

Piano di gestione nazionale del persico sole (*Lepomis gibbosus*)



Luglio 2021

A cura di:

Cesare Mario Puzzi ¹, Stefania Trasforini ¹, Daniele Tamborini^{1,2}

¹ *Graia*

²*Università degli Studi dell'Insubria*

Con il supporto di:

Francesco Bisi, Adriano Martinoli (Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell'Insubria)

Revisione dei testi:

Francesco Nonnis Marzano (Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Università di Parma), Lorenzo Tancioni (Dipartimento di Biologia, Università di Roma 'Tor Vergata'), Lucilla Carnevali (*ISPRA - Dipartimento per il Monitoraggio e la Tutela dell'Ambiente e per la Conservazione della Biodiversità. Area BIO CFN*), Eugenio Dupré, Marco Valentini (*MiTE - Direzione per il Patrimonio naturalistico*), Ernesto Filippi (*Sogesid - MiTE - Direzione per il Patrimonio naturalistico*)

Coordinamento:

Lucilla Carnevali e Piero Genovesi (*ISPRA - Dipartimento per il Monitoraggio e la Tutela dell'Ambiente e per la Conservazione della Biodiversità. Servizio BIO CFS*)

Foto di copertina: Zach Alley

Sommario.....	4
1 Caratteristiche della specie.....	5
2 Distribuzione in Italia.....	9
3 Vie d'introduzione e possibilità di espansione.....	11
4 Impatti.....	12
5 Aspetti normativi.....	15
6 Obiettivi del Piano.....	16
6.1 Obiettivo nazionale.....	16
6.2 Obiettivi regionali.....	17
7 Modalità di intervento.....	19
7.1 Prevenzione.....	19
7.1.1 Prevenzione di introduzioni accidentali.....	19
7.2 Gestione.....	20
7.2.1 Eradicazione rapida per nuove introduzioni.....	20
7.2.2 Contenimento in caso di presenza diffusa.....	21
7.2.3 Metodi di intervento.....	21
7.3 Trattamento carcasse.....	26
7.4 Personale coinvolto.....	27
8 Tecniche di monitoraggio.....	27
8.1 Misure di sorveglianza e rilevamento precoce.....	27
8.2 Monitoraggio della presenza.....	28
8.3 Monitoraggio dell'efficacia degli interventi.....	31
Bibliografia.....	32
Riferimenti normativi.....	43

Sommario

Il persico sole (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus, 1758) è una specie inclusa nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) 1143/2014, recepito in Italia con D. lgs 230/2017, che impone, tra l'altro, l'eradicazione rapida o il controllo di tali specie.

Il persico sole (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus, 1758) appartiene alla famiglia dei Centrarchidi, ed è originario delle zone temperate della costa Atlantica del Nord America. La specie popola soprattutto le acque basse, a lento decorso e vegetate. Si tratta di una specie euriecia, pioniera, antropofila.

Il persico sole è quindi onnivoro e altamente generalista: la sua dieta è principalmente composta da invertebrati (per lo più Chironomidi e zooplacton).

Pare che l'acquariofilia e le società d'acclimatazione (che introdussero scriteriatamente e per fini economici molti animali e vegetali in territori ove essi erano assenti) abbiano giocato, almeno inizialmente un ruolo determinante nella sua diffusione: esso è stato introdotto a favore della pesca sportiva, per l'alimentazione e per la ricerca scientifica.

Attualmente la specie è presente in Europa almeno in 28 stati: essa è stata introdotta anche in altre zone dell'America settentrionale e meridionale; segnalata in Africa e in Asia minore nelle regioni del Mar Nero.

Tra gli impatti principali si registrano il danneggiamento della zona litorale in caso di consistente riproduzione; la competizione trofica per mezzo della riduzione dello zooplankton e della modifica della composizione della comunità di microinvertebrati e macroinvertebrati; la predazione su uova di pesce, molluschi endemici e stadi giovanili d'anfibi; le modifiche nella disponibilità e uso degli habitat a danno di altre specie ittiche per azione di disturbo.

Si prevede che *L. gibbosus* in Europa centro-meridionale risulterà potenzialmente maggiormente invasivo in condizioni di global warming.

1 Caratteristiche della specie

Il persico sole (*Lepomis gibbosus*, Linnaeus, 1758) appartiene alla famiglia dei Centrarchidi, ed è specie originaria delle zone temperate della costa Atlantica del Nord America, da New Brunswick alla Georgia. La specie è originaria anche dell'Ovest degli Appalachi, nella parte meridionale del Quebec, nell'Ohio, a Nord del Missouri, dell'Est del South Dakota e Manitoba, dell'Ovest dell'Ontario (Scott e Crossman 1973).

