4^{3-}, IBE, pH, materiale in sospensione, conduttività, temperatura) nei corpi idrici con (1) e senza (0) *Procambarus clarkii* (*PC*).

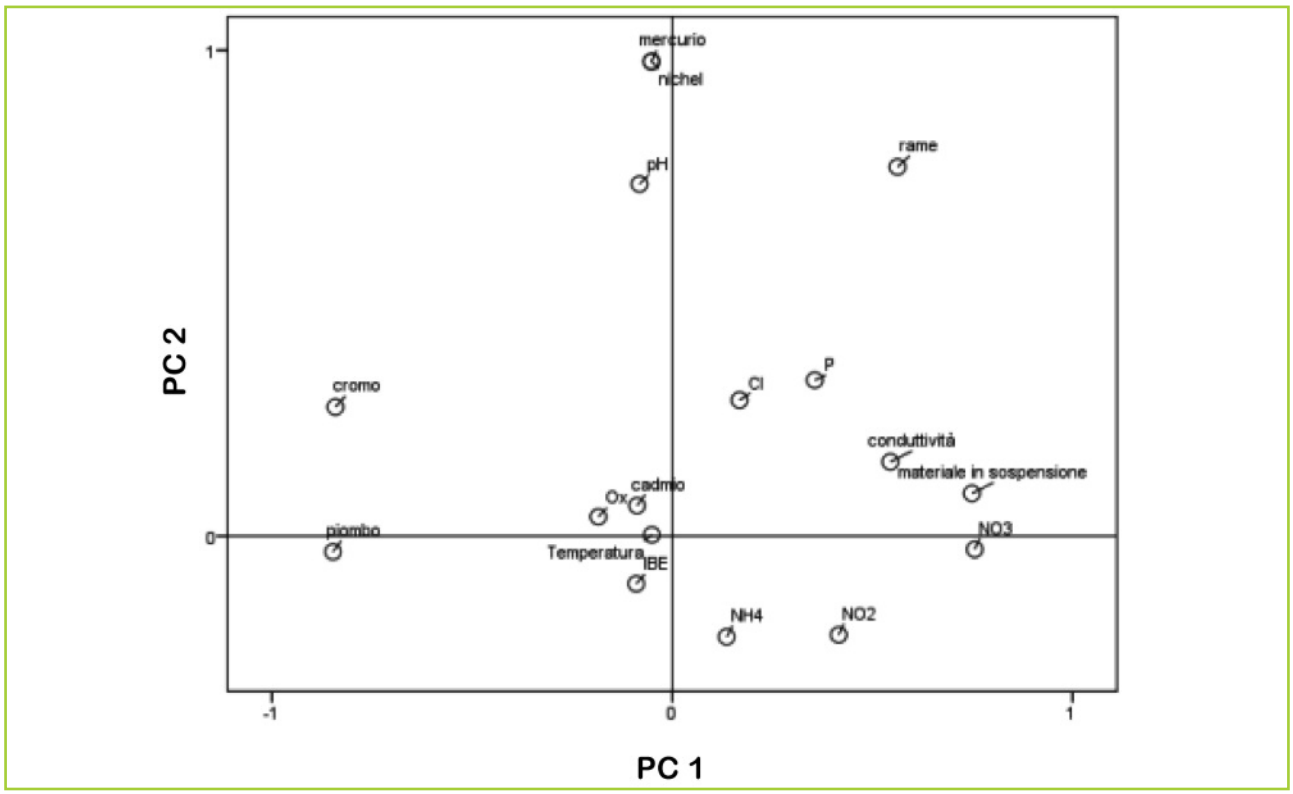


Figura 3.8 - Distribuzione delle variabili nello spazio campionario rispetto alla componente 1 e 2 della PCA di Figura 3.7.

ANALISI DEL CONTENUTO STOMACALE

Materiali e metodi

L'analisi è stata condotta nei corsi d'acqua indicati in Tabella 1.1 (siti di controllo per *PC*) e Tabella 1.2 (siti con presenza di *AL*, *CD*, *OL* e *PC*). Al fine di stimare le componenti della comunità maggiormente soggette all'azione predatoria della specie, un campione significativo di animali (*AL*: n=31; *CD* : n=37; *OL*: n=85; *PC*: n=442) è stato sacrificato e ne è stato analizzato il contenuto stomacale per descrivere la dieta dei gamberi. I loro stomaci, prelevati e conservati sotto alcool al 90%, sono stati osservati in laboratorio con un microscopio binoculare. Il materiale presente è stato suddiviso nelle categorie: 1) vegetale, 2) detrito inorganico, 3) animale, 4) mucillaggine e 5) resti di gambero.

Un campione di 40 stomaci di *PC* è stato pesato con una bilancia elettronica (precisione: 0.001 g). È stato misurato il peso umido di ciascuno stomaco e del relativo contenuto, ottenendo: 1) St: peso dello stomaco (g) e 2) Cst: peso del contenuto stomacale (g). Da questi parametri è stato calcolato il rapporto (Cst/St) in % tramite la formula: Cst/Stx100.

Analisi statistica

Per le analisi statistiche sono state seguite le procedure indicate in Zar (1984) e Siegel e Castellan (1988). L'omogeneità della varianza è stata controllata attraverso il test non parametrico Kolmogorov-Smirnov. Quando il campione non aveva una distribuzione normale, i dati sono stati trasformati mediante il logaritmo naturale, mentre i valori in percentuale sono stati trasformati secondo la formula arcsin [radq(x/100)]. I dati di distribuzione di frequenza dei diversi contenuti stomacali sono stati analizzati utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). Nel caso del confronto delle frequenze dei diversi contenuti stomacali tra sessi per specie, quando la grandezza del campione era troppo bassa per effettuare il test, i diversi contenuti sono stati unificati. Nel caso degli stomaci di *P. clarkii*, gli individui sono stati analizzati anche per taglia. Sono stati considerati piccoli i gamberi con lunghezza del cefalotorace < 35 mm e grandi i gamberi con cefalotorace ≥ 35 mm. La differenza tra le specie o l'interazione tra taglie e sessi è stata analizzata con un test GLM (statistica: F) seguito



dalla correzione di Bonferroni e dal *post hoc* di Tukey, mentre l'analisi della varianza di Kruskal-Wallis (statistica: H) è stata usata per confrontare le differenze tra specie per quanto riguarda le densità e il contenuto stomacale in relazione alla disponibilità di materiale vegetale, di detrito e di fango nei corsi d'acqua.

Risultati

In tutte le specie, la componente maggiormente consumata è quella vegetale; frequente è anche la presenza di resti di gambero per effetto di cannibalismo o di predazione a seconda che si tratti della stessa o di altra specie di gambero (come nel Lago di Bracciano); non si può comunque escludere il consumo della propria esuvia in seguito al fenomeno della muta (Figura 3.9).

I resti animali provengono da altri macroinvertebrati, quali anfipodi, isopodi, coleotteri, ditteri, emitteri, odonati, imenotteri, molluschi, ostracodi, uova di molluschi e frammenti di pesci (Tabella 3.1). In particolare, il 45,4% degli stomaci di *AL* contiene resti di molluschi, il 31.8% di coleotteri e il 22,7% di ditteri; il 40.3% degli stomaci di *CD* contiene resti di coleotteri e il 21% di odonati; il 32.1% degli stomaci di *OL* contiene resti di insetti non identificati, il 28.6% di ditteri e il 23,8% di anfipodi. *PC* è risultata la specie alloctona con la più diversificata componente animale consumata, con il 31,1% degli stomaci con resti di insetti non identificati, il 24,8% di ditteri e il 12.9% di ostracodi; sono stati riscontrati anche altri gruppi di macroinvertebrati (Tabella 3.1).

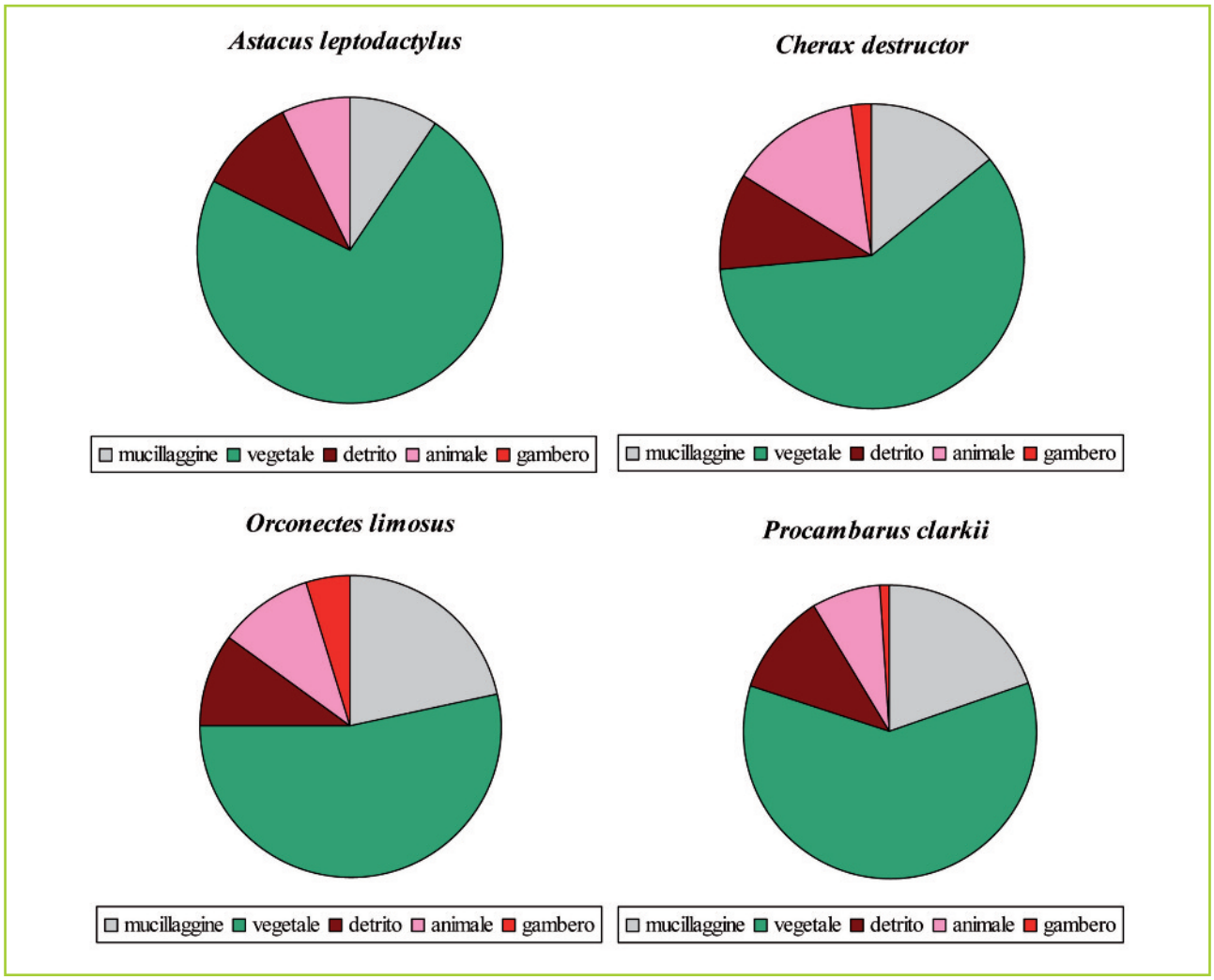


Figura 3.9 - Percentuale del contenuto delle diverse sostanze analizzate (mucillaggine, frammenti vegetali e animali, detrito inorganico e resti di gambero) nello stomaco delle quattro specie di gamberi alloctoni.



	AL	*CD*	*OL*	*PC*
Anfipodi	0	0	23,8	0,6
Coleotteri	31,8	41,4	6,0	5,2
Ditteri	22,7	4,8	28,6	24.8
Emitteri	0	14,5	1,2	5,5
Imenotteri	0	0	0	1,5
Uova di mollusco	0	0	0	2,4
Isopodi	0	0	4,8	6,1
Molluschi	45,5	4,8	0	0
Odonati	0	21,0	0	0
Ostracodi	0	0	0	12,9
Pesci	0	0	1,8	3,3
Scaglie di pesce	0	0	1,6	6,6
Altro	0	14,5	32,2	31,1

Tabella 3.1 - Percentuale di stomaci contenenti resti di animali (*AL*, *Astacus leptodactylus*; *CD*, *Cherax destructor*; *OL*, *Orconectes limosus*; *PC*, *Procambarus clarkii*).

Le quattro specie differiscono significativamente per la percentuale di materiale vegetale nel loro contenuto stomacale, maggiore in *AL* (F=2,89, df=3, P=0,04, *AL*>*CD*=*PC*>*OL*), e di resti di gambero, maggiore in *OL* (F=3,48, df=3, P=0,02, *OL*>*PC*=*CD*>*AL*). Per le altre tre categorie non si è rilevata alcuna differenza significativa (detrito inorganico F=3.51, df=3, P=0,24; animale F=2,65, df=3, P=0,06; mucillaggine, F=4,52, df=3, P=0,17). La percentuale di materiale vegetale contenuto negli stomaci non dipende dalla disponibilità di vegetali nell'habitat calcolata con i dati ottenuti dall'analisi ecologica dei siti (H=6,06, df=3, P=0,11) e dal detrito vegetale (H=6,23, df=3, P=0,10). I risultati dell'analisi del contenuto stomacale per le diverse specie è riportata in Tabella 3.2. Da questi dati non è emersa alcuna significativa differenza tra sessi sia in *AL* (materiale vegetale vs. altro: G=0,95, df=1, P=0,24) sia in *CD* (materiale vegetale vs. resti animali vs. altro: G=8,66, df=2, P>0,1) sia in *OL* (materiale vegetale vs. altro: G=0,615, df=1, P=0,86).
In *PC*, è stato possibile effettuare l'analisi anche distinguendo il campione per taglie (grandi: lunghezza del cefalotorace ≥ 35 mm). Anche in questa specie non si è rilevata alcuna differenza tra sessi (F=0,02, df=1, P=0,97) e tra taglie (F=0,21, df=1, P=0,66), ma complessivamente le quattro categorie analizzate differiscono per la loro frequenza negli stomaci (F=20,67, df=3, P<0,001; vegetale>detrito inorganico>animale=mucillagine). Non è stata rilevata alcuna interazione significativa tra sesso e contenuto (F=0,28, df=3, P=0,84) e tra taglia e contenuto (F=4,23, df=3, P=0,06).

	AL		*CD*		*OL*		*PC*			
	M	F	M	F	M	F	MP	MG	FP	FG
vegetale	76,9	83,3	91,3	72,3	71,3	94,2	99,5	82,4	81,4	100
detrito inorganico	15,4	27,8	30,3	13,1	14,3	26,3	17,8	7,1	28,1	0
animale	0	16,7	4,3	40,5	21,7	15,1	38,8	33,3	19,8	63,6
mucillaggine	30,8	11,1	13,6	31,1	28,1	10,6	34,2	68,4	43,5	63,6
resti di gambero	23,1	0	0	4,2	0	0	1	33,3	6	0

Tabella 3.2 - Percentuale di stomaci contenenti le diverse sostanze analizzate (mucillaggine, frammenti vegetali e animali, detrito inorganico e resti di gambero) nello stomaco delle quattro specie di gamberi alloctoni. (*AL, Astacus leptodactylus*; *CD*, *Cherax destructor*; *OL*, *Orconectes limosus*; *PC*, *Procambarus clarkii*; M, maschi; F, femmine; MP, maschi piccoli; MG, maschi grandi; FP, femmine piccole e FG, femmine grandi).



Nel caso di *PC*, il peso dello stomaco (F=0,19, df=1, P=0,67), il peso del contenuto stomacale (F=0,65, df=1, P=0,43) e il rapporto Cst/St in % (F=0,104, df=1, P=0,74) non differiscono tra sessi (Figura 3,10). Sono state rilevate invece differenze significative tra le taglie per il peso dello stomaco pieno (F=42,04, df=1, P<0,001) e il peso del solo contenuto stomacale (F=13,92, df=1, P=0,001), ma non per il rapporto Cst/St in % (F=0,024, df=1, P=0,87). L'interazione tra sessi e taglie non è risultata essere mai significativa per i parametri considerati (F compreso tra 0,18 e 1,64, df=1, P compreso tra 0,20 e 0,67) (Tabella 3.3).

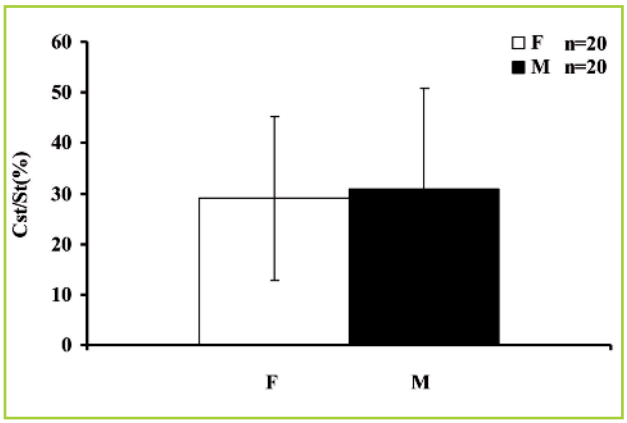


Figura 3.10 - Rapporto Cst/St (%): confronto tra sessi.

ANALISI DELL'ATTIVITÀ DI SCAVO

Materiali e metodi

L'attività di scavo è stata quantificata per ogni transetto attraverso la conta delle tane su entrambe le sponde; in base alla loro morfologia esterna, le tane sono state classificate come duomi (cioè tane dotate di camino, di norma costruite in condizioni di disseccamento e di elevata temperatura dell'aria e gallerie (Figura 3.11) (Barbaresi *et al.* 2004b).

È stata inoltre considerata l'apertura e la chiusura delle tane. Quando è stato possibile, sono state inoltre contate il numero di tane a duomo e a galleria abitate da uno o più gamberi.

	PC	N	MEDIA	DS
Piccoli	Stomaco (g)	30	0,23	0,14
	Contenuto stomacale (g)	30	0,07	0,06
	(Cst/St) (%)	30	30,38	20,3
Grandi	Stomaco (g)	30	0,64	0,25
	Contenuto stomacale (g)	30	0,20	0,14
	(Cst/St) (%)	30	29,49	15,62

Tabella 3.3 - Peso dello stomaco pieno di *Procambarus clarkii* (*PC*) e peso del contenuto stomacale e rapporto Cst/St (%): confronto tra gamberi piccoli (lunghezza del cefalotorace < 35 mm) e grandi (lunghezza del cefalotorace ≥ 35 mm).



Figura 3.11 - Tane costruite da *Procambarus clarkii*: duomo (a sinistra) e gallerie (a destra).



Analisi statistica

L'omogeneità della varianza è stata controllata attraverso il test non parametrico Kolmogorov-Smirnov. Quando il campione non aveva una distribuzione normale, i dati sono stati trasformati mediante il logaritmo naturale, mentre i valori in percentuale sono stati trasformati secondo la formula arcsin [radq(x/100)]. I dati di distribuzione di frequenza del numero di tane sono stati analizzati utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). É stata inoltre utilizzata la correlazione parametrica di Pearson (statistica: r) per la correlazione tra numero di gamberi e numero di tane.

Risultati

La Tabella 3.4 riporta le caratteristiche delle tane e il numero di quelle occupate da almeno un gambero. La densità media è 1,62 m^{-1} (n=10) con valori massimi di 2,28 m^{-1} in *PC*8. In tutti i corpi idrici esaminati, le tane a galleria sono più spesso aperte e più numerose di quelle a duomo (Tabella 3.5).

SITO	TANE	TANE ABITATE	TANE M^{-1}	G.A.	G.C	D.A.	D.C.
PC3	74	2	1,48	72	2	0	0
PC4	115	12	2,30	115	0	0	0
PC5	89	5	1,78	89	0	0	0
PC6	66	0	1,32	64	2	0	0
PC7	85	7	1,70	60	23	1	1
PC8	114	13	2,28	107	7	0	0
PC10	80	0	1,60	80	0	0	0
PC11	95	0	1,90	75	0	1	10
PC12	85	3	1,70	83	2	0	0
PC13	95	1	1,90	66	29	0	0

Tabella 3.4 - Densità e valori medi delle tane distinte per categoria (G, galleria; D, duomo; A, aperta e C, chiusa), misurate in tre transetti lineari di 50 m in 10 siti invasi da *Procambarus clarkii.*

SITO	G.C vs G.A.		D.C. vs D.A.		G vs D.	
	G	P	G	P	G	P
PC3	41,53	<0,001	0	>0,1	101,32	<0,001
PC4	79,03	<0,001	0	>0,1	158,24	<0,001
PC5	63,20	<0,001	0	>0,1	122,69	<0,001
PC6	36,23	<0,001	0	>0,1	99,58	<0,001
PC7	8,43	<0,01	-	-	120,31	<0,001
PC8	52,40	<0,001	0	>0,1	157,61	<0,001
PC10	51,32	<0,001	0	>0,1	110,25	<0,001
PC11	54,76	<0,001	-	-	33,73	<0,001
PC12	48,86	<0,001	0	>0,1	117,46	<0,001
PC13	7,32	<0,01	0	>0,1	121,32	<0,001

Tabella 3.5 - Risultati del confronto tra tipi di tane. "–" significa che non è stato possibile effettuare l'analisi statistica a causa dell'esiguità del campione. Vedi Tabella 3.4 per il significato di D., G., A. e C.



La densità di *PC* non è significativamente correlata con la densità delle tane (rs=0,331, n=10, P=0,35) (Figura 3.12), con la torbidità dell'acqua (rs=0,28, n=10, P=0,44), con la vegetazione (rs=0,137; n=10 P=0,706) e con il fango (rs=-0,58, n=10, P=0,07). Analogamente, la densità delle tane non è correlata in modo significativo con la torbidità dell'acqua (rs=0,47, n=10, P=0,17), con la presenza di vegetazione (rs=0,098, n=10, P=0,79) e con la presenza di fango (rs=0,43, n=10, P=0,210).
Per quanto riguarda le altre specie, solo nel caso di *CD* abbiamo rilevato tane con una densità che raggiunge 65 m^{-1}. Nelle vasche occupate da questa specie, le tane, che occupano circa il 60% delle sponde, sono costituite da gallerie scavate all'interno delle radici.

