



LIFE10 NAT/IT/000239 "RARITY"

Eradicate invasive Louisiana red swamp
and preserve native white clawed crayfish
in Friuli Venezia Giulia

Review of the best practices





LIFE10 NAT/IT/000239

BEST PRACTICE PER IL CONTROLLO DI NICS (Non-Indigenous Crayfish Species)

Report

Aquiloni L.¹, Mazza G.¹, Inghilesi A.F.¹, Giulianini P.², Gherardi F.¹

¹*Dipartimento di Biologia Evoluzionistica, Università degli Studi di Firenze, Firenze (Italy)*

²*Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Trieste, Trieste (Italy)*

Sommario

1. INTRODUZIONE.....	3
2. METODI PER IL CONTROLLO E L'ERADICAZIONE DI SPECIE INVASIVE.....	4
Metodi specifici per NICS	4
METODI MECCANICI	5
Trappolaggio	5
Electrofishing.....	7
Manuale	7
Limiti e potenzialità delle tecniche di rimozione meccanica	8
METODI FISICI	9
Limiti e potenzialità dei metodi fisici	9
METODI BIOLOGICI	10
Predatori	10
Agenti patogeni.....	11
Limiti e potenzialità dei metodi biologici.....	13
BIOCIDI	14
Limiti e potenzialità dei biocidi	17
AUTOCIDI	17
Sterilizzazione dei maschi e loro rilascio in natura (Sterile Male Release Technique, SMRT)...	17
Feromoni.....	19
Esche ormonali.....	21
Limiti e potenzialità degli autocidi	21
3. CONCLUSIONI.....	22
4. BIBLIOGRAFIA.....	24

1. INTRODUZIONE

Le specie aliene invasive sono il risultato dell'introduzione, volontaria o accidentale da parte dell'uomo, di animali e di piante al di fuori del loro areale di distribuzione originario e possono determinare la sostituzione delle specie indigene, sostanziali cambiamenti ecologici e significativi danni economici (Holdich & Gherardi, 1999). Anche se, in realtà, una minima parte delle specie introdotte diventa invasiva, i danni per l'ecosistema prodotti anche da questa piccola frazione sono molto elevati tanto che le specie invasive sono oggi considerate a livello mondiale la seconda minaccia alla biodiversità dopo la perdita e la distruzione di habitat (Sala et al., 2000). Per questo è necessario prevenire le introduzioni e, nel caso queste siano già avvenute, predisporre dettagliati piani di contingenza per la mitigazione degli impatti (Manchester & Bullock, 2000).

L'implementazione di misure per la mitigazione dei danni causati dalle specie aliene invasive è vista a livello internazionale come una priorità secondo quanto stabilito nel 1992 durante il Summit di Rio de Janeiro dalla Convenzione delle Nazioni Unite sulla Diversità Biologica (CBD) dove i governi si impegnavano "a fare quanto possibile e appropriato per prevenire l'introduzione, controllare o eradicare quelle specie aliene che minacciano gli ecosistemi, gli habitat e le specie" (articolo 8h). Nell'ultima conferenza delle parti del CBD (a Nagoya, Giappone) tenutasi nell'ottobre 2010, uno dei target da raggiungere per la realizzazione del "Piano Strategico per la Biodiversità 2011-2020" recita: "*By 2020, invasive alien species and pathways are identified and prioritized, priority species are controlled or eradicated, and measures are in place to manage pathways to prevent their introduction and establishment*".

Tuttavia, la realizzazione di valide misure di prevenzione o l'attuazione di provvedimenti efficaci di controllo si sono dimostrate estremamente difficili anche per la mancanza di adeguate tecniche di contenimento. Allo stato attuale, solo poche popolazioni di specie non-indigene sono mantenute sotto controllo e un numero ancora più limitato è stato eradicato: nei vertebrati l'eradicazione è avvenuta in soli 37 casi, di cui 33 nelle isole (Genovesi, 2005), mentre negli invertebrati il bilancio è decisamente peggiore con poche eccezioni riguardanti l'uso di biocidi. Per questo, l'eradicazione è vista come un obiettivo impossibile da raggiungere (Bertolino & Genovesi, 2003) ma che è comunque necessario perseguire.

I gamberi non-indigeni (dall'inglese *Non-Indigenous Crayfish Species*, NICS) sono ottimi candidati per l'invasione dei sistemi acquatici (Moyle & Light, 1996): rappresentano i più grandi e tra i più longevi invertebrati che vivono nelle acque dolci dove possono raggiungere elevate densità, si

nutrono di invertebrati bentonici, detrito, macrofite e alghe di acque lotiche e lentiche (Nyström et al., 1996) e sono preda per numerose specie quali lontre, pesci e uccelli (Gherardi, 2007). Una volta introdotti in un ecosistema, i NICS possono determinare “considerevoli stress ambientali” e, in alcune circostanze, “irreparabili alterazioni della diversità” (Hobbs et al., 1989) a tutti i livelli di organizzazione ecologica (e.g., Lodge et al., 1998; Nyström, 1999). In Europa, la presenza di popolazioni invasive di NICS, quali *Pacifastacus leniusculus* e *Procambarus clarkii*, allontana dal raggiungimento di un “buono stato ecologico” dei corpi idrici, obiettivo previsto entro il 2015 dalla Water Framework Directive sottoscritta dai Paesi Membri dell’Unione Europea (Parlamento Europeo 2000).

Qui di seguito, saranno analizzate le principali caratteristiche dei metodi di intervento ad oggi utilizzati per il controllo di NICS con i risultati ottenuti dalla loro applicazione e i limiti di intervento, secondo quanto riportato in precedenti revisioni sull’argomento (Holdich et al. 1999; Peay 2009; Freeman et al. 2010; Gherardi et al. 2011) e nella letteratura scientifica. Saranno, inoltre, discusse le potenzialità di metodi innovativi ancora scarsamente sperimentati.

2. METODI PER IL CONTROLLO E L’ERADICAZIONE DI SPECIE INVASIVE

Ogni intervento volto all’eradicazione o al controllo delle specie invasive deve essere intrapreso valutando le probabilità di successo e utilizzando un metodo che, seguendo un criterio di massima precauzione, deve essere socialmente ed eticamente accettabile per il largo pubblico e sicuro per l’uomo, per l’ambiente e per le altre specie (Holdich et al., 1999). Inoltre, si devono considerare le qualità specifiche del procedimento, che deve produrre benefici economici maggiori rispetto al costo per la sua realizzazione (Keller et al., 2008). Tenere conto di tutti questi fattori nella scelta del metodo da adottare significa scegliere, caso per caso, la procedura per un intervento più efficace in relazione al contesto di applicazione (Gherardi & Angiolini, 2007).

Metodi specifici per NICS

I metodi di intervento per il controllo di NICS, di seguito descritti in dettaglio, possono essere suddivisi in cinque categorie, in accordo con Gherardi et al. (2011):

- 1) meccanico, 2) fisico, 3) biologico, 4) biocidi e 5) autocidi.

Inoltre, la prevenzione delle nuove introduzioni rappresenta sicuramente un punto importante per ridurre gli impatti da NICS. In questo senso adeguati strumenti legislativi e opportune campagne di

sensibilizzazione e conoscenza rivolte ai cittadini possono garantire una efficace prevenzione. Molti Paesi Europei presentano normative, locali e nazionali, per prevenire la diffusione dei gamberi non-indigeni (Westman et al., 1990). Indipendentemente dalla qualità della normativa in vigore, è però molto difficile controllare le importazioni illegali o le introduzioni accidentali di gamberi trasportati insieme a carichi di specie ittiche (Welcomme, 1988). In risposta a tali difficoltà, la Gran Bretagna ha prodotto una normativa molto severa anche per regolamentare la traslocazione di NICS già presenti sul territorio. Tali specie sono dichiarate “peste” e tutto il territorio della Gran Bretagna è stato definito come una “no-go area” per il loro allevamento (Holdich & Rogers, 1997). Nonostante la presenza di leggi specifiche, la popolazione spesso le trascura o non ne è a conoscenza. E’ quindi importante lavorare anche sull’informazione diretta ai cittadini e su un effettivo controllo dei trasgressori. Ricordiamo inoltre che non esiste una normativa specifica per il commercio di animali e piante da acquario e ciò determina una introduzione incontrollata di specie esotiche attraverso questo canale. Anche in questo settore sarebbe quindi prioritario sviluppare un’adeguata normativa a livello europeo.

METODI MECCANICI

Trappolaggio

Il controllo meccanico prevede la cattura diretta dei gamberi tramite tipi diversi di reti e trappole. Esistono numerose informazioni riguardo queste tecniche e i loro effetti; qui di seguito ne esporremo alcune. In Svezia, Svårdson (1948) ha osservato che la cattura intensiva, tramite trappole, di gamberi autoctoni della specie *Astacus astacus* ne ha ridotto la popolazione del 50% in tre anni, pur notando un incremento della taglia media. Negli USA, Bills & Marking (1988) hanno catturato, costantemente per 6 settimane, esemplari di *Orconectes rusticus*, con un decremento da 6500 a 206 gamberi. Nelle catture, i maschi erano in maggior numero ed erano assenti individui di piccola taglia. Hanno ipotizzato che, con catture continuate nel tempo, si sarebbe potuto eliminare la popolazione di gamberi, prevedendo comunque difficoltà nel mantenerne sotto controllo la dimensione applicando unicamente il trappolaggio. In Francia, Roqueplo et al. (1995) hanno usato due tipi di trappole per catturare *Procambarus clarkii*. Le trappole differivano per il colore e per la misura delle maglie in modo da consentire la cattura di esemplari di taglia diversa. Il colore della trappola è stato determinante per massimizzare la cattura: le trappole nere attiravano, infatti, più animali di quelle bianche. Catture continuative avevano ridotto la

popolazione nella sua dimensione, senza comunque eradicarla. In Inghilterra, sono noti numerosi tentativi per il controllo di popolazioni invasive di gamberi. Una popolazione di *Astacus leptodactylus* in un laghetto di pesca sportiva è stata soggetta a controllo numerico attraverso l'uso di trappole per cinque mesi di cattura intensiva (Holdich et al., 1995; Rogers, 1996). Il risultato è stato una notevole riduzione della popolazione adulta. Tuttavia, l'uso di 70 trappole in contemporanea ha comportato un elevato dispendio economico e di forza lavoro, giungendo alla soluzione del problema soltanto in modo provvisorio. Sempre in Inghilterra, una popolazione di *Pacifastacus leniusculus* è stata ridotta da 4000 a 1500 individui con l'uso di trappole. Anche in questo caso, il numero trappole era elevato (circa 900 per notte) (Rogers et al., 1997). Proseguendo nella cattura con trappole e affidandosi, per gli individui di piccola taglia, alla pressione predatoria di carpe, si sono ottenuti risultati significativi, ma l'interruzione di tale attività ha determinato una nuova ripresa della popolazione in un paio di stagioni riproduttive, vanificando lo sforzo effettuato.