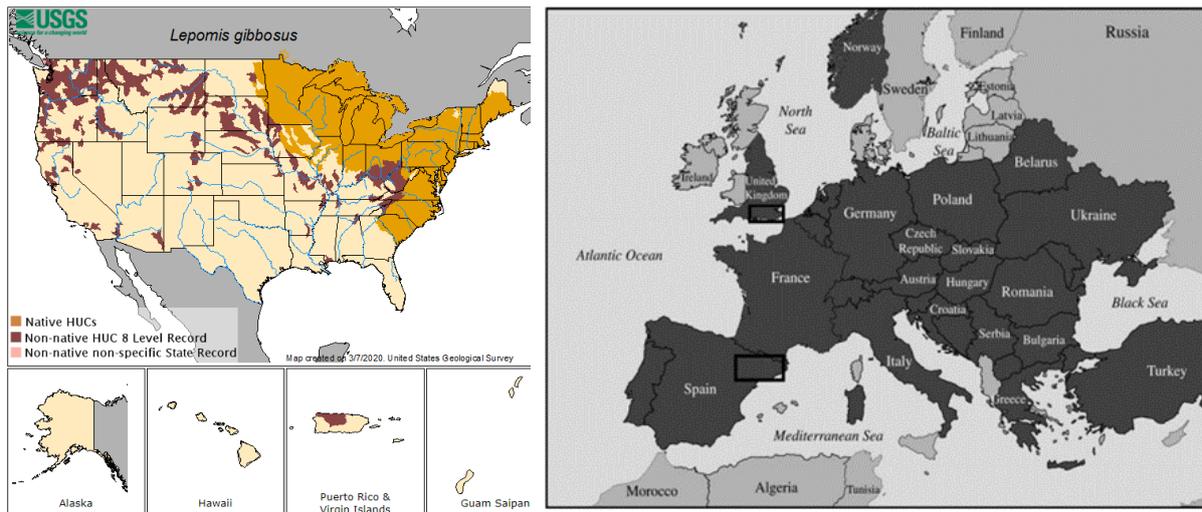


Figura 1 - Distribuzione nativa (arancione) e d'introduzione (amaranto) del persico sole negli USA (sinistra, USGS); distribuzione della specie in Europa (destra, "EU non-native species risk analysis").

La specie popola soprattutto le acque basse di piccoli laghi, stagni, paludi, anse vegetate dei grandi laghi e di fiumi, nonché estuari salmastri. A volte si localizza presso formazioni sassose o rocciose sommerse. Essa predilige acque trasparenti ferme o a lento scorrimento (inclusi piccoli fiumi e canali artificiali, anche antropizzati) e staziona gregariamente in prossimità delle sponde, spostandosi nei mesi invernali a profondità maggiori (Scott e Crossman 1973; Robinson et al., 1993; Maitland Campbell 1992).

È una specie con ottime capacità di adattamento e buona resistenza alle alterazioni ambientali, inclusa elevata sopportazione delle escursioni termiche (Vila-Gispert et al., 2002), con un optimum intorno a 24 - 32 °C e una resistenza ad abbassamento di pH fino a valori pari a 5.2-5.3 (Sun e Harvey 1986).

La sua adattabilità gli consente di colonizzare con successo molteplici aree biogeografiche (Fox et al, 2007) quali Continentale, Mediterranea, Alpina, Atlantica, del Mar Nero, della Pannonia, della Macaronesia, Steppica e Boreale.

Il persico sole è onnivoro e altamente generalista (Copp et al., 2004); sebbene esso si nutra in genere delle prede più disponibili (Godinho et al., 1997; Zapata e Granado-Lorencio, 1993), la sua dieta è principalmente composta da invertebrati, per lo più larve di Ditteri (Hambricht e Hall 1992; Johnson e Dropkin 1993; Godinho *et al.*, 2002). Secondo uno studio condotto su tre laghi nello Stato di Washington e avente come oggetto la dieta del persico sole (Bonar et al., 2004), circa il 98,8% dei contenuti stomacali era rappresentato da invertebrati, mentre il restante 1,2% consisteva in materiale vegetale e detriti. Secondo Prince e Maughan (1978), il periphyton può diventare una categoria importante nella dieta della specie; anche uova di pesce possono rientrare nella sua dieta (Garcia-Berthou e Moreno-Amich 2000; Copp et al., 2004). Grazie all'estrema adattabilità della specie, gli esemplari che vivono in zone pelagiche si specializzano in una dieta a base di zooplancton, mentre quelli che vivono in habitat litorale si nutrono principalmente di macroinvertebrati (Johnson e Dropkin 1993; Keiffer e Colgan, 1993; Holtan, 1998; White 2002; Robinson et al., 1993; Gillespie e Fox 2003; McCairns e Fox 2004). In funzione della taglia raggiunta si può verificare inoltre uno cambio nell'alimentazione, da zooplancton a macroinvertebrati come *Dikerogammarus* sp., chironomidi, molluschi, avannotti e anfibri (Rezsú e Specziar 2006; Scott e Crossman 1973; Holtan, 1998; Bianco, 2002; Rezsú e Specziar, 2006). In linea generale l'attività alimentare della specie dipende dalle condizioni climatiche (Collins e Hinch 1993) e dalla stagionalità (Collins e Hinch 1993), in quanto esse modificano la disponibilità delle categorie alimentari.

Come prevedibile, l'alimentazione diminuisce in inverno, specialmente quando la temperatura dell'acqua scende sotto 15 °C (Collins e Hinch 1993; Rios-Cardenas e Webster 2005): il persico sole si adatta contorcendo lo stomaco e producendo muco finché la temperatura aumenta (Rios-Cardenas e Webster 2005). L'attività metabolica riprende in primavera (Rios-Cardenas, 2005) mentre l'alimentazione diminuisce nel periodo riproduttivo tra giugno e luglio (Thorp et al., 1989; Collins e Hinch, 1993).