DISCUSSIONE

Analisi ecologica dei siti invasi

I gamberi alloctoni manifestano un'elevata plasticità, caratteristica che li ha resi in buona parte d'Europa invasivi sostituendosi alle specie indigene. Il gambero americano *O. limosus* e il gambero turco *A. leptodactylus* sono infatti capaci di resistere a condizioni non favorevoli e possono occupare tutti i tipi di ambienti: canali inquinati e torrenti, ma anche pozze e laghi, inclusi quelli con elevato inquinamento organico. *Astacus leptodactylus* è tra le specie di decapodi alloctoni il più tollerante alle basse condizioni di ossigeno, bassa trasparenza dell'acqua e cambiamenti della temperatura (Souty-Grosset *et al.* 2006). Simile abilità di tollerare condizioni ambientali estreme è stata riconosciuta anche per *P. clarkii* (Gherardi 2006). L'analisi delle componenti principali da noi condotta ha mostrato che alcune variabili ambientali possano discriminare la distribuzione delle specie di gamberi alloctoni negli ambienti lotici; in particolare, è stato rilevato che *O. limosus* non predilige ambienti con granulometria fine dominati dal fango, mentre *A. leptodactylus* sembra preferire ambienti con maggiore biomassa di detrito vegetale (dato che peraltro rispecchia l'analisi del contenuto stomacale; vedi sezione 3.2) e *P. clarkii* presenta una maggiore euriecia, anche se sembra trovarsi più spesso in ambienti

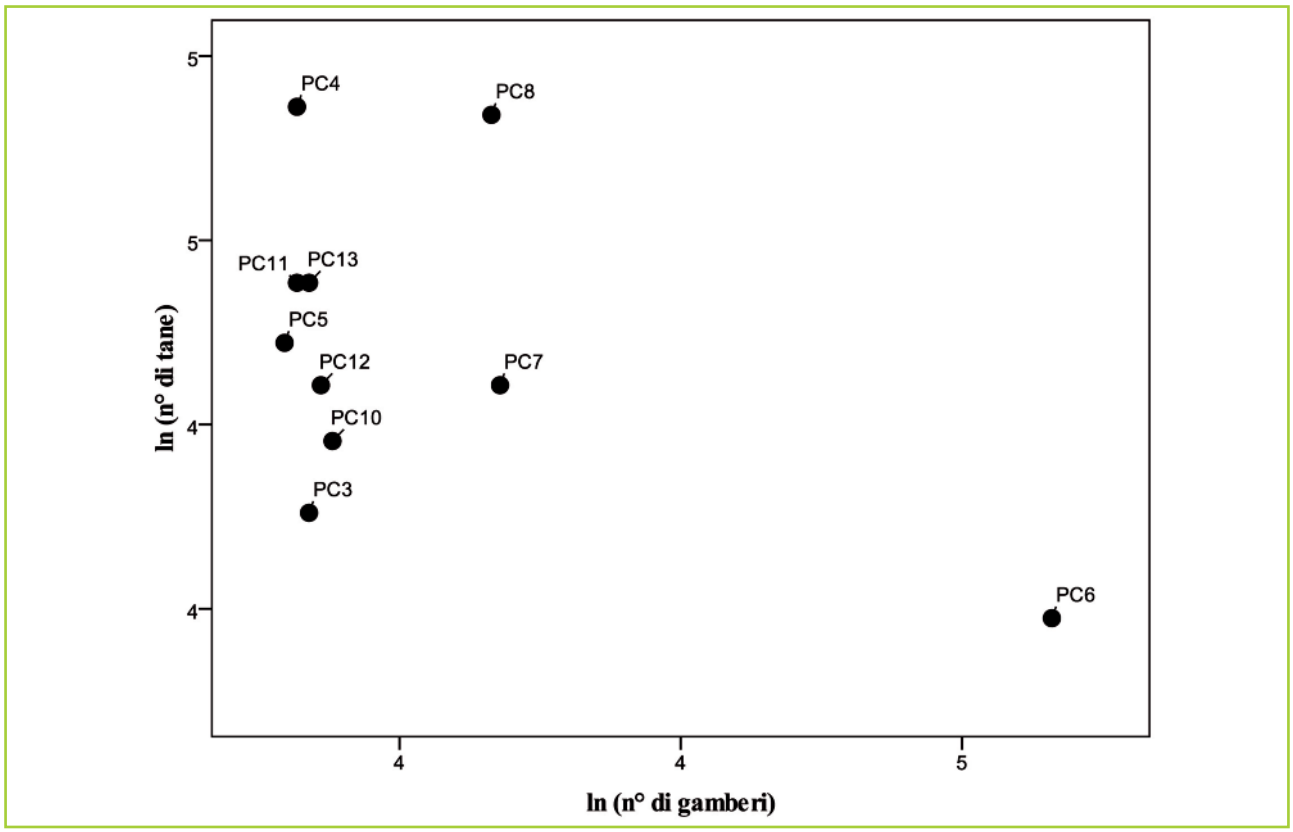


Figura 3.12 - Relazione tra il numero di gamberi e il numero di tane in *PC*.



con maggiore disponibilità di vegetazione ripariale. La PCA eseguita con i parametri ambientali sui corsi d'acqua con e senza *P. clarkii* ha mostrato una tendenza alla loro separazione, anche se non significativa. La presenza di *P. clarkii*, ma stranamente non la sua densità, è legata a una maggiore torbidità e quantità di fango. Questo risultato può essere interpretato in due modi. Da una parte, può essere espressione di una più frequente introduzione e stabilizzazione della specie in corpi idrici dotati di maggiore torbidità, dove la torbidità potrebbe essere indice di un grado di antropizzazione più intenso. In realtà, questa ipotesi sembra essere non validata da altri parametri, indicatori dell'intensità di antropizzazione, quali l'IBE Dall'altra parte, il dato potrebbe confermare l'effetto di *P. clarkii* sulla trasparenza delle acque (Gherardi 2007). Infatti, questa specie agisce come "bioturbatore", aumentando il materiale solido in sospensione a causa della sua intensa attività di scavo e di locomozione; questo effetto avrebbe la conseguenza di ridurre la penetrazione della luce e quindi la produttività delle specie vegetali bentoniche. Altri gamberi alloctoni agiscono da bioturbatori: l'intensa attività di *O. limosus*, per esempio, sembra incrementare l'erosione di fondali e il trasporto di sedimenti, influenzando inoltre l'intera comunità bentonica e riducendo la sopravvivenza delle uova delle specie ittiche litofile (Statzner *et al.* 2000). Favorendo la sospensione dei sedimenti, i gamberi alloctoni possono assumono quindi il ruolo di "agenti geomorfologici" o di "ingegneri ecologici" (Jones *et al.* 1994; Butler 1995).

Infine, i risultati della PCA eseguita con alcuni parametri chimici, inclusa la concentrazione dei metalli pesanti, non evidenziano differenze significative tra i corsi d'acqua invasi e non da *P. clarkii*, bensì indicano la tendenza a occupare siti con maggiore concentrazione di Ni, Hg, Cu. Lo studio potrebbe quindi suggerire che *P. clarkii* è in grado di tollerare la presenza di metalli pesanti nell'ambiente. Spesso, infatti, popolazioni di *P. clarkii* vivono in aree contaminate da liquami e da residui tossici industriali e presentano nei tessuti elevate concentrazioni di metalli pesanti (Geiger *et al.* 2005), quali Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb e Zn. Come mostrato da Gherardi *et al.* (2004), *P. clarkii* accumula metalli pesanti a concentrazioni più elevate rispetto a quanto accumulato dai decapodi dulcacquicoli indigeni, pur mantenuti in acque simili. In questa specie, i metalli pesanti si concentrano nel muscolo addominale, nell'epatopancreas, nel tratto digerente, nell'esoscheletro e nell'emolinfa (Madigosky *et al.* 1991). A causa di questo accumulo, i rischi di trasferimento dei metalli pesanti ai consumatori e di una loro magnificazione lungo la catena trofica sono elevati.

Analisi del contenuto stomacale

I risultati dell'analisi del contenuto stomacale devono essere valutati con cautela perché potrebbero essere influenzati dal metodo utilizzato. E' evidente, infatti, che l'elevata quantità di materiale vegetale contenuta negli stomaci può essere dovuta al differente tasso di digestione del tipo di alimenti (Crehuet *et al.* 2007). La componente di origine animale è, infatti, assimilata più facilmente e rapidamente rispetto a quella vegetale; di conseguenza la probabilità che i vegetali siano rinvenuti nello stomaco aumenta, con una conseguente sovrastima della loro importanza nella dieta (Brown *et al.* 1990; Correia 2003).

L'analisi della dieta delle quattro specie di gambero alloctono ha evidenziato la loro forte plasticità alimentare e ha fornito una stima indiretta dell'impatto sulla comunità vegetale e macrobentonica. La dieta delle quattro specie è costituita da componenti diverse, di natura animale e vegetale; quest'ultima, come atteso, sembra essere la parte più consistente. Nonostante la presenza di resti di difficile determinazione, sono stati identificati frammenti di alghe e semi oltre che ditteri, otoliti di pesce, ostracodi e resti di altri gamberi.

Dall'analisi effettuata non è emersa alcuna relazione, per la componente vegetale, tra la sua disponibilità nell'ambiente e la sua presenza nel contenuto stomacale. Questo riflette la tendenza alla fitofagia mostrata soprattutto negli adulti (Abrahamsson 1966; Rickett 1974; Flint e Goldman 1975; Ilhéu e Bernardo 1993a, b). A parte le limitazioni sopra esposte, solo in condizioni di bassa disponibilità di materiale vegetale si è osservato un aumento della



componente animale nella dieta, evidenza che suggerisce un consumo preferenziale del primo tipo di alimento (Ilhéu e Bernardo 1993a).

L'analisi del contenuto stomacale, oltre a fornire indicazioni sulla preferenza alimentare delle specie, permette anche di indagare gli effetti dei gamberi alloctoni sulle reti trofiche e il loro possibile impatto su di esse. Numerosi studi hanno dimostrato il forte impatto negativo sulla biomassa delle macrofite e sulla ricchezza di specie (Nyström 1999; Gherardi 2007). In generale, studi condotti in condizioni di laboratorio e in natura indicano una diminuzione della ricchezza di specie e di biomassa delle macrofite sommerse, mentre le specie emergenti a stelo duro sono meno affette dal consumo da parte dei gamberi (Dean 1969).

L'intensa attività di pascolo osservata in *O. rusticus*, *P. leniusculus* e *P. clarkii* sulle macrofite acquatiche (Lodge *et al.* 1994; Nyström e Strand 1996; Gherardi e Acquistapace 2007), associata alla loro azione di taglio e di sradicamento non legato al consumo (Lodge *et al.* 1994; Nyström e Strand 1996; Gherardi e Acquistapace 2007) e alla loro preferenza per i germogli e le giovani piante rispetto a quelle adulte (Nyström e Strand 1996), possono indurre un forte declino nella loro abbondanza.

La dominanza di materiale vegetale osservata negli stomaci di *P. clarkii* è in accordo con gli studi condotti su questa specie nei canali del Consorzio di Bonifica Parmigiana Moglia-Secchia (Cecchinelli 2009), dove la percentuale di materiale vegetale risulta significativamente maggiore rispetto a quella costituita da detrito e da cibo di origine animale. Questo risultato conferma che, nonostante *P. clarkii* abbia un'elevata plasticità trofica, la dieta degli esemplari adulti si basa soprattutto su materiale di origine vegetale, così come osservato da altri autori (Gutiérrez-Yurrita *et al.* 1998; Alcorlo *et al.* 2004). Anche se gli stomaci analizzati di *P. clarkii* provengono da diversi ambienti (laghi, canali d'irrigazione, grandi fiumi), la componente vegetale risulta essere sempre la più abbondante. Questo risultato è in accordo con lo studio condotto da Gherardi e Barbaresi (2008) in popolazioni di *P. clarkii* provenienti da ambienti diversi (un canale artificiale di irrigazione, un lago naturale e una risaia): indipendentemente dal sesso, dalla stagione e dal luogo, il contenuto stomacale della specie era caratterizzato da grandi quantità di detrito e di piante e in particolare dalla componente non verde delle macrofite.

Inoltre, sempre in accordo con Gherardi e Barbaresi (2008), non abbiamo qui osservato differenze significative nella dieta di *P. clarkii* tra classi di taglia e tra sessi. Questo risultato in parte contraddice quanto precedentemente osservato da altri autori (e.g. Momot 1995), che utilizzando lo stesso metodo avevano individuato una dieta prevalentemente carnivora nei giovani di varie specie di gambero. Almeno in condizioni di laboratorio, anche gli individui adulti possono manifestare un comportamento predatorio; *P. clarkii*, per esempio, si è dimostrato capace di predare pesci di piccole dimensioni, uova e girini di rana, macroinvertebrati e giovani gamberi (Gherardi et al 2001; Renai e Gherardi 2004); al contrario, in natura varie specie di gambero manifestano un comportamento vegetariano, come peraltro da noi osservato in tutte le specie qui analizzate, incluso *O. limosus* (Chiesa *et al.* 2006).

Dai nostri risultati è emerso che la componente animale del contenuto stomacale, minore rispetto a quella vegetale, era costituita in prevalenza da macroinvertebrati oltre che da resti di gambero. E' infatti noto che le specie alloctone di gambero possono alterare le reti trofiche, riducendo la biomassa degli invertebrati bentonici sedentari o comunque dotati di movimento lento, come nel caso dei gasteropodi, mentre l'impatto è più limitato nei confronti degli invertebrati dotati di movimento più rapido (Lodge *et al.* 1994; Nyström *et al.* 1996; Perry *et al.* 1997; Nyström *et al.* 1999). Questo dato è stato confermato in *A. leptodactylus*, che consuma principalmente molluschi.

Per quanto riguarda, invece, i resti di gambero va ricordato che gli adulti manifestano spesso un comportamento cannibalistico in condizioni di cattività. In realtà, il cannibalismo è stato scarsamente osservato in natura (Momot 1995) e sembra essere diretto



quasi esclusivamente verso gli animali in muta (Reynolds e O'Keeffe 2005). Come osservato da alcuni autori, la presenza di resti di gambero negli stomaci potrebbe invece derivare dal consumo delle proprie esuvie (Stenroth e Nyström 2003). Nel caso di *O. limosus* nel Lago del Salto, i resti di gambero nel contenuto stomacale potrebbero appartenere a *A. leptodactvlus* e quindi essere in realtà il risultato di eventi di predazione esercitati sulla specie sintopica. Questo dato, potrebbe confermare la maggiore vulnerabilità di *A. leptodactylus*, anche a causa della sua scarsa competitività aggressiva nei confronti di altre specie di gambero.

Analisi dell'attività di scavo

A causa dell'intensa attività di scavo, *P. clarkii* è considerato una "peste" (Hobbs *et al.* 1989). Infatti, le aree invase dalla specie risultano altamente perforate con effetti di destabilizzazione degli argini e cedimento del terreno (Huner 1977; Huner e Barr 1991). Nel Lazio, abbiamo comunque rilevato che anche il Parastacidae *C. destructor* manifesta un'altrettanto intensa attività di scavo, questo dato alimenta ulteriori preoccupazioni relativamente a una sua diffusione in altri ambienti naturali.

Soprattutto nel periodo della muta, le tane sono utilizzate come rifugio dai predatori, inclusi i conspecifici, o per protezione da temperature estreme o da condizioni di disseccamento (Gherardi *et al.* 2006). Le tane possono essere temporanee, in risposta a repentini disseccamenti, o permanenti, scavate fino a 5 m di profondità nell'interfaccia aria-acqua (Correira e Ferreira 1995). Solitamente, l'acqua è presente nella camera terminale della tana; l'imboccatura può presentare camini costituiti da un tappo di fango (tane a duomo), ma più di frequente, soprattutto sugli argini, l'imboccatura è libera, come evidente nelle tane a galleria.

L'analisi sull'attività di scavo di *P. clarkii* nei corsi d'acqua indagati ha mostrato che la sua intensità (in media 1,78 tane per m^2) è minore rispetto a quella rilevata da Correia e Ferreira (1995) (fino a 6,8 m^{-2}) o da Barbaresi *et al.* (2004) (4 m^{-2}). Inoltre, non abbiamo riscontrata alcuna correlazione tra densità di popolazione e densità delle tane, come peraltro rilevato da Barbaresi *et al.* (2004b) e da Tricarico *et al.* (2009) che avevano parlato di un uso "consumistico" degli argini.

Infatti, era stato osservato che, al termine della fase di foraggiamento i gamberi anziché tornare alla tana precedentemente occupata, tendono a costruire una nuova tana; le tane abbandonate, qualora non soggette a restauro, tendono rapidamente a collassare, rendendo gli argini maggiormente soggetti a crollo e quindi provocando elevati costi per il loro ripristino (vedi il Capitolo 5).

La presenza di tane non sembra essere associata al tipo di substrato, né tanto meno alla presenza di fango, in disaccordo con quanto descritto da Correia *et al.* (1995). In genere, le tane sono associate a una granulometria fine del substrato, come peraltro osservato in laboratorio (Grow 1982). I gamberi non sono invece capaci di costruire tane permanenti in suoli con sabbia, ghiaia e ciottoli (Grow e Merchant 1979; Grow 1982; Hobbs e Whiteman 1991; Ilhéu *et al.* 2003). Inoltre, le tane non sembrano essere correlate con la copertura vegetale degli argini, al contrario di quanto osservato nel Padule di Fucecchio (Cacchiani 2004), dove l'attività di scavo sembrava essere inibita dalla presenza di vegetazione ripariale. In *Parastacoides tasmanicus*, il numero di tane scavate è maggiore in presenza di un'alta copertura vegetale (Richardson e Wrong 1995): in questa specie, infatti, l'areazione del suolo dovuta allo scavo sembrerebbe favorire lo sviluppo dei germogli e la crescita delle piante.

BIBLIOGRAFIA

- Abrahamsson A.A. (1966) Dynamics of isolated of the crayfish *Astacus Astacus*. Linné. Oikos 17: 96–107.
- Alcorlo P., Geiger W., Otero M. (2004) Feeding preferences and food selection of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*, in habitats differing in food item diversity. Crustaceana 77: 435–453.
- Barbaresi S., Santini G., Tricarico E., Gherardi F. (2004a) Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard). Journal of Natural History 38: 2821–2832.



- Barbaresi S., Tricarico E., Gherardi F. (2004b) Factors inducing the intense burrowing activity by the red-swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. Naturwissenschaften 91: 342–345.
- Brown P.B., Tazik M.L., Blythe W.G. (1990) Consumption and apparent dry matter digestibility of acquatic macrophites by males and female crayfish (*Orconectes virilis*). Acquaculture 89: 55–64.
- Butler R. (1995) Zoogeomorphology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Cacchiani A. (2004) Valutazione dell'impatto del gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Padule di Fucecchio. Tesi di Laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Firenze.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. (1994) Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane.. Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento. Vol 1.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo, S. (1998) Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento. Vol 2.
- Cecchinelli E. (2008) L' uso di trappole e di predatori indigeni per il controllo del gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Consorzio della Bonifica Parmigiana Moglia-Secchia. Master di Primo Livello in"Gestione e Conservazione dell'Ambiente e della Fauna".
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G. (2006). Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture. 380–381: 883–902.
- Correia A.M. (2003) Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. Annales Zoologici Fennici 40: 517–528.
- Correia A.M., Ferreira O. (1995). Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. Journal of Crustacean Biology 15: 248–257.
- Crehuet M., Alcorlo P., Bravo-Utrera M.A. , Baltanás A.; Montes C. (2007) Assessing the trophic ecology of crayfish: A case study of the invasive *Procambarus clarkii*. Pp. 559–576 in Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. (F. Gherardi Ed.). Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Dean J.L. (1969) Biology of the crayfish *Orconectes causeyi* and its use for control of aquatic weeds in trout lakes. Boreau of Sport Fisheries and Wildlife. Technical paper 24.
- Flint R.W., Goldman C. R. (1975) The effect of a benthic grazer on the primary productivity of the littoral zone of the lake Tahoe. Limnology and Oceanography 20: 935–944.
- Geiger W., Alcorlo P., Baltanás A., Montes C. (2005) Impact of an introduced crustacean on the trofic webs of Mediterranean wetlands. Biological Invasions 7: 49–73.
- Gherardi F. (2006) Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Marine and Freshwater Behavior and Physiology 39: 175–191.
- Gherardi F. (2007) Understanding the impact of invasive crayfish. Pp. 507–542 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (F. Gherardi, Ed.). Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Gherardi F., Acquistapace P. (2007). Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology 52: 1249–1259.
- Gherardi F., Acquistapace P., Santini G. (2004) Food selection in omnivores: a case study of the crayfish *Austropotamobius pallipes*. Archiv für Hydrobiologie 159: 357–376.
- Gherardi F, Barbaresi S. (2008). Feeding opportunism of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii,* an invasive species. Freshwater Crayfish 16: 77–85.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S., Salvi G. (1999b) Life history patterns of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in an irrigation ditch in Tuscany, Italy. Crustacean Issues 12: 99–108.
- Gherardi F., Renai B., Corti C. (2001) Crayfish predation on tadpoles: a comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). Bulletin Française de la Pêche et de la Piscicolture 361: 659–668.
- Ghetti P.M. (1997) Manuale di applicazione Indice biotico esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo



di qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale Protezione Ambiente, Trento.

- Grow L. (1982) Burrowing/soil-texture relationships in the crayfish *Cambarus diogenes diogenes* Girard (Decapoda, Astacidae). Crustaceana 42: 150–159.
- Grow L., Merchant H. (1979) The burrow habitat of the crayfish, *Cambarus diogenes diogenes* (Girard). The American Midland Naturalist 103: 231– 237.
- Gutiérrez-Yurrita P. J., Sancho G., Bravo M.A., Baltanas A., Montes C. (1998) Diet of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Doñana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). Journal of Crustacean Biology 18: 120–127.
- Hobbs H.H., Jass J.P., Huner J.V. (1989) A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda: Cambaridae). Crustaceana 56: 299–316.
- Hobbs H.H., Whiteman D.M. (1991) Notes on the burrows, behavior, and color of the crayfish *Fallicambarus* (F.) *devastator* (Decapoda: Cambaridae). Southwestern Naturalist 36: 127–135.
- Huner J.V., Barr J.E. (1991) Red swamp crayfish: biology and exploitation, 3rd edn. Louisiana Sea Grant College Program, Centre for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge. LA.USA.
- Huner J.V. (1977) Introductions of the Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clar*kii (Girard): an update. Freshwater Crayfish 3: 193–202.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69:373–386.
- Ilhéu M., Bernardo J.M. (1993) Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. Freshwater Crayfish 9: 359–364.
- Ilhéu M., Bernardo J.M. (1995) Trophic ecology of red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) – preference and digestability of plant foods. Freshwater Crayfish 10: 132–139.
- Ilhéu M., Bernardo J.M., Fernandes S. (2007). Predation of invasive crayfish on aquatic vertebrates: the effect of *Procambarus clarkii* on fish assemblages in Mediterranean temporary streams. Pp. 543–558 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. (F. Gherardi Ed.). Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Ilhéu M., Acquistapace P., Benvenuto C., Gherardi F. (2003) Burrowing of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a temporary stream of south Portugal. Archiv für Hydrobiologie 157: 535–546
- Lodge D.M., Kershner M.W., Aloi J.E., Covich A.P. (1994) Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web. Ecology 75: 1265–1281.
- Madigosky S., Alvarez-Hernandez X., Glass J. (1991) Concentrations of aluminum in gut tissue of crayfish (*Procambarus clarkii*), purged in sodium chloride. Journal Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 49: 626–632.
- Momot W.T. (1995) Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Reviews in Fisheries Science 3: 33–63.
- Nyström P., Strand J.A. (1996) Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. Freshwater Biology 36: 673–682.
- Nyström P. (1999) Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. Pp. 63–84 in Crayfish in Europe as alien species: how to make the best of a bad situation? (F. Gherardi, D.M. Holdich Eds). A. A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- Perry W.L., Lodge D.M., Lamberti G.A. (1997) Impact of crayfish predation on exotic zebra mussels and native invertebrates in a lake-outlet stream. Canadian Journal of Fisheries and Acquatic Sciences 54: 120–125.
- Renai B., Bertocchi S., Brusconi S., Gherardi F., Grandjean F., Lebboroni M., Parinet B., Souty Grosset C., Trouilhe M.C. (2006) Ecological characterization of streams in Tuscany (Italy) for the management of the threatened crayfish *Austropotamobius pallipes* complex. Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture 380–381: 1095–1154.
- Renai B., Gherardi F. (2004) Predatory efficiency of crayfish: comparison between indigenous and non-indigenous species. Biological Invasions 6: 89–99.



- Reynolds J.D., O'Keeffe C. (2005) Dietary patterns in stream and lake-dwelling populations of *Austropotamobius pallipes*. Bulletin Française de la Pêche et de la Pisciculture 376–377: 715–730.
- Richardson A.M.M., Wrong V. (1995) The effect of a burrowing crayfish, *Parastacoides sp*., on the vegetation of Tasmanian wet heathlands. Freshwater Crayfish 10: 174–182.
- Rickett M. (1974) Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. The Progressive Fish Culturist 36: 207–211.
- Sansoni, G. (1988) Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia Autonoma di Trento.
- Siegel S., Castellan N.J. Jr (1988) Nonparametric statistics for the behavioural sciences. McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- Stenroth P., Nyström P. (2003) Exotic crayfish in a brown water stream: effect on juvenile trout, invertebrate and algae. Freswater Biology 48: 466–475.
- Statzner B., Peltret O., Tomanova S. (2000) Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: effect of a biomass gradient on baseflow and flood–induced transport of gravel and sand in experimental streams Freshwater Biology 48: 147–163.
- Souty-Gousset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. Eds (2006) Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Patrimoines Naturels 64. Parigi.
- Tricarico E., Mazza G., Signorini F., Gherardi F. (2009) Il gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Consorzio della Bonifica Parmigiana-Moglia-Secchia. Studi Trentini di Scienze Naturali (Acta Biologica). In stampa.
- Zar J.H. (1984) Biostatistical analysis. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, USA.



CAPITOLO 4:
ANALISI DIACRONICA E SINCRONICA DELL'IMPATTO

INTRODUZIONE

Oltre agli indicatori di impatto economico la cui analisi è riportata nel Capitolo 3, si è tentato di valutare l'impatto ecologico di *Procambarus clarkii* attraverso l'analisi dello stato dei corpi idrici e della comunità di macroinvertebrati sia nello stesso sito, ma prima e dopo l'invasione della specie (analisi diacronica), sia in siti diversi che, a parità di altre condizioni, differivano solo per la presenza della specie (analisi sincronica).

Come indicatore di cambiamento abbiamo utilizzato le comunità di macroinvertebrati perchè:

1) i dati relativi alla presenza delle diverse Unità Sistematiche (US) sono disponibili, per la quantificazione dell'IBE (indice biotico esteso). Secondo quanto affermato nel Decreto legislativo 152/06 tale indice, infatti, viene usato per descrivere lo stato dell'ecosistema acquatico attraverso la valutazione dello scostamento da "condizioni di riferimento" di elevata qualità; l'IBE viene calcolato considerando tutti gli elementi biotici che contribuiscono alla definizione dello stato ecologico, quali diversità e presenza di taxa sensibili (Ghetti 1997; APAT e IRSA-CNR 2003);
2) la letteratura fornisce evidenze dell'impatto di *P. clarkii* sulle comunità di macroinvertebrati sia per via diretta (attraverso la predazione) sia per via indiretta (in quanto il gambero altera l'ambiente elettivo di queste specie o ne favorisce o limita la colonizzazione). In particolare, è stato dimostrato che i macroinvertebrati rappresentano una frazione importante della dieta di *P. clarkii* (Gherardi e Barbaresi 2008; Capitolo 3 e che questa specie è in grado di determinare in breve tempo una drastica riduzione della loro ricchezza specifica e abbondanza (Gherardi e Acquistapace 2007).