Esiste, comunque, la possibilità di apportare miglioramenti nel disegno delle trappole, modificandone forma, materiale e colore, e cercando di renderle sempre più adatte ai gamberi per evitare sia catture accidentali di specie non bersaglio sia fughe di esemplari catturati (Fjälling, 1995; Westman, 1991). Nel tempo sono state quindi sviluppati numerosi tipi di trappole: dalla classica Swedish Trappy (bertovello a doppio inganno), alla "Evo-trap" o alla "Trappola rifugio" (Peay & Hiley, 2001; Westman et al., 1979; Fjälling, 1995). Le trappole potrebbero essere rese maggiormente efficaci anche semplicemente svuotandole spesso (il tasso di fuga è del 40%; Kozak & Policar 2003). Peay & Hiley (2001) hanno dimostrato che maglie più piccole nelle trappole consentono la cattura di un più ampio *range* di taglie rispetto alla maglia classica delle trappole svedesi (lunghezza del cefalotorace: 19-72 mm contro 38-76 mm). D'altra parte le scarse catture delle classi di taglia più piccole potrebbero dipendere anche dal comportamento elusivo e criptico dei giovani per evitare di essere predati dai conspecifici di taglia maggiore (Guan & Wiles, 1996). Per aumentare le catture di giovani e femmine ovigere è quindi consigliato l'uso delle reti a strascico, che comunque apportano altri problemi all'ambiente, in quanto aumentano la torbidità dell'acqua e danneggiano gli ecosistemi acquatici (Rogers, 1996). L'utilizzo di esche permette un aumento del numero di animali catturati. Anche in questo caso ci sono differenze in base al tipo di esche: è preferibile utilizzare esche ricche in olio di pesce (Huner & Paret, 1995), cibo per gatti, pesci comuni. L'uso di feromoni sessuali (vedi il paragrafo relativo agli autocidi), anziché della tradizionale esca trofica, ne aumenterebbe l'attrattività durante la stagione riproduttiva. Il numero

di gamberi catturati dipende anche dall'ora del giorno e dalla stagione in cui vengono effettuate le campagne di cattura e sarebbe quindi opportuno, a parità di sforzo, programmare le catture in relazione al periodo di massima attività della specie target (Laurent, 1988). Per garantire il controllo dei NICS da una determinata area sarebbe necessario estendere le attività di cattura e rimozione in una zona buffer di almeno 200 m intorno all'area stessa.

Electrofishing

Questa tecnica è stata scarsamente utilizzata per il controllo di NICS in quanto sviluppata per il campionamento delle popolazioni (Eversole & Foltz, 1995; Ribbens & Graham, 2004) e negli allevamenti (Huner, 1988). Westman et al. (1978) hanno osservato che la sua applicazione presenta dei grossi limiti in acque profonde e torbide, mentre può essere utile quando è presente abbondante vegetazione nel corso d'acqua. Altro limite importante è il trasporto dell'attrezzatura necessaria e il suo utilizzo in massima sicurezza che è garantito da operatori esperti e formati (Beaumont et al., 1998). Benché, a differenza del trappolaggio, consenta la cattura di gamberi di ogni classe di taglia (Ribbens & Graham, 2004), la sua efficienza è molto bassa se sono presenti dei nascondigli o delle grosse pietre in cui gli animali trovano rifugio.

Manuale

Questo metodo consiste in una ricerca attiva dei gamberi lungo il corso d'acqua e nella loro conseguente cattura e rimozione, generalmente eseguita a mano o con l'ausilio di un retino. Diversamente da altre tecniche, tutti gli animali presenti nel corso d'acqua possono essere potenzialmente rimossi attraverso una ricerca accurata e l'utilizzo di operatori esperti, eliminando quindi il problema delle catture taglia-dipendenti associato ad altre tecniche (Peay & Hiley, 2001). Gli operatori si muovono parallelamente e contro corrente lungo il corso d'acqua, muovendo il fondo alla ricerca dei gamberi e, se necessario, cercando nelle tane alla ricerca di animali nei rifugi. Una rete può essere disposta a valle trasversalmente al canale per bloccare gli eventuali animali in fuga.

Un programma di catture manuali intensive è stato condotto in primavera/autunno tra il 1991 e il 1995 nel fiume Gwash nel Regno Unito (Peay & Hiley, 2001). Lo sforzo di pesca utilizzato è stato di 100 uomini per giorno ogni anno, tranne nel 1992 dove lo sforzo è stato di 60 uomini per giorno.

Nei tratti di fiume in cui i livelli di torbidità erano così alti da non consentire la visibilità dei gamberi è stata utilizzata una rete per dragare il fondo. Le squadre erano composte da 4-5 persone che ispezionavano transetti di 25 m ciascuna varie volte in successione fino a non catturare più animali. Come gli stessi Autori fanno notare, benché il numero di esemplari catturati sia effettivamente diminuito da 2227 a 1009 in 5 anni di catture, tale diminuzione non ha portato alla eradicazione della specie ed è quindi solo temporanea. Inoltre, fattori diversi rispetto all'attività di rimozione manuale potrebbero avere influito su questa riduzione. Fattori che potenzialmente influenzano le catture sono: cambiamenti nel corso degli anni nei metodi di indagine o nel personale utilizzato per le catture (che può avere una diversa esperienza e quindi una diversa capacità di individuare e rimuovere i gamberi), ma anche decrementi naturali della popolazione legati a fattori ambientali quali eventi di piena, inquinamento etc.

Limiti e potenzialità delle tecniche di rimozione meccanica

Il trappolaggio è sicuramente la tecnica più utilizzata perché non richiede l'impiego di personale esperto, è relativamente facile da gestire e facilmente standardizzabile. Altro vantaggio è la sua applicabilità in ogni tipo di habitat, dove un'effettiva riduzione della popolazione può anche dipendere dall'uso di esche particolarmente attrattive. Presenta, tuttavia, due seri limiti: l'elevato costo di gestione e la forte selettività per le classi di taglia maggiori. Quest'ultimo aspetto può produrre risultati indesiderati, perché può determinare squilibri nella struttura originaria della popolazione. In alcune specie di NICS, per esempio in *P. leniusculus* e *P. clarkii*, esistono delle gerarchie di dominanza: i maschi di grosse dimensioni dominano femmine e giovani. Rimuovendo questi maschi dalla comunità, si riduce la pressione sugli individui più piccoli, permettendo loro di crescere e di diventare dominanti più velocemente (Skurdal & Qvenild, 1986) e nuovi individui possono essere attratti da aree limitrofe (Moorhouse & Macdonald, 2011). Anche la rimozione delle femmine ovigere potrebbe causare meccanismi di feedback. I gamberi potrebbero rispondere alle basse densità di popolazione producendo un numero maggiore di uova per femmina o raggiungendo più precocemente la maturità, anche come risposta alla maggior disponibilità di risorse. Per ovviare a questo problema potrebbero essere utilizzati pesci predatori (vedi metodi biologici) in grado di predare le classi di taglia più piccole oppure, dove le condizioni ambientali lo consentono, utilizzare anche le catture manuali o l'elettrofishing, la cui efficienza è però strettamente legata all'esperienza dell'operatore e alla tipologia di habitat in cui si lavora.

METODI FISICI

Tra i metodi fisici si include il drenaggio di laghi e di stagni, la deviazione di canali o la creazione di ostacoli, come per esempio chiuse e sbarramenti. Altri metodi fisici per impedire la migrazione di gamberi possono essere recinzioni elettriche (Håstein & Gladhaug, 1973) o sbarramenti acustici (un'elevata mortalità di gamberi sembra essere associata alla vibrazione di pompe e aeratori e così le vibrazioni potrebbero essere utilizzate come sbarramenti per allontanare gamberi; Holdich et al., 1999). Al di là dei costi elevati per interventi di questo tipo, poco si conosce sulla loro efficacia. Molte specie di gamberi sono infatti molto adattabili a condizioni di disidratazione estreme (McMahon, 1986): sono capaci di vivere fuori dall'acqua per lunghi periodi purché permanga un minimo di umidità, oppure costruiscono tane in cui si rifugiano in uno stato di quiescenza fino al ritorno dell'acqua. Queste caratteristiche sono comuni a molti NICS. Cambaridi (Huner et al., 1994) e parastacidi (Mills et al., 1994) sono in grado di costruire tane in cui si rifugiano durante il disseccamento. Holdich et al. (1995) riportano ritrovamenti di *P. leniusculus* vivi, sotto le rocce del letto di un fiume drenato tre mesi prima o all'interno di tane lungo le rive di uno stagno asciutto. Holdich & Reeve (1991) e Perrow et al. (2007) fanno riferimento a esempi fallimentari di attività di drenaggio avvenute in Inghilterra dove, in entrambi i casi, individui vivi di *P. leniusculus* furono ritrovati dopo diverse settimane dal disseccamento dei corsi d'acqua. Sempre per contenere *P. leniusculus*, è stato costruito nel 2006 uno sbarramento nel fiume Buåa tra Svezia e Norvegia per prevenire la diffusione di quest'ultimo nella riva norvegese. Lo sbarramento si è dimostrato poco efficace, in quanto la specie è stata ritrovata in Norvegia durante luglio del 2008 (Johnsen et al., 2008). Al contrario, Kerby et al. (2005) hanno dimostrato l'efficacia di barriere nel ridurre in modo significativo il movimento di *P. clarkii* tra pozze. Barriere, come le chiuse o le cascate, possono inoltre essere usate come filtri o zone di accumulo di gamberi in determinate aree, da cui potranno essere rimossi a mano, qualora la popolazione sia piccola, oppure eradicati attraverso l'utilizzo di biocidi.

Limiti e potenzialità dei metodi fisici

Sono metodi assai costosi e laboriosi, che richiedono un grande impiego di mezzi e di uomini e la cui efficacia, ad oggi, è ancora dubbia. Oltre a non essere specie-specifici, provocano forti alterazioni nell'ecosistema in cui sono applicati e, per aumentarne l'efficacia, è spesso necessario

ricorrere ad altre tecniche complementari come l'uso di biocidi. Occorre inoltre tenere presente l'elevata plasticità delle specie invasive, che, in determinati contesti, possono costruire tane e rifugiarsi dalla disidratazione. E' interessante osservare che mentre niente suggerisce l'attività di scavo in *P. leniusculus* in Nord America, la specie introdotta in Gran Bretagna è capace di scavare in qualsiasi tipo di substrato. Guan (1994) e Harris & Young (1996) hanno riscontrato notevoli danneggiamenti lungo le rive di un fiume in Inghilterra, causate proprio dall'attività di scavo di *P. leniusculus*.

METODI BIOLOGICI

I gamberi hanno in natura numerosi predatori (Hogger, 1988; Westman, 1991; Lodge & Hill, 1994), e parassiti (Alderman & Polglase, 1988) che possono essere utilizzati come agenti di controllo delle popolazioni invasive.

Predatori

Tra tutti i possibili predatori di gamberi, i pesci sono maggiormente utilizzati per il controllo producendo buoni risultati (Tabella 1). La predazione da parte dei pesci può infatti determinare una significativa riduzione delle popolazioni in quanto colpisce le diverse classi di taglia e i sessi indifferentemente (Mather & Stein, 1983; Westman, 1991; Rabeni, 1992; Roell & Orth, 1993; Lodge & Hill, 1994; Blake & Hart, 1995a). Si è spesso evidenziata una relazione inversa tra la densità di pesci predatori e quella dei gamberi. Per esempio, Svärdsön (1972) ha osservato che le popolazioni di *P. leniusculus* in Svezia erano significativamente meno abbondanti in laghi con molte anguille. Una volta allontanate le anguille, la taglia dei gamberi aumentava. Fürst (1977) ha suggerito che la predazione da parte delle anguille impedisce la colonizzazione di popolazioni di gamberi in nuovi corsi d'acqua. Recentemente, è stato dimostrato che le anguille, oltre ad avere un indiscusso impatto sulle specie indigene di gamberi, sono in grado di predare anche specie invasive che vivono in tana, come il gambero americano *P. clarkii* (Aquiloni et al. 2010). Westman (1991) cita anguilla, pesce persico e luccio come predatori di gamberi particolarmente durante il periodo della muta. Anguille e perche, recentemente introdotte nel lago Rumensee in Svizzera, hanno avuto un impatto marcato sull'espansione di una popolazione di *P. clarkii* (Frütiger & Müller, 2002). Hickley et al. (1994) hanno osservato che *P. clarkii*, introdotto nel Lago Naivasha in Kenia, è diventato la principale preda anche di un'altra specie introdotta, il persico trota. Lo stesso

si è verificato in Spagna, dove il luccio, una specie non-indigena, preda preferenzialmente *P. clarkii* (Elvira et al., 1996). L’impatto dei pesci predatori sulle specie di gamberi può essere dimostrato rimuovendo i pesci. Un esperimento di questo tipo è stato condotto in Finlandia dove, alla rimozione dei pesci, si è avuta come risposta un aumento significativo nel numero di gamberi (Westman, 1991). Allo stesso modo, in condizioni sperimentali, la densità dei gamberi si è ridotta con l’aumento proporzionale della densità dei pesci (Rickett, 1974; Rach & Bills, 1989).