Durante la giornata, l'attività alimentare pare essere concentrata soprattutto all'alba e tramonto (Collins e Hinch 1993; Johnson e Dropkin 1993; McPhail 2007), pur mostrando adattabilità nella scelta delle prede (in funzione della loro disponibilità) durante il dì (Godinho et al., 1997). L'alimentazione notturna interessa soprattutto categorie alimentari planctoniche predate nella colonna d'acqua.

Il nome scientifico del persico sole richiama l'opercolo ricoperto di scaglie e la gibbosità del suo dorso, che contribuisce ad una forma del corpo ovale, fortemente compressa

lateralmente. È una specie di taglia medio-piccola, la cui lunghezza massima è pari a 40 cm nel suo range nativo (Page e Burr, 1991) e decisamente inferiore in Europa (Copp et al., 2004), misurando circa 20 cm di lunghezza massima e 340 g di peso (Holtan, 1998): la differenza nella crescita delle popolazioni europee e quelle americane è infatti significativa a favore di quest'ultime (Copp et al., 2004).

Gli occhi sono piuttosto grandi e la bocca è piccola e supera, con piccoli denti affilati sulle mascelle. La pinna dorsale è lunga e bipartita, la porzione anteriore è più corta e reca 9-12 raggi spinosi, mentre quella posteriore 10-14 raggi molli. La pinna anale ha 3 raggi spinosi e 8-11 raggi molli. Le pinne pelviche si inseriscono nella porzione toracica e quelle pettorali hanno un solo raggio spinoso. Il persico sole ha 28-30 vertebre e 7-8 ciechi pilorici. La linea laterale è completa, e curva dorsalmente nella sezione mediana del corpo: lungo di essa decorrono 35-47 scaglie ctenoidi.

La specie mostra elevata adattabilità grazie ad una spiccata plasticità ecologica, fisiologica e comportamentale (Gross e Charnov, 1980; Ehlinger et al. 1997): a livello di popolazioni si riscontrano per esempio differenze morfologiche relazionabili alla dieta (Osenberg et al., 1992; Mittelbach et al., 1999). L'ampia disponibilità di Gasteropodi, è stata correlata ad un aumento della dimensione dei muscoli delle mascelle, necessari a frantumare il guscio prima di potersene cibare (Mittelbach et al., 1999). Rispetto agli esemplari pelagici, quelli che frequentano habitat litorali hanno inoltre corpo più alto, testa più allungata, denti più sviluppati, posizione più arretrata delle pinne dorsali e pettorali e più spazio tra gli archi branchiali (Robinson et al., 1993; Gillespie e Fox, 2003). Viceversa, la riduzione dello spazio tra gli archi branchiali, osservabile nelle popolazioni pelagiche è probabilmente più vantaggioso per intrappolare piccole prede quali lo zooplankton (Lavin e McPhail 1986; McCairns e Fox 2004).

La colorazione è variabile, con la parte superiore olivastro-azzurra e verde smeraldo. Sui fianchi, macchie isolate brune, azzurre e dorate originano 7-8 barre verticali per parte; mentre il ventre e le pinne pettorali, ventrali e anale sono di colore giallo-arancio. L'opercolo è decorato da una sorta di reticolato arancio e azzurrino e presenta un'evidente macchia scura orlata di rosso. Gli stadi giovanili hanno colorazione verde-azzurra più tenue e omogenea, con macchie sui fianchi meno distinguibili e ventre giallognolo (Scott e Crossman, 1973). Nel periodo riproduttivo la colorazione è generalmente più vivace (Scott e Grossman, 1973; Maitland e Campbell, 1992): la letteratura di settore non è concorde sul dimorfismo sessuale della specie in questo

periodo. Per alcuni esso è evidente (i maschi avrebbero quindi colorazione ben più accesa delle femmine), mentre per altri non lo è (i maschi dominanti acquisterebbero quindi una tinta più accesa, mentre i maschi non territoriali e femmine avrebbero la medesima colorazione).

La maturità sessuale della specie è raggiunta in genere a 2-3 anni d'età (Scott e Crossman 1973), estendendosi in genere per 8 anni, in quanto essa raggiunge generalmente 10 anni di vita (Copp et al., 2004) e più raramente 12 anni.

Sebbene nel suo areale originario esso si riproduca con successo anche nei fiumi, pare che in Europa Settentrionale la sua riproduzione sia comune esclusivamente negli ambienti d'acqua ferma (Cucherousset et al., 2009), senza testimonianze di riproduzione negli ambienti lotici inglesi per esempio (Copp e Fox, 2007). In Europa Meridionale invece pare che la specie estenda la propria riproduzione, oltre ai laghi, anche ai fiumi (Ferreira et al., 2007; Hermoso et al., 2008), con minore successo riproduttivo in ambienti lotici (Clavero et al., 2004; Mesquita et al., 2006; Almeida et al., 2009a).