Le due analisi sono state condotte per la valutazione dell'impatto di *P. clarkii* nei corpi idrici di natura lotica e guadabili (Ghetti 1997; APAT e IRSA-CNR 2003; Buffagni 2007). Le altre specie alloctone di gambero sono state escluse dall'analisi in quanto presenti esclusivamente in ambienti lentici, dove la misurazione dell'IBE non può essere effettuata. Inoltre, non esistono per questi siti corpi idrici di controllo, cioè dotati di caratteristiche simili ma attualmente non invasi, il che rende quindi impossibile l'effettuazione dell'analisi sincronica.

Ovviamente, i risultati ottenuti debbono essere valutati con la dovuta cautela, in quanto le differenze temporali e spaziali dello stato dei corpi idrici analizzati possono essere dovute a una molteplicità di fattori, a volte operanti in sinergia e legati a impatti antropici di natura diversa rispetto all'introduzione di specie.

MATERIALI E METODI

Metodi generali

Per l'analisi diacronica, abbiamo determinato la composizione della comunità di macroinvertebrati al livello tassonomico richiesto dalla metodica standard per il calcolo dell'IBE. I dati relativi agli anni precedenti all'invasione dei gamberi (1996 o anni precedenti ottenuti dalla letteratura) sono stati comparati con quelli attuali da noi rilevati nel Luglio 2008. L'analisi è stata effettuata su 21 dei 52 siti totali con presenza di *PC* corrispondenti ad ambienti lotici guadabili (Tabella 4.1).

Nell'analisi diacronica è stato possibile applicare l'indice di Sörenson che valuta la similarità tra due campioni, ad esempio lo stesso fiume prima e dopo



l'invasione di *PC*, con un valore compreso tra 0 e 1 (0: massima differenza; 1: massima somiglianza).
L'indice è calcolato attraverso la formula:

$$C_S = 2j / a+b$$

dove j è il numero di specie in comune tra i due campioni e a e b sono il numero di taxa di macroinvertebrati prima e dopo l'invasione di *PC*, rispettivamente.
Per quanto riguarda l'analisi sincronica, è stato necessario individuare siti non invasi da *PC* che presentassero caratteristiche ambientali simili (stessa pressione antropica, condizioni ambientali simili, parametri chimico-fisici confrontabili) ad altrettanti siti invasi. Per questo motivo, dei 21 siti di acque lotiche originariamente analizzati, ne sono stati scelti 10 con caratteristiche comparabili ad altrettanti siti non invasi e, su questo nuovo campione, sono stati analizzati i valori di IBE seguendo gli stessi metodi usati per l'analisi diacronica.
Per entrambe le analisi sono stati considerati i seguenti parametri:

1) IBE
2) Ruolo trofico prevalente: in ogni corso d'acqua sono state contate le US presenti nelle categorie trofiche individuate seguendo la classificazione morfo-funzionale di APAT e IRSA-CNR (2003) (Tabelle 4.1 e 4.3):
   - carnivori (C): si nutrono di altri animali (invertebrati o piccoli vertebrati);
   - detritivori (D): si nutrono di detrito vegetale;
   - erbivori (E): si nutrono di organismi autotrofi;
   - onnivori (O): si nutrono di animali e vegetali.
3) Modalità di nutrizione: le associazioni dei macroinvertebrati sono state analizzate in base alle modalità di nutrizione, confrontando il numero delle US per ciascuna modalità (Tabelle 4.1 e 4.3):
   - collettori (C): si nutrono di particelle organiche di dimensioni <1 mm;
   - tagliuzzatori (T): si nutrono di elementi grossolani di materia organica, quali foglie cadute, rametti, organismi morti (riducono i detriti in particelle fecali con diametro <1 mm);
   - raschiatori (R): si nutrono soprattutto di alghe e di altri organismi che incrostano i substrati duri;
   - predatori (P): catturano prede vive mediante apparati buccali specializzati;
   - succhiatori (S): succhiano i liquidi corporei di altri organismi.
4) Rapidità di fuga: dato che il successo di predazione del gambero, e quindi la sua capacità di influenzare per via diretta la componente biotica, è legato alla rapidità delle sue possibili prede (Lodge *et al.* 1994; Nyström *et al.* 1996; Perry *et al.* 1997; Nyström *et al.* 1999), le US sono state suddivise in due categorie in base alla loro "catturabilità" (Tabelle 4.1 e 4.3):
   - veloci (V): organismi che sono predati con difficoltà a causa della loro rapidità di movimento (come plecotteri, efemerotteri, coleotteri, crostacei e eterotteri);
   - lenti (L): organismi che possono essere predati con relativa facilità perchè sedentari o comunque scarsamente mobili (gasteropodi, tricotteri, ditteri, odonati e anellidi).
5) Analisi delle US tipiche delle acque trasparenti: l'attività di bioturbazione di *PC* potrebbe ridurre il numero delle specie tipiche di queste acque, quali plecotteri, efemerotteri e tricotteri.

Analisi statistica

Nell'analisi diacronica, per confrontare il numero di US di macroinvertebrati negli stessi corsi d'acqua prima e dopo l'invasione di *PC*, è stato utilizzato il test di Wilcoxon (statistica: Z). Le frequenze delle US e delle classi di qualità sono state analizzate utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). Il numero delle US distinte in base al ruolo trofico prevalente, alla modalità di nutrizione e alla rapidità di movimento e il numero di US tipiche delle acque trasparenti sono stati invece analizzati con un Modello Generale Linearizzato (GLM) a misure ripetute nel tempo seguito dal post-hoc di Tukey e il Mann-Whitney test (statistica: U) per individuare eventuali differenze tra le categorie considerate.
Analogamente, per l'analisi sincronica è stato utilizzato il Mann-Whitney test (statistica: U) per individuare eventuali differenze nel numero di US in corsi d'acqua in presenza e assenza di *PC*. Le frequenze delle



classi di qualità sono state analizzate utilizzando il G-test con correzione di Williams (statistica: G). Inoltre, il test GLM seguito da un test post hoc di Tukey è stato utilizzato per indagare le differenze nel numero di US distinte in ruolo trofico prevalente, modalità di nutrizione e rapidità di movimento e nel numero di US tipiche di acque trasparenti. Il t-test di Student (statistica: t) è stato poi utilizzato per individuare differenze tra singole categorie.

RISULTATI

Analisi diacronica

La composizione della comunità macrobentonica nei 21 corpi idrici invasi da *PC* è riportata in Tabella 4.1. Come si osserva in Tabella 4.2, l'indice di Sörenson nel sito *PC*45 (C_S=1) indica che la composizione macrobentonica è rimasta inalterata dopo l'invasione di *PC*, mentre in *PC*27 si è completamente modificata (C_S=0). Tra questi due estremi si trovano i valori più alti di diversificazione in *PC*17 (C_S=0,2) e minimi in *PC*19 (C_S=0,8), con un indice di similarità medio tra tutti i siti prima e dopo l'invasione di *PC* pari a 0,5±0,05. Il confronto della frequenza dei siti con alta resilienza (C_S≥0,5, i.e. i siti che mantengono le stesse US anche dopo l'invasione di *PC*) e dei siti a bassa resilienza (C_S<0,5, i.e. i siti in cui la comparsa di *PC* si associa a un'alterazione sensibile delle associazioni a macroinvertebrati) non risulta significativo (10 vs 11, G=0,075, df=1, P>,1).

Sempre in Tabella 3.2 è riportato il numero di US presenti nei corsi d'acqua analizzati e la rispettiva classe di qualità IBE prima e dopo l'invasione. Nel complesso, il numero delle US (Z=-1,86, n=21, P=0,062) e la qualità dell'acqua (Z=-1,134, P=0,257) non cambiano significativamente dopo l'invasione di *PC*. Solo in 5 corsi d'acqua sui 21 totali (24%) la qualità si è ridotta sensibilmente con l'invasione di *PC*, come indicato dall'abbassamento dell'IBE, mentre nei rimanenti 16 non si è rilevato alcun cambiamento (G=2737,423, df=1, P<0,001).

Il test GLM a misure ripetute rileva complessivamente differenze significative tra le categorie di macroinvertebrati con diverso ruolo trofico (F=135,2, df=3, P=0,000; C=D>E>O con il test post-hoc di Tukey). L'invasione di *PC* sembra accompagnarsi a cambiamenti nella frequenza relativa di queste categorie (F=2,8, df=3, P=0,04), quali la riduzione nella frequenza degli erbivori (Z= -1,736, n=21, P=0,041) (Figura 4.1). Analogamente, si sono osservate nel complesso differenze significative per le frequenze delle diverse categorie di nutrizione (F=22,11, df=4, P=0,000; C=P>R=T>S con il test post-hoc di Tukey): l'invasione del gambero appare associata alla frequenza differenziata delle diverse categorie (F=5,076, df=4, P=0,001) (Figura 4.2), con la riduzione dei collettori (Z= -2,637, n=21, P=0,004) e l'aumento dei succhiatori (Z= -2,407, n=21, P=0,006). Al contrario, la presenza di *PC* non sembra influenzare il numero di US in relazione alla loro rapidità di movimento (F=0,023, df=1, P=0,88) o al numero delle US indicatrici di acque trasparenti (F=0,034, df=2, p=0,966).

Tabella 4.1 - Unità sistematiche (US) campionate nei corpi idrici invasi da *Procambarus clarkii* ed utilizzate per il calcolo dell'IBE distinte in "P", cioè prima dell'invasione di *PC*, e "D", cioè dopo l'invasione di *PC* ed evidenziate in grigio: plecotteri (PLE), tricotteri (TRI), efemerotteri (EFE), coleotteri (COL), odonati (ODO), ditteri (DIT), eterotteri (ET), crostacei (CRO), gasteropodi (GAS), oligocheti (OLI), tricladi (TR), irudinei (IRU) e nematodi (NE). Le US sono raggruppate in base al loro ruolo trofico (RT: C=carnivori, D=detritivori, E=erbivori, O=onnivori), alle modalità di nutrizione (MN: C=collettori, P=predatori, R=raschiatori, T=tagliuzzatori, S=succhiatori) e alla rapidità di movimento (RM: L=lento e V=veloce).



US	RT	MN	RM	PC14		PC15		PC17		PC19		PC21		PC24		PC27		PC37		PC38		PC39		PC40		PC41		PC43		PC44		PC45		PC46		PC47		PC48		PC49		PC50		PC52	
				P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D
Capnia	D	T	V																																	1								
Leuctra	D	T	V															1																										
Dinocras	C	P	L															1	1																										
Hydropsichidae	O	R	L					1										1	1					1		1												1	1			1			
Limnephilidae	D	T	L																1							1												1	1		1				
Leptoceridae	D,E	R,T	L																1	1			1			1																		1
Odontoceridae	C,E	P,R	L															1	1				1			1													1					
Rhyacophilidae	C	P	L					1										1								1																		
Sericostomatidae	E	T	L															1	1																										
Baetis	D,E	A	V					1		1	1							1	1		1		1		1											1	1	1	1		1	1	1		
Caenis	D	A	V															1		1		1	1	1	1											1		1				1			
Cloen	D,E	A	V																							1														1				1
Ecdyonurus	D	A,R	V						1									1	1																		1	1						1
Ephemerella	D	A	V							1	1								1			1		1	1										1		1	1	1					1
Oligoneurella	D,E	A,R	V							1									1						1														1					
Dryopidae	D	T	V																	1																								
Dytiscidae	C	P	V																	1	1			1	1										1	1								
Elmidae	E	A	V			1												1	1							1										1	1	1	1					
Gyrinidae	C	P	V				1		1	1								1	1				1													1		1			1			
Halipidae	E	T	V																				1													1	1							
Helodidae	E	A,T	V																																		1	1							
Hydraenidae	E	R	V					1																																				
Calopteryx	C	P	L		1													1	1									1		1	1			1	1					1			
Coenagrion	C	P	L	1	1									1					1								1				1				1								
Erythromma	C	P	L									1																		1		1	1										
Onychogomphus	C	P	L																															1	1								
Orthetrum	C	P	L												1				1	1														1									1
Platycnemis	C	P	L												1					1	1	1	1	1	1									1								
Anthomydae	C	S	L					1					1												1			1	1				1									1	1
Ceratopogonidae	C	P	L						1	1					1					1	1			1					1	1					1	1							

US	RT	MN	RM	PC14		PC15		PC17		PC19		PC21		PC24		PC27		PC37		PC38		PC39		PC40		PC41		PC43		PC44		PC45		PC46		PC47		PC48		PC49		PC50		PC52	
				P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D
Chironomidae	C	P	L	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1			1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1	1		1	1
Empididae	C	S	L						1															1	1						1													
Limonidae	C	P	L			1	1		1		1	1	1																	1		1	1			1		1						
Simulidae	D,E	F	L		1			1										1	1			1	1	1		1	1		1					1	1		1	1	1	1				1	
Tabanidae	C	S	L				1						1								1						1	1	1		1				1						1	1	1	1
Tipulidae	D	T	L				1						1								1		1								1			1	1	1	1	1		1		1	1	1
Notonecta	C	S	V																1	1											1													
Asellidae	D	T	V	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1		1		1		1	1	1				1	1	1				1	1			1		1				1	1
Gammaridae	D	T	V	1	1	1					1			1				1	1			1	1	1	1				1	1	1	1				1	1	1		1					1
Palemonidae	D	T	V	1								1		1								1																						
Ancylidae	E	R	L					1																																1		1			
Bithynidae	D,E	R,T	L					1																																					
Bithynia	D,E	R,T	L	1	1				1					1					1	1								1				1	1			1	1							
Lymnaeidae	E	R,T	L																																					1					
Neritidae	E	R	L									1	1							1			1	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1								
Teodoxus	E	R	L											1	1							1	1							1		1		1	1									
Physidae	E	R	L																																							1			
Physa	E	R	L										1		1														1									1	1						
Planorbidae	D	R,T	L																																							1	1		
Segmentina	E	R	L	1	1							1	1		1													1		1	1	1	1	1	1									
Valvatidae	D,E	R,T	L										1																													1	1		
Lumbricidae	D	A	L	1							1	1	1	1	1			1	1	1			1		1	1	1	1		1		1		1		1	1		1	1	1		1		
Nadidae	C	A	L			1				1	1			1							1	1		1				1	1		1		1	1					1			1		
Tubificidae	D	A	L	1	1	1	1		1	1	1	1	1		1	1				1	1	1		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1		1	1		
Dugesiidae	C	S	L												1																													
Dugesia	C	S	L													1				1													1			1	1							
Planaridae	C	S	L					1											1																									
Dina	C	P	L					1										1											1					1	1	1	1	1				1	1
Erpobdella	C	P	L													1									1						1		1					1				1	1
Gordidae	C	S	L															1																										





Sigla	n° US prima	n° US dopo	G	P	IBE prima	IBE dopo	C_s
PC14	9	9	0	>0,1	IV	IV	0,7
PC15	5	6	0,087	>0,1	IV	IV	0,4
PC17	12	9	0,420	>0,1	III	IV	0,2
PC19	8	9	0,057	>0,1	II	III	0,8
PC21	9	12	0,420	>0,1	IV	IV	0,7
PC24	9	11	0,195	>0,1	IV	IV	0,4
PC27	2	3	-	-	IV	V	0
PC37	10	14	0,656	>0,1	III	III	0,4
PC38	13	14	0,036	>0,1	III	III	0,4
PC39	18	23	0,604	>0,1	II	II	0,6
PC40	10	12	0,178	>0,1	IV	IV	0,7
PC41	7	7	0,065	>0,1	III	III	0,3
PC43	11	11	0	>0,1	IV	IV	0,6
PC44	10	12	0,178	>0,1	IV	IV	0,5
PC45	11	11	0	>0,1	IV	IV	1
PC46	15	16	0,032	>0,1	II	II	0,3
PC47	12	9	0,420	>0,1	IV	III	0,4
PC48	14	11	0,354	>0,1	II	III	0,5
PC49	15	19	0,465	>0,1	III	III	0,7
PC50	7	8	0,065	>0,1	II	III	0,3
PC52	13	14	0,036	>0,1	III	III	0,7

Tabella 4.2 - Confronto prima e dopo l'invasione di *Procambarus clarkii* per: numero di unità sistematiche (US), classe di qualità dell'IBE (in grigio sono indicati i corpi idrici dove l'indice è oggi più basso) e valori dell'indice di Sörenson. Le US sono raggruppate in plecotteri (PLE), tricotteri (TRI), efemerotteri (EFE), coleotteri (COL), odonati (ODO), ditteri (DIT), eterotteri (ET), crostacei (CRO), gasteropodi (GAS), oligocheti (OLI), tricladi (TR) e irudinei (IRU)

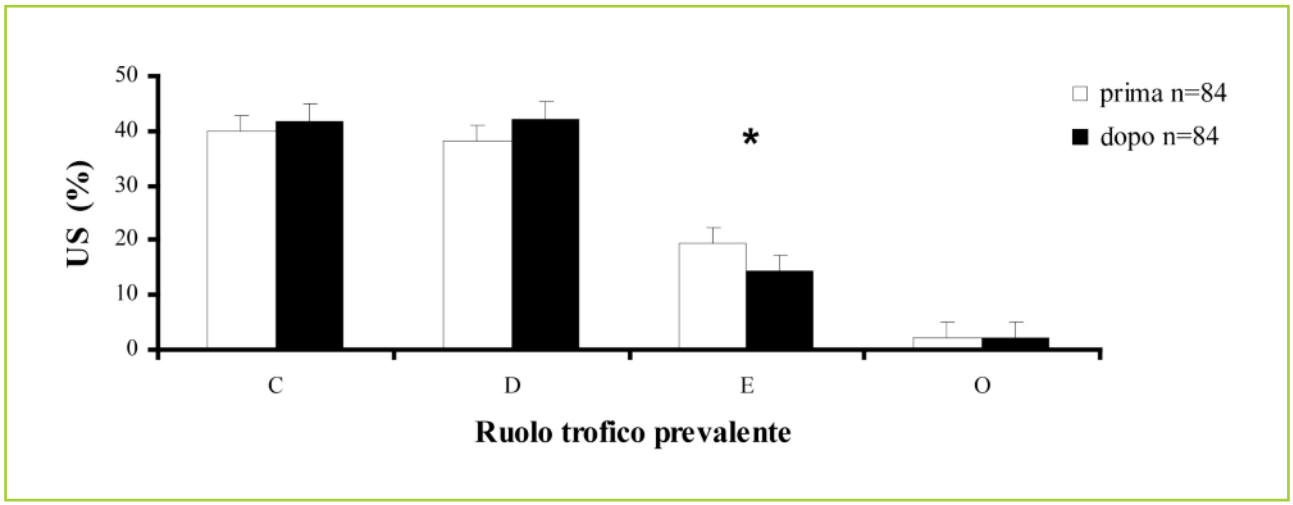


Figura 4.1 - Analisi diacronica (prima e dopo l'invasione di *Procambarus clarkii*): distribuzione di frequenza delle US dei macroinvertebrati distinte in base al ruolo trofico prevalente: carnivori (C), detritivori (D), erbivori (E) e onnivori (O).

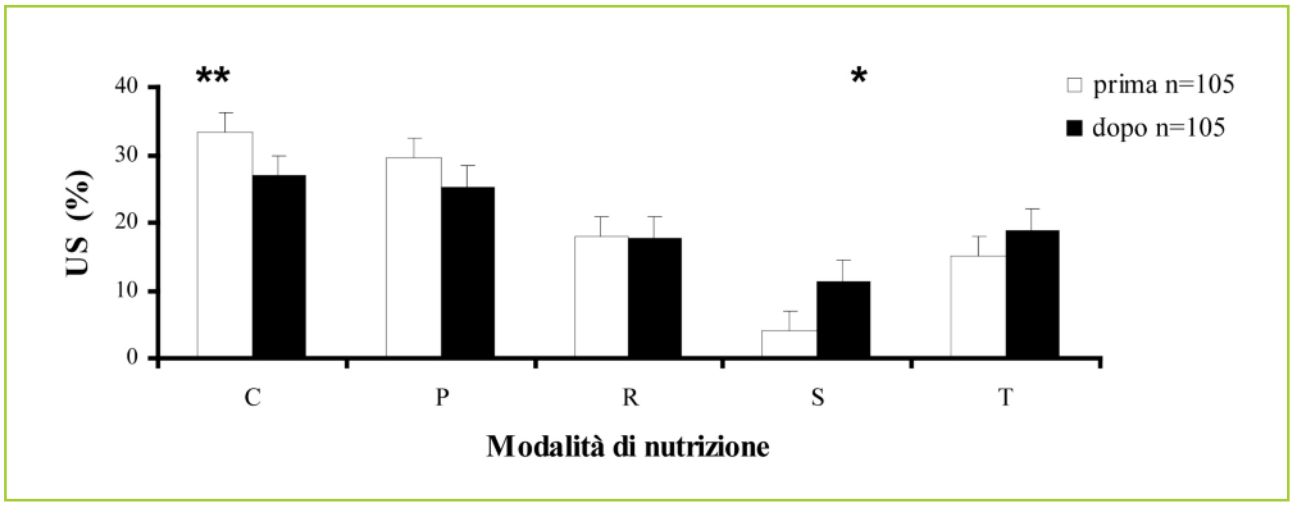


Figura 4.2 - Analisi diacronica (prima e dopo l'invasione di *Procambarus clarkii*): distribuzione di frequenza delle US dei macroinvertebrati distinte in base alle modalità di nutrizione: collettori (C), predatori (P), raschiatori (R), succhiatori (S) e tagliuzzatori (T).

Analisi sincronica

La composizione della comunità macrobentonica nei 10 corpi idrici invasi da *PC* e nei 10 controlli individuati per l'analisi sincronica è riportata in Tabella 4.1. Non emergono differenze significative nel numero di US (U=38, n=10,10, p=0,39) tra siti con presenza o assenza di *PC*. Tuttavia, la qualità dell'acqua, valutata attraverso l'IBE, risulta significativamente peggiore in presenza di *PC* (accorpando le classi I-II di qualità buona e le classi di qualità bassa III-IV-V: G=5,79, df=1, P=0,043) (Tabella 4.2).

Il test GLM ha rilevato che nel complesso esistono differenze significative tra le categorie trofiche dei macroinvertebrati (F=81,665, df=3, 80, P=0,0001, O<E<D=C con il test post-hoc di Tukey) e che la presenza del gambero si associa alla diversa abbondanza di alcune categorie (F=4,767, df=3, 80, P=0,004) (Figura 4.3), con l'aumento nella frequenza dei carnivori (t=2,4, df=18, P=0,027) e la riduzione di quella degli erbivori (t=-2,239, n=18, P=0,038). La stessa analisi GLM applicata alle categorie che esprimono diverse modalità di nutrizione evidenzia differenze significative (F=9,659, df=4, 100, P=0,0001, S=R<C=P=T con il test post-hoc di Tukey), ma non rileva alcuna associazione significativa con la presenza di *PC* (F=1,789, df=4, 100, P=0,138). Analogamente, la presenza del gambero non è associata a una diversa frequenza di US con diversa rapidità di movimento (F=0,411, df=1, 40, P=0,526) o al numero delle specie indicatrici di acque trasparenti (F=0,138, df=2, 60, P=0,871).

Tabella 4.3 - Analisi sincronica. Unità sistematiche (US) campionate nei 10 corpi idrici invasi da *Procambarus clarkii* (*PC*, in grigio) e in 10 siti di controllo (*C*) ed utilizzate per il calcolo dell'IBE: plecotteri (PLE), tricotteri (TRI), efemerotteri (EFE), coleotteri (COL), odonati (ODO), ditteri (DIT), eterotteri (ET), crostacei (CRO), gasteropodi (GAS), oligocheti (OLI), tricladi (TR) e irudinei (IRU). Le US sono raggruppate in base al loro ruolo trofico (RT: C=carnivori, D=detritivori, E=erbivori, O=onnivori), alle modalità di nutrizione (MN: C=collettori, P=predatori, R=raschiatori, T=tagliuzzatori, S=succhiatori) e alla rapidità di movimento (RM: L=lento e V=veloce).