Crayfish stage species	Fish	Predator	Type	Impact study	Authors
<i>Astacus astacus</i>	A	Eel	C	+	Svärdson (1972)
<i>Orconectes rusticus</i>	A	Smallmouth and rock bass	C	+	Mather and Stein (1993)
<i>O. sanborni</i>					
<i>Orconectes rusticus</i>	A	Largemouth bass and yellow perch	C	+	Lodge and Hill (1994)
<i>O. propinquus</i>					
<i>O. virilis</i>					
<i>Orconectes nais</i>	A	Largemouth bass	E	+	Rickett (1974)
<i>Orconectes virilis</i>	A	Largemouth bass	E	+	Saiki and Tash (1979)
<i>Orconectes immunis</i>	A	Largemouth bass	E	+	Rach and Bills (1989)
<i>Orconectes virilis</i>	A	Brook trout	E	-	Gowing and Momot (1979)
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	J	Perch	C & E	+	Blake and Hart (1995a)

E = experimental and C = field studies. - = no impact; + = impact.

Tabella 1. Effetto dei pesci predatori nei confronti di adulti (A) e fasi giovanili (J) di popolazioni di gamberi (modificato da Lodge & Hill, 1994).

Una pressione predatoria continua, oltre che determinare una riduzione della popolazione, potrebbe avere anche effetti a lungo termine come, ad esempio, la riduzione della crescita, della riproduzione e della sopravvivenza dei gamberi (Lodge & Hill, 1994) o la diminuzione dell’attività trofica e, conseguentemente, dell’impatto sulla biodiversità ad essa associato (Aquiloni et al., 2010).

Agenti patogeni

Le malattie che colpiscono i gamberi sono causate principalmente da infezioni prodotte da batteri, funghi, protisti ed elminti (Alderman & Polglase, 1988; Edgerton et al., 1995). Thune et al. (1991) hanno inoltre riscontrato una mortalità elevata in *P. clarkii* causata da infezioni virali. La maggior parte delle malattie è subletale con l’eccezione della “peste del gambero”, causata dall’oomycete *Aphanomyces astaci*, che, almeno nelle specie suscettibili, è letale (Smith & Söderhäll, 1986). Tutte le specie non americane di gamberi si sono rivelate suscettibili alla “peste del gambero” (Unestam,

1975) e la malattia ha avuto effetti disastrosi sulle popolazioni di gamberi europei già dal 1860 (Alderman, 1996). In Svezia, la malattia ha determinato la scomparsa di oltre il 90% dei gamberi nativi *A. astacus* che costituivano un'importante risorsa economica per il paese (Edsman, 2000). La "peste del gambero" è endemica nei gamberi nord americani, dove si presenta come un'infezione cronica che può diventare mortale durante i periodi di stress ambientale: cambiamenti della temperatura dell'acqua, dei livelli di luce, di densità, aumento della competizione tra gli individui (Svärdson et al., 1991). Le infezioni croniche possono debilitare il sistema immunitario al punto che l'animale non riesce ad affrontare altri tipi di parassiti, come *Psorospermium haeckeli*, il quale, di per sé, non è letale (Thörnqvist & Söderhäll, 1993).

La peste del gambero potrebbe essere impiegata per eliminare popolazioni invasive di specie sensibili al fungo, come *A. leptodactylus* o *Cherax destructor*. Un esperimento condotto da Diéguez-Uribeondo & Muzquiz (2005) ha valutato proprio la possibilità di usare questo agente patogeno per il controllo di *C. destructor* in Spagna. Alcune gabbie contenenti individui di *C. destructor* infettati in laboratorio o individui di *P. leniusculus* con evidenti segni di *A. astaci* sono state introdotte in un lago invaso. In entrambi i casi è stata registrata una mortalità del 100% nella popolazione invasiva di *C. destructor* dopo 30 e 120 giorni, rispettivamente. Questo lavoro dimostra che *A. astaci* può effettivamente essere utilizzato come agente di controllo per l'eradicazione di NICS suscettibili alla peste. Ceppi di *A. astaci* opportunamente selezionati da risultare letali anche per le specie americane potrebbero addirittura essere impiegate per l'eradicazione di queste. In realtà, questo metodo potrebbe risultare altamente dannoso per le specie indigene poiché le spore del fungo sono facilmente trasportate dall'acqua o da animali (come pesci e uccelli) o da pescatori che involontariamente potrebbero diffondere la peste nei vicini corsi d'acqua.

Un altro potenziale metodo è l'uso di varietà del batterio *Bacillus thuringiensis*, come *israeliensis* Berliner (H-14), già utilizzate come insetticidi naturali per controllare insetti nocivi (Pedigo, 1989). I batteri agiscono producendo cristalli di endotossine, che vanno a danneggiare le cellule epiteliali dell'intestino, impedendo all'animale di nutrirsi. Questo metodo non è ancora stato messo a punto per i gamberi. Tuttavia, dovrebbe essere specifico per i gamberi invasivi altrimenti, come nel caso del fungo *A. astaci*, potrebbe produrre danni anche ai gamberi indigeni o comunque ad altre specie di artropodi presenti nelle acque.

Limiti e potenzialità dei metodi biologici

La reale efficacia dei pesci predatori come strumenti di controllo è ancora alquanto dibattuta nella letteratura scientifica. Per esempio, Holdich & Domaniewski (1995) riportano un aumento della densità di *P. leniusculus* in un lago inglese, nonostante l'immissione costante di trote, perche e carpe. In 21 laghi del Wisconsin, non si è riscontrata una correlazione significativa tra la presenza di persico trota e perche e l'abbondanza di gamberi (Lodge & Hill, 1994). In ambiente naturale, ci sono, infatti, numerosi fattori che possono ostacolare una efficiente predazione sui NICS. Tra questi fattori, la presenza di ripari è sicuramente importante, specialmente per gli individui giovani che mutano frequentemente (Capelli & Magnuson, 1983; Lodge & Hill, 1994). Blake & Hart (1993) hanno osservato, in natura e in condizioni sperimentali, che la predazione di perche su giovani di *P. leniusculus* è legata al tipo di substrato e alla presenza di nascondigli. La vegetazione acquatica fornisce riparo ai giovani di *O. virilis* contro la predazione da parte del persico trota (Saiki & Tash, 1979). La presenza di rifugi è importante anche in assenza di predatori; infatti, in molte specie sono stati registrati fenomeni di cannibalismo da parte degli adulti verso i giovani (Holdich et al., 1995). Il rischio di predazione da parte dei pesci produce significativi effetti sul comportamento dei gamberi, determinandone la riduzione dell'attività (Aquiloni et al., 2010) e inducendone l'uso frequente di rifugi (Hamrin, 1987; Blake & Hart 1995a, b). In realtà, i pesci predatori possono a loro volta esercitare un impatto nei confronti della fauna indigena, specialmente quando la popolazione dei gamberi è tanto ridotta da non poterli sostenere. Occorre quindi essere cauti con le immissioni di pesci per il controllo di NICS evitando di rilasciare specie non-indigene di predatori. Le anguille, dato che non si riproducono in acqua dolce (Westman, 1991), rappresentano ottimi candidati per il rilascio in natura per la gestione di NICS ma la loro sopravvivenza è legata a requisiti ambientali molto stretti che devono essere soddisfatti nell'ambiente di rilascio per garantirne il benessere e la massima efficienza predatoria (Aquiloni et al., 2010).

Per quanto riguarda invece il controllo attraverso agenti patogeni, il problema più grave è la mancanza di un'elevata specificità con l'ospite. Ciò significa che microbi e altri agenti patogeni potenzialmente utilizzabili per il controllo di NICS possono diffondersi anche in organismi non-target, incluse le specie native. Freeman et al. (2010) nella loro revisione discutono ampiamente la possibilità di utilizzare virus (come il virus bacilliforme intranucleare, IBVs, o il white spot syndrome virus, WSSV), funghi (*Fusarium* spp.), microsporidia (es. *Thelohania contejeani*),

organismi tipo *Rickettsia* e lo *Psorospermium* spp ma è necessaria molta cautela nel loro utilizzo affinché non si diffondano in modo incontrollato anche tra le specie indigene.

BIOCIDI

Biocida (sinonimo di pesticida) è un termine generale che copre tutte le sostanze chimiche usate per il controllo di organismi nocivi. Numerosi progetti di gestione impiegano biocidi, da soli o insieme a metodi meccanici o fisici.

Non sono ancora state scoperte delle sostanze chimiche che siano specifiche per i gamberi e l'efficacia di quelle fino ad oggi sperimentate dipende da alcune caratteristiche delle acque, come il pH o la temperatura, e dall'età dei gamberi (gli stadi giovanili sono infatti più suscettibili). Fin dai primi esperimenti con insetticidi organofosfati si è dimostrato che sostanze come il fenthion e il metil-parathion sono altamente tossiche per i gamberi (Muncy & Oliver, 1963; Grigarick & Lange, 1965). Uno dei primi studi sull'utilizzo dei biocidi come agenti di controllo per i gamberi fu svolto da Chang & Lange (1967), i quali sperimentarono alcune varietà di insetticidi su una popolazione di *P. clarkii* in risaie californiane. Tra le numerose sostanze, il fenthion e il metil-parathion risultarono essere le più efficaci. Ancora oggi, questi studi sono gli unici a essere supportati da esperimenti su larga scala, mentre non si conoscono altri studi condotti in ambiente naturale. Ray & Stevens (1970) dimostrarono che il Baytex (ingrediente attivo: fenthion), a 100 µg/l o più, spruzzato sulla superficie dell'acqua, era efficace nell'eliminare soggetti di *Procambarus simulans* e di *Orconectes nais* in poche ore. Il Baytex risultò essere innocuo per i pesci fino a concentrazioni di 250 µg/l, ma letale per insetti acquatici, copepodi e cladoceri anche a 100 µg/l. Ludke et al. (1971) stimarono l'impatto del mirex, una organoclorina, su popolazioni di *Procambarus* spp. Registrarono, dopo sei giorni, la mortalità del 100% dei giovani esposti a 1 µg/l di mirex e del 71% di giovani esposti a 0.5 µg/l. Un risultato interessante fu che il mirex bioaccumulato nell'epatopancreas dai gamberi raggiungeva concentrazioni migliaia di volte più elevate di quelle nell'acqua. Considerato che i gamberi vengono mangiati da molti predatori, questa elevata capacità di bioaccumulo è allarmante in termini di biomagnificazione lungo la rete trofica. Hobbs & Hall (1975) e, in seguito Jarboe (1988), hanno provveduto a stilare un elenco degli effetti di vari insetticidi, erbicidi e fungicidi specialmente sulle popolazioni di *P. clarkii* in risaia. L'uso indiscriminato di insetticidi nei confronti di *P. clarkii* in Spagna ha portato alla perdita di altre specie, in particolar modo di uccelli. Altri studi americani, che riguardano *P. clarkii*, includono quelli di Brown & Avault (1975)

sull'antimicina, Cheah et al. (1979) e Ekanem et al. (1983) sugli effetti dei pesticidi impiegati nelle risaie su *P. clarkii*. Laurent (1995) ha sperimentato in laboratorio vari insetticidi organofosfati su *Orconectes limosus* provenienti dal Lago di Ginevra, osservando che il Baytex PM 40 (principio attivo: fenthion) era efficace a basso dosaggio. La mortalità degli individui era raggiunta dopo 24 ore, con concentrazioni di 90-100 µg/l, e dopo 48 ore con 50 µg/l. La tossicità dell'insetticida è stata misurata nell'ambiente per alcune settimane. Sembra che il Baytex non abbia avuto effetto su pesci, anfibi e mammiferi, mentre era letale per insetti e crostacei (con l'eccezione di alcune specie di copepodi e rotiferi). Laurent (1995) suggerisce, inoltre, di analizzare eventuali tracce di fenthion lungo la rete trofica (per biomagnificazione) prima di fare un uso massiccio di questi insetticidi nei programmi di eradicazione dei gamberi. Inoltre, Fornstrom et al. (1997) fanno notare che, con la pioggia, i pesticidi possono defluire dalle aree di somministrazione agli ecosistemi naturali limitrofi.