La riproduzione avviene tra maggio e agosto quando l'acqua supera indicativamente 20 °C; il maschio prepara un nido (una depressione larga circa 40 cm e profonda 3/5 cm) in acque basse e calme vicino alla riva, ricche di vegetazione, su substrato ghiaioso o sabbioso: Dopo un vivace rituale di corteggiamento disturbato da altri maschi oltre a quello in riproduzione, la femmina depone le uova e viene allontanata. Il maschio può riprodursi con più femmine e in seguito protegge le uova (Balon 1957) assicurando loro il ricambio dell'acqua con il movimento delle pinne pettorali fino alla schiusa e al riassorbimento del sacco vitellino delle larve (Balon, 1957). La specie ha fecondità elevata e molto variabile (600–7.000 uova giallognole del diametro di circa 0.8-1.3 mm) in funzione della taglia della femmina o dell'ambiente (Crivelli e Mestre, 1988; Fox e Crivelli 2001; Copp et al., 2002). Ciascun nido può contenere fino a 14.500 uova deposte da varie femmine. Un aumento di mortalità per stress e predazione è osservato nei maschi nel periodo delle cure parentali (Rios-Cardenas e Webster 2005), che arrivano a 11 giorni nel range nativo o anche meno in Europa (Balon, 1959).

Oltre al suo areale originario la specie è stata introdotta nel mondo in Turchia, Georgia, Asia Minore, Congo, Marocco, Brasile, Cile, Venezuela, Cuba, Guatemala e Canada (CABI, 2018).

Attualmente in Europa la specie è presente in Italia, Austria, Bielorussia, Belgio, Bosnia ed Erzegovina, Bulgaria, Croazia, Cipro, Repubblica Ceca, Danimarca, Francia, Finlandia,

Germania, Grecia, Ungheria, Lettonia, Lituania, Lussemburgo, Olanda, Norvegia, Polonia, Portogallo, Romania, Serbia, Montenegro, Repubblica Slovacca, Slovenia, Spagna, Svizzera, Ucraina, UK (CABI, de Groot, 1985; Welcomme, 1988; Grossman et al., 1987, Copp e Fox, 2007, Verreycken et al., 2007, Zogaris et al, 2012, Madsen et al, 2014, Urho, unpublished, Cucherousset et al., 2009, Nehring et al, 2015, Copp et al. 2005, Zenetos et al, 2009, Tandon, 1977a, Elvira, 2001, Froese and Pauly, 2009, Van Kleef et al., 2008, Witkowski, 1979, Clavero e García-Berthou, 2006, Skolka and Preda, 2010, Tomoček et al., 2005, Povž e Šumer, 2005, Elvira e Almodóvar, 2001, Fox et al, 2007; <http://www.smp.se/kronoberg/solaborre-i-asnen-vacker-oro/>).

2 Distribuzione in Italia

Il persico sole venne introdotto in Italia nel 1897 da Giuseppe Besana presso il Lago di Comabbio, in provincia di Varese (Razzetti et al., 2010). La specie si diffuse quindi rapidamente prima nel Lago di Varese, poi nel Lago Maggiore; nel 1904 raggiunse il Canale Mangialoca, affluente del Fiume Ticino (Pavesi, 1904; Natoli, 1905), successivamente, nell'estate del 1904 venne pescata in gran numero nel Lago di Como (Guccini, 1905).

La specie è oggi presente in tutte le regioni italiane, ad esclusione di Valle d'Aosta (dove probabilmente non potrebbe acclimatarsi) e Sicilia. La sua presenza è particolarmente accentuata nei bacini del Nord (in particolare quello Padano) e in alcuni bacini del Centro Italia, come quelli lacustri vulcanici e la porzione dell'asta principale del Tevere, nel Lazio (Maio, 2012). Risulta invece circoscritta in Friuli Venezia Giulia, Marche e Basilicata, nonché estremamente contenuta in Liguria, Abruzzo, Sardegna, Molise, Campania, Puglia e Calabria.

L'assenza di segnalazioni della specie nel Sud Italia può essere imputata sia alla scarsa disponibilità di dati a riguardo, sia (più verosimilmente) al fatto che la specie abbia colonizzato inizialmente il bacino del Fiume Po (a Nord), espandendo progressivamente la propria distribuzione verso Sud fino ad oggi.

Date le caratteristiche biologiche ed ecologiche pioniere del persico sole e la sua gestione da parte dell'uomo in passato, è verosimile affermare che esso abbia ormai colonizzato

stabilmente la maggior parte degli ambienti a lui vocazionali, in Nord Italia e in parte del Centro.

In Figura 2 è riportata l'attuale distribuzione su griglia 10x10kmq.