	US	RT	MN	RM	PC14	PC15	PC17	PC19	PC21	PC24	PC27	PC37	PC40	PC43	C17	C18	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26	
PLE	Capnia	D	T	V											1	1									
	Leuctra	D	T	V											1	1									
	Dinocras	C	P	L								1													
TRI	Brachycentridae	D,E	R,T	L											1	1	1								
	Glossomatidae	O	R	L												1	1								
	Hydropsichidae	O	R	L								1					1		1						
	Limnephilidae	D	T	L								1													
	Leptoceridae	D,E	R,T	L								1			1	1									
	Odontoceridae	C,E	P,R	L								1				1									
	Rhyacophilidae	C	P	L												1	1								
	Sericostomatidae	E	T	L								1			1	1	1	1							
EFE	Rhitrogena	D,E	A	V												1	1	1							
	Epeorus	D,E	A,R	V													1								
	Baetis	D,E	A	V				1				1	1			1	1	1	1						
	Caenis	D	A	V									1												
	Cloen	D,E	A	V											1	1				1					
	Ecdyonurus	D	A,R	V			1					1			1	1	1	1							
	Ephemerella	D	A	V				1				1							1						
	Oligoneurella	D,E	A,R	V								1													
COL	Helophoridae	E	T	V											1	1									
	Dryopidae	D	T	V																					
	Dytiscidae	C	P	V									1		1	1				1					
	Elmidae	E	A	V								1			1		1	1		1	1				
	Gyrinidae	C	P	V		1	1					1													
	Halipidae	E	T	V																1					
	Helodidae	E	A,T	V																	1				
	Hydraenidae	E	R	V																					
ODO	Chalecolestes	C	P	L										1		1									
	Crocotemis	C	P	L										1		1									
	Phyrrosoma	C	P	L										1						1					
	Calopteryx	C	P	L	1							1			1	1			1	1					
	Coenagrion	C	P	L	1							1													
	Erythromma	C	P	L										1											
	Onychogomphus	C	P	L										1						1					
	Orthetrum	C	P	L						1		1				1									
	Platycnemis	C	P	L						1			1							1					



	US	RT	MN	RM	PC14	PC15	PC17	PC19	PC21	PC24	PC27	PC37	PC40	PC43	C17	C18	C19	C20	C21	C22	C23	C24	C25	C26
	Athericidae	C	S	L										1	1	1	1							
DIT	Anthomydae	C	S	L					1				1	1								1		
DIT	Ceratopogonidae	C	P	L			1			1										1				
DIT	Chironomidae	C	P	L	1		1	1	1	1		1	1		1	1		1	1	1	1	1	1	1
DIT	Empididae	C	S	L									1				1							
DIT	Limonidae	C	P	L		1	1	1	1								1							
DIT	Simulidae	D,E	F	L	1							1			1			1						
DIT	Tabanidae	C	S	L		1			1					1										
DIT	Tipulidae	D	T	L		1			1				1			1				1				
ET	Corixa	E	R,S	V												1								
ET	Nepa	C	S	V												1								
ET	Notonecta	C	S	V												1								
CRO	Asellidae	D	T	V	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1					1		1	
CRO	Gammaridae	D	T	V	1			1				1	1		1	1	1	1			1	1		
CRO	Palemonidae	D	T	V																				
GAS	Ancylidae	E	R	L										1				1	1					
GAS	Bithynidae	D,E	R,T	L	1									1										
GAS	Bithynia	D,E	R,T	L								1								1	1			
GAS	Lymnaeidae	E	R,T	L																				
GAS	Lymnea	E	R,T	L					1							1	1	1	1					
GAS	Teodoxus	E	R	L						1				1										
GAS	Physidae	E	R	L																				
GAS	Physa	E	R	L					1	1						1				1		1	1	
GAS	Planorbidae	D	R,T	L																				
GAS	Segmentina	E	R	L	1				1	1														
GAS	Valvatidae	D,E	R,T	L					1															
OLI	Lumbricidae	D	A	L				1	1	1		1					1			1	1			1
OLI	Nadidae	C	A	L				1																
OLI	Tubificidae	D	A	L	1	1	1	1	1	1		1					1		1	1	1	1	1	1
TR	Dugesiidae	C	S	L						1														
TR	Dugesia	C	S	L							1										1			1
TR	Planaridae	C	S	L																				
IRU	Glossiphonia	C	P	L														1						
IRU	Dina	C	P	L											1			1		1	1	1		
	Erpobdella	C	P	L							1													

Sigla	LOCALITÀ	CORPO IDRICO	n° US	IBE
PC14	Ponte Galeria	Fiume Tevere	9	IV
PC15	Canale della Lingua	Canale della Lingua	6	IV
PC17	Sant'Apollinare	Fiume Liri	9	IV
PC19	Marina di Cerveteri	Fosso Vacina	9	III
PC21	Labaro	Lago della Diga	12	IV
PC24	Ponte Mammolo	Fiume Tevere	11	IV
PC27	Osteria Nuova	Fiume Arrone	3	V
PC37	Pomonte	Fiume Farfa	14	III
PC41	Castel Sant'Elia	Fosso Osentino	7	III
PC43	Nazzano	Fiume Farfa	11	IV
C17	Monteleone Sabino (RI)	Fiume Farfa	18	I
C18	I Granari (RI)	Fiume Farfa	29	I
C19	Subiaco (RM)	Fiume Aniene	18	II
C20	Roviano (RM)	Fiume Aniene	14	II
C21	Marta (VT)	Fiume Marta	8	III
C22	Tarquinia (VT)	Fiume Marta	15	III
C23	Spinaceto (RI)	Fiume Velino	9	IV
C24	Repasto (RI)	Fiume Velino	8	IV
C25	Ciampino (RM)	Fosso Almone	4	V
C26	Roma (RM)	Fosso Almone	4	V

Tabella 4.4 - Analisi sincronica: siti invasi da *Procambarus clarkii* (*PC*, in grigio) e controlli (*C*) con le relative località, numero di unità sistematiche (US) e classi di qualità dell'IBE.

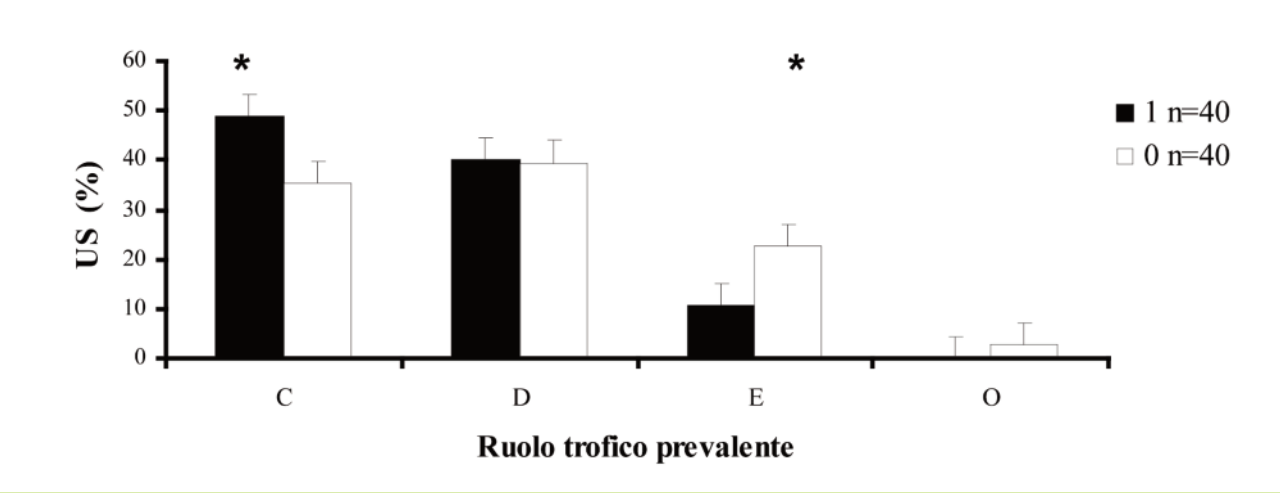


Figura 4.3 - Analisi sincronica (1: siti con presenza di *PC*, 0: siti con assenza di *PC*): distribuzione di frequenza delle US dei macroinvertebrati distinte in base al ruolo trofico prevalente: carnivori (C), detritivori (D), erbivori (E) e onnivori (O).

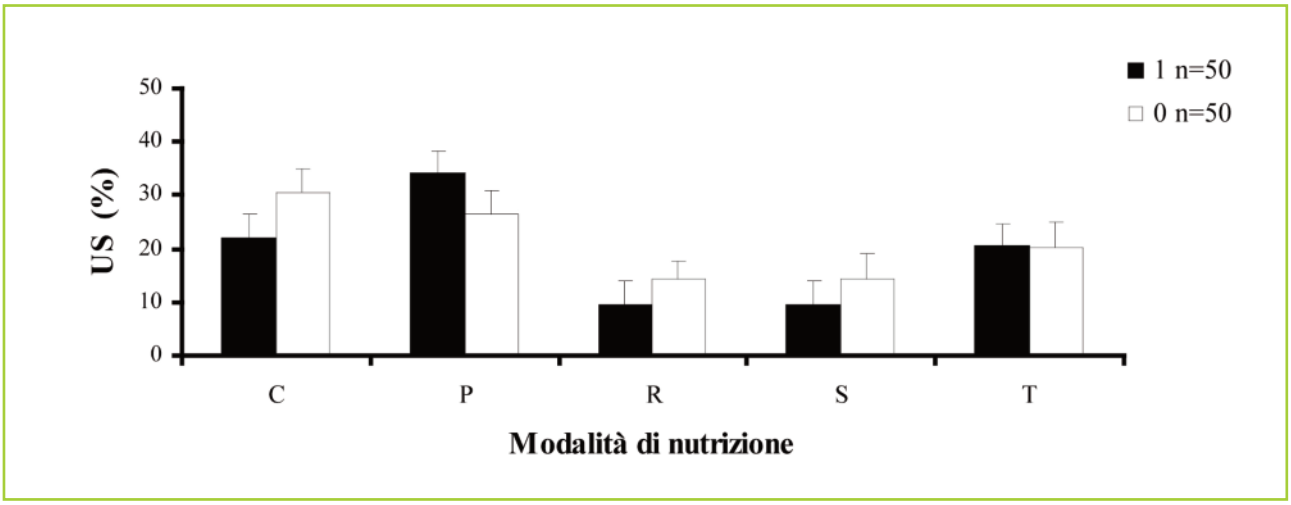


Figura 4.4 - Analisi sincronica (1: siti con presenza di *PC*, 0: siti con assenza di *PC*): distribuzione di frequenza delle US dei macroinvertebrati distinte in base alle modalità di nutrizione: collettori (C), predatori (P), raschiatori (R), succhiatori (S) e tagliuzzatori (T).

DISCUSSIONE

Contrariamente a quanto riportato in letteratura (Geiger *et al.* 2005; Rodríguez *et al.* 2005), l'invasione di *P. clarkii* non sembra essere associata a una significativa riduzione nella qualità dell'acqua come rilevato dall'IBE rispetto agli stessi siti prima dell'invasione (analisi diacronica). Al contrario, una riduzione significativa nella qualità dell'acqua si accompagna all'attuale presenza di *P. clarkii* quando questi siti sono stati confrontati con i corsi d'acqua che, a parità di altre condizioni, non risultano ancora invasi (analisi sincronica). Questi dati, apparentemente contrastanti, potrebbero essere dovuti al fatto che le due analisi non sono confrontabili. In particolare, l'analisi diacronica potrebbe indurre a interpretazioni erronee a causa di differenze nello sforzo e nell'accuratezza del campionamento tra prima e dopo l'invasione. È presumibile, comunque, che nell'arco dei circa 20 anni intercorsi dalla sua invasione, gli effetti di *P. clarkii* sulle comunità dei macroinvertebrati siano stati in qualche modo compensati dalla variazione di altri fattori. È inoltre possibile che le comunità di macroinvertebrati abbiano avuto il tempo per recuperare e per adattarsi all'invasore, fenomeno questo che potrebbe suggerire una certa reversibilità dell'impatto inizialmente subito dal sistema. Tale reversibilità può essere ovviamente evidenziata solo attraverso studi a lungo termine (Mc Carthy *et al.* 2006), a sostegno dell'importanza del metodo qui adottato e della necessità di intensificare questo tipo di studi (Gherardi 2007).

Al contrario di quanto operato per l'analisi diacronica, la raccolta dati per l'analisi sincronica è stata effettuata dagli stessi operatori con modalità standardizzate e lungo un arco temporale ristretto; di conseguenza, questa analisi ha la potenzialità di fornire informazioni più fini che ci permettono di evidenziare nei dettagli i possibili effetti della specie invasiva. Come già rilevato, comunque, entrambe le analisi non ci permettono di ottenere relazioni del tipo causa (invasione del gambero) ed effetto (modifiche nelle comunità di macroinvertebrati), ma ci forniscono esclusivamente indicazioni relative all'associazione tra questi due fenomeni. Nonostante questa limitazione e il ruolo prettamente esplorativo delle analisi da noi effettuate, le informazioni ottenute risultano particolarmente importanti, in quanto forniscono utili suggerimenti che studi successivi potranno analizzare in modo più puntuale e circostanziato.

In entrambe le analisi non abbiamo riscontrato alcun cambiamento nel numero delle US registrate (anche se il valore si approssima alla significatività nell'analisi sincronica) o nella frequenza dei taxa indicatori di acque limpide. È comunque da tener presente che l'IBE non fornisce informazioni di tipo quantitativo



per ogni singolo taxon, in quanto, per definizione, rappresenta un indice sintetico della qualità delle acque che si basa su valutazioni di tipo qualitativo. Di conseguenza, la mancata diminuzione nel numero di US successivo all'invasione di *P. clarkii* non esclude che la specie possa aver causato una diminuzione significativa nell'abbondanza di alcuni taxa, diminuzione che l'analisi dell'IBE non ci permette di evidenziare.
In entrambe le analisi abbiamo rilevato un cambiamento nella frequenza relativa delle diverse categorie trofiche, con una riduzione negli erbivori (in entrambe le analisi) e un aumento dei carnivori (nella sola analisi sincronica). Analogamente, si sono osservate, ma solo in seguito all'analisi diacronica, differenze significative nelle categorie relative alle modalità di nutrizione, con la diminuzione dei collettori e l'aumento dei succhiatori dopo l'invasione di *P. clarkii*. Una drastica diminuzione nel numero dei generi di macroinvertebrati (da 31 a 9), soprattutto erbivori, era stata registrata nel Lago Chozas (Spagna) in seguito all'invasione di *P. clarkii* che aveva causato la rapida scomparsa del 99% della copertura vegetale (Rodríguez *et al.* 2005); secondo gli autori, i macroinvertebrati erbivori si erano ridotti a causa della perdita della loro risorsa alimentare. La riduzione significativa dei macroinvertebrati erbivori da noi evidenziata potrebbe essere imputata alle stesse cause, anche se questa ipotesi non può essere validata per via quantitativa in quanto mancano dati pregressi relativi alla copertura vegetale. La riduzione nelle US di erbivori potrebbe essere stata inoltre innescata dalla competizione con i gamberi adulti, anch'essi prevalentemente erbivori, come peraltro mostrato dall'analisi del contenuto stomacale (Capitolo 3). Altri effetti sulla composizione dei macroinvertebrati a discapito dei taxa associati alle macrofite potrebbero essere di tipo indiretto e potrebbero risultare indipendenti da ragioni esclusivamente trofiche. La riduzione del detrito vegetale associata all'attività alimentare dei gamberi potrebbe avere inoltre comportato la riduzione nella frequenza dei taxa dotati di modalità di alimentazione di tipo collettore-filtratore (alcuni efemerotteri, tricotteri e ditteri).

Inaspettatamente, l'invasione di *P. clarkii* non appare essere associata a significative differenze nella frequenza di taxa con diversa rapidità di locomozione (da noi distinti in lenti e veloci). È noto che i gamberi alloctoni predano con maggiore facilità gli invertebrati bentonici sedentari o comunque poco mobili, come molluschi (Momot 1995; Covich 1997; Goddard 1988; Hanson *et al.* 1990; Olsen et al 1991; Ilhéu e Bernardo 1993; Perry *et al.* 1997, 2000; Wilson *et al.* 2004). Proprio in virtù delle sue capacità predatorie nei confronti dei gasteropodi, *P. clarkii* fu introdotto negli anni 1960 in Kenia per il controllo biologico delle popolazioni di *Biomphalaria* spp. e *Bulinus* spp., ospiti intermedi della schistosomiasi (Rosenthal *et al.* 2001). L'impatto di *P. clarkii* e di altri gamberi alloctoni risulta essere invece minore nei confronti degli invertebrati più rapidi nei movimenti (Lodge *et al.* 1994; Nyström *et al.* 1996; Perry *et al.* 1997; Nyström *et al.* 1999), come isopodi, anfipodi, alcuni ditteri, eterotteri e coleotteri, ma anche nei confronti delle specie dotate di astucci protettivi (Tricotteri) e che vivono nel sedimento (alcuni ditteri) (Lodge *et al.* 1994; Nyström *et al.* 1996).
Come già detto, questa apparentemente ovvia differenza di impatto da parte di *P. clarkii* sui taxa in base alla loro velocità di movimento non è stata rilevata dalle nostre analisi. In realtà, è da sottolineare che, nella maggior parte dei casi, gli studi sopra elencati sono stati eseguiti in ambienti semi-naturali e hanno analizzato cambiamenti in termini di abbondanza e di biomassa. I risultati di questi studi sono quindi di difficile comparazione con i nostri dati, ottenuti invece in ambienti naturali e non sperimentali.

BIBLIOGRAFIA

- APAT, IRSA-CNR (2003) Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice biotico esteso (IBE). APAT Manuali e Linee guida 29/2003 3: 1115-1136.
- Buffagni A., Erba S. (2007) Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) – Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guidabili. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA N. 1 68–93 ed. on-line www.irsa.cnr.it



- Covich P. (1977) How do crayfish respond to plants and Mollusca as alternate food resources? Freshwater Crayfish 3: 165–179.
- Geiger W., Alcorlo P., Baltanas A., Montes C. (2005) Impact of an introduced crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. Biological Invasions 7: 49–73.
- Gherardi F. (2007) Understanding the impact of invasive crayfish. Pp. 507–542 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (F. Gherardi, Ed.). Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Gherardi F., Barbaresi S. (2008) Feeding opportunism of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. Freshwater Crayfish 16: 77–85.
- Gherardi F., Acquistapace P. (2007) Invasive crayfish in Europe: impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. Freshwater Biology 52: 1249–1259.
- Ghetti P.F. (1997) Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento.
- Goddard J.S. (1988) Food and feeding. Pp 145–166 in Freshwater Crayfish, Management and Exploitation. (D.M. Holdich, R.S. Lowery, eds) Croom Helm, London, UK.
- Hanson J.M., Chambers P.A., Prepas E.E. (1990) Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates. Freshwater Biology 24: 69–80.
- Ilhéu M., Bernardo J. M. (1993) Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. Freshwater Crayfish 9: 359–364.
- Lodge D.M., Kershner M.W., Aloi J.E., Covich A.P. (1994) Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater food web. Ecology 75: 1265-1281.
- McCarthy J.M., Hein C.L., Olden J.D., Vander Zanden M.J. (2006) Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. Freshwater Biology 51: 224–235.
- Momot W.T. (1995) Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Reviews in Fisheries Science 3: 33–63.
- Nyström P., Bronmark C., Graneli W. (1996) Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? Freshwater Biology 36: 631–646.
- Nyström P., Bronmark C., Graneli W. (1999) Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. Oikos 85: 545–553.
- Olsen T.M., Lodge D.M., Capelli G.M., Moulihan R.J. (1991) Mechanisms of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails and macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1853–1861.
- Perry W.L., Lodge D.M., Lamberti G.A. (1997) Impact of crayfish predation on exotic zebra mussels and native invertebrates in a lake-outlet stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 120–125.
- Perry W.L., Lodge D.M., Lamberti G.A. (2000) Crayfish (*Orconectes rusticus*) impacts on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) recruitment, other macroinvertebrates and algal biomass in a lake-outlet stream. American Midland Naturalist 144: 308–316.
- Rodrìguez C.F., Bécares E., Fernàndez-Alàez M. (2005) Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. Biological Invasions 7: 75–85
- Rosenthal S.K., Lodge D.M., Muohi W., Ochieng P., Chen T., Mkoji G., Mavuti K. (2001) Louisiana crayfish in Kenyan ponds: non-target effects of a potential biocontrol agent. In: Abstracts of Annual Meeting North American Benthological Society, LaCrosse, Wisconsin, 3–8 June 2001.
- Wilson K.A., Magnuson J.J., Lodge D.M., Hill A.M., Kratz T.K., Perry W.L., Willis T.V. (2004) A long-term rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) invasion: dispersal patterns and community change in a north temperate lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 2255-2266.



CAPITOLO 5:
IMPATTO ECONOMICO

INTRODUZIONE

Secondo Pimentel *et al.* (2000, 2002), i danni economici prodotti dalle specie invasive ammontano, solo negli Stati Uniti d'America, a $ 137 miliardi l'anno. Nell'Unione Europea, il costo delle specie alloctone, stimato attraverso un approccio conservativo, ammonta a circa € 12 miliardi l'anno (EC 2008), ma si attende un drastico e veloce incremento di questo valore a causa della costante crescita degli scambi internazionali e quindi delle introduzioni.

Il primo studio che in Italia ha stimato i costi di una specie alloctona è quello relativo alla nutria (*Myocastor coypus*), specie importata dal Sud America che, tra il 1995 e il 2000, ha prodotto danni per circa € 2,5 milioni l'anno; a causa della sua continua espansione, il costo potrà superare presto i € 12 milioni l'anno (Panzacchi *et al.* 2007). Inoltre, si è rilevato che, nonostante un piano di controllo della nutria della durata di almeno 5 anni, i costi derivanti dai danni sulla produzione agricola e sulla stabilità degli argini non sono diminuiti. Un secondo esempio di stima dei costi in Italia è quella effettuata sul tarlo asiatico (*Anoplophora chinensis)* in provincia di Milano: un primo sforzo di eradicazione ha richiesto l'abbattimento di 2000 alberi per un costo di oltre € 1 milione (Van der Gaag 2007). Non esistono, invece, studi relativi ai danni prodotti dai crostacei decapodi alloctoni, studi che peraltro sono assai rari anche in altre regioni del mondo e spesso hanno prodotto stime parziali. L'unica eccezione è l'analisi condotta sul granchio cinese *Eriocheir sinensis,* in Germania (S. Gollasch, comun. pers.) (Tabella 5.1). Le perdite economiche, dovute alla riduzione del pescato, ammontano a € 73,4-84,7 milioni dal 1912 ad oggi (circa € 1,2 milioni annui). D'altra parte, i ricavi della vendita del granchio ammontavano a € 3-4,5 milioni nel periodo compreso tra il 1994 al 2004 per un totale di € 400.000 l'anno. Ne risulta quindi un

Costi (rapportati alla valuta attuale)	Stima dei costi in € (calcolo per difetto)	Stima dei costi in € (calcolo per eccesso)
Costo per le attrezzature adibite alla cattura 1935-45: Installazione di attrezzature (35, costo medio 750 €)	26.250	26.250
1996-98: Come sopra	10.000	10.000
Pulizia e manutenzione delle attrezzature 1935-45: Costo del lavoro per 8-10 settimane di 1/2 operatori (salario 300 €)	24.000	60.000
1996-98: Come sopra	40.000	40.000
Costo per danneggiamento agli argini e predazione su specie indigene (difficile da quantificare)	20.000	50.000
Perdita del commercio di pesce (di estuario e fiume) 1930-50: Riduzione di introiti per 250 pescatori e costo per la ripazione delle reti	65.000.000	75.000.000
1994-2004: Come sopra per 60 pescatori	8.000.000	9.000.000
1994-2004: Perdita per gli stabilimenti di acquacoltura	75.000	100.000
Predazione sul cibo per pesci (macrozoobenthos) con loro riduzione nell'accrescimento (10.000-20.000 € all'anno per 30 anni)	300.000	600.000
Stima totale	**73.495.250**	**84.886.250**

Tabella 5.1 - Stima dei costi prodotti dal granchio *Eriocheir sinensis* in Germania (S. Gollasch, comun. pers.).



costo complessivo annuale di circa € 800.000.
La conoscenza dei costi prodotti dai gamberi alloctoni è in generale scarsa o addirittura assente e non esistono analisi simili a quelle condotte per *E. sinensis*. Tuttavia, esistono numerosi esempi che dimostrano che l'introduzione di gamberi di elevato valore commerciale ha in realtà avuto risultati negativi, non solo dal punto di vista ambientale, ma anche da quello economico. Per esempio, in Africa, un numero limitato di progetti effettuati con lo scopo di avviare l'esportazione ha prodotto i risultati attesi. Ad esempio, in alcuni laghi del Kenia dove *P. clarkii* era stato introdotto a questo scopo, il pescato, immediatamente dopo l'introduzione, ammontava a circa 100 tonnellate all'anno per lago per poi ridursi a 40 tonnellate a causa della scarsa domanda del prodotto; peraltro, il mercato era solo locale in particolare legato al turismo (Smart *et al.* 2002). Al contrario, i gamberi hanno iniziato a danneggiare la pesca (provocando ferite a pesci se intrappolati negli stessi tramagli o spezzando le reti; De Moor 2002).
Ancora più difficile risulta essere la stima dei danni economici dovuti alla perdita di biodiversità provocata dai gamberi introdotti. Una delle poche eccezioni è il costo di $ 4,5 milioni di dollari per la conservazione di *Pacifastacus fortis* in California minacciato da *Pacifastacus leniusculus* (Gherardi 2007) e di £100.000 sterline spese per eradicare (senza successo) *P. leniusculus* dai fiumi della Scozia (Collins 2006).
In Europa, l'introduzione di gamberi alloctoni ha suscitato un acceso dibattito relativamente ai vantaggi e ai rischi associati. Infatti, secondo alcuni, i gamberi alloctoni hanno contribuito in modo positivo all'economia, in quanto hanno 1) ripristinato realtà culturali tradizionali come la pesca dei gamberi in Svezia e Finlandia, 2) prodotto benefici economici per alcune famiglie in aree depresse economicamente, come l'Andalusia in Spagna, 3) indotto una diversificazione dell'agricoltura attraverso l'inclusione dell'astacicoltura e 4) sviluppato il commercio estero (Gherardi 2007). Tuttavia, l'introduzione di gamberi, sebbene con un elevato valore commerciale, ha in realtà prodotto risultati negativi nei mercati locali. Ad esempio, l'obiettivo originario degli astacicoltori inglesi di allevare gamberi per l'esportazione in Scandinavia, dove le quotazioni di mercato sono molto alte, non ha prodotto i risultati attesi, poiché la maggior parte delle esportazioni ha interessato gamberi presenti in natura piuttosto che quelli allevati (Holdich 1999).
Nella nostra analisi, la prima in Italia, abbiamo analizzato i costi e gli eventuali benefici prodotti da *Procambarus clarkii* a varie attività produttive (pesca professionale, agricoltura, consorzi di bonifica, laghetti di pesca sportiva e stabilimenti di acquacoltura), insieme ad altri costi che gli enti hanno dovuto affrontare, come il finanziamento di programmi di ricerca scientifica.