Fra i diversi tipi di pesticidi utilizzati per eradicare le popolazioni infestanti (Holdich et al., 1999), anche i piretroidi possono essere utilizzati nel controllo dei gamberi. I piretroidi sono derivati sintetici della piretrina I, uno dei componenti attivi del piretro estratto dai fiori essiccati di *Chrysanthemum* spp. e usato come insetticida. I composti a base di piretroidi risultano essere altamente tossici per gli insetti (Anderson, 1982), per i crostacei e per i pesci, specialmente di acque fredde (Haya, 1989). Durante esposizioni acute o croniche, i piretroidi possono essere bioaccumulati nell'organismo, ma i livelli tornano rapidamente nella norma una volta cessata l'esposizione (MacLeese et al., 1980; Ohkawa et al., 1980; Anderson, 1982; Spehar et al., 1983; Smith & Stratton, 1986). La tossicità dei piretroidi aumenta con l'aumentare della temperatura. Questi composti si degradano rapidamente ad alte temperature esterne, trasformandosi in isomeri che vanno a legarsi con le sostanze disciolte nelle acque e nel suolo (Matsumara, 1985; Muir et al., 1985; Landrum et al., 1987; National Research Council of Canada, 1986; Smith & Stratton, 1986; Anderson, 1989; Haya, 1989; Day & Maguire, 1990; Day, 1991). A differenza di altri pesticidi, quindi gli effetti tossici dei piretroidi permangono nell'ambiente per un periodo limitato di tempo che va da alcuni giorni a qualche mese e la capacità di recupero dell'ecosistema è abbastanza rapida (Kaushik et al., 1985; Gydemo, 1995; Smith & Stratton, 1986). Jolly et al. (1977, 1978) hanno osservato che la taglia influenza la suscettibilità di *P. clarkii* al permethrin, mentre Thurston et al. (1985) hanno concluso che dosi molto basse di permethrin (meno di 1.2 µg/l paragonate al 89 µg/l di insetticidi di organoclorina) sono altamente efficaci contro *Orconectes immunis*. Jarboe & Romaine (1995) hanno testato il permethrin sui cambaridi di alcune risaie e

hanno dimostrato che questa sostanza è efficace nell'intervallo di concentrazioni da 1.0 a 3.0 µg/l. Da analisi sul campo e de esperimenti in laboratorio, Gydemo (1995) ha concluso che deltamethrin ha la capacità di eliminare *A. astacus* a basse concentrazioni (0.1 µg/l), che corrispondono a livelli accettabili, secondo l'Unione Europea, nell'acqua potabile. In Norvegia, è stato utilizzato il BETAMAX VET (principio attivo: cipermetrina), farmaco messo a punto per il trattamento dei salmoni infestati dalle pulci (*Lepeophtherius salmonis*), per eradicare con successo *P. leniusculus* da alcuni laghi (Britton et al., 2008).

Recentemente è stato sperimentato un altro prodotto a base di piretrina, il Pyblast. A differenza degli altri piretroidi di sintesi, il Pyblast è completamente composto da sostanze attive di origine naturale che presentano quindi una maggiore biodegradabilità. Questo prodotto è distribuito dalla ditta inglese Agropharm Ltd a un costo maggiore degli altri piretroidi presenti nel mercato, ma ha il vantaggio di presentare una bassa tossicità per altri organismi, come mammiferi e uccelli (Hudson et al., 1984; Saxena & Bakra, 1978), un rapido decadimento alla luce solare, la totale mancanza di residui tossici e l'assenza di effetti dannosi sulle piante. Un recente studio condotto in Scozia per il controllo del gambero invasivo *P. leniusculus* ha dimostrato l'efficacia a breve termine dell'utilizzo di Pyblast in condizioni naturali, ottenendo quasi il 100% di mortalità della popolazione nella aree trattate con concentrazioni relativamente basse di pesticida (Peay et al. 2006). In Italia, Cecchinelli et al. (2012), una volta stabilita la dose minima letale di 0.05 mg l⁻¹ con saggi di tossicità su *Daphnia magna* (come stabilito dal D.L. 152/99), hanno applicato il prodotto in due transetti (50 m ciascuno) di un canale di irrigazione infestato da *P. clarkii* determinandone la completa mortalità senza differenze fra taglie o sesso degli animali. Inoltre la tossicità del prodotto è completamente decaduta nelle 72 ore successive alla sua applicazione. Questo prodotto quindi può essere un valido aiuto per il controllo di NICS soprattutto in zone fortemente antropizzate e a bassa biodiversità.

In Portogallo, come risposta all'uso illegale di insetticidi per combattere *P. clarkii*, si sta cercando di individuare altre sostanze, compatibili con l'ambiente, da utilizzare per il suo controllo (Fonseca et al., 1997). In particolare, sono stati studiati gli effetti di tensioattivi biodegradabili come metodo di controllo eco-tecnologico. Fonseca et al. (1997) hanno individuato varie sostanze tensioattive capaci di interferire morfologicamente e fisiologicamente sulle branchie dei gamberi, inibendo il consumo di ossigeno. Lo stesso esperimento è stato condotto da Cabral et al. (1997) su tre tipi di animali non-bersaglio, *Gambusia affinis* (Actinopterygii), *Physa acuta* (Gastropoda) e *Daphnia magna* (Branchiopoda), per stimare i rischi di questo metodo su altri organismi. I risultati

dimostrano che la quantità di tensioattivi necessaria per ridurre il consumo di ossigeno in *P. clarkii* danneggia anche gli altri animali. Gli autori suggeriscono che questo metodo potrebbe avere successo nelle risaie, dove già c'è un impoverimento della fauna, ma avrebbe effetti indesiderati in altri contesti dove è presente un'elevata biodiversità.

Limiti e potenzialità dei biocidi

I biocidi non sono selettivi in quanto la loro componente attiva colpisce anche altri organismi acquatici quali insetti, crostacei e pesci (Johnson & Finley, 1980; Mayer & Eilersieck, 1986; Burridge & Haya, 1997). Il loro utilizzo deve essere quindi limitato ad aree circoscritte e a concentrazioni tali da consentire la massima mortalità degli organismi bersaglio con una minima quantità di prodotto rilasciato nell'ambiente. L'applicazione dei biocidi può avere un costo importante soprattutto se utilizzato su aree molto ampie. Inoltre, in alcuni organismi possono evolversi delle resistenze oppure la dose erogata potrebbe essere sub-letale così da accumularsi nell'organismo e magnificarsi lungo la catena trofica determinando effetti indesiderati su animali non-target. I biocidi, però, in particolare quelli biodegradabili come il Pyblast, possono avere un'enorme potenzialità di applicazione in ambienti fortemente antropizzati con un basso valore di biodiversità, in aree circoscritte e di bassa estensione.

AUTOCIDI

Gli autocidi includono metodi innovativi basati sulla biologia della specie. Un esempio di questo tipo di tecnica è la sterilizzazione dei maschi e il loro rilascio in natura (SMRT), già utilizzata in campo in via sperimentale con promettenti risultati. Altre tecniche, la cui metodologia di applicazione è ancora oggetto di ricerca, sono l'uso di feromoni sessuali e di esche ormonali.

Sterilizzazione dei maschi e loro rilascio in natura (Sterile Male Release Technique, SMRT)

Numerosi autori ritengono che lo sforzo di sterilizzazione debba essere concentrato sui maschi. I benefici apportati al controllo della popolazione trattando le femmine sono, infatti, quasi ininfluenti (Robinson, 1989; Robinson et al., 1999) a causa dell'asimmetria nell'investimento parentale: le femmine, per ogni singola stagione riproduttiva, investono un minor numero di gameti rispetto ai maschi che possono invece fecondare più partner (Anderson, 1994). Inoltre,

almeno nei lepidotteri, Tothova & Marec (2001) hanno dimostrato che i maschi sopravvivono meglio delle femmine con un elevato numero di rotture cromosomiche prodotte col trattamento. Le cellule maggiormente radiosensibili sono quelle in attiva proliferazione, in cui, a causa della rapida duplicazione del DNA, si evidenziano precocemente le lesioni prodotte dalle radiazioni (Dubray et al., 1992; Porciani, 2001). Le gonadi maschili, proprio per l'elevata moltiplicazione cellulare, sono particolarmente radiosensibili e l'effetto si manifesta con la morte delle cellule progenitrici della linea seminale e quindi con la sterilità assoluta o temporanea se una parte di esse sopravvive. Inoltre, le radiazioni ionizzanti applicate alle cellule viventi causano una frammentazione del materiale genetico (mutazioni letali dominanti, traslocazioni ed altre aberrazioni cromosomiche). Per questo i gameti prodotti in seguito a un trattamento, al momento della fecondazione, non riescono ad appaiare i loro alleli con quelli del partner e, di conseguenza, lo sviluppo dell'embrione non può procedere (Bakri et al., 2005).

Le radiazioni ionizzanti sono tradizionalmente usate in entomologia fin dai primi anni 1960 per il raggiungimento di tre obiettivi principali: 1) disinfestazione (Heather, 1993; Hallman, 2000); 2) ricerca sulla precedenza spermatica tra partner nella fecondazione delle uova (Retnakaran, 1970; Draz, 1991) o interazioni fisiologiche tra ospite e parassita (Soller & Lanzrein, 1996; Hoch & Schopf, 2001); 3) controllo di insetti infestanti (Knipling, 1979; Hendrichs, 2000; Tan, 2000; Vreysen, 2001) o supporto a programmi di controllo biologico (Greany & Carpenter, 1999). Le metodologie utilizzate nel punto 3 sono complessivamente denominate "Sterile Insect Technique" (SIT) e si sono dimostrate particolarmente efficaci nell'eliminare organismi infestanti in varie parti del mondo. Tra i maggiori successi ottenuti ricordiamo la campagna condotta contro *Cochliomyia hominivorax* negli Stati Uniti, in Libia, in Messico e in America centrale nel 1989 (Lindquist et al., 1992), oppure contro *Ceratitis capitata* in varie parti dell'America meridionale (Hendrichs et al., 1995) o *Cydia pomonella* in Canada (IAEA, 2001).