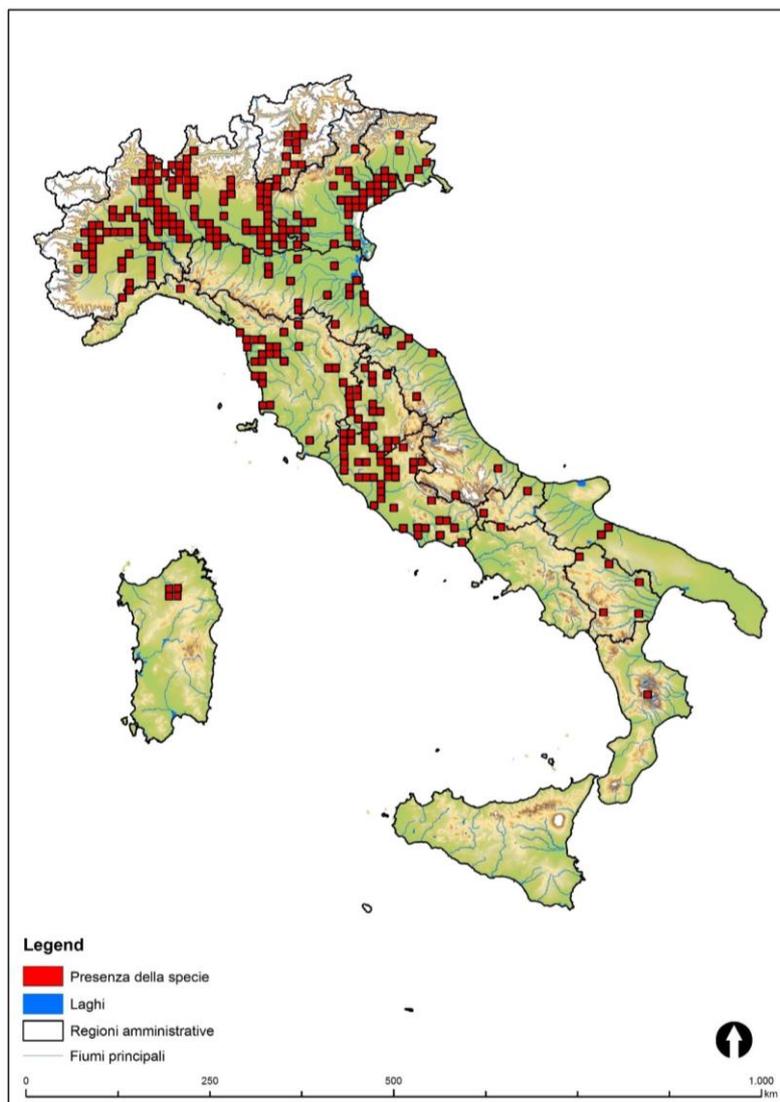


Figura 2 - Distribuzione di *Lepomis gibbosus*, celle 10x10kmq (Biofresh, aggiornato GRAIA, maggio 2020)

3 Vie d'introduzione e possibilità di espansione

La specie venne introdotta in Europa nel tardo 1800 (Maes, 1898) stabilendosi almeno in 28 Paesi tra Europa e Asia minore (Copp e Fox, 2007). Le prime immissioni in Europa sono segnalate nel 1881 in Germania (FAO, 1997) e nel 1877 in Francia (Arnold, 1990).

Sembra che l'acquaristica (Tandon 1976) e le società d'acclimatazione (Lever, 1977) abbiano giocato, almeno inizialmente, un ruolo determinante nella sua diffusione. La facilità con cui il persico sole si adatta alla cattività rappresenta sicuramente un elemento che incoraggia anche gli acquaristi neofiti, tuttavia la sua forte territorialità gioca a sfavore della detenzione di più esemplari negli acquari.

Oltre all'interesse di tipo ornamentale che ha condotto alla sua introduzione in piccoli stagni confinati, la specie è stata introdotta anche per la pesca sportiva (praticata direttamente sulla specie, come in Francia, o sui suoi predatori naturali, come il black bass in Spagna; CABI, 2018), per il commercio destinato all'alimentazione e per la ricerca scientifica (Kramer, 1971, 1972, 1973). Attualmente la specie è sempre meno apprezzata dal settore alieutico e viene considerata sempre più di disturbo, quindi l'interesse nella sua introduzione è diminuito negli anni.

In Danimarca la specie è stata introdotta volontariamente come competitore ecologico di *Argulus foliaceus* (Przybylski e Zięba, 2011).

Esso è stato introdotto anche involontariamente come contaminante di partite di esemplari di carpa o trota iridea, in seguito ad eventi di esondazione o fuga da ambienti confinati (Klaar et al., 2004). La mediazione umana nella sua diffusione pare avere avuto un ruolo prominente soprattutto in Sud Europa, ad essa, in tutto l'areale d'introduzione hanno concorso anche i fenomeni d'espansione naturale quali il drifting lungo i corsi d'acqua (Copp e Cellot, 1988 Fobert et al, 2013, Gavrioloaie, 2007), lo spostamento dai laghi ai propri emissari (Stakenas et al., 2008), e la migrazione attiva (Copp et al., 2010).

Nello scorso decennio lo studio delle popolazioni acclimatate nella porzione Nord occidentale dell'Europa ha consentito di scoprire che esse sono più diffuse di quanto si pensasse, soprattutto in relazione al fatto che la specie è classificata come termofila (Verreycken et al., 2007; Van Kleef et al., 2008). La diffusione della specie pare comunque particolarmente abbondante negli ambienti impattati dalle attività umane; per tale ragione essa è definibile specie antropofila.

Come osservabile in Figura 3 l'area di colonizzazione potenziale potrebbe estendersi ulteriormente negli anni anche grazie agli effetti del cambiamento climatico (Climatch, 2018).