MATERIALI E METODI

Il danno economico alla pesca professionale è stato stimato somministrando il questionario in Allegato 5.1 ad alcuni pescatori professionisti operanti nei laghi di Bracciano (5 gruppi), Bolsena (5 gruppi), Albano (2 gruppi) e Fondi (2 gruppi). Scopo del questionario era quello di verificare gli effetti di *P. clarkii* sulla quantità e sulla qualità del pescato ed eventualmente di mettere in luce l'impatto positivo della specie legata alla sua vendita nei mercati ittici. Per la valutazione del danno economico alle coltivazioni, abbiamo somministrato il questionario in Allegato 5.2 ai consorzi agricoli dell'Agro Pontino in Provincia di Latina (elencati in Tabella 5.2). Questa area è stata scelta come oggetto dell'indagine in quanto è fortemente interessata dal settore dell'agricoltura e in quanto, a causa della estesa canalizzazione dovuta alla bonifica negli anni 1930, è anche soggetta all'invasione e alla rapida diffusione di *P. clarkii*.
Per stimare il danno economico prodotto dall'attività di scavo di *P. clarkii* abbiamo analizzato il costo del ripristino straordinario degli argini. A tal fine abbiamo intervistato (anche telefonicamente) alcuni operatori delle Autorità di Bacino e dei Consorzi di Bonifica seguendo il questionario in Allegato 5.3.



Infine, per stimare il danno economico prodotto ai laghetti di pesca sportiva, che in parte può anche incidere sulle attività ricreative, abbiamo intervistato i proprietari di 41 esercizi nelle province di Roma e di Latina somministrando il questionario in Allegato 5.4.

Per una stima di altri costi indiretti prodotti da *P. clarkii*, abbiamo effettuato una ricerca relativa all'entità dei finanziamenti erogati da parte di Enti (quali, ad esempio, l'Agenzia Regionale per i Parchi della Regione Lazio) a partire dal 2005 per sostenere interventi per il monitoraggio e la ricerca sulla biologia di *P. clarkii* e delle altre specie alloctone di gambero, oltre a studi di salvaguardia delle specie indigene minacciate da queste specie, in particolare *Austropotamobius pallipes*.

RISULTATI

Danni economici alla pesca professionale

Nell'86% dei casi, la pesca nei laghi laziali è praticata con reti da posta o pelagica. Le specie pescate più frequentemente nel Lago di Bracciano sono: luccio (*Esox lucius*), persico reale (*Perca fluviatilis*), boccalone (*Micropterus salmoides*), coregone (*Coregonus lavaretus*), anguilla (*Anguilla anguilla*), persico sole (*Lepomis gibbosus*) e latterino (*Atherina boyeri*), a cui si aggiungono specie pescate occasionalmente come il granchio (*Potamon fluviatile*) e il gambero rosso della Luisiana. Nel Lago di Fondi sono pescate specie di acqua salata o salmastra, quali il cefalo (*Mugil cephalus*), il muggine calamita (*Liza ramada*) e la spigola (*Dicentrarchus labrax*). Nel 57% di casi, tutte le specie pescate vengono commercializzate, ad eccezione dei granchi, dei gamberi e delle rovelle (*Rutlus rubidio*) nel Lago di Bracciano e delle carpe (*Cyprinus carpio)* nel Lago di Fondi. Le specie di maggior interesse commerciale sono persico, anguilla, luccio e latterino nei laghi di Bracciano e di Bolsena, il muggine calamita nel Lago di Fondi.

Tutti i pescatori intervistati hanno notato nel complesso un cambiamento nella varietà del pescato e, soprattutto, una diminuzione nella quantità. Il 50% degli intervistati ritiene che questo cambiamento sia dovuto all'eccessivo sforzo di pesca e il 14% al peggioramento nella qualità delle acque, mentre il 36% a entrambi questi fattori (Figura 5.1 A). Nessuno indica il gambero come causa di tale cambiamento. I pescatori del Lago di Fondi lamentano soprattutto uno sforzo di pesca non più sostenibile nei confronti delle anguille.

Tutti gli intervistati conoscono la specie *P. clarkii*, ma non sono a conoscenza delle altre specie di gambero alloctono presenti nella regione (*Orconectes limosus* e *Astacus leptodactylus*). Il 79% ha occasionalmente pescato i gamberi (Figura 5.1 B e C), i pescatori di Bracciano e di Fondi da 7 anni, quelli di Bolsena da 10 anni e quelli di Albano da 3. Solo alcuni pescatori del Lago di Fondi (7% degli intervistati) la considerano una specie commerciale che può assicurare la diversificazione del prodotto ittico (Figura 5.1 D, E e F).

Nessun intervistato ritiene che *P. clarkii* sia una minaccia, sebbene in molti casi si riconoscano i suoi effetti negativi sull'ecosistema. Nessuno degli intervistati è a conoscenza dei rischi sanitari associati al gambero. Il 58% degli intervistati dichiara di non vendere questa specie perché il pescato non raggiunge mai una quantità sufficiente da essere immessa sul mercato; gli altri sostengono che la vendita si effettua solo nei periodi dell'anno nei quali il prodotto è più abbondante (Figura 4.1 D). Il mercato del gambero è più attivo presso il Lago di Fondi, dove *P. clarkii* viene venduto vivo a € 0.5 l'uno mentre nelle pescherie di Formia e Terracina viene venduto a € 5-6 al Kg (ca. € 0,2 l'uno) (Figura 5.1 E).

I pescatori del lago di Bolsena lo vendono ai ristoratori e al pubblico ad un prezzo che varia tra € 4 e 6 al Kg; lo stesso prodotto si trova in pescheria a un prezzo che oscilla tra gli € 8 e i 10 al Kg con un valore massimo di € 12 al kg nei ristoranti prossimi al Lago (Figura 5.1 F).



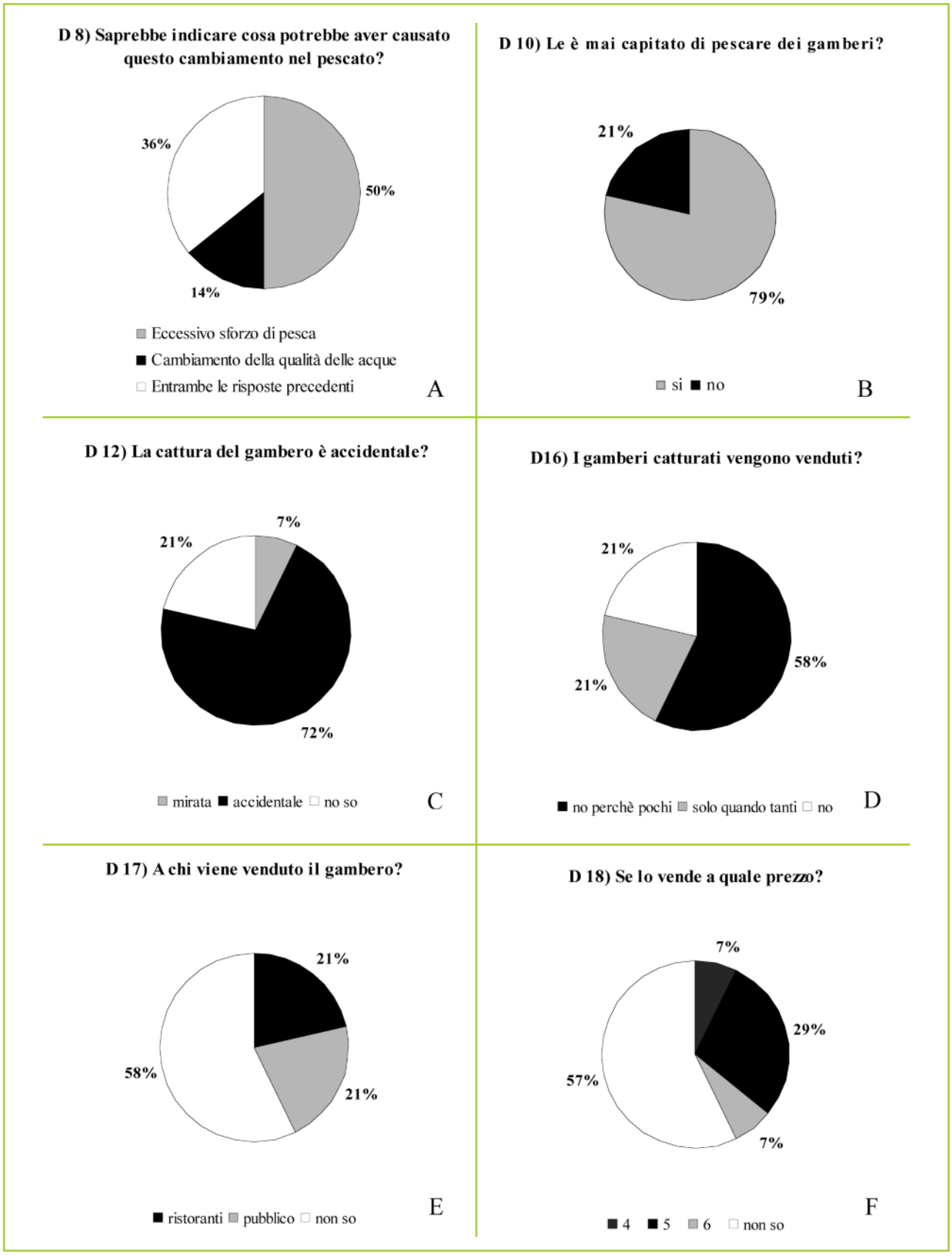


Figura 5.1 - Risposte fornite dai pescatori professionisti ad alcune domande del questionario in Allegato 5.1. (D=domanda).



Danni economici all'agricoltura

Gli operatori dei consorzi agrari da noi intervistati non riportano alcun danno causato dal gambero (Tabella 5.2). L'unico danno segnalato è quello causato dalla rottura dei sistemi di irrigazione o comunque dall'interruzione del lavoro a causa di gamberi intrappolati nelle pompe dei sistemi di captazione dell'acqua.

Danni economici alle opere di bonifica

Le Autorità di Bacino del Fiume Tevere, del Liri-Garigliano, del Fiora e l'Autorità di Bacino Regionali del Lazio non hanno fornito alcun dato riguardante la presenza dei gamberi alloctoni. Sei dei nove Consorzi di Bonifica Regionali intervistati (nelle province di Roma, Frosinone, Rieti e Latina) hanno segnalato la presenza abbondante di *P. clarkii* che, comunque, a parere degli intervistati, causano danni nulli o trascurabili. I Consorzi di Bonifica della Maremma Etrusca (VT), della Val Di Paglia Superiore (VT) e quello a Sud di Anagni (FR) non hanno mai rilevato la presenza di gamberi alloctoni. Nessuno dei Consorzi di Bonifica che ha segnalato la presenza di *P. clarkii* (anche se a elevate densità) è in grado di quantificare i danni poiché apparentemente non evidenti (Tabella 5.3).

	Località	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Consorzio Agrario di Latina Via Matteotti G.	San Felice Circeo	PC	non so	MA	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Borgo Sabotino, 1	Latina	non so	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario Provinciale di Latina Soc.Coop.Arl.	Monti Lepini	PC	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario Provinciale di Latina Strada Litoranea	Borgo Grappa	PC	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Via Cupido, 1	Latina	PC	non so	MA	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Strada Sterpara	Latina	PC	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Via Corana	Cisterna di Latina	non so	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Via Tavolato, 35.	Pontina	PC	non so	A	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Via Corridoni Filippo	Cisterna di Latina	PC	non so	non so	nessuno	0	indifferente
Consorzio Agrario di Latina Strada Statale 156	Sezze	non so	non so	non so	nessuno	0	indifferente

Tabella 4.2 - Risposte fornite dai Consorzi agricoli della Provincia di Latina al questionario in Allegato 5.2. (D=domanda).

	Provincia	D1	D2	D3	D4	D5	D6
CDB Maremma Etrusca	VT	nessuna	-	-	-	-	-
CDB della Val di Paglia Superiore	VT	nessuna	-	-	-	-	-
CDB Agro Romano	RM	PC	2003	MA	nessuno	0	indifferente
CDB di Patricia di Mare	RM	PC	1997	S	nessuno	0	indifferente
CDB Agro Pontino	LT	PC	2000	-	visibili	n.q.	negativo
CDB Sud Pontino	LT	PC	2003	A	visibili	n.q.	negativo
CDB Reatina	RT	PC	-	-	nessuno	0	indifferente
CDB a Sud di Anagni	FR	nessuna	-	-	-	-	-
CDB Conca di Sora	FR	PC	-	-	-	-	-

Tabella 4.3 - Risposte fornite dai Consorzi di Bonifica al questionario in Allegato 5.3. (D=domanda; n.q.=non quantificabile).



In provincia di Latina, il Consorzio di Bonifica dell'Agro Pontino dichiara che in molti canali i danni alle sponde sono visibili, ma non è possibile quantificarli poiché i costi per il ripristino degli argini scavati dai gamberi vengono coperti dai costi sostenuti per riparare il danno causato dalle nutrie. Al contrario, tutti consorzi di bonifica intervistati riconoscono gli ingenti danni causati dalla nutria, per i quali dispongono di stime semiquantitative. Per esempio, nell'area di competenza del Consorzio di Bonifica dell'Agro Pontino sono presenti arginature pensili a cui questa specie può causare grandi problemi. Per questo motivo viene svolta periodicamente dal Consorzio una vigilanza nei punti critici. Quando avviene un cedimento, questo viene ripristinato con un costo di circa € 400-500 per intervento; questi cedimenti sembrano essere spesso causati proprio dalle nutrie. In quest'area, a parere degli intervistati, la nutria ha reso necessario interventi straordinari dall'ingente costo, come è accaduto in seguito alla rottura dell'argine del Diversivo Nocchia durante una piena nell'ottobre del 2005. Per l'intervento urgente e per il costo del ripristino dell'argine, il Consorzio ha speso € 50.000. Infine, gli intervistati hanno attribuito alla diffusione della nutria la responsabilità di cambiamenti a livello ecologico: la vegetazione riparia si è ridotta e ha modificato la composizione; sono scomparse specie indigene come il granchio, le tartarughe, le tinche, i cefali e le anguille sostituite da carpe e persico sole; infine, la qualità dell'acqua si è deteriorata. L'abbassamento del livello dei corsi d'acqua è dovuto, secondo gli intervistati, alla captazione delle acque per l'irrigazione e all'aumento di temperatura a causa del cambiamento climatico.

Danni economici alla pesca sportiva

Dei 41 gestori di laghetti di pesca sportiva intervistati, solo 9 hanno segnalato la presenza di *P. clarkii*: 5 nella provincia di Roma e 4 in quella di Latina. Il 67% degli intervistati ha espresso giudizio negativo sulla presenza del gambero. Del 33% degli intervistati che ha espresso giudizio positivo, la totalità ha immesso volontariamente il gambero; al contrario, l'83% di chi ha espresso giudizio negativo ne ha subito l'invasione (Tabella 5.4).

Il danno più frequente riscontrato è quello subito dagli argini (67% degli intervistati), a cui si aggiunge il disturbo arrecato alle attività di pesca (riduzione del pescato e consumo delle esche). Il 22% degli intervistati non ha segnalato alcun tipo di danno e ritiene invece che la presenza del gambero apporti benefici alle attività (quali, ad esempio, il taglio della vegetazione degli argini, la pulizia del fondo del lago) e soprattutto che esso eserciti un'attrazione ricreativa supplementare, soprattutto per i bambini, rispetto a quella del normale esercizio di pesca.

La stima dei costi sostenuti per far fronte ai danni subiti ogni anno è stata difficile da effettuare, in quanto le azioni di ripristino degli argini rientrano nella ordinaria manutenzione. Tuttavia, la presenza del gambero intensifica tale intervento, determinando quindi dei costi aggiuntivi. In media, il costo aggiuntivo rispetto alla manutenzione ordinaria ammonta a circa € 300 mensili per esercizio, per un totale di € 3.600 all'anno.

I gestori degli esercizi, oltre a ripristinare gli argini, effettuano periodiche vuotature dei laghetti al fine di eliminare e ridurre le densità delle popolazioni dei gamberi. Tali lavori di essiccamento hanno un costo totale di € 700 (€ 200 per l'impiego di pompe e 10 giorni di lavoro per 2 operai al costo di € 50 al giorno). Alcuni gestori hanno inoltre attribuito la causa della scomparsa di alcune specie ittiche alla presenza del gambero. Ad esempio, il proprietario del Lago la Sorgente ha segnalato la scomparsa dell'alborella (*Alburnus alburnus*) e dei persici sole (*Lepomis gibbosus*) per effetto delle predazione del gambero. In realtà, un altro possibile competitore dell'alborella potrebbe essere la pseudo rasbora (*Pseudorasbora parva*), specie alloctona invasiva introdotta nel lago nel 2000. Parallelamente, il granchio di fiume indigeno *P. fluviatile*, particolarmente abbondante fino al 2005 nei canali limitrofi e nel Fiume Amaseno (S. Zerunian, comun. pers.), appare estirpato, forse in associazione con l'introduzione del gambero alloctono.



Il gestore del Lago di pesca Sampey (LT), che ha avviato un impianto di anguillicoltura annesso all'attività di pesca sportiva, dichiara di non aver mai avuto danni causati da *P. clarkii*.

Costi della ricerca

I costi sostenuti dagli Enti per finanziare progetti di ricerca sulle specie alloctone di gambero a partire dal 2005 ammontano a circa € 14.000 l'anno, per un totale di € 56.000. I progetti sono stati finanziati dalla Provincia di Roma, dalla Provincia di Viterbo e dall'Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio. Per i progetti volti alla salvaguardia di *A. pallipes*, sono stati stanziati € 32.000 dal 2003 al 2007, per un valore medio di € 6.400 l'anno (Tabelle 5.5 e 5.6).

Lago	Prov.	Specie di gambero presente	Data dell' arrivo	Abbondanza	Modalità di introduzione	Tipo di danno	Entità del danno (€ mensili)	Benefici dovuti alla presenza	Giudizio complessivo sulla presenza
Lago delle Meraviglie	RM	PC	n.r.	A	Involontaria	Riduzione del pescato, danneggiamento argini	800/100	Nessuno	Negativo
Laguna Blu	RM	PC	2002	A	Volontaria	Nessuno	0	Pulizia degli argini	Positivo
Lago la Palma	RM	PC	n.r.	S	Volontaria	Nessuno	0	Attenzione Turistica	Positivo
Lago la Palma	RM	PC	n.r.	S	Volontaria	Danneggiamento argini	200/400	Nessuno	Negativo
Parco delle trote	RM	PC	2005	A	Volontaria	Disturbo ai pescatori sportivi (ingestione esche)	0	Pulizia del fondo	Positivo
Lago la Sorgente	LT	PC	2000	A	Involontaria	Danneggiamento argini	100	Nessuno	Negativo
Lago Smeraldo	LT	PC	2000	MA	Involontaria	Danneggiamento argini, consumo di piante acquatiche, predazione	-	Vendita	Negativo
Lago Sampey	LT	PC	n.r.	A	Involontaria	Danneggiamento argini	100	Nessuno	Negativo
La Casa del Lago	LT	PC	2002	A	Involontaria	Danneggiamento argini	200	Nessuno	Negativo

Tabella 5.4 - Laghetti di pesca sportiva intervistati nelle province di Latina e Roma e risultati dei questionari somministrati (Allegato 5.4).

Titolo del progetto finanziato	2005	2006	2007	2008
Valutazione della dimensione di popolazione del gambero della Luisiana introdotto nel Lago di Bolsena e Fiume Marta	€ 12.000	€ 12.000	-	-
Studio preliminare dell'ittiofauna e dei crostacei decapodi del lago di Albano	€ 4.000	-	-	-
Studio della popolazione di Procambarus clarkii nel Monumento Naturale di Torre Flavia	-	-	€ 4.000	€ 4.000
Analisi della popolazione di Procambarus clarkii nella riserva naturale lago di Posta Fibreno	-	-	€ 5.000	-
Misure di conservazione per la gestione di "Bracciano-Martignano"	-	-	€ 2.000	-
Progetto PASAL				€ 13.000
Totale parziale	€ 16.000	€ 12.000	€ 11.000	€ 17.000

Tabella 5.5 - Costi dei progetti finanziati dal 2005 per lo studio di *Procambarus clarkii* nella regione Lazio.



Titolo del progetto finanziato	2003	2004	2005	2006	2007
Allevamento del gambero di fiume e proposta di ripopolamento nei principali corsi d'acqua della Provincia di Roma	€ 8.000	-	-	-	-
Ipotesi di progetto per il recupero e/o potenziamento delle popolazioni di gambero di fiume (*Austropotamobius italicus*)	-	€ 6.000	€ 6.000	€ 6.000	€ 6.000
Totale parziale	€ 8.000	€ 6.000	€ 6.000	€ 6.000	€ 6.000

Tabella 5.6 - Costi dei progetti finanziati dal 2003 per la salvaguardia di *Austropotamobius pallipes* nella regione Lazio.

Casi di studio

Per meglio illustrare i danni economici di *P. clarkii* nel Lazio si descriveranno qui di seguito alcuni esempi.

Lago Smeraldo (Borgo S. Michele, LT)

Si è tentata un'ipotesi di bilancio annuale, tenendo anche conto dei benefici prodotti dalla vendita del gambero (Figura 5.2). La pesca sportiva si effettua su due specchi d'acqua, uno di 8000 m^2 e l'altro di 10.000 m^2. Il resto dell'impianto, attualmente esteso su di una superficie di 110.000 m^2, è adibito ad allevamento ittico di tipo semi-intensivo di carpe, che negli ultimi anni è stato in gran parte convertito all'allevamento di carpe Koi.

I gamberi, comparsi nel 1996, presentano un'elevata densità (il prelievo raggiunge 3 q). L'impresa è costretta a effettuare lavori di manutenzione straordinaria, dovuti soprattutto al crollo delle sponde: il costo di tali operazioni ammonta a circa € 3 al m, con un onere di circa € 3.780 l'anno per un perimetro di 1.260 m. Si effettuano inoltre lavori periodici per restaurare la pavimentazione circostante il bordo dei laghetti (al costo di circa 5-6 gg di lavoro di un operaio per un totale di € 300); inoltre, ogni 2-3 mesi i laghetti sono svuotati al costo di mezza giornata di lavoro per tre persone (per un totale, incluso il costo dei macchinari, di € 1200). Le vasche per l'allevamento dei gamberetti *Palaemonetes antennarius* (20 x 1 m) (venduti come esche) sono state ricoperte da una rete a maglia sottile per impedire l'ingresso di *P. clarkii*, al costo di € 500. Il danno più ingente è nei confronti delle carpe Koi, che sono uccise o ferite quando vengono pescate insieme ai gamberi nel guadino di pesca. Circa 5.000 sono le carpe che risultano uccise annualmente; dal momento che ognuna viene venduta a € 3, il danno ammonta ad almeno € 15.000. Altri costi sono imputabili alla predazione da parte del gambero sulle uova di carpa comune e di carpa Koi. Benefici derivano invece dalla vendita del gambero a € 2-3 al kg. Considerando che dai laghetti sono pescati 330 kg di gamberi ad ogni prosciugamento (effettuato 4 volte in un anno) il ricavo annuo dalla vendita risulta di € 3.300. Dal momento che i costi totali sono di a € 20.286, il danno economico netto ammonta a € 16.986.