La "Sterile Male Release Technique" (SMRT) è un particolare tipo di SIT che prevede il rilascio nell'ambiente di maschi sterili, ma sessualmente attivi e in grado di competere, per l'accesso alle femmine, con i maschi normalmente fertili. Dato che una femmina che si accoppia con un maschio sterile deporrà uova destinate a degenerare, il successo riproduttivo di una popolazione sarà tanto più ridotto quanto maggiore sarà la percentuale di maschi sterili introdotti. A differenza di tutti gli altri metodi di intervento (meccanico, biologico, chimico), la SMRT non necessita di una assidua (e costosa) attività sul territorio, che appare esclusivamente limitata a una eventuale ripetizione del trattamento con frequenza, al massimo, annuale. L'onere, nel caso d'impiego della SMRT, è quindi

sostanzialmente rappresentato dal costo delle operazioni di sterilizzazione dei maschi, e la SMRT potrebbe costituire, dal punto di vista economico, la metodica meno impegnativa in assoluto qualora si mettessero a punto delle tecniche di sterilizzazione poco costose e si stimasse un adeguato numero di maschi sterili da rilasciare in relazione alla densità di popolazione di partenza, la biologia e il comportamento riproduttivo della specie target.

Questa tecnica è stata di recente adottata dall'USGS (U. S. Geological Survey) e dall'USFWS (U. S. Fish and Wildlife Service) per il contenimento e l'eradicazione della lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) nei Grandi Laghi americani, rivelandosi una delle tecniche più proficue dal punto di vista del rapporto costo/beneficio (Schleen et al., 2003; Kaye et al., 2003; Klassen et al., 2004; Heinrich et al., 2003; Holey & Trudeau, 2005). Si è dimostrata un eccellente strumento di contenimento, tanto da essere in grado di abbattere il potenziale riproduttivo delle popolazioni di lampreda anche dell'83% (Twohey et al., 2003; Bergstedt & Twohey, 2005). La sterilizzazione dei maschi in questo caso è ottenuta utilizzando una sostanza chimica, il bisazir (P,P-bis(1-aziridiny)-N-methylphosphinothioic amide) attraverso un'iniezione intraperitoneale (Ciereszko et al., 2004; Young et al., 2004). Rispetto all'utilizzo di radiazioni ionizzanti, però, il trattamento con tali sostanze e quello con radioisotopi, per quanto efficaci, possono comunque essere fonte d'inquinamento ambientale (Bergstedt & Twohey, 2005) e costituire un grave pericolo per la salute pubblica.

Aquiloni et al. (2009a) hanno dimostrato la possibilità di sterilizzare in modo permanente maschi adulti di *P. clarkii* con radiazioni ionizzanti senza alterarne il comportamento sessuale (Fig. 1). Più recentemente, il rilascio in natura di maschi sterili di grossa taglia, caratteristiche selezionata dalle femmine nella scelta del partner sessuale (Aquiloni & Gherardi, 2008a), ha determinato una riduzione significativa delle classi di taglia giovanili nella stagione successiva (Cecchinelli et al. 2010), dimostrando la grande potenzialità di questa tecnica per il controllo di *P. clarkii*.

Feromoni

I feromoni sessuali sono sostanze chimiche, specie-specifiche, utilizzate per richiamare individui del sesso opposto e favorire quindi l'accoppiamento durante il periodo riproduttivo. Diversi studi hanno dimostrato l'importanza della comunicazione chimica durante il periodo riproduttivo di diverse specie di gamberi dulcacquicoli (Bechler 1995) e hanno evidenziato che i feromoni sessuali, senza altri stimoli di tipo visivo e/o tattile, agiscono come potenti sostanze attrattive, scatenando

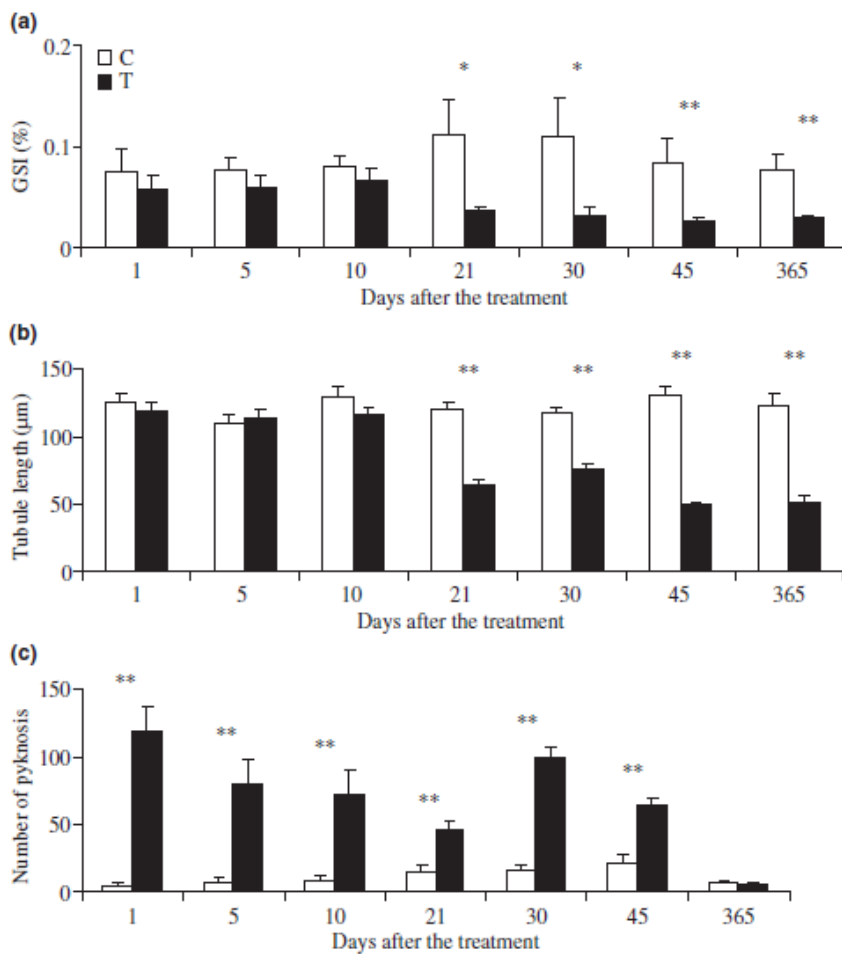


Figura 1. (a) Indice Gonadosomatico (GSI), (b) lunghezza dei tubuli seminiferi, (c) numero di picnosi tra controllo (bianco) e trattamento (nero) dei maschi di *Procambarus clarkii* a vari giorni dalla sterilizzazione. Uno o due asterischi indicano differenze significative a $P < 0.05$ o $P < 0.01$, rispettivamente (modificato da Aquiloni et al., 2009a).

un forte comportamento di ricerca del partner da parte dei maschi di *P. clarkii* (Aquiloni & Gherardi, 2008b; Aquiloni et al. 2009b). In generale, i feromoni sessuali sono utilizzati durante il corteggiamento, l'accoppiamento o nel riconoscimento della qualità del partner sessuale (Aquiloni & Gherardi, 2008b). Durante il periodo dell'accoppiamento, i maschi localizzano la femmina in base alle informazioni fornite dai feromoni sessuali emessi dalle femmine e l'utilizzo di tali feromoni nelle trappole potrebbe garantire la cattura di un elevato numero di maschi sessualmente riproduttivi.

Purtroppo, la caratterizzazione chimica del feromone sessuale non è ancora stata ottenuta e non è quindi possibile di disporre di feromoni di sintesi. Alcuni esperimenti di campo evidenziano però le potenzialità di questa tecnica. Nel Regno Unito, Stebbing et al. (2004) hanno innescato le trappole con un gel a lento rilascio dell'odore di femmine mature di *P. leniusculus* e hanno catturato un numero simile di animali alle trappole armate con la tradizionale esca trofica. Anche il gambero invasivo *P. clarkii* utilizza i feromoni per il riconoscimento e la localizzazione del partner sessuale in natura. Un esperimento sul campo ha infatti dimostrato che i maschi di questa specie sono attratti dentro le trappole dalla presenza di femmine sessualmente mature (Aquiloni & Gherardi, 2010),

evidenziando quindi come la disponibilità di feromone di sintesi possa rendere più efficace l'attività di trappolaggio in questa specie, almeno durante il periodo riproduttivo.

Esche ormonali

La maturità delle gonadi dei gamberi è sotto il controllo del principale centro neuro-endocrino che è situato nel peduncolo oculare. In particolare, la piena maturità, sia degli ovari che dei testicoli, è inibita da un ormone peduncolare che prende il nome di ormone gonado-inibitorio (GIH – Gonad Inhibiting Hormone) la cui concentrazione nei fluidi corporei crolla in periodo pre-riproduttivo (Giulianini & Edomi. 2006). Questo ormone è un peptide di 77 residui aminoacidici che presenta delle significative e peculiari modificazioni post-traduzionali (Ollivaux et al., 2009). Recentemente sono stati messi a punto protocolli per la produzione di ormoni sintetici della famiglia del GIH del NICS *Astacus leptodactylus* (Mosco et al., 2012) e sistemi di *oral delivery* nei vertebrati con nanoparticelle di chitosano che proteggono dagli enzimi digestivi peptidi con caratteristiche analoghe agli ormoni di crostacei (Mukhopadhyay et al, 2012). La preparazione di esche ormonali con GIH di sintesi adeguatamente protette con nanoparticelle di chitosano può fornire una nuova tecnica per modulare negativamente la maturità sessuale dei NICS, mediante il rilascio delle esche in natura in periodo pre-riproduttivo.

Limiti e potenzialità degli autocidi

Le potenzialità di queste tecniche sono molto elevate in quanto altamente selettive verso le specie target, con un costo di applicazione limitato e senza alcun impatto sull'ambiente e sulla salute umana. Purtroppo, però, la messa a punto di queste tecniche potrebbe richiedere ancora qualche anno di ricerche in laboratorio e sul campo. La SMRT è già stata applicata con successo in natura ma necessita di una maggiore definizione del numero di maschi da rilasciare per potenziarne l'efficacia ed estendere la sua applicabilità in contesti ambientali molto diversi tra loro.

L'uso dei feromoni per il controllo di NICS è invece legato all'identificazione e alla sintesi chimica delle molecole feromonali. Come nel caso del controllo degli insetti nocivi, il feromone sessuale sintetizzato (e quindi disponibile in grandi quantità) potrebbe essere utilizzato come attrattivo nelle trappole per richiamare i maschi all'inizio del periodo riproduttivo (tecnica "*lure and kill*") o per disorientarli nella localizzazione e nel riconoscimento del partner sessuale (tecnica "*mating disruption*").

Le esche ormonali sono selettive sulla specie target, soprattutto per le basse dosi a cui questo ormone mostra la sua attività biologica ma attualmente hanno un elevato costo di produzione. L'uso su larga scala di queste esche determinerà una riduzione considerevole del loro costo unitario aumentandone le potenzialità di utilizzo nella lotta integrata, in ambienti ad alta biodiversità, per il controllo dei NICS.

3. CONCLUSIONI

Nonostante siano numerosi i metodi ad oggi utilizzati per la gestione dei NICS, sono effettivamente ancora pochi i successi ottenuti. Ogni tecnica esaminata presenta dei vantaggi e dei limiti di applicazione che è necessario tenere nella dovuta considerazione quando si progetta un intervento di gestione (Tabella 2).