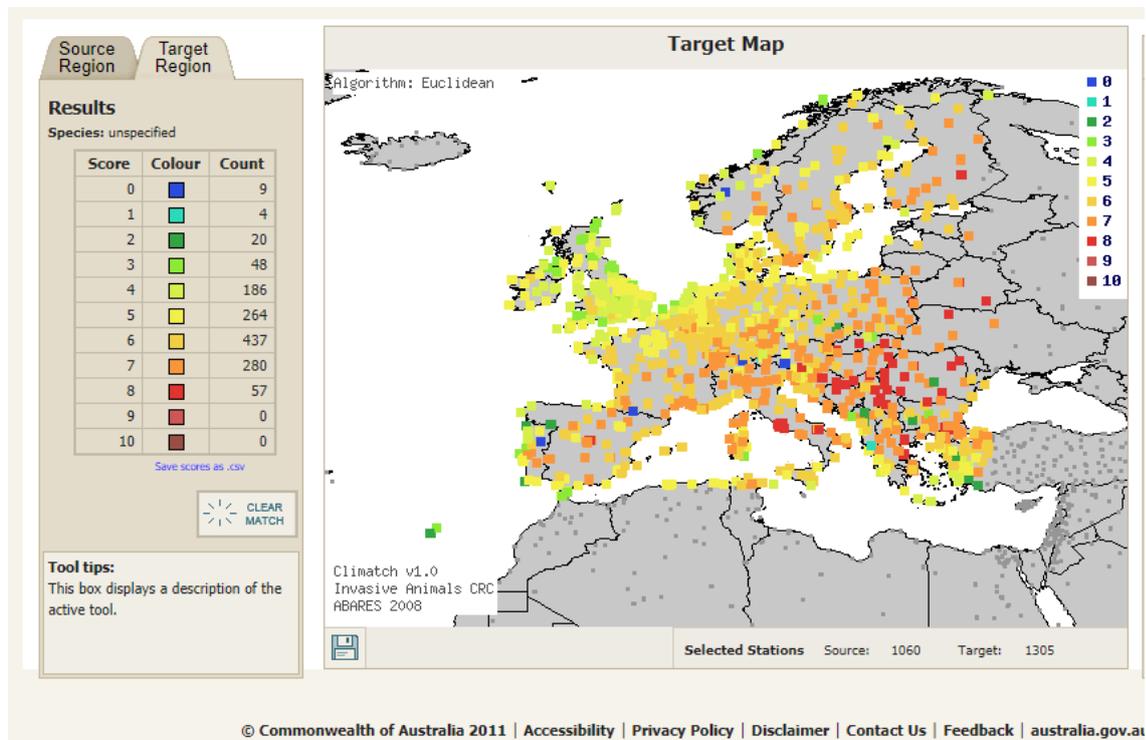


Figura 3. Aree potenziali di colonizzazione per il persico sole (Climatch, 2018).

4 Impatti

In Europa l'impatto generato dalla specie sull'ambiente è considerato consistente. Gli studi sull'impatto della specie sono stati considerati in passato rari (Osenberg et al., 1992), speculativi (Garcia-Berthou e Moreno-Amich 2000) o mancanti di bibliografia (Welcomme 1988).

Ad oggi comunque la letteratura scientifica riconosce l'invasività della specie in 9 stati membri dell'UE: Olanda (Van Kleef et al., 2008), Portogallo, Romania Spagna e UK (CABI, 2018); la potenziale invasività in Germania (Nehring et al, 2015), Austria (NOBANIS, 2011), Belgio (Anseeuw et al., 2011) e Polonia (Grabowska et al, 2010; NOBANIS, 2011). Alcuni dati dall'Olanda (Van Kleef et al., 2008) ipotizzano il danneggiamento della zona litorale in caso di intensa attività di deposizione: gli esemplari di sesso maschile in riproduzione rimuovono le macrofite nell'area di nidificazione, ma esse ricrescono con facilità una volta che il nido non è più sorvegliato; nel frattempo però le cure parentali

rappresentano elemento di massimizzazione del suo successo riproduttivo e della sua capacità di dispersione (GB NNSS, 2017, Soes et al., 2011).

In alcuni laghi di diga in ambiente mediterraneo e in un lago danese si è osservata la riduzione dello zooplankton di taglia maggiore: questo fenomeno potrebbe ipoteticamente condurre all'eutrofizzazione degli habitat (Brabrand e Saltveit, 1989; Jan K. Jensen, pers. comm. In Jordan et al., 2009).

La specie si ciba di uova di pesce e molluschi endemici (García-Berthou e Moreno-Amich, 2000a) ed è stato ipotizzato possa essere responsabile del declino di alcune specie ittiche indigene (Lever 1996; Copp et al., 2005; Godinho e Ferreira, 1998) e confermato da altri studi (in Tomoček et al., 2007). In Canada è stato considerato un fattore nel declino di 7 su di 41 specie ittiche in via di estinzione (Dextrase e Mandrak 2006). Secondo Hambright e Hall (1992) il persico sole si alimenta di particolato, ma una volta stabilito in una comunità ittica essenzialmente planctivora, esso può passare al consumo dello zooplankton più piccolo, modificando la distribuzione di *Daphnia* spp. nella colonna d'acqua (Hartleb e Haney 1998). Secondo Thorp (1988), Elkin e Baker (2000) la presenza del persico sole modifica quella di microinvertebrati e macroinvertebrati, in funzione dello stadio vitale di questa specie invasiva.