Ipotesi di bilancio annuale relativo alla presenza di *P. clarkii* nel Lago Smeraldo (Borgo S. Michele, LT)

COSTI		RICAVI		
Ripristino degli argini	3.786 €	Vendita di *P. clarkii*	3.300€	
Svuotamento dei laghetti	1.200 €			
Ripristino pavimentazione circostante le sponde	300 €	**-16.986€**		**PERDITA** dovuta alla presenza del gambero
Carpe koi danneggiate da *P. clarkii*	15.000 €			
	20.286 €			

Figura 5.2 - Analisi costi-benefici calcolati in un anno di attività nel Lago Smeraldo (LT).



Monumento Naturale "Palude di Torre Flavia" (Ladispoli, RM)

Questa area umida, di circa 40 ha, designata come zona Speciale di Protezione secondo la Direttiva 79/409, è utilizzata per acquacoltura, in particolar modo per piscicoltura di avannotti di cefalo (*Mugil cephalus, Liza ramada* e *Liza saliens*). *Procambarus clarkii*, comparso nel 2003, si è rapidamente diffuso nell'area (Amori e Battisti 2008).

A seguito della comparsa del gambero, il pescatore intervistato ha dovuto chiudere nel 2004 un esercizio di pesca e vendita di avannotti di cefalo che forniva lavoro a due persone. Il costo dovuto alla predazione sui cefali ammontava a ca. € 40.000 all'anno, dal momento che la pesca del cefalo si aggirava a 500.000 individui che poi venivano venduti a € 0,08 a pesce (Figura 5.3).



Figura 5.3 - Schema del danno economico alla pesca professionale causato da *Procambarus clarkii* nella Palude di Torre Flavia.

DISCUSSIONE

Danni e benefici sulle attività produttive

È necessario distinguere tra i casi in cui l'introduzione è stata volontaria da quelli in cui l'invasione è stata subita. L'introduzione di questa specie in ogni caso è avvenuta non a scopi di astacicoltura intensiva, ma solo a scopo ricreativo.

È interessante osservare che, nei casi in cui l'introduzione nei laghetti di pesca era stata volontaria, il giudizio espresso (tranne il caso del Lago le Palme) è stato sempre positivo. Invece, nel caso in cui i laghetti erano stati naturalmente invasi dalla specie, il giudizio è risultato negativo: i proprietari devono provvedere a una periodica svuotatura dei laghi e al ripristino degli argini con una spesa di circa € 300 mensili in più rispetto alla manutenzione ordinaria. Nonostante che alcune aziende abbiano provato tentato di utilizzare il gambero come "risorsa", il bilancio tra i costi per ripristinare i danni e i ricavi della vendita risulta negativo.

Nel caso dei grandi invasi naturali presenti nella regione, le cooperative di pesca che vi esercitano non riconoscono nel gambero alloctono la causa del cambiamento del pescato (che in ogni caso è documentato) e non ritengono che tale specie arrechi danni. Inoltre, anche in questo caso, la vendita del gambero non costituisce l'attività principale, ma può comunque contribuire al ricavo con la vendita del prodotto a € 4-6 al kg.

I risultati delle interviste effettuate presso le cooperative operanti nel Lago di Fondi hanno evidenziato che la qualità e la quantità del pescato sono cambiate negli anni. In realtà, tali cambiamenti sono attribuibili solo in minima parte all'invasione di *P.clarkii*, in quanto erano stati già stati evidenziati in un'indagine effettuata nel 1996 precedentemente alla comparsa del gambero (Zerunian e Leone 1996). I risultati di questa serie di campionamenti, eseguiti in collaborazione con i pescatori locali confrontati con un lavoro di Zerunian nel periodo 1975-1986 e di Ardizzone e Rossi (1984), avevano mostrato che già nel 1996 la pesca di alcune specie, come latterino, carpa, persico sole e rovella si era ridotta, mentre il carassio dorato, una specie ad ampia valenza ecologica, era notevolmente aumentato. Confrontando i tre periodi, la tendenza per la maggior parte delle specie indigene è di tipo negativo. Tale peggioramento è da attribuirsi, secondo gli autori, all'aumento dell'inquinamento organico e della salinità delle acque lacustri, che ha provocato l'estinzione locale di alcune specie (luccio e alosa) e l'introduzione e l'acclimatazione di altre (carassio dorato). Nel Lago di Fondi, *P. clarkii* ha rappresentato e può rappre-



sentare una nuova risorsa ed una nuova fonte di guadagno per le cooperative di pesca.

Dall'indagine effettuata presso i consorzi agrari che insistono nella Provincia di Latina non sono emerse segnalazioni di danni causati da *P. clarkii* su alcun tipo di coltivazione. Tuttavia, le stime dei danni causati all'agricoltura da *P .clarkii* sono riportati in letteratura. La specie in molte parti del mondo viene considerata "peste" poiché danneggia le colture del riso (Gaudé 1984; Holdich 1987). Ad esempio, la specie produce danni economici ai risicoltori portoghesi (Correia 1993): si è stimata una perdita di € 43,40 per ettaro nella produzione del 2004 con un decremento del profitto di circa il 6.3% (Anastacio *et al.* 2005a b c). I danni del gambero alla produzione di riso derivano soprattutto dal consumo delle plantule, mentre altri effetti negativi derivano dall'aumento della torbidità e dalla diminuzione del contenuto di ossigeno disciolto dovuto alla bioturbazione della specie (Anastacio *et al.* 2005a b c). Inoltre, l'uso di xenobiotici con lo scopo di controllare le popolazioni invasive ha causato gravi danni ambientali (Adão e Marques 1993).

Danni sulle opere di bonifica

L'attività di scavo di molte specie alloctone di gambero, come *P. clarkii*, *P. leniusculus* e *C. destructor* può rappresentare un problema per terreni diversi da quelli agricoli, come ad esempio i prati, i campi da golf, gli argini, gli sbarramenti dei fiumi e dei laghi (Gherardi 2007).

Pochi autori hanno riportato gravi danni causati da *C. destructor* agli argini e alle dighe (De Moor 2002), mentre molto più spesso vengono segnalati quelli causati da *P. clarkii*, che con la sua attività di scavo produce danni agli argini, definiti "a nido d'ape" che causano crolli soprattutto in aree riccamente canalizzate (Adão e Marques 1993). Dati sui costi di questo tipo di danno sono stati raccolti dal nostro gruppo di ricerca presso il Consorzio della Bonifica Parmigiana Moglia Secchia a Reggio Emilia, dove *P. clarkii* è molto diffuso. Il Consorzio spende € 150 per la ripresa di un singolo fontanazzo, € 2,20 m^{-3} per la ripresa di frane e per la risagomatura degli argini e € 20 al m per la costruzione di palafitte (M. Fantesini, comun. pers.). Il 30% degli argini dei canali gestiti dal Consorzio viene danneggiato dall'attività di scavo dei gamberi e tale spesa influisce sul bilancio annuo dell'8% (M. Fantesini, comun. pers.).

Costi della ricerca scientifica

L'analisi dei costi dei progetti finanziati per il controllo e per la ricerca scientifica sulle specie alloctone di gambero è risultata di circa € 14.000 l'anno, per un totale di € 56.000 in 4 anni.

A questa cifra è necessario aggiungere il costo dei progetti volti alla salvaguardia della specie indigena *A. pallipes*, che ammonta a € 6.400 l'anno. La presenza dei gamberi alloctoni e le malattie ad essi associate rappresentano infatti una tra le più forti minacce per il gambero autoctono (Souty-Grosset *et al.* 2006).

L'impegno economico che gli Enti della regione Lazio si sono assunti nei confronti della ricerca scientifica relativa ai gamberi alloctoni riflette in parte quanto si osserva a livello europeo per le specie alloctone in generale, come emerge da una recente analisi di Scalera (2009). La Commissione Europea ha finanziato, attraverso lo strumento LIFE, una media di 12 progetti l'anno per un costo medio di € 230.000 ciascuno (1992-2006) e, nell'ambito del Programma Quadro per la Ricerca Scientifica e lo Sviluppo Tecnologico, una media di 7 progetti l'anno per un costo medio di € 1 milione ciascuno (1996-2006).

Considerazioni finali

Abbiamo formulato un'ipotesi relativa ai costi annuali complessivi prodotti da *P. clarkii* nel Lazio, producendo due stime una per difetto e una per eccesso (Tabella 5.7).



Costo annuo prodotto su	Costo (€) unitario	Costo (€) per difetto	Costo (€) per eccesso
Pesca professionale	40.000 (una tantum)	-	-
Colture	0	0	0
Opere di bonifica	240xkm-1 (km=13.408)	32179*	965280*
Laghetti di pesca sportiva	2.800 (n=45)	75600+	126000++
Allevamento di pesci ornamentali	15.000 (n=4)	15000-	60000--
Progetti di ricerca su *P. clarkii*	-	10,000	10,000
Progetti di ricerca su *A. pallipes*	-	6,400	6,400
Totale €	-	**139,179**	**1,167,680**
		+ 40.000 (una tantum)	**+ 40.000 (una tantum)**

Ricavato annuo per	Ricavo (€) unitario	Ricavo (€)
Vendita al mercato	800 (mercati=6)	4,800
Vendita al dettaglio	-	3.300^
Totale €	-	**8,100**

Tabella 5.7 - Stima totale dei costi provocati da *Procambarus clarkii* nel Lazio. I simboli in apice accanto ad alcuni valori indicano i costi causati da *P. clarkii* per i danni a: * e **, 1% e 30% dei canali; + e ++, 27 (60%) e 45 (100%) laghetti di pesca; e - e —, 1 e 2 (50%) aziende per l'allevamento di pesci ornamentali. Il simbolo ^ in apice indica i ricavi ottenuti dalla vendita di *P. clarkii* presso il laghetto di pesca sportiva Lago Smeraldo.

Come esempio di danno economico alle attività di pesca professionale si è considerato il caso di Torre Flavia (Figura 5.3), ma, dal momento che non risultano presenti sul territorio casi analoghi, il costo è riportato come *una tantum*. I danni economici prodotti alle colture risultano nulli secondo gli operatori del settore (Tabella 4), nonostante la presenza sul territorio di coltivazioni di riso soprattutto nella zona di Terracina, peraltro largamente invasa da *P. clarkii*. Per quanto riguarda i danni agli argini dei canali irrigui, danni che i consorzi di bonifica del Lazio attribuiscono esclusivamente alle nutrie, abbiamo utilizzato le informazioni ottenute dal Consorzio della Bonifica Parmigiana Moglia Secchia (RE). Gli operatori di questo consorzio hanno infatti condotto un'indagine più approfondita sugli effettivi danni di *P. clarkii* discriminandoli da quelli causati dalla nutria. Da questa indagine è emerso che la l'attività di scavo della nutria danneggia il 30% dei canali e che la manutenzione la cui manutenzione incide per il 18% bilancio annuo. Anche *P. clarkii* danneggia un'analoga percentuale di argini influenzando comunque meno il bilancio (8%). Il ripristino di tali danni prodotti dal gambero determina costi ingenti, con un valore medio di € 240 al km. Nella nostra stima per difetto e per eccesso abbiamo calcolato il costo unitario di € 240 al km al 1% e al 30% (ammettendo che i danni siano corrispondenti a quelli del consorzio emiliano), rispettivamente, dell'estensione lineare degli argini dei consorzi di bonifica del Lazio, ottenendo un costo totale di € 32.179 (per difetto) e € 965.280 (per eccesso). Per il calcolo dei danni alla pesca sportiva è stato considerato il valore medio annuo dei costi per la manutenzione straordinaria sostenuta dai gestori dei laghetti da noi intervistati (€ 2.800). Dal momento che il 60% dei laghetti ha subito danni e che il totale dei laghetti presenti nella regione è di 45, la stima per difetto ammonta a € 75.600 (il 60% danneggiati da *P. clarkii*), mentre quella per eccesso a € 126.000 (tutti i laghetti danneggiati).



Il costo sostenuto dalle aziende che allevano pesci ornamentali ammonta a € 15.000 l'anno per stabilimento (Figura 5.3): considerando che imprese analoghe a quella da noi intervistata nel Lazio sono 4, la stima dei costi per la regione oscilla tra € 15.000 annui (stima per difetto: un solo stabilimento danneggiato) e € 60.000 annui (stima per eccesso: tutti gli stabilimenti danneggiati).

A questi valori sulle attività produttive, si sommano i costi medi annui dei progetti di ricerca (Tabelle 5.5 e 5.6) relativi a *P. clarkii* (€ 10.000) e di quelli relativi al gambero indigeno *A. pallipes* (€ 6.400). In sintesi, il costo annuo dell'invasione di *P. clarkii* sembra variare nel Lazio tra € 139.179 (stima per difetto) e € 1.167.680 (stima per eccesso) con costi aggiuntivi *una tantum* dovuti, come nel caso di Torre Flavia, alla chiusura di un'azienda e alla perdita di posti di lavoro da parte di operatori del settore della pesca.

D'altra parte, *P. clarkii* può fornire vantaggi economici legati alla vendita del prodotto. Abbiamo utilizzato dati forniti da Mercafir S.c.p.A. (S. Ciolli, comun. pers.) per il mercato centrale di Firenze (Tabella 5.8), dati che possono essere utilizzati come valori rappresentativi del volume di vendita di un mercato medio laziale. Dai valori riportati in Tabella 5.8 emerge come l'offerta del prodotto dal 2005 al 2008 si sia drasticamente ridotta. Questa tendenza è confermata dall'assenza nel mercato centrale di Roma di tale prodotto nel 2008 (L. Tancioni, comun. pers.).

Se il ricavo medio annuo per mercato (valutato in base al costo di € 6 al kg) è di € 800 e i mercati ittici principali della Regione Lazio dove viene (o veniva) venduto *P. clarkii* sono 6 (Anzio, Civitavecchia, Fiumicino, Gaeta, Roma e Terracina; F. Pezzoli, comun. pers.), si ottiene un ricavo totale di € 4.800. A questo valore che non tiene conto della riduzione della domanda osservata negli ultimi anni, bisogna però aggiungere il ricavo medio annuo che le piccole aziende possono ottenere dalla vendita a livello locale di *P.clarkii* come nel caso del Lago Smeraldo (con un ricavo fino a € 3.300 l'anno).

Anno	Costo (A) unitario	Ricavo (A)
2005	6 (kg=225)	1350
2006	6 (kg=186)	1116
2007	6 (kg=122)	732
2008	kg=0	0
Ricavo medio annuo		**800**

Tabella 5.8 - Ricavo annuo della vendita di *Procambarus clarkii* per il mercato centrale di Firenze.

Questo dato sottostima l'effettivo ricavo proveniente dalla vendita di *P. clarkii*, in quanto dalle interviste da noi effettuate alle cooperative di pescatori professionisti è emerso che gran parte del pescato non passa attraverso il mercato ma viene direttamente venduto alle pescherie e ai ristoranti locali. Una situazione analoga si riscontra in Umbria: nel Lago Trasimeno, dei 300 kg di gamberi pescati settimanalmente tra Febbraio e Ottobre, quasi il 90% è venduto ai ristoranti della zona al prezzo di € 5-7 al kg (Fioravanti 2006).

In conclusione, i risultati ottenuti mostrano che i costi stimati di *P. clarkii*, solo per il Lazio, risultano estremamente elevati, addirittura superiori al costo stimato da S. Gollasch per il granchio cinese *E. sinesis* nell'intera Germania (ca. € 800.000 annui), specie i cui danni sono comparabili a *P. clarkii* a causa della sua intensa attività di scavo.

Si osserva, inoltre, un bilancio nettamente negativo tra costi e ricavi (stima per difetto: ca. € 130.000; stima per eccesso: ca. € 1.150.000), che comunque incide di solo € 0,20 per abitante sulla regione (Popolazione regione Lazio = 5.626.710 abitanti; dati al 31 Dicembre 2008). Il bilancio negativo riscontrato nel Lazio contrasta con l'impiego di *P. clarkii* come specie di importante valenza commerciale in alcuni paesi, come gli Stati Uniti d'America e la Repubblica Popolare Cinese, e la sua dominanza nel mercato astacicolo europeo (Figura 5.5; Gherardi 2011). Al contrario dell'Italia, in Spagna, primo paese europeo dove *P. clarkii* è stato introdotto nel 1973, la specie ha dato vita a un fiorente commercio con un giro d'affari di $ 7,6 milioni l'anno (Ackerfors 2000), commercio

soprattutto basato sull'esportazione verso altri paesi europei, in particolare la Francia e i Paesi Scandinavi, e verso gli Stati Uniti d'America dopo il crollo di produzione degli stabilimenti della Lousiana.

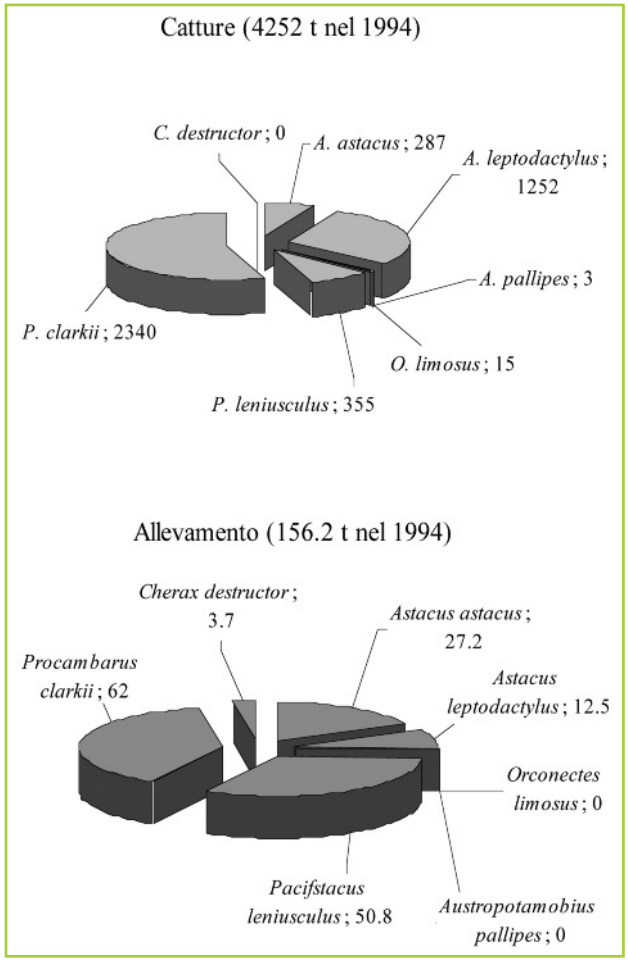


Figura 5.5 - Volume di gamberi catturati (in alto) e allevati (in basso) in Europa nel 1994 distribuiti per specie (in %) (Gherardi 2010).

BIBLIOGRAFIA

- Ackerfors H.E.G. (2000) Freshwater crayfish farming technology in the 1990s: a European and global perspective. Fish and Fisheries 1: 337–359.
- Adão H., Marques, J. C. (1993) Population biology of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Southern Portugal. Crustaceana 65: 336–345.
- Amori G., Battisti C. (2008) An invaded wet ecosystem in central italy: an arrangement and evidence for an alien food chain. Rendiconti Lincei 19: 161–171.
- Anastácio P.M., Correia A., Menino J.P. (2005a) Processes and patterns of plant destruction by crayfish: effects of crayfish size and developmental stages of rice. Archiv für Hydrobiologie 162: 37–51.
- Anastácio P. M., Correia A. M., Menino J. P., Da Silva M. (2005b) Are rice seedlings affected by changes in water quality by crayfish? Annales de Limnologie 41: 1–6.
- Anastácio P. M., Parente V. S., Correia A. M. (2005c) Crayfish effects on seeds and seedlings: identification and quantification of damage. Freshwater Biology 50: 697–704.
- Ardizzone G.D., Rossi R. (1984) La risposta ittica del lago salmastro di Fondi (Lazio): analisi dei rendimenti e modelli di produzione. Nova Thalassia 6: 287–297.
- Collins V. (2006) £100,000 battle against alien crayfish ends in defeat. Crayfish News 28: 10–11.
- Correia A.M. (1993) Situation de l'acclimatation de l'écrevisse rouge des marais *Procambarus clarkii* au Portugal. L'Astaciculteur de France 35: 2–9.
- Correia A.M. (2003) Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. Annales Zoologici Fennici 40: 517–528.
- European Commission (2008) Towards a EU strategy on invasive species COM(2008) 789, EC, Brussels 2008.
- Fioravanti L. (2006) Valorizzazione alimentare a scopi commerciali del gambero invasivo *Procambarus clarkii*. Tesi di laurea in Scienze Naturali, Università degli Studi di Firenze.
- Gaudé A. P. (1986) Freshwater Crayfish IV. Pp. 227–286 in International symposium on freshwater crayfish (P. Brinck Ed). Institute National de la Rescherche Agronomique. Parigi.
- Gherardi F. (2007) Understanding the impact of invasive crayfish. Pp. 507–542 in Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats (F. Gherardi Ed). Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Gherardi F. (2011) Crayfish. In Simberloff D., Rejmánek M., Encyclopedia of Invasive Introduced Species, University of California Press, Berkley, CA, USA, 129-135.



- Holdich D.M. (1993) A global review of astaciculture – Freshwater crayfish farming. Aquatic Living Resources 6: 307–317.
- Holdich D.M. (1999) The introduction of alien crayfish species into Britain for commercial purposes—an own goal? Crustacean Issues 12: 85–97.
- Moor I., de (2002) Potential impacts of alien freshwater crayfish in South Africa. African Journal of Aquatic Sciences 27: 125–139.
- Panzacchi M., Bertolino S., Cocchi R., Genovesi P. (2007) Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost-benefit analysis. Wildlife Biology 13: 159–171.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D. (2000) Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. Bioscience 50: 53–65.
- Pimentel D. (2002) Biological invasions: economic and environmental cost of alien plant, animal and microbe species. CRC Press LLC, Cleveland, OH, USA.
- Scalera R. (2009) How much is Europe spending on invasive alien species? Biological invasions. DOI 10.1007/s10530-009-9440-5.
- Smart A.C., Harper D.M., Malaisse F., Schmitz S., Coley S. and Gouder de Beauregard A. (2002). Feeding of the exotic Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (*Crustacea, Decapoda*), in an African tropical lake: Lake Naivasha, Kenya. Hydrobiologia 488: 129–142.
- Souty-Gousset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. Eds (2006) Atlas of crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Patrimoines Naturels 64. Parigi.
- Van der Gaag D.J. (2007) Report workshop management of *Anoplophora*, 22-24 November 2006, Wageningen, the Netherlands.
- Zerunian S. (1984) I pesci del Fiume Amaseno e dei corsi d'acqua della Pianura Pontina (Lazio). Quaderni dell'Istituto di Idrobiologia e Acquacoltura 4: 26–67.
- Zerunian S., Leone M. (1996). Monitoraggio delle acque interne e carta ittica della Provincia di Latina: I bacini campione del Fiume Amaseno e del Lago di Fondi. Amministrazione Provinciale di Latina.
- Zerunian S., Taddei A.R. (1996). Evoluzione in tempi brevi delle comunità ittiche in seguito ad interventi antropici: il caso del fiume Amareno e del Lago di Fondi. Atti del VI Convegno A.I.I.A.D., Varese Ligure.



CAPITOLO 6:
VALUTAZIONE DEL RISCHIO

INTRODUZIONE

Nel maggio 2003, la Risoluzione di Kyiv sulla biodiversità (V Conferenza Ministeriale per l'Ambiente) ha invitato gli Stati Membri dell'Unione Europea a programmare piani di azione nazionali per l'attuazione della Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (UN-CEC 2003). Nell'aprile 2009, è stata compilata la Carta di Siracusa sulla biodiversità, in cui si prevede di: "Sviluppare e consolidare attività volte a prevenire e controllare l'invasione di specie aliene invasive, prendendo anche in considerazione gli alti costi derivanti dalle attuali invasioni e il loro notevole impatto sulla biodiversità e sui servizi eco-sistemici; tra le azioni prioritarie da intraprendere ci sono l'allarme tempestivo (*early warning*) e risposte immediate". Infine, nel giugno 2009, il Consiglio Europeo ha nuovamente sollecitato la Commissione e gli Stati Membri ad approntare una strategia nazionale per le specie alloctone entro il 2010, seguendo l'approccio gerarchico previsto dalla Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (prevenzione; rapida identificazione ed eradicazione delle specie introdotte; monitoraggio e controllo delle specie diffuse; ripristino della biodiversità) (Genovesi e Shine 2004).