Purtroppo, i NICS sono così diversificati per biologia e habitat occupato che non è possibile individuare una singola strategia di controllo universalmente efficace (Freeman et al., 2010), ma è più opportuno affrontare il problema attraverso un approccio integrato di diverse tecniche (dall'inglese *Integrated Pest Management*, IPM) in relazione alla specie target e al contesto di applicazione (Bills & Marking, 1988). Un approccio multiplo è, infatti, in grado di colpire contemporaneamente target diversi della stessa popolazione (maschi/femmine, giovani/adulti) aumentando le probabilità di successo.

Un esempio significativo di IPM è la gestione di *Orconectes rusticus* nello Sparkling Lake (Michigan, USA) dove per il controllo della specie sono stati utilizzati sia il trappolaggio intensivo su gamberi adulti sia pesci predatori, quali *Micropterus dolomieu* e *Ambloplites rupestris*, che cacciano gli individui più giovani (Hein et al., 2006, 2007). Questo tipo di approccio ha portato in 5 anni consecutivi alla rimozione del 95% degli individui della popolazione passando da 11 gamberi per trappola al giorno nel 2002 a 0.5 gamberi nel 2005 per complessivi 88.602 gamberi rimossi (pari a 1.193 kg). Tuttavia, questo enorme sforzo, anche se è uno dei pochi esempi di effettivo controllo di NICS, non è stato in grado di eradicare la popolazione e ciò implica la necessità di perpetuare nel tempo tali attività di controllo per evitare un nuovo aumento della popolazione invasiva.

Ne consegue che un efficace controllo è possibile solo se le amministrazioni locali hanno le risorse economiche e la volontà di sostenere tale attività nel tempo. Questa revisione evidenzia la necessità di intensificare la ricerca scientifica per individuare nuove e più efficaci tecniche o per potenziare adeguatamente quelle attualmente in uso.

		CRITERI DI VALUTAZIONE								
		Dimensione popolazione	Dimensione area	Applicabilità	Specie-specificità	Selettività	Impatto	Tempo	Costo	Efficacia
METODI	<i>Meccanico</i>									
	trappolaggio	+++	++	+++	+	+++	+	+++	+++	+++
	electrofishing	++	+	++	++	+	+	+	+	+
	a mano	+	+	+	+++	+++	+	+	+	+
	<i>Fisico</i>									
	drenaggi	=	+	+	+	+	+++	++	+++	+
	deviazione fiumi	=	+	+	+	+	+++	++	+++	+
	barriere	=	+	++	++	+	++	+	+++	++
	<i>Biologico</i>									
	predatori	+++	++	++	++	+++	+	+++	++	++
	patogeni	=	=	+++	+++	+	?	+	+	+++
	<i>Biocidi</i>									
	di sintesi	=	+	++	+	+	+++	+	++	+++
	naturali	=	+	++	+	+	++	+	++	+++
	<i>Autocidi</i>									
	SMRT	+	+	++	+++	+++	+	+++	++	?
	feromoni sessuali	=	++	+++	+++	+++	+	+++	+	?
	esche ormonali	=	++	+++	++	++	+	+++	+++	?

+ basso, ++ medio, +++ alto, = irrilevante, ? sconosciuto

Tabella 2. I metodi per il controllo di NICS suddivisi per tipologia con una valutazione di ciascuno seguendo i seguenti criteri: Dimensione popolazione (numero di individui della popolazione target), Dimensione dell'area (dimensione dell'area in cui la popolazione target vive), Applicabilità (facilità di applicazione), Specie-specificità (capacità di colpire solo la specie target), Selettività (capacità di colpire una specifica categoria di individui nella popolazione target), Impatto (danni all'ambiente), Tempo (durata dell'intervento), Costo (spese per la realizzazione dell'intervento) ed Efficacia (capacità di controllare la popolazione target) (modificato da Gherardi et al. 2010).

4. BIBLIOGRAFIA

- Alderman D.J. & Polgase J.L. (1988). Pathogens, parasites and commensals. In: D.M. Holdich & Lowery R.S. (eds), *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. London: Croom Helm (Chapman & Hall), pp. 167-212.
- Alderman D.J. (1996). Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. In: Preventing the spread of aquatic animal diseases. Scientific and Technical Review. Paris: Office International des Epizooties, pp. 603-632.
- Anderson M. (1994). *Sexual Selection*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Anderson R.L. (1982). Toxicity of fenvalerate and permethrin to several aquatic animals. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107: 825-827.
- Anderson R.L. (1989). Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 403-410.
- Aquiloni L. & Gherardi F. (2008a). Mutual mate choice in crayfish: large body size is selected by both sexes, virginity by males only. *Journal of Zoology London*, 274: 171-179.
- Aquiloni L. & Gherardi F. (2008b). Assessing mate size in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*: effects of visual versus chemical stimuli. *Freshwater Biology*, 53: 461-469.
- Aquiloni L. & Gherardi F. (2010). The use of sex pheromones for the control of invasive populations of the crayfish *Procambarus clarkii*: a field study. *Hydrobiologia*, 649: 249-254.
- Aquiloni L., Becciolini A., Trunfio C., Berti R. & Gherardi F. (2009a). Managing invasive crayfish: use of X-ray sterilization of males. *Freshwater Biology*, 54: 10510-1519.
- Aquiloni L., Brusconi S., Cecchinelli E., Tricarico E., Mazza G., Paglianti A. & Gherardi F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biol Invasions*, DOI: 10.1007/s10530-010-9774-z.
- Aquiloni L., Brusconi S., Cecchinelli E., Tricarico E., Mazza G., Paglianti A. & Gherardi F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12: 3817-3824.
- Aquiloni L., Massolo A. & Gherardi F. (2009b). Sex identification in female crayfish is bimodal. *Naturwissenschaften*, 9: 103-110.
- Bakri A., Heather N., Hendrichs J. & Ferris I. (2005). Fifty years of radiation biology in entomology: Lesson learned from IDIDAS. *Ann Entomol Soc Am*, 98: 1-12.
- Beaumont W.R.C., Taylor A.A.L., Lee M.J. & Welton J.S. (1998). *Guidelines for Electric Fishing Best Practice*. RandD Technical Report W2-054/TR, Environment Agency, Bristol.
- Bechler D.L. (1995). A review and prospectus of sexual and interspecific pheromonal communication in crayfish. *Freshwater Crayfish*, 8: 657-667.

- Bergstedt R.A. & Twohey M.B. (2005). The sterile male release technique in Great Lakes sea lamprey management. Great Lakes Fishery Commission Research Theme, Tech. Rep. 23.08.2005, 55 pp.
- Bertolino S. & Genovesi P. (2003). Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biol Conserv*, 109: 351-358.
- Bills T.D. & Marking L.L. (1988). Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *Prog Fish-Cult*, 50: 103-106.
- Blake M.A. & Hart P.J.B. (1993). The behavioural responses of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to stimuli from perch and eels. *Freshwater Biology*, 29: 89-97.
- Blake M.A. & Hart P.J.B. (1995a). Habitat preferences and survival of juvenile signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* - the influence of water depth, substratum, predatory fish and gravid female fish. *Freshwater Crayfish*, 9: 318-332.
- Blake M.A. & Hart P.J.B. (1995b). The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology*, 33: 233-244.
- Britton R., Midtlyng P.J., Persson G., Joly J.P., Gherardi F., Nunn A.D. & Cowx I. (2008). Assessment of mitigation and remediation procedures, and of contingency plans. Report del progetto IMPASSE (Environmental impacts of alien species in aquaculture), FP6 2005-SSP-5A.
- Brown R. & Avault, Jr, J.W. (1975). Toxicity of antimycin to crayfish *Procambarus* sp. *Freshwater Crayfish*, 2: 351-369.
- Burridge L.E. & Haya K. (1997). Lethality of pyrethrins to larvae and postlarvae of the American lobster (*Homarus americanus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38, 150-154.
- Cabral J.A., Anastacio P.M., Carvalho R. & Marques J.C. (1997). A non-harmful chemical method of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, population control and non-target organisms problematics in the lower Modego River valley, Portugal. *Freshwater Crayfish*, 11: 286-292.
- Capelli G.M. & Magnusson J.J. (1983). Morphoedaphic and biogeographic analysis of crayfish distribution in Wisconsin. *Journal of Crustacean Biology*, 3: 548-564.
- Cecchinelli E., Aquiloni L., Maltagliati G., Tricarico E. & Gherardi F. (2012). Use of natural pyrethrum to control the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in a rural land of Italy. *Pest Management*, DOI 10.1002/ps.2335.
- Cecchinelli E., Aquiloni L., Orioli G., Gherardi F. (2010). L'uso della SMRT (Sterile Male Release Technique) e di Pyblast per il controllo del gambero invasivo *Procambarus clarkii* nel Consorzio della Bonifica Parmigiana Moglia-Secchia. Rapporto tecnico per il Consorzio di Bonifica Parmigiana-Moglia-Secchia (Reggio Emilia).
- Chang V.C.S. & Lange W.H. (1967). Laboratory and field evaluation of selected pesticides for control of the red crayfish in California rice fields. *J Econ. Entom.*, 60: 473-477.

- Cheah, M-L., J.W. Avault, and J.B. Graves. 1979. Some effects of thirteen rice pesticides to crayfish *Procambarus clarkii*. *Freshwater Crayfish* 4:350-361.
- Ciereszko A., Babiak I. & Dabrowski K. (2004). Efficacy of animal anti-fertility compounds against sea lamprey (*Petromyzon marinus*) spermatozoa. *Theriogenology*, 61: 1039-1050.
- Day K.E. & Maguire R.J. (1990). Acute toxicity of isomers of the pyrethroid insecticide deltamethrin and its major degradation products to *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9: 1297-1300.
- Day K.E. (1991). Effects of dissolved organic carbon on accumulation and acute toxicity of fenvalerate, deltamethrin and cyhalothrin products to *Daphnia magna* (Straus). *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 91-101.
- Diéguez-Uribeondo J. & Muzquiz J.L. (2005). The use of the fungus *Aphanomyces astaci* for biological control of the spread of the invasive species *Cherax destructor*. Workshop Biological invasions in inland waters, Florence, Italy, 5-7 May, Abstract Volume, p 30.
- Draz K.A.A. (1991). Sperm precedence for females mated with irradiated and normal males of caribbean fruit fly, *Anastrepha suspensa* (Loew.). *Isotope Rad. Res.*, 21: 147-152.
- Dubray B., Girinsky T., Thamer H.D., Becciolini A., Porciani S., Hennequin C., Socié G., Bonnay M. & Cosset J.M. (1992). Post irradiation hyperamilasemia as a biological dosimeter. *Radiother. Oncol.*, 2: 21-26.
- Edgerton B., Owens L., Harris L., Thomas A. & Wingfield M. (1995). A health survey of farmed re claw crayfish, *Cherax quadricarinatus* (Von Martens), in tropical Australia. *Freshwater Crayfish*, 10: 322-338.
- Edsman L. (2000). Crayfish conservation in Sweden, lessons to learn. In: Rogers D. & Brickland J. (eds) *Proceedings of the Crayfish Conference*. Environment Agency, Bristol, UK, pp 19-23.
- Ekanem S.B., Avault J.W., Graves J.B. & Morris H. (1983). Effects of rice pesticides on *Procambarus clarkii* in a rice/crayfish model. *Freshwater Crayfish*, 5: 315-323.
- Elvira B., Nicola G.G. & Almodovar A. (1996). Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *J Fish Biol*, 48: 437-446.
- Eversole A.G. & Foltz J.W. (1995). Habitat relationships of two crayfish species in a mountain stream. *Freshwater Crayfish*, 9: 300-310.
- Fjälling A. (1995). Crayfish traps employed in Swedish fisheries. *Freshwater Crayfish*, 8: 201-214.
- Fonseca J.C., Marques J.C. & Madeira V.M.C. (1997). Oxygen uptake inhibition in *Procambarus clarkii*, red swamp crayfish, by biodegradable surfactants: An ecotechnological approach for population control in rice fields. *Freshwater Crayfish*, 11: 235-242.
- Fornstrom, C.B., Landrum P.F., Weisskopf C.P. & La Point T. W. (1997). Effects of terbufos on juvenile red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): differential routes of exposure. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 2514-2520.