Van Kleef et al (2008) ha descritto una diminuzione della quantità di Tricladi, Irudinei, Oligoceti, Odonati, Eterotteri, Chironomidi, Ceratopogonidi e Tricotteri in stagni ambientalmente degradati in Olanda.

Osenberg e Mittelbach (1989) hanno osservato una riduzione dell'abbondanza di Gasteropodi a causa della pressione predatoria esercitata dal persico sole, tuttavia alcune specie hanno dimostrato un adattamento nella forma del guscio (Osenberg et al., 1992, DeWitt 1998). Se da una parte Osenberg et al., (1992) hanno descritto la riduzione dell'abbondanza di molluschi nei laghi della penisola iberica, al contrario Lodge et al., (1998) hanno concluso nei laghi nord del Wisconsin tale predazione non ha prodotto effetti sull'abbondanza o sul numero di specie, probabilmente a causa della grande quantità di vegetazione nella fascia litorale del corpo idrico oggetto di studio.

Lo studio di Almeida et al., (2009b) suggerisce che la presenza della specie possa avere conseguenze negative sulle comunità autoctone della medesima penisola. La predazione sui pesci è occasionalmente riportata tra le minacce esercitate da questa specie in Europa, anche se in alcuni aspetti ciò risulta limitato al cannibalismo (Guti et al., 1991; Copp et al.,

2002, 2010) o alla predazione su altri pesci non nativi (*Gambusia holbrooki*, Almeida et al., 2009): pare comunque che il comportamento aggressivo della specie possa disturbare le specie autoctone nelle acque iberiche (Almeida et al., 2014).

Alcuni studi condotti testimoniano come l'interazione tra il persico sole e alcune specie native in Inghilterra conduca ad una sorta di ripartizione degli habitat (Vilizzi et al., 2012; Stakenas et al., 2013) e del cibo (Fobert et al., 2011) disponibili. In quest'ultimo studio si sono approfonditi poi aspetti legati alla crescita di *Perca fluviatilis* in presenza del persico sole, senza osservare particolari differenze rispetto alla crescita in assenza della specie invasiva. Al fine di evitare la competizione le due specie hanno variato la propria dieta, che ha portato *Perca fluviatilis* dalla predilezione iniziale per i Chironomidi al consumo preferenziale di micro-crostacei, mentre ha condotto il persico sole a fare esattamente l'opposto.

Copp (2017) ha osservato una ripartizione simile tra specie native europee e il persico sole, avvenuta per specializzazione della dieta, che ha comportato però un declino nell'accrescimento di *Gobio gobio*, con possibili e potenziali implicazioni ecologiche.

La specie è stata riconosciuta responsabile del forte declino di anfibi già minacciati d'estinzione, quali *Pelobates fuscus*, *Triturus cristatus* e *Hyla arborea* (Bosman, 2003; Soes, 2011), gasteropodi (Wainwright et al., 1991) e libellule (Janssen, 2000), incluso varie specie presenti nella Direttiva 92/43/EEC.

È evidente che la disponibilità di habitat e quella alimentare, caratteristiche variabili negli ambienti colonizzati dal persico sole, giocano un ruolo chiave nella definizione dell'invasività o meno della specie.

Alcuni parassiti, tra i quali Monogenei alloctoni, sono stati rinvenuti in esemplari delle popolazioni in Norvegia e Inghilterra (Sterud e Jørgensen, 2006). Tra i parassiti si annoverano Protozoi, Trematodi, Cestodi, Nematodi, Acantocefali, Irudinei, Molluschi, Crostacei e un Pentastomide (Scott e Crossman, 1973). In Norvegia 2 Platelmini alloctoni sono stati rinvenuti nelle branchie di persico sole (Sterud e Jørgensen, 2006).

In Nord America, *Lernaea cruciata* e *L. cyprinecea* sono state rinvenute in esemplari di persico sole provenienti dal Lago Huron, in Michigan (Hudson e Bowen, 2002). Un Copepode parassita nativo dell'Asia (*Neoergasilus japonicus*), è stato rinvenuto nelle pinne dorsali, anali e caudali di esemplari appartenenti alla medesima popolazione.

Per questa specie non sono osservati impatti socio-economici apprezzabili.

Le popolazioni dell'Europa nord-occidentale mostrano una crescita più lenta all'aumentare della latitudine (anche se questa osservazione è stata condotta solo su esemplari di 2-3 anni) e l'avanzamento del raggiungimento della maturità sessuale. Quasi tutte le popolazioni dell'Europa meridionale presentano una rapida crescita giovanile e una maturità precoce, ossia il più alto potenziale di espansione della popolazione in virtù della loro breve generazione (Copp e Fox 2007). Si ipotizza pertanto che l'età di raggiungimento della maturazione sessuale possa costituire un buon parametro per stimare la potenziale invasività di una popolazione di persico sole in virtù della sua rapida risposta al potenziale di crescita.