Oltre all'adozione di mezzi legislativi efficaci e alla sensibilizzazione del pubblico, le attività di prevenzione si possono realizzare attraverso l'elaborazione di protocolli di valutazione del rischio, protocolli che permettono di identificare e valutare i rischi che le specie alloctone hanno la potenzialità di produrre nel caso in cui siano introdotte in un dato ecosistema. In sintesi, i protocolli di valutazione del rischio assegnano alla specie da valutare punteggi ottenuti sulla base di risposte che esperti forniscono a una serie di domande relative alle caratteristiche biologiche della specie (Pheloung *et al.* 1999; Gordon *et al.* 2008; Copp *et al.* 2008; Tricarico *et al.* 2009). Il presupposto è che una specie, le cui popolazioni risultano invasive in alcuni ecosistemi, ha un'elevata probabilità di essere invasiva in altri ecosistemi di introduzione dotati di caratteristiche simili (Pheloung *et al.* 1999; Copp *et al.* 2005a). Il punteggio colloca la specie esaminata in una data categoria di rischio di invasività, normalmente indicato come basso, medio e alto.

FI-ISK

Uno dei primi protocolli di valutazione del rischio, relativo alle piante ("*weed risk assessment*", WRA), fu sviluppato in Australia (Pheloung *et al.* 1999). A partire da questo studio, sono stati approntati altri protocolli per altre categorie tassonomiche. Nel caso degli ambienti acquatici, si sono redatti vari codici di procedura volti a fornire una guida per l'identificazione e la valutazione dei potenziali rischi di specie alloctone (FAO 1995; ICES 1998).

Ovviamente, l'individuazione delle specie potenzialmente invasive è difficile, soprattutto a causa della possibile "soggettività" del valutatore. Per risolvere questo problema, il WRA è stato adattato e calibrato per i pesci dulcacquicoli e il protocollo ottenuto è stato pubblicato nel "*Freshwater Invasiveness Scoring Kit* (FISK)" (http://www.cefas.co.uk/4200.aspx) (Copp *et al.* 2008). In base al WRA, una specie alloctona è da considerarsi a basso rischio se, alla fine del questionario, il punteggio risultante è ≤ 1, a medio rischio se il punteggio è compreso tra 1 e 6 e ad alto rischio se il punteggio è > 6. Una volta che il FISK è stato calibrato attraverso l'analisi di 70 specie di pesci, si sono definiti nuovi intervalli delle categorie di rischio, cioè: specie a basso rischio sono quelle che ottengono un punteggio ≤ 1, specie a medio rischio quelle con un punteggio compreso tra 1 e 19 e specie ad alto rischio



quelle con punteggio > 19. Dal FISK, sono derivati altri protocolli di valutazione del rischio per gli altri gruppi tassonomici acquatici (anfibi, pesci e invertebrati marini, invertebrati d'acqua dolce). In particolare, il nostro gruppo di ricerca ha adattato il FISK agli invertebrati d'acqua dolce producendo il *Freshwater Invertebrates Scoring Kit* (FI-ISK); i gamberi d'acqua dolce sono stati utilizzati come taxon modello su cui il FI-ISK è stato calibrato, in modo da definire gli intervalli delle categorie di rischio.

In questo lavoro, il FI-ISK è stato condotto per l'Italia su 37 specie di gamberi appartenenti a tre famiglie (7 *Astacidae*, 26 *Cambaridae* e 4 *Parastacidae*; 3 specie indigene e 34 alloctone per l'Italia). Le specie sono state divise in 4 categorie:

A. specie indigene senza impatto: sono specie indigene per l'Italia con scarso o nullo interesse economico (eccetto *Astacus astacus*), che non causano impatto negativo;
B. specie alloctone/impatto sconosciuto: sono specie alloctone per l'Italia senza alcuna informazione relativamente al loro potenziale impatto;
C. specie alloctone/impatto noto nell'area di origine: sono specie alloctone che provocano un impatto negativo nel loro areale di distribuzione naturale (alcune di queste sono presenti in Italia e in Europa, ma non hanno ancora causato alcun impatto negativo);
D. specie alloctone /impatto noto: specie alloctone che provocano un documentato impatto negativo in Italia e in Europa.

Il modello è composto da 49 domande divise in due sezioni (A: biogeografia e storia, B: biologia ed ecologia) e otto argomenti. Ogni domanda prevede una di tre possibili risposte (sì, no, non noto), ognuna con quattro livelli di certezza della risposta (da 4= alto livello di certezza a 1= alto livello di incertezza). La sezione A include le domande per le tre seguenti categorie: addomesticamento (A1), clima e distribuzione (A2) e storia dell'invasione (A3). Nella Sezione A1 viene valutata quanto una specie sia allevabile (e quindi l'eventuale probabilità di introduzione). Nella Sezione A2, la similarità delle condizioni climatiche tra l'area sorgente e quella ricevente viene considerata come fattore che può influenzare positivamente il successo della stabilizzazione e aumentare la probabilità di un impatto negativo (Reichard 2001). Infine, la Sezione A3 ricostruisce la storia dell'invasione della specie nel mondo.La sezione B vuole invece individuare le principali modalità attraverso le quali una specie può essere invasiva e può determinare impatti negativi, considerando le varie caratteristiche biologiche ed ecologiche che permettono alla specie di riprodursi, diffondersi e persistere nell'ecosistema di introduzione (Pheloung *et al.* 1999).

La sezione B si divide in 5 parti:

1) tratti indesiderati (Sezione B4). Le caratteristiche indesiderate includono la competizione con le specie indigene (e.g. Janssen e Jude 2001), la capacità di alterare l'habitat in termini di qualità e/o di funzionalità dell'ecosistema (Crivelli 1983; Arthington 1991; Simon e Townsend 2002), il parassitismo (Trombitskiy e Kakhovskiy 1987), la predazione (Simon e Townsend 2002; Pusey e Arthington 2003), l'essere veicoli di parassiti e malattie (Kennedy 1993; Gozlan *et al.* 2005) e la capacità di ibridarsi (Wheeler 2000). Si considera inoltre la possibilità di accumulare tossine (e quindi i rischi per la salute umana) e si analizza l'eventuale presenza di predatori naturali nell'ambiente ricevente e la taglia massima dell'animale. Quest'ultimo elemento è particolarmente rilevante per le specie ornamentali che, una volta raggiunte taglie considerevoli, sono spesso rilasciate nell'ambiente (Copp *et al.* 2005a; Duggan *et al.* 2006);
2) modalità di nutrizione (Sezione B5). Le specie predatrici o onnivore sono generalmente considerate invasori di maggior successo (Ricciardi e Rasmussen 1998);
3) riproduzione (Sezione B6). Varie caratteristiche del ciclo vitale influenzano l'invasività di una specie. Vengono considerate la fecondità, le condizioni di deposizione, la disponibilità di gameti, la strategia riproduttiva e l'eventuale dipendenza della specie da un'altra o da una specifico ambiente per completare il suo ciclo vitale;



4) meccanismi di dispersione (Sezione B7). L'abilità di dispersione di una specie è un fattore cruciale per la diffusione in un nuovo ambiente. Nella maggior parte dei protocolli di valutazione del rischio, le specie che possono essere trasportate in associazione con le attività umane sono considerate altamente rischiose (e.g. Ruesink *et al.* 1995; Ricciardi e Rasmussen 1998; Kolar e Lodge 2002). La capacità di dispersione naturale influenza la velocità con cui la specie si può diffondere e quindi l'entità del suo impatto negativo (Copp *et al.* 2005b);
5) caratteristiche di tolleranza (Sezione B8). Le specie che tollerano un'ampia variazione dei fattori ambientali, quali temperatura, salinità, concentrazione di ossigeno, velocità e qualità dell'acqua, sono ritenute buoni invasori (e.g. Moyle e Light 1996; Jackson *et al.* 2001; Kolar e Lodge 2002).

In Allegato 5.1, è riportato l'esempio di una scheda di valutazione di rischio con le domande e le rispettive risposte. In Allegato 5.2 sono riportate le risposte alle domande della scheda di valutazione del rischio per 5 specie di gamberi alloctoni, di cui 4 presenti nel Lazio e 1 (*Pacifastacus leniusculus*) a rischio di ingresso. In Allegato 5.3 sono riportati i risultati della valutazione del rischio condotta sulle specie di gamberi alloctoni dell'Allegato 5.2.

La calibrazione di FI-ISK ha determinato la divisione in categorie di rischio (basso, medio e alto) in base al seguente punteggio: ≤ 0 basso; 1-16 medio e > 16 alto rischio. Le 37 specie valutate presentano un punteggio compreso tra -4 e 39: 6 specie rientrano nella prima categoria, 24 nella seconda, 6 nella terza. Molte specie di gamberi analizzate (circa il 57%) si colloca nella categoria di rischio medio a causa di scarsa conoscenza degli impatti da loro esercitati e dei processi di dispersione. Inoltre, molte specie collocate in questa categoria non sono ancora state esportate (quindi non sono noti gli impatti sull'eventuale ambiente di introduzione, l'adattamento al clima e la capacità di dare origine a popolazioni riproduttive), anche se sono adatte all'allevamento

Quattro delle specie classificate come specie ad alto rischio (*Procambarus clarkii*, *P. leniusculus*, *Orconectes limosus* e *Cherax destructor*) e 3 come specie a medio rischio (ma con un punteggio compreso tra 15 e 12, *Astacus leptodactylus*, *Cherax quadricarinatus*, *Procambarus* sp.) sono presenti in Italia, così come in molte altre nazioni europee (Francia, Germania, Inghilterra, Spagna).

Procambarus clarkii e *P. leniusculus* hanno il più alto punteggio di rischio (Figura 5.1): queste specie sono quelle soggette a più intensa attività commerciale in Europa e sono assai diffuse nell'Europa centro-meridionale, la prima, e nell'Europa settentrionale, la seconda (Gherardi 2006; Souty-Grosset *et al.* 2006; Gherardi *et al.* 2010). Il loro ciclo vitale e il loro impatto negativo a più livelli di organizzazione sono stati oggetto di numerosi studi (Hiley 2002; Gherardi 2006). Di queste due specie, soltanto la prima è presente e ampiamente diffusa nel Lazio (Capitolo 1), mentre la seconda è ad oggi presente solo nelle province di Genova e di Bolzano. Popolazioni di *P. leniusculus* sono però frequenti e abbondanti in tutte le nazioni confinanti con l'Italia (Austria, Francia, Slovenia e Svizzera), rappresentando quindi una forte minaccia per l'Italia.

La terza specie con punteggio di rischio molto alto è *O. limosus,* una specie introdotta per la prima volta in Europa nel 1890 e adesso ampiamente diffusa in tutta l'Europa centrale dove sta provocando forti impatti negativi (Souty-Grosset *et al.* 2006). *Orconectes limosus* è presente nel Lazio, ma sue popolazioni sono confinate ad alcuni laghi della regione: Lago del Salto, Lago di Bracciano e Lago di Piediluco.

Nel Lazio, *C. destructor* è stato rinvenuto in vasche confinate (Capitolo 1), ma il rischio della sua diffusione in natura e quindi di impatto nei confronti degli ecosistemi invasi è assai elevato. Recentemente è stato rinvenuto *Procambarus* sp. in Val di Chiana (AR) (Nonnis Marzano *et al.* 2009). A causa della sua capacità riproduttiva partenogenetica, del suo comportamento alimentare estremamente vorace, della sua capacità di scavare tane e della sua tolleranza a condizioni ambientali estreme, *Procambarus* sp. è



una specie ad alto potenziale invasivo, al pari del congenere *P. clarkii*.

Infine, la collocazione di *A. leptodacytlus* tra le specie a medio rischio è imputata alla limitata conoscenza che abbiamo della sua biologia e dei suoi effetti sugli ecosistemi invasi, anche se questa specie (proveniente dalla Regione Ponto-Caspica) è stata introdotta in molti paesi europei e presenta alcune caratteristiche proprie delle altre specie di gambero riconosciute invasive, come grande taglia ed elevata fecondità (Souty Grosset *et al.* 2006). È però una specie sensibile alla peste del gambero.

ENSARS

FI-ISK e gli altri protocolli prodotti per la valutazione di rischio prendono in considerazione la biologia delle specie alloctone da valutare e le condizioni dell'ecosistema in cui possono essere introdotte. Un ulteriore sviluppo dei protocolli di valutazione del rischio considera anche altri fattori, quali i possibili vettori, le malattie di cui sono portatori e i danni/vantaggi economici.

Uno di questi metodi olistici di valutazione del rischio è l'ENSARS ("*Development of the European Non-native Species in Aquaculture Risk Assessment*

Specie	Nome comune	Famiglia	Categoria	Punteggio
Astacus leptodactylus	Gambero turco	*Astacidae*	B	15
Cherax destructor	Yabby	*Parastacidae*	C	19
Orconectes limosus	Gambero americano	*Cambaridae*	D	30
Procambarus clarkii	Gambero killer	*Cambaridae*	D	39

Tabella 6.1 - Lista delle specie alloctone di gambero presenti nel Lazio di cui è stato determinata la potenzialità invasiva mediante FI-ISK (Tricarico *et al.* 2009). Ogni specie è stata divisa *a priori* in categorie in base all'impatto. Nella Tabella sono riportati i punteggi di invasività. A: specie indigena per l'Italia/nessun impatto; B: specie alloctona per l'Italia/impatto sconosciuto; C: specie alloctona per l'Italia/impatto noto nell'area di origine D: specie alloctona per l'Italia/impatto noto.

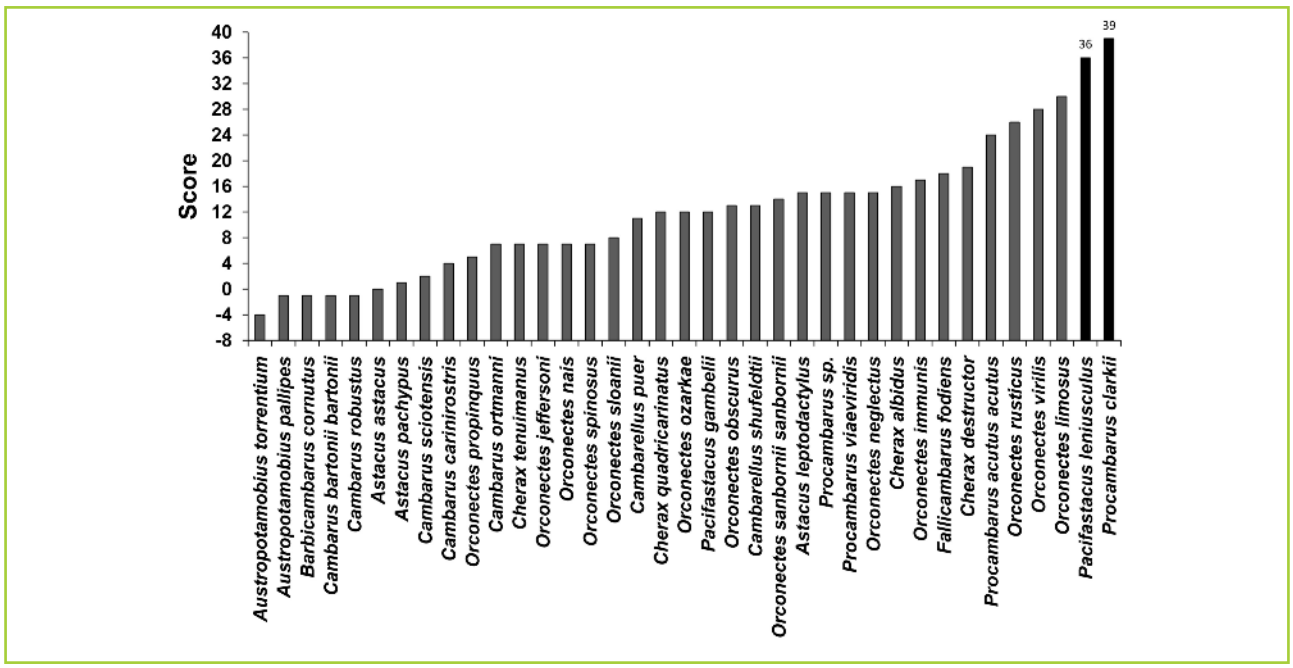


Figura 6.1 - Punteggi FI-ISK per le 37 specie di gambero saggiate. *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii* presentano un 'rischio molto alto' (punteggio > 35, barre in nero; da Tricarico *et al.* 2009).



Scheme") prodotto nell'ambito del progetto europeo IMPASSE ("*Environmental Impact of Alien Species in Aquaculture*"). La struttura complessiva dell'ENSARS e i protocolli di rischio in esso contenuti sono stati sviluppati a partire dall'approccio modulare e dalle domande usate nel "UK *Non-native Species Risk Assessment Scheme*" (Baker *et al.* 2008). Lo schema inglese è basato sulle linee guida per l'analisi di rischio previste dall'*International Plant Protection Convention* (IPPC) e dalla *European and Mediterranean Plant Protection* (EPPO).

In sintesi, l'ENSARS fornisce una struttura per valutare i rischi di fuga, di introduzione e di stabilizzazione in acque naturali di ogni specie alloctona introdotta (o delle specie ad essa associata) per acquacoltura. L'ENSARS è costituito da 8 moduli (Figura 5.2). Il modulo di entrata conduce gli altri sei moduli (Pre-screening, Organismo, Impianti di acquacoltura, Diffusione, Impatto socio-economico, Agenti infettivi), i cui risultati sono poi raccolti e integrati nell'ultimo modulo di sintesi dei rischi. Il modulo riassuntivo fornisce inoltre indicazioni relative alla gestione.

I vari moduli forniscono singolarmente indicazioni sulla valutazione dei rischi potenziali dell'introduzione, della stabilizzazione della specie, della sua dispersione e degli impatti negativi nei confronti delle specie indigene e degli ecosistemi nell'area oggetto dell'analisi del rischio. Inizialmente, è necessario definire l'area geografica di interesse, considerando anche la potenziale connessione tra bacini contigui (per esempio, attraverso canali) che potrebbe ampliare l'area di rischio.

Il modulo Pre-screening è simile al modulo contemplato in FI-ISK. Il modulo Organismo valuta soprattutto i rischi di introduzione, dispersione e stabilizzazione della specie alloctona e i possibili impatti ecologici che essa può causare. Sebbene ci possano essere degli impatti positivi nell'uso delle specie alloctone in acquacoltura sul piano economico (per esempio un incremento nella produttività), l'ENSARS valuta il potenziale impatto negativo. Il modulo per gli agenti infettivi prende in considerazione le malattie e i parassiti che possono essere trasportati dalla specie target di introduzione. Il modulo sugli

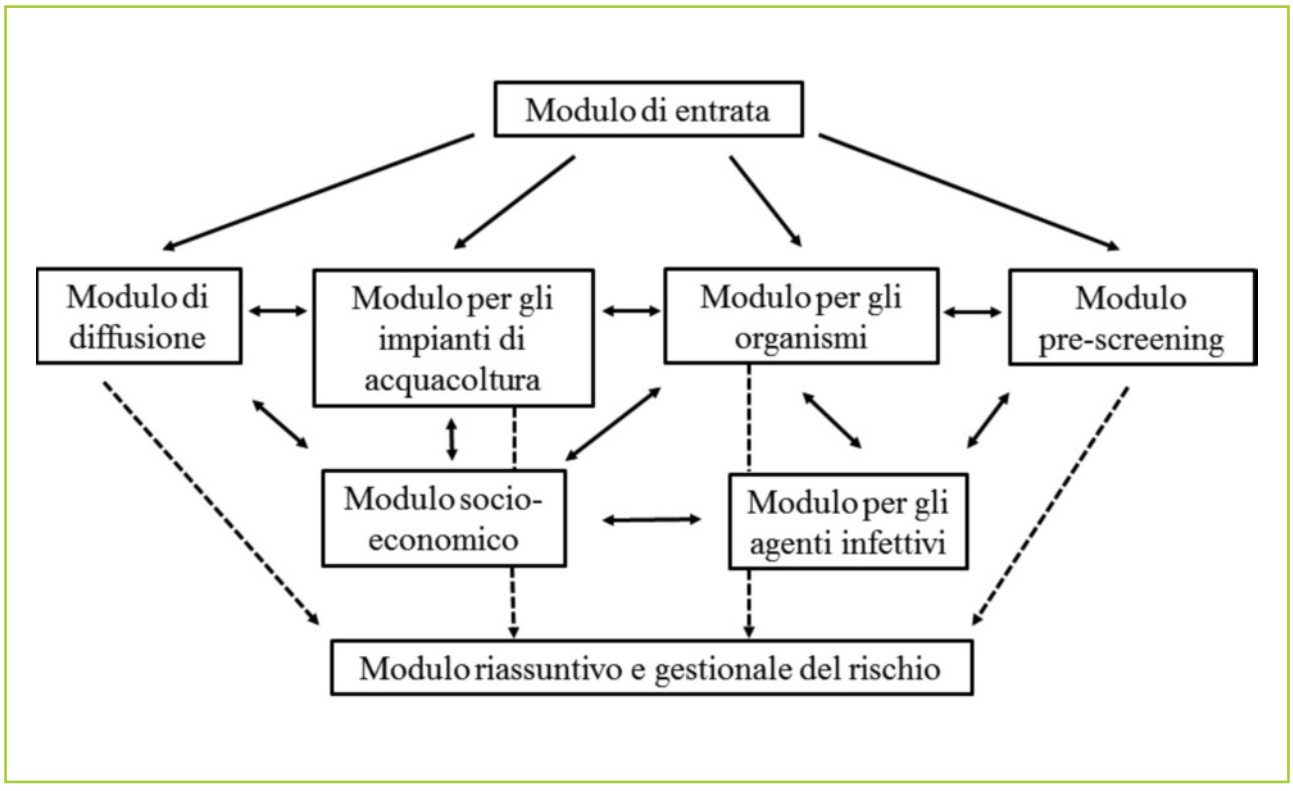


Figura 6.2 - Schema di ENSARS ("*European Non-Native Species Risk Analysis Scheme*").



impianti di acquacoltura esamina l'idoneità e la sicurezza dell'impianto nel quale si vuole introdurre la specie alloctona. Il modulo sulle modalità di diffusione considera le motivazioni per l'introduzione della specie alloctona e i rischi di una sua fuga ai vari livelli del processo di introduzione. Infine, il modulo socio-economico stima i possibili impatti negativi di tipo socio-economico.

Come per i moduli WRA, FISK e FI-ISK, ogni domanda dell'ENSARS prevede più opzioni di risposta e ogni risposta deve essere accompagnata dal grado di confidenza (il livello di certezza di risposta del valutatore). Ogni opzione di risposta è associato a un punteggio numerico che varia tra 0 e 3 (da 0 alto livello di incertezza a 3 alto livello di certezza). Considerando l'approccio multidisciplinare dell'ENSARS, appare necessario il coinvolgimento di un *team* di esperti per ogni singolo settore. L'ENSARS è ancora in fase di calibrazione presso il nostro gruppo di ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- Arthington A.H. (1991) The ecological and genetic impacts of introduced freshwater fishes in Australia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 33–44.
- Baker R.H.A., Black R., Copp G.H., Haysom K.A., Hulme P.E., Thomas M.B., Brown A., Brown M., Cannon R.J.C., Ellis J., Ellis M., Ferris R., Glaves P., Gozlan R.E., Holt J., Howe L., Knight J.D., MacLeod A., Moore N.P., Mumford J.D., Murphy S.T., Parrott D., Sansford C.E., Smith G.C., St-Hilaire S., Ward N.L. (2008) The UK risk assessment scheme for all non-native species. Pp. 46–57 in Biological Invasions – from Ecology to Conservation. Neobiota Vol. 7 (W.Rabitsch, F. Essl, F. Klingenstein, Eds).
- Copp G.H., Garthwaite R., Gozlan R.E. (2005a) Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. Journal of Applied Ichthyology 21: 371–373.
- Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N., Erös T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kováč V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Peňáz M., Povž M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakėnas S., Šumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C. (2005b). To be, or not to be, a non-native freshwater fish? Journal of Applied Ichthyology 21: 242–262.
- Copp G.H., Vilizzi L., Mumford J., Fenwick G.V., Godard M.J., Gozlan R.E. (2008) Calibration of FISK, an invasive-ness screening tool for non-native freshwater fishes. Risk Analysis 29: 457–467.
- Crivelli A. (1983). The destruction of aquatic vegetation by carp. Hydrobiologia 106: 37–41.
- UN-CEC (2003) Kyiv Resolution on biodiversity, United Nations, Economic Commission for Europe, Fifth Ministerial Conference Environment for Europe, 21-23 May 2003, ECE/CEP/108.
- Duggan I.C., Rixon C.A.M., MacIsaac H.J. (2006) Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. Biological Invasions 8: 377–382.
- EPPO (2000). EPPO Standards: Pest Risk Analysis. PM 5/1–4 English. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization.
- FAO (1995). Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. FAO Fisheries Technical Paper No. 350, Part 1. Rome, Italy.
- Genovesi P., Shine C. (2004) European strategy on invasive alien species. Nature and Environment, n. 137. Council of Europe publishing, Strasbourg, France.
- Gherardi F. (2006) Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology 39: 175–191.
- Gherardi F., Souty-Grosset C., Vogt G., Crandall K. (2010) Astacidea, Chapter 67. In: Treatise on Zoology - *Decapoda*, vol. 9A (F. Schram ed.), Brill, Leiden, The Nederlands.
- Gordon D.R., Onderdonk D.A., Fox A.M., Stocker R.K. (2008) Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varied geographies. Diversity & Distributions 14: 234–242.
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kents M.L. (2005) Disease threat to European fish. Nature 435: 1046.