- Freeman M.A., Turnbull J.F., Yeomans J.F. & Bean C.W. (2010). Prospects for management strategies of invasive crayfish populations with an emphasis on biological control. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*, 20: 211-223.
- Frutiger A. & Müller R. (2002). Controlling unwanted *Procambarus clarkii* populations by fish predation. *Freshwater Crayfish*, 13: 309-315.
- Fürst M. (1977). Introduction of *Pacifastacus leniusculus* (Dana) into Sweden: methods, results and management. *Freshwater Crayfish*, 3: 229-247.
- Genovesi P. (2005). Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7: 127-133.
- Gherardi F. & Angiolini C. (2007). Eradication and control of invasive species. In: Gherardi F., Corti C. & Gualtieri M. (eds) *Biodiversity conservation and habitat management. Volume 2. Encyclopedia of Life Support Systems*, Eolss Publishers/ UNESCO, Oxford, UK, pp. 274-302.
- Gherardi F. (2007). Understanding the impact of invasive crayfish. In: Gherardi F. (ed.) *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology*, Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp 507-542.
- Gherardi F., Aquiloni L., Diéguez-Urbeondo J. & Tricarico E. (2011). Managing invasive crayfish: is there any hope? *Aquatic Sciences*, 73: 185-200.
- Giulianini P.G. & Edomi P. (2006). Neuropeptides controlling reproduction and growth in Crustacea: a molecular approach. In: *Invertebrate neuropeptides and hormones: basic knowledge and recent advances*. Pp. 225-252.
- Gowing H. & Momot W.T. (1979). Impact of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) predation on the crayfish *Orconectes virilis* in three Michigan lakes. *J Fish Res Bd Can*, 36: 1191-1196.
- Greany P. & Carpenter J.E. (1999). Use of nuclear techniques in biological control of insect and weeds. *Nuclear News*. February: 32-34.
- Grigarick A.A. & Lange W.H. (1965). Rice pest investigations. *Rice J.*, 68: 68-70.
- Guan R.Z. & Wiles P.R. (1996). Growth, density and biomass of crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a British lowland river. *Aquat. Living Resour.*, 9: 265-272.
- Guan R.Z. (1994). Burrowing behaviour of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the River Great Ouse, England. *Freshwater Forum*, 4: 155-168.
- Gydemo R. (1995). Effect of an insecticide induced crayfish kill. Report to the Swedish Environmental Protection Agency and the Swedish Board of Fisheries. Dept. of Systems Ecology, Stockholm University, Sweden.
- Hallman G.J. (2000). Expanding radiation quarantine treatments beyond fruit flies. *Agric. For. Entomol.*, 2: 85-95.
- Hamrin S.F. (1987). Seasonal crayfish activity as influenced by fluctuating water levels and presence of a fish predator. *Holarctic Ecol.*, 10: 45-51.

- Harris R.R. & Young H.J. (1996). Distribution, densities and population characteristics of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the Gaddesby Brook, Leicestershire. Report for the National Rivers Authority, Lower Trent Division, Nottingham, U.K.
- Håstein T. & Gladhaug O. (1973). The occurrence of the crayfish plague in Norway and attempts to prevent further spread of the disease. *Freshwater Crayfish*, 2: 181-184.
- Haya K. (1989). Toxicity of pyrethroid insecticides to fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 381-391.
- Heather N.W. (1993). Irradiation as a quarantine treatment of agricultural commodities against arthropod pests, pp.627-639. In *Proceeding of the Symposium: management of insects pests: nuclear and related molecular and genetic techniques*, 19-23 October 1992, Vienna, Austria.
- Hein C.L., Roth B.M., Ives A.R. & Vander Zanden M.J. (2006). Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. *Can J Fish Aquat Sci*, 63: 383-393.
- Hein C.L., Vander Zanden M.J. & Magnuson J.J. (2007). Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 52: 1134-1146.
- Heinrich J.W., Mullett K.M., Hansen M.J., Adams J.V., Klar G.T., Johnson D.A., Christie G.C. & Young R.J. (2003). Sea lamprey abundance and management in Lake Superior, 1957 to 1999. *Journal of Great Lakes Research*, 29 (Suppl. 1): 566-583.
- Hendrichs J. (2000). Use of the sterile insect technique against key insect pest. *Sustainable Dev. Int.*, 2: 75-79.
- Hendrichs J., Franz G. & Rendon P. (1995). Increased effectiveness and applicability of the sterile insect technique through male-only release for control of Mediterranean fruit-flies during fruiting season. *J. Appl. Entomol.*, 119: 371-377.
- Hickley P., North R., Muchiri S.M. & Harper D.M. (1994). The diet of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Naivasha, Kenya. *J. Fish Biol.*, 44: 607-619.
- 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 Jr, H.H. & Hall, Jr. E.T. (1975). Crayfishes (Decapoda: Astacidae). In: Hart C.W. & Fuller S.L.H. (eds), *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press: New York & London.
- Hoch G. & Schopf A. (2001). Effects of *Glyptapanteles liparidis* (Hym. Braconidae) parasitism, polydnavirus, and venom on development of microsporidia-infected and uninfected *Lymantria dispar* (Lep. Lymantriidae) larvae. *J. Invertebr. Pathol.*, 77: 37-43.
- Hogger J.B. (1988). Ecology, population biology and behaviour. In: Holdich D.M. & Lowery R.S. (eds), *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*: pp. 114-144. London: Croom Helm (Chapman & Hall).

- Holdich D.M. & Domaniewski J.C.J. (1995). Studies on a mixed population of the crayfish *Austropotamobius pallipes* and *Pacifastacus leniusculus* in England. *Freshwater Crayfish*, 10: 37-45.
- Holdich D.M. & Gherardi F. (1999). Native and alien crayfish in Europe: an introduction. In: Gherardi F. & Holdich D. M. (eds.), "Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?", A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 3-9.
- Holdich D.M. & Reeve I.D. (1991). Distribution of freshwater crayfish in the British Isles, with particular reference to crayfish plague, alien introductions and water quality. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 1: 139-158.
- Holdich D.M. & Rogers D. (1997). The white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in Great Britain and Ireland with particular reference to its conservation in Great Britain. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*, 347: 597-616.
- Holdich D.M., Gydemo R. & Rogers W.D. (1999). A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. In: Gherardi F. & Holdich D.M., eds. *Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam and Brookfield. pp. 245-270
- Holdich D.M., Rogers W.D. & Reader J.P. (1995). Crayfish conservation. Report for the National Rivers Authority, Northumberland and Yorkshire Region.
- Holey M.E. & Trudeau T.N., Eds (2005). *The State of Lake Michigan in 2000*. Great Lakes Fishery Commission Special Publication: 1-114.
- Hudson R.H., Tucker R.K. & Haegele M.A. (1984). *Handbook of toxicity of pesticides to wildlife*, second edition. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington, D.C., p. 68.
- Huner J.V. & Paret J. (1995). Trap harvest of crawfish (*Procambarus* spp.) from a south Louisiana commercial pond: effectiveness of different baits and species composition. *Freshwater Crayfish*, 8: 376-390.
- Huner J.V. (1988). *Procambarus* in North America and elsewhere. In: Holdich D.M. & Lowery R.S. (eds), *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. London: Croom Helm (Chapman & Hall).
- Huner J.V., Moody M. & Thune R. (1994). Cultivation of crayfish in Australia. In: Huner J.V. (ed.), *Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia*. Families Astacidae, Cambaridae and Parastacidae, pp. 217-289. Haworth Press, Inc.: New York, London, and Norwood (Australia).
- IAEA (2001). *Insect and Pest Control Newsletter* 57, Joint FAO/IAEA Division, Vienna.
- Jarboe J.H. & Romaine R. P. (1995). Responses of procambarid crayfish populations to permethrin applications in earthen ponds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 55: 58-64.
- Jarboe J.H. (1988). The toxicity of pesticides to crawfish. *Crawfish Tales*, 7: 22-24.

- Johnsen S.I., Jansson T., Høye J.K. & Taugbøl T. (2008). Vandringssperre for signalkrebs i Buåa, Eda kommun, Sverige – Overvåking av signalkrebs og krepsepest situasjonen. NINA Rapport 356, 15 s. ISBN 978-82-426-1920-4.
- Johnson W.W. & Finley M.T. (1980). Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington, D.C., pp. 70.
- Jolly A.L., Avault J.W., Graves J.B. & Koonce K.L. (1977). Effects of Pounce on newly hatched and juvenile Louisiana red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard). Freshwater Crayfish, 3: 389-395.
- Jolly A.L., Avault J.W., Koonce K.L. & Graves J.B. (1978). Impact of permethrin to several aquatic animals. Trans. Am. Fish. Soc., 107: 825-827.
- Kaushik N.K., Stephenson G.L., Solomon K.R. & Day K.E. (1985). Impact of permethrin on zooplankton communities in limnocorals. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 77-85.
- Kaye C.A., Heinrich J.W., Hanson L.H., McDonald R.B., Slade J.W., Genovese J.H. & Swink W.D. (2003). Evaluation of strategies for the release of male sea lampreys (*Petromyzon marinus*) in Lake Superior for a proposed sterile-male-release program. Journal of Great Lakes Research, 29: 424-434.
- Keller R.P., Frang K. & Lodge D.M. (2008). Preventing the spread of invasive species: economic benefits of intervention guided by ecological predictions. Conservation Biology, 22: 80-88.
- Kerby J.L., Riley S.P.D., Kats L.B. & Wilson P. (2005). Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. Biol Conserv 126: 402-409.
- Klassen W., Adams J.V. & Twohey M.B. (2004). Modeling the suppression of sea lamprey populations by the release of sterile males or sterile females. Journal of Great Lakes Research, 30: 463-473.
- Knipling E.F. (1979). The basic principles of insect population suppression and management. U.S. Dep. Agric. Handbook, no. 512. U.S. Government Printing Office, Washington DC.
- Kozak P. & Policar T. (2003). Practical elimination of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from a pond. In: Holdich D.M. & Sibley P.J. (eds) Management & Conservation of Crayfish. Proceedings of a conference held on 7th November, 2002. Environment Agency, Bristol, UK, pp. 200-208.
- Landrum P.F., Nihart S.R., Eadie B.J. & Herche L.R. (1987). Reduction in bioavailability of organic contaminants to the amphipod *Pontoporeia hoyi* by dissolved organic matter of sediment interstitial waters. Environ. Toxicol. Chem., 9: 141-150.
- Laurent P.J. (1995). Eradication of unwanted crayfish species for astacological management purposes. Freshwater Crayfish, 8: 121-133.
- Lindquist D.A., Abusowa M. & Hall M.J. (1992). The New World screwworm fly in Libya: a review of its introduction and eradication. Med. Vet. Entomol., 6: 2-8.

- Lodge D.M. & Hill A.M. (1994). Factors governing species composition, population size, and productivity of cool-water crayfishes. *Nordic J. Freshwat. Res.*, 69: 111-136.
- Lodge D.M., Stein R.A., Brown K.M., Covich A.P., Brönmark C., Garvey J.E. & Klosiewski S.P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Aust. J. Ecol.*, 23: 53-67.
- Ludke J.L., Finley M.T. & Lusk C. (1971). Toxicity of Mirex to crayfish, *Procambarus blandinggi*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 11: 42-50.
- MacLeese D.W, Metcalfe C.D. & Ziko V. (1980). Lethality of permethrin, cypermethrin and fenvalerate to salmon, lobster and shrimp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 3: 171-182.
- Manchester S.J. & Bullock J. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J. Appl. Ecol.*, 37: 845-864.
- Mather M.E. & Stein R.A. (1983). Direct and indirect effects of fish predation on the replacement of a native crayfish by an invading congener. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 1279-1288.
- Matsumura F. (1985). *Toxicology of insecticides*. New York: Plenum Press.
- Mayer F.L. & Ellersieck M.R. (1986). *Manual of acute toxicity: interpretation and database for 410 chemicals and 88 species of freshwater animals*. U.S. Department of Interior Fish and Wildlife Resources Publication 160. Washington, D.C. pp. 576.
- McMahon B.R. (1986). The adaptable crayfish: mechanisms of physiological adaptation. *Freshwater Crayfish*, 6: 59-74.
- Mills B.J., Morrissy N.M. & Huner J.V. (1994). Cultivation of freshwater crayfishes in Australia. In: Huner J.V. (ed.), *Freshwater crayfish aquaculture in North America, Europe and Australia*. New York: The Haworth Press, Inc.
- Moorhouse T.P. & Macdonald D.W. (2011). Immigration rates of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in response to manual control measures. *Freshwater Biology*, 56: 993-1001.
- Moyle P.B. & Light T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biol Conserv* 78: 149-161.
- Muir D.C.G., Rawn G.P., Townsend B.E., Lockhart W.L. & Greenhalgh R. (1985). Bioconcentration of cypermethrin, deltamethrin, fenvalerate and permethrin by *Chironomus tentans* larvae in sediment and water. *Environ. Toxicol. Chem.*, 4: 51-61.
- Mukhopadhyay P., Mishra R., Rana D. & Kundu P.P. (2012). Strategies for effective oral insulin delivery with modified chitosan nanoparticles: A review. *Progress in Polymer Science*, 37: 1457-1475.
- Muncy R.J. & Oliver, Jr A.D. (1963). Toxicity of ten insecticides to the red crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 92: 428-431.
- National Research Council of Canada 1986. *Pyrethroids: Their effects on aquatic and terrestrial ecosystems*. Publ. No. 24376. National Research Council of Canada, Ottawa, Ontario. 85

- Nyström P. (1999). Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (eds) Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? A. A. Balkema, Rotterdam, The Netherlands, pp 63–84
- Nyström P., Brönmark C. & Granéli W. (1996). Patterns in benthic food webs: a role for omnivorous crayfish? *Freshwater Biology*, 36: 631-646.
- Ohkawa H.R., Kikuchi R. & Miyamoto J. (1980). Bioaccumulation and biodegradation of the (S) acid isomer of fenvalerate (Sumiciden) in an aquatic model ecosystem. *J. Pest. Sci.*, 5: 11-22.
- Ollivaux C., Gallois D., Amiche M., Boscameric M. & Soyez D. (2009). Molecular and cellular specificity of post-translational aminoacyl isomerization in the crustacean hyperglycaemic hormone family. *FEBS Journal*, 276: 4790-4802.
- Parlamento Europeo (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. 2000/60/EC. Official Journal, OJ L 327: 1-82.
- Peay S. & Hiley P.D. (2001). Eradication of Alien Crayfish. Phase II. Environment Agency Technical Report W1-037/TR1, Environment Agency, Bristol, UK, pp. 118.
- Peay S. (2009). Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowl. Managt. Aquatic. Ecosyst.*, 394–395. DOI: 10.1051/kmae/2010009.
- Peay S., Hiley P.D., Collen P. & Martin I. (2006). Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Bull Fr Pêche Piscic*, 380–381: 1363-1379.
- Pedigo L.P. (1989). *Entomology and pest management*. New York: Macmillan Publishing Co.
- Perrow M., Leeming D., England J. & Tomlinson M. (2007). Life after low flow – ecological recovery of the River Misbourne. *Brit Wildl*, 18: 335-346.
- Porciani S., Lanini A., Balzi M., Faraoni P. & Becciolini A. (2001). Polyamines as biochemical indicators of radiation injury. *Physica Medica*, 17: 187-188.
- Rabeni C.F. (1992). Trophic linkage between stream centrarchids and their crayfish prey. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 1714-1721.
- Rach J.J. & Bills T.D. (1989). Crayfish control with traps and largemouth bass. *Prog. Fish-Culturist*, 51: 157-160.
- Ray J. & Stevens V. (1970). Using BAYTEX to control crayfish in ponds. *Prog. Fish-Culturist*, 32: 58-60.
- Retnakaram A. (1970). Preliminary results of radiation induced sterility of the male spruce budworm. *Res. Notes.*, 26: 13-14.
- Ribbens J.C.H. & Graham J.L. (2004). Strategy for the containment and possible eradication of American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the River Dee catchment and Skyre

Burn catchment, Dumfries and Galloway. Scottish Natural Heritage, Commissioned Report No. 014. (ROAME No. F02LK05).

- Rickett J.D. (1974). Trophic relationships involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. *Prog. Fish-Culturist*, 36: 207-211.
- Robinson A. (1989). Genetic sexing methods in the Mediterranean fruit fly, *Ceratitis capitata* (Widemann). In: Robinson A. & Hooper G. (eds.), *Fruit Flies. Their Biology, Natural Enemies and Control*. Elsevier, Amsterdam, pp. 57-65.
- Robinson A., Franz G. & Fisher K. (1999). Genetic sexing strains in the medfly, *Ceratitis capitata*: Development, mass rearing and field application. *Trends Ent.*, 2: 81-104.
- Roell M.J. & Orth D.J. (1993). Trophic basis of production of stream-dwelling smallmouth bass, rock bass, and flathead catfish in relation to invertebrate bait harvest. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 122: 42-62.
- Rogers W.D. (1996). The impact of introduced species of crayfish in the British Isles. Unpublished PhD thesis, University of Nottingham, UK.
- Rogers W.D., Holdich D.M. & Carter E. (1997). *Crayfish Eradication*. Report for English Nature, Peterborough, UK.
- Roqueplo C., Laurent P.J. & Neveu A. (1995). *Procambarus clarkii* Girard (écrevisse rouge des marais de Louisiana). Synthèse sur les problèmes posés par cette espèce et sur les essais pour contrôler ses populations. *L'Astaciculteur de France*, 45: 2-17.
- Saiki M.K. & Tash J.C. (1979). Use of cover and dispersal to reduce predation by largemouth bass. *Amer. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 6: 44-48.
- Sala O.E., Chapin F.S., III, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Saxena S.C. & Bakra P.P. (1978). Toxicity of pyrethrum to blue rock pigeon. *Pyrethrum Post*, 14: 47-48.
- Schleen L.P., Christie G.C., Heinrich J.W., Bergstedt R.A., Young R.J., Morse T.J., Lavis D.S., Bills T.D., Johnson J.E. & Ebener M.P. (2003). Development and implementation of an integrated program for control of sea lampreys in the St. Marys River. *Journal of Great Lakes Research*, 29: 677-693.
- Skurdal J. & Qvenild T. (1986). Growth, maturity and fecundity of *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, S.E. Norway. *Freshwater Crayfish*, 6: 182-186.
- Smith T.M. & Stratton G.W. (1986). Effects of synthetic pyrethroid insecticides on non-target organisms. *Residue Rev.*, 97: 93-120.
- Smith V.J. & Söderhäll K. (1986). Crayfish pathology: an overview. *Freshwater Crayfish*, 6: 199-211.

- Soller M. & Lanzrein B. (1996). Polydnavirus and venom of the egg-larval parasitoid *Chelonus inanitus* (Braconidae) induce developmental arrest in the prepupae of its host *Spodoptera littoralis* (Noctuidae). *J. Insect Physiol.*, 42: 471-481.
- Spehar R.L., Tanner O.K. & Nordling B.R. (1983). Toxicity of the synthetic pyrethroids, permethrin and AC 222,705 and their accumulation in early life stages of fathead minnows and snails. *Aquat. Toxicol.*, 3: 171-182.
- Stebbing P.D., Watson G.J., Bentley M.G., Fraser D., Jennings R., Rushton S.P. & Sibley P.J. (2004). Evaluation of the capacity of pheromones for control of invasive non-native crayfish. English Nature Research Reports No. 578, English Nature, Peterborough, UK
- Svärdson G. (1948). Stunted crayfish populations in Sweden. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm*, 29: 135-144.
- Svärdson G. (1972). The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm*, 52: 149-191.
- Svärdson G., Fürst M. & Fjälling A. (1991). Population resilience of *Pacifastacus leniusculus* in Sweden. *Finn. Fish. Res.*, 12: 165-177.
- Tan K.H. (2000). Area-wide control of fruit flies and other insect pests. Panerbit Universiti Sains Malaysia, Pulau Pinang, Malaysia.
- Thörnqvist P.O. & Söderhäll K. (1993). *Psorospermium haeckeli* and its interactions with the crayfish defence system. *Aquaculture*, 117: 205-213.
- Thune R.L., Hawke J.P. & Siebeling R.J. (1991). Vibriosis in the red swamp crayfish. *J. Aquat. Anim. Hlth.*, 3: 188-191.
- Thurston R.V., Gilfoil T.A., Meyn E.L., Zajdei R.K., Aoki T.I. & Veith G.D. (1985). Comparative toxicity often organic chemicals to ten common aquatic species. *Water Resources*, 9: 1145-1155.
- Tothova A. & Marec F. (2001). Chromosomal principle of radiation-induced F1 sterility in *Ephesttia kuehniella* (Lepidoptera: Pyralidae). *Genome*, 44: 172-184.
- Twohey M.B., Heinrich J.W., Seelye J.G., Fredricks K.T., Bergstedt R.A., Kaye C.A., Scholefield R.J., McDonald R.B. & Christie G.C. (2003). The sterile-male-release technique in Great Lakes sea lamprey management. *J. Great Lakes Res.*, 29: 410-423.
- Unestam T. (1975). Defence reactions in and susceptibility of Australian and New Guinean freshwater crayfish to European crayfish plague fungus. *Aust. J. Exp. Med. Bioi. Sci.*, 53: 349-359.
- Vreysen M.J.B. (2001). Principles of area-wide integrated tsetse fly control using the sterile insect technique. *Med. Trop.*, 61: 397-411.
- Welcomme R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294. Rome: FAO.

- Westman K. (1991). The crayfish fishery in Finland – its past, present and future. *Finn. Fish. Res.*, 12: 187-216.
- Westman K., Pursiainen M. & Vilkmann R. (1979). A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. *Freshwater Crayfish*, 4: 235-242.
- Westman K., Pursiainen M. & Westman P. (1990). Status of crayfish stocks, fisheries, diseases and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. Finnish Game and Fisheries Research Institute Report no 3, 1990, Helsinki, Finland.
- Westman K., Sumari O. & Pursiainen M. (1978). Electric fishing in sampling crayfish. *Freshwater Crayfish*, 4: 251-255.
- Young B.A., Bryan M.B., Sower S.A. & Li W.M. (2004). The effect of chemosterilization on sex steroid production in male sea lampreys. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1270-1276.