- Hiley P.D. (2002) The slow quiet invasion of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in England – prospects for the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). Pp. 127–138 in Management and Conservation of Crayfish. (D.M. Holdich, Sibley P.J., Eds) Environment Agency, Bristol, UK.
- ICES (2004). ICES Code of Practice on the Introductions and transfers of Marine Organisms (2003) Copenhagen, Denmark: International Council for Exploitation of the Seas, Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms. (www.ices.dk).
- IPCC (2005). Guidance notes for lead authors of the IPCC fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change (www.ipcc.ch/pdf/supporting-material/uncertainty-guidance-note.pdf).
- Jackson D.A., Peres-Neto P.R., Olden J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities, the roles of biotic, abiotic and spatial factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 157–170.
- Janssen J., Jude D.J. (2001) Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. Journal of Great Lakes Research 27: 319–328.
- Kennedy C.R. (1993) The distribution of some crustacean fish parasites in Britain in relation to the introduction and movement of freshwater fish. Journal of Fish Biology 43: 287–301.
- Kolar C.S., Lodge D.M. (2002) Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. Science 298: 1233–1236.
- Moyle P.B., Light T. (1996) Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? Ecology 77: 1666– 1670.
- Nonnis Marzano F., Scalici M., Chiesa S., Gherardi F., Piccinini A., Libertini G. (2009) The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. Aquatic Invasions 4: 401–404.
- Pheloung P.C., Williams P.A., Halloy S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. Journal of Environmental Management 57: 239–251.
- Pusey B.J., Arthington A.H. (2003) Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review with special emphasis on tropical Australia. Marine and Freshwater Research 54: 1–16.
- Reichard S.H. (2001) The search for patterns that enable invasion prediction. Pp. 10–19 in Weed Risk Assessment (R.H. Groves, F.D. Panetta, J.G Virtue, Eds). CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- Ricciardi A., Rasmussen J.B. (1998) Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science 55: 1759–1765.
- Ruesink J.L., Parker I.M., Groom M.J., Kareiva P.M. (1995) Reducing the risks of non indigenous species introductions: guilty until proven innocent. Bioscience 45: 475–477.
- Simon K.S., Townsend C.R. (2002) The impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. Freshwater Biology 48: 982–994.
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. Eds (2006) Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Patrimoines naturels, 64. Parigi
- Tricarico E., Vilizzi L., Gherardi F., Copp G.H. (2009) Calibration of FI-ISK, an Invasiveness Screening Tool for non-indigenous freshwater invertebrates. Risk Analysis, DOI: 10.1111/j.1539-6924.2009.01255.x.
- Trombitskiy I.D., Kakhovskiy A.E. (1987) On the facultative parasitism of the chebachok, *Pseudorasbora parva*, in fish ponds. Journal of Ichthyology 27: 180–182.
- Wheeler A.C. (2000) Status of the crucian carp, *Carassius carassius* (L.), in the UK. Fisheries Management and Ecology 7: 315–322.



SINTESI DEI RISULTATI

I più importanti risultati del lavoro sono qui di seguito riportati in modo sintetico.

GAMBERI ALLOCTONI E LORO DISTRIBUZIONE

Nel Lazio, sono presenti popolazioni naturali di quattro specie alloctone di gambero d'acqua dolce: *Astacus leptodactylus*, *Cherax destructor*, *Orconectes limosus* e *Procambarus clarkii*. Se confrontata con le altre regioni italiane, dove *C. destructor* è assente e *A. leptodactylus* è raro, la regione Lazio sembra presentare dunque la più ampia diversità di gamberi alloctoni.

Rispetto a precedenti monitoraggi, alcune specie hanno mantenuto un areale di distribuzione contenuto. Infatti, sono presenti solo tre popolazioni di *O. limosus* e cinque di *A. leptodactylus* nelle province di Rieti, Roma e Viterbo (di cui due per ciascuna specie sono state da noi analizzate). La densità di queste popolazioni risulta significativamente minore rispetto a quella delle numerose popolazioni di *P. clarkii* presenti in regione. Nel Lago del Salto, *A. leptodactylus* e *O. limosus* sono sintopici, mentre nei laghi di Bracciano e di Bolsena *A. leptodactylus* è sintopico con *P. clarkii*: sarà interessante rilevare la dinamica di queste popolazioni nell'ipotesi che la seconda specie domini sulla prima. *Procambarus clarkii* è presente con popolazioni abbondanti in ogni provincia della regione, con densità che possono raggiunge valori massimi di 3,7 m^{-2} (a Torre Flavia). Infine, come già detto, è stata riscontrata per la prima volta in Italia una popolazione stabilizzata di *C. destructor*, specie australasiatica. *C. destructor* è ancora confinato in vasche dell'Oasi di Ninfa (LT), ma la probabilità che suoi esemplari possano diffondersi nei corpi idrici limitrofi è assai elevata.

STRUTTURA E ACCRESCIMENTO DI POPOLAZIONI DI *ORCONECTES LIMOSUS* E DI *PROCAMBARUS CLARKII*

Lo studio di alcuni parametri di crescita ha evidenziato una delle proprietà che caratterizzano le specie invasive: il rapido accrescimento. Infatti, in entrambi i casi, i parametri di crescita, confrontati con quelli propri delle specie indigene, sono risultati elevati. In *P. clarkii* abbiamo individuato tre classi di età nei due sessi (giovani, sub-adulti e adulti), mentre in *O. limosus* le classi di età sono risultate quattro.

QUANTIFICAZIONE DEGLI IMPATTI

È noto che i gamberi alloctoni sono estremamente plastici. Come tali, sono in grado di resistere a condizioni ambientali estreme (inquinamento, basse concentrazioni di ossigeno, ecc.). Nonostante la loro generale plasticità, abbiamo evidenziato che gli ambienti lotici laziali occupati dai gamberi alloctoni possono essere discriminati in base ad alcune variabili ambientali. Ad esempio, *O. limosus* sembra privilegiare ambienti con limitata estensione di substrato fangoso e *A. leptodactylus* quelli in cui la biomassa di detrito vegetale è più elevata. *Procambarus clarkii* appare una specie dotata di maggiore euriecia, anche se comunque mostra la tendenza a privilegiare i corpi idrici dotati di una più abbondante vegetazione ripariale.

La presenza (ma non la densità) di *P. clarkii* è associata a una maggiore torbidità dell'acqua e a una maggiore estensione del substrato fangoso, a conferma del ruolo di *P. clarkii* di "bioturbatore". *Procambarus clarkii* sembra anche tollerare concentrazioni relativamente elevate di metalli pesanti (che comunque sono sempre inferiori alla concentrazione massima ammissibile prevista dal Decreto Legislativo 31/01). Studi precedenti avevano evidenziato la capacità di *P. clarkii* di accumulare nei



suoi tessuti concentrazioni più elevate di alcuni metalli pesanti rispetto ai decapodi indigeni. I due risultati combinati (la capacità di vivere in ambienti contaminati e l'accumulo di metalli pesanti nei tessuti) sollevano preoccupazioni per il suo uso come alimento.

I risultati dell'analisi del contenuto stomacale dei quattro gamberi alloctoni presenti nel Lazio confermano la loro elevata plasticità alimentare. La dieta è costituita da diverse componenti, anche se comunque, soprattutto negli adulti, domina la componente vegetale, a conferma di quanto noto precedentemente.

Le tane costituiscono per *P. clarkii* una risorsa importante in quanto forniscono rifugio dai predatori e da condizioni ambientali estreme, oltre che riparo nei momenti delicati del ciclo biologico, come la muta e la riproduzione. Di conseguenza, l'attività di scavo di questa specie risulta particolarmente intensa, anche se non appare associata al tipo di substrato o alla copertura vegetale degli argini. Questo studio ha confermato che la specie manifesta un uso "consumistico" degli argini. Infatti, la densità delle tane non sembra essere correlata con la densità della popolazione, cioè non esiste una corrispondenza biunivoca tra gambero e tana. Al contrario, i gamberi, una volta abbandonate le tane per foraggiare, ne costruiscono di nuove, con la conseguenza di destabilizzare gli argini. Una volta vuote, infatti, le tane collassano, causando il crollo degli argini. Lo studio ha rilevato che anche *C. destructor* manifesta un'altrettanto intensa attività di scavo, risultato questo che alimenta ulteriori preoccupazioni per i danni che una sua diffusione in altri ambienti naturali potrebbe provocare.

ANALISI DIACRONICA E SINCRONICA DELL'IMPATTO SULLE COMUNITÀ DI MACROINVERTEBRATI

Le comunità di macroinvertebrati sono state confrontate tra corpi idrici prima e dopo l'invasione di *P. clarkii* (analisi diacronica) o tra corpi idrici attualmente invasi e non dalla specie (analisi sincronica). Ovviamente, questo tipo di analisi non permette di chiarire relazioni di tipo causa (invasione del gambero) ed effetto (modifiche nelle comunità di macroinvertebrati), ma comunque fornisce utili indicazioni per direzionare la futura ricerca.

In primo luogo, l'analisi sincronica ha mostrato una ridotta qualità dei corpi idrici (come rilevata dall'IBE) nei siti oggi invasi da *P. clarkii* rispetto ai non invasi. Questo risultato non è confermato dall'analisi diacronica, forse perché le due analisi non sono confrontabili o forse perché, nell'arco dei quasi 20 anni intercorsi, le comunità dei macroinvertebrati hanno avuto il tempo di rispondere alla nuova specie e di adattarvisi.

In entrambe le analisi, si sono osservati cambiamenti significativi nella frequenza relativa delle diverse categorie trofiche di macroinvertebrati e delle categorie associate alle diverse modalità di nutrizione. Questi cambiamenti possono essere dovuti a modifiche nelle relazioni trofiche dell'ecosistema prodotte per via indiretta dall'invasione di *P. clarkii*. Inaspettatamente, non abbiamo evidenziato significative differenze associate alla presenza del gambero nella frequenza di taxa dotati di diversa velocità di locomozione. Al contrario, è noto che *P. clarkii* preda preferenzialmente gli invertebrati bentonici sedentari o comunque scarsamente mobili, come i molluschi, e in misura minore quelli più mobili (isopodi e anfipodi), oltre che le specie dotate di astucci protettivi (tricotteri) o che vivono nel sedimento (come alcuni ditteri).

IMPATTO ECONOMICO

Abbiamo condotto un'analisi del costo monetario (e dei benefici) associato all'introduzione di *P. clarkii* nel Lazio. Attraverso questionari specifici per settore e dati quantitativi provenienti da precedenti indagini, abbiamo stimato i danni economici subiti dalle attività di pesca professionale, dalle aziende agricole, dai consorzi di bonifica e dai laghetti di pesca sportiva, oltre che i costi che gli Enti devono affrontare per il finanziamento di progetti di ricerca. Il costo annuo dell'invasione di *P. clarkii* varia nel Lazio tra € 130.000 (secondo una stima per difetto) e € 1.150.000 (secondo una stima per eccesso) con costi aggiuntivi *una*



tantum dovuti, come nel caso di Torre Flavia, alla chiusura di un'azienda e alla perdita di posti di lavoro da parte di operatori del settore della pesca. Il costo non appare bilanciato dai benefici provenienti dalla vendita di *P. clarkii* sul mercato. La quantità di prodotto venduto è infatti esigua, anche considerando la vendita al dettaglio effettuata dai pescatori a livello locale. Peraltro, negli ultimi anni si è osservata una drastica riduzione della domanda, nel Lazio come nel resto dell'Italia.

ANALISI DEL RISCHIO

Abbiamo condotto un'analisi del rischio, utilizzando il protocollo FI-ISK (*Freshwater Invertebrates Scoring Kit*). I risultati dell'analisi mostrano che le specie presenti nella Regione Lazio sono quelle che rientrano nelle categorie ad alto e a medio rischio per l'Italia. In particolare, *P. clarkii* totalizza il punteggio più elevato (39) tra le 37 specie analizzate, seguito da *O. limosus* e *C. destructor*. È interessante osservare che *Pacifastacus leniusculus*, che è presente in Italia con due popolazioni (in Trentino Alto-Adige e in Liguria), è la seconda specie dopo *P. clarkii* come specie a rischio molto alto (punteggio: 36). *Astacus leptodactylus* è invece classificato come specie a medio rischio, specie quindi che, per le sue caratteristiche biologiche e soprattutto per la sua suscettibilità alla peste del gambero, dovrebbe destare minori preoccupazioni. In realtà, molte specie oggetto della nostra analisi del rischio (oltre il 50%) risultano ad oggi scarsamente studiate per quanto concerne l'ecologia e la biologia riproduttiva. È quindi assai difficile per molte specie poter elaborare predizioni sul loro possibile impatto e sulla loro capacità diffusiva.



ALLEGATI

ALLEGATO 5.1

SCHEDA PESCATORI PROFESSIONISTI

Questionario:

data:	località:

1. Che tipo di pesca pratica?
2. Quali sono i tipi di rete che utilizza?
3. Quali sono le principali specie di pesce che cattura?
4. Tutte le specie di pesce che cattura vengono vendute o alcune vengono rilasciate al momento della cattura?
5. Qual è la specie di pesce che vende di più?
6. Ha notato nel tempo un cambiamento delle specie pescate?
7. Saprebbe indicare se le specie pescate hanno subito anche un aumento o un calo del numero di individui?
8. Saprebbe indicare cosa potrebbe aver causato questo cambiamento nel pescato?
9. Ha mai sentito parlare dei gambero americani e del gambero turco?
10. Le è mai capitato di pescare questi gamberi?
11. Se sì, da quanto tempo li pesca?
12. La cattura del gambero è accidentale o pratica una pesca mirata alla sua cattura?
13. Secondo lei, il gambero potrebbe essere una delle cause che ha portato al cambiamento del pescato?
14. Se no, il gambero potrebbe rappresentare una minaccia per il futuro?
15. Sa se è collegato ad eventuali malattie per i pesci o per l'uomo?
16. I gamberi catturati vengono venduti?
17. Se sì, a chi? Direttamente al pubblico, ai ristoratori, o rivenditori di pesce?
18. Se lo vende, a che prezzo?
19. Ha un'idea di quale prezzo possa avere in pescheria o al ristorante?



ALLEGATO 5.2

SCHEDA CONSORZI AGRARI

Questionario:

data:	località:

1. Quale specie di gambero alloctono è presente?
2. In che data è comparso nella zona?
3. Qual è l'abbondanza attuale della specie (scarsa S, abbondante A, molto abbondante MA)?
4. Quali sono stati i danni subiti dalle coltivazioni e/o dalle attrezzature agricole?
5. A quanto ammonta il costo dell'eventuale danno subito?
6. Qual è il giudizio complessivo sulla presenza (positivo, negativo)?

ALLEGATO 5.3

SCHEDA CONSORZI DI BONIFICA

Questionario:

data:	località:

1. Quale specie di gambero alloctono è presente?
2. In che data è comparsa nella zona?
3. Qual è l'abbondanza attuale della specie (scarsa S, abbondante A, molto abbondante MA)?
4. Quali sono stati i danni subiti dagli argini?
5. A quanto ammonta il costo dell'eventuale danno subito?
6. Qual è il giudizio complessivo sulla presenza (positivo, negativo)?



ALLEGATO 5.4

SCHEDA LAGHETTI DI PESCA SPORTIVA

Questionario:

data:	località:

7. Quale specie di gambero alloctono è presente?
8. In che data è comparsa nel laghetto?
9. Qual è l'abbondanza attuale della specie (scarsa S, abbondante A, molto abbondante MA)?
10. Qual è stata la modalità di introduzione (volontaria/involontaria)?
11. Quali sono stati i danni subiti dagli impianti?
12. A quanto ammonta il costo dell'eventuale danno subito?
13. Quali sono gli eventuali benefici/guadagni arrecati dalla sua presenza?
14. Qual è il giudizio complessivo sulla presenza (positivo, negativo)?

Allegato 6.1: Esempio di scheda di valutazione del rischio.

	Biogeografia/storia
1.01	La specie è adatta per scopi ornamentali o di allevamento?
1.02	La specie si è naturalizzata dove è stata introdotta?
1.03	La specie ha delle razze/varietà o sottospecie invasive?
2.01	La specie ha una tolleranza riproduttiva che si adatta ai climi dell'area oggetto dell'analisi del rischio (0-bassa, 1-intermedia, 2-elevata)?
2.02	Quale è la qualità dei dati climatici utilizzati per il confronto (0-bassa, 1-intermedia, 2-elevata)?
2.03	La specie ha capacità adattative elevate (plasticità ambientale)?
2.04	La specie è nativa o naturalizzata in regioni che hanno un clima simile all'area oggetto dell'analisi del rischio?
2.05	Le introduzioni della specie sono state più spesso un successo che un insuccesso?
3.01	La specie si stabilizzata (ha stabilito popolazioni vitali) oltre il suo areale nativo?
3.02	Nel territorio di stabilizzazione sono riportati impatti all'acquacoltura o alle specie ornamentali o da acquariofilia?
3.03	Nel territorio di stabilizzazione sono riportati impatti agli stock selvatici di specie commerciali di pesci, molluschi o crostacei?
3.04	Nel territorio di stabilizzazione sono riportati impatti agli estuari, alle acque costiere o ad altri ambienti di valore?
3.05	La specie ha dei congeneri invasivi?
4.01	La specie può causare dei rischi per la salute umana?
4.02	La specie compete con le specie native?
4.03	La specie è parassita di altre specie o può diventare il maggiore predatore di una specie nativa precedentemente soggetta a una bassa predazione?
4.04	La specie risulta essere non appetibile per i predatori?
4.05	La specie può esercitare una predazione rilevante e in aumento su qualche specie indigena?
4.06	La specie è ospite e/o vettore per la peste e per i patogeni, specialmente non-indigeni?
4.07	Per i crostacei, la specie raggiunge grandi dimensioni del corpo (i. e. >10 cm di lunghezza del corpo) o, per i molluschi, la specie forma estese colonie/cluster/aggregazioni (i. e. >1m^3)
4.08	La specie tollera un ampio range di salinità?
4.09	La specie tollera il disseccamento in alcuni stadi del suo ciclo vitale?
4.10	La specie è flessibile/versatile nell'uso dell'habitat?
4.11	L'alimentazione, l'insediamento o altri comportamenti della specie riducono la qualità dell'habitat della specie native?
4.12	La specie richiede dimensioni minime della popolazione per mantenerne la vitalità?
5.01	La specie tollera un ampio range di temperatura?
5.02	La specie è un predatore vorace?
5.03	La specie è onnivora?
5.04	La specie è planctivora o detritivora?
6.01	La specie esibisce cure parentali e/o è nota per ridurre l'età di maturazione in risposta all'ambiente?
6.02	La specie produce gameti vitali?
6.03	La specie si ibrida in natura con specie indigene?
6.04	La specie è ermafrodita o partogenetica (i. e. *Melanoides tubercolata* o *Procambarus* sp.)?
6.05	La specie dipende dalla presenza di altre specie o da particolari caratteristiche ambientali per completare il suo ciclo vitale?
6.06	La specie è altamente feconda, iteropatrica o ha un periodo di deposizione esteso?
6.07	Quale è il minimo intervallo generazionale noto della specie (in anni)?
7.01	Gli stadi vitali possono essere dispersi involontariamente?
7.02	Gli stadi vitali possono essere dispersi volontariamente dall'uomo (e gli ambienti adatti alla specie sono abbondanti)?
7.03	Gli stadi vitali possono essere dispersi come contaminanti della merce?
7.04	La dispersione naturale avviene come conseguenza della dispersione di uova e/o o del trasporto di substrato idoneo?
7.05	La dispersione naturale avviene come conseguenza della dispersione di larve o di giovani (attraverso habitat lineari e *'stepping stone'*)?
7.06	Gli adulti della specie sono noti migratori (per la riproduzione, la nutrizione etc.)?
7.07	Ci sono degli stadi vitali della specie noti per essere dispersi da altri animali?
7.08	La dispersione della specie è densità dipendente?
8.01	Esiste qualche stadio vitale che può sopravvivere al trasporto fuori dall'acqua?
8.02	La specie tollera un ampio spettro di condizioni di qualità dell'acqua, specialmente la diminuzione di ossigeno e la temperatura elevata?
8.03	La specie è suscettibile agli agenti di controllo chimico?
8.04	La specie tollera o beneficia del disturbo ambientale?
8.05	La specie ha dei nemici naturali presenti nell'area dell'analisi del rischio?



Allegato 6.2: Risposte alle domande della scheda di valutazione del rischio per 5 specie di gamberi alloctoni, di cui 4 presenti nella Regione Lazio e 1 (*Pacifastacus leniusculus*) a rischio di ingresso.

Domande		*Astacus leptodactylus*		*Cherax destructor*		*Orconectes limosus*		*Pacifastacus leniusculus*		*Procambarus clarkii*	
		Risposte	Certezza	Risposte	Certezza	Risposte	Certezza	Risposte	Certezza	Risposte	Certezza
1	1.01	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
2	1.02	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
3	1.03	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4
4	2.01	2	4	2	3	3	3	3	4	2	4
5	2.02	1	3	2	3	1	3	1	3	1	3
6	2.03	SI	3	NO	3	SI	4	SI	4	SI	4
7	2.04	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
8	2.05	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
9	3.01	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
10	3.02	?	3	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
11	3.03	?	3	NO	4	?	3	SI	4	SI	3
12	3.04	?	3	?	3	SI	3	SI	4	SI	4
13	3.05	NO	4	SI	4	SI	4	NO	4	SI	3
14	4.01	NO	3	?	3	SI	3	SI	4	SI	4
15	4.02	SI	3	SI	3	SI	4	SI	4	SI	4
16	4.03	?	3	?	3	?	3	SI	4	SI	4
17	4.04	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4
18	4.05	?	3	?	2	?	3	SI	4	SI	4
19	4.06	NO	4	NO	3	SI	4	SI	4	SI	4
20	4.07	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
21	4.08	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
22	4.09	NO	3	?	3	SI	4	SI	4	SI	4
23	4.10	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
24	4.11	NO	3	SI	3	SI	4	SI	4	SI	4
25	4.12	?	3	?	3	?	3	?	3	?	3
26	5.01	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
27	5.02	NO	4	NO	4	?	2	SI	4	SI	4
28	5.03	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
29	5.04	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
30	6.01	?	2	?	3	?	3	?	2	SI	4
31	6.02	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
32	6.03	SI	3	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4
33	6.04	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4
34	6.05	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4	NO	4
35	6.06	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
36	6.07	3	4	1	4	1	4	1	4	1	4
37	7.01	NO	3	NO	3	NO	3	?	3	?	3
38	7.02	SI	3	SI	4	SI	3	SI	4	SI	4
39	7.03	NO	4	NO	3	NO	3	NO	3	NO	3
40	7.04	NO	4	NO	3	NO	3	NO	4	NO	4
41	7.05	NO	4	NO	3	NO	3	NO	4	NO	4
42	7.06	NO	4	NO	4	NO	3	NO	4	NO	4
43	7.07	NO	3	NO	3	NO	3	NO	3	NO	3
44	7.08	?	3	?	3	?	3	?	3	?	3
45	8.01	NO	4	?	3	SI	3	SI	4	SI	4
46	8.02	SI	3	SI	4	SI	4	SI	4	SI	4
47	8.03	SI	3	?	3	SI	4	SI	4	SI	3
48	8.04	?	3	SI	3	SI	4	SI	4	SI	4
49	8.05	SI	4	SI	3	SI	4	SI	3	SI	3



Allegato 6.3: Risultati della valutazione del rischio condotta sulle specie di gamberi alloctoni dell'Allegato 6.2.

	A. leptodactylus	*C. destructor*	*O. limosus*	*P. leniusculus*	*P. clarkii*
Uscita:	**Medio rischio**	**Alto rischio**	**Alto rischio**	**Alto rischio**	**Alto rischio**
Punteggio	15	19	30	36	39
Biogeografia	6.5	7	15	17	19
Partizione del punteggio: Attributi indesiderati	4	5	8	10	10
Biologia/ecologia	4	7	7	9	10
Biogeografia	10	10	10	10	10
Domande risposte: Attributi indesiderati	9	7	9	11	11
Biologia/ecologia	21	20	21	21	22
Totale	40	37	40	42	43
Aquacoltura	9.5	12	17	23	26
Settore danneggiato: Ambiente	14.5	18	29	30	33
Disturbo	1	2	3	3	3
Domande totali	49	49	49	49	49