Si prevede che *L. gibbosus* in Europa centro-meridionale risulterà maggiormente invasivo in condizioni di *global warming* (Britton et al., 2010) che comporteranno probabilmente la riproduzione anticipata (Zieba et al., 2010), l'aumento della densità di popolazione (Zieba et al., 2015) e la conseguente maggiore dispersione (Fobert et al., 2013). Si prevede che ciò avrà impatti negativi sulla biodiversità (Angeler et al., 2002a, b; Van Kleef et al., 2008) anche grazie all'aumento della competizione alimentare con specie autoctone, in particolare per categorie alimentari quali le larve di Chironomidi (Domananon et al., 2008) e Anfipodi (Garcia-Berthou e Moreno-Amich 2000).

5 Aspetti normativi

La specie è inserita nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale adottato ai sensi del Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive che impone, tra l'altro, agli Stati Membri l'eradicazione rapida o il controllo di tali specie.

Il 14 febbraio 2018 è inoltre entrato in vigore il decreto legislativo 15 dicembre 2017, n. 230 di "Adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014" al fine di integrare la normativa nazionale alle disposizioni comunitarie in materia chiarendo ruoli e responsabilità in questo ambito.

Le norme citate introducono il divieto di “introduzione, trasporto, detenzione (anche in confinamento), scambio, allevamento, riproduzione, commercio e rilascio nell’ambiente” della specie, per soggetti pubblici e privati (anche singoli cittadini), e impongono l’eradicazione, ove possibile, e il controllo o il contenimento delle popolazioni di persico sole presenti in natura per prevenire ulteriori diffusioni e mitigare gli impatti negativi sulla biodiversità.

Deroghe ai divieti sono possono essere concesse, previa autorizzazione del MiTE, a orti botanici e giardini zoologici, istituti di ricerca e altri soggetti che effettuano attività di ricerca o conservazione ex situ. In casi eccezionali, è concessa la possibilità di un’autorizzazione in deroga per motivi di interesse generale imperativo, compresi quelli di natura economica o sociale.

Il Regolamento (UE) n. 1143/2014 e il D. Lgs.230/17 introducono anche l’obbligo di istituzione di un sistema di sorveglianza che raccolga e registri i dati di frequenza nell’ambiente della specie finalizzati a determinare la distribuzione della specie e l’efficacia delle misure gestionali implementate.

Ulteriori dettagli sono reperibili in “Nuovi strumenti normativi per la gestione delle specie aliene invasive: indicazioni tecnico-operative per l’applicazione del Reg. UE 1143/14 e del D.Lgs. n.230/17” (Carnevali L., Alonzi A. e Genovesi P. ISPRA, 2018).

6 Obiettivi del Piano

6.1 Obiettivo nazionale

Considerata la diffusione attuale della specie in Italia, l’obiettivo gestionale nazionale deve consistere innanzitutto nella prevenzione dell’introduzione accidentale della specie (in particolare nelle regioni in cui essa è assente) e nel contenimento (ovvero l’intervento finalizzato alla circoscrizione geografica delle popolazioni) della stessa, mirato ad evitare che essa colonizzi ulteriormente le regioni dove è ancora scarsamente presente.

6.2 Obiettivi regionali

Gli obiettivi regionali sono definiti in base alla distribuzione attuale della specie, per quanto sia difficile individuare una strategia comune a tutte le province/bacini idrici di una regione: il contesto ambientale e la diffusione della specie sono infatti eterogenei, soprattutto al di fuori del bacino Padano. Regioni e Province autonome definiscono, laddove necessario, una strategia gestionale a scala di bacino con un approccio sovraregionale.

Tutte le Regioni e Province autonome devono istituire un sistema di sorveglianza (ai sensi dell'art.18 del D. Lgs. 230/17) per segnalare nuove introduzioni e monitorare la diffusione delle popolazioni già presenti, nonché l'efficacia delle misure gestionali messe in atto.

Nelle regioni in cui la specie è già presente, i monitoraggi permetteranno di individuare e selezionare i siti dove sia possibile e importante prevenirne la diffusione a difesa degli ecosistemi da tutelare, nonché quelli in cui attuare azioni di contenimento. Laddove la specie è particolarmente diffusa, risulta prioritario agire nei corpi idrici confinati e/o chiusi e situati all'interno di aree protette che ospitano ancora una biodiversità da proteggere e mantenere e nelle unità geografiche "di confine" della sua distribuzione.

Nelle regioni in cui la specie è ancora assente (in particolare la Sicilia) la comparsa di *Lepomis gibbosus* deve essere rilevata rapidamente e comunicata senza indugi al MiTE (ai sensi dell'art. 19 del D.Lgs. 230/2017). Le Regioni e Province autonome sono quindi responsabili dell'immediata attuazione delle misure di eradicazione rapida di cui al presente 'Piano', finalizzate ad assicurare l'eliminazione completa e permanente della specie esotica invasiva dall'ambiente naturale.

In Tabella 1 si riporta la sintesi delle attività gestionale previste per Regioni e Province autonome. Si ricorda che il monitoraggio è obbligatorio in tutte le regioni e province autonome ai sensi dell'art.18 del D.Lgs.230/17; la risposta rapida consiste nell'eradicazione rapida disposta ai sensi dell'art.19 del D.lgs. 230/17 a seguito della prima segnalazione sul territorio regionale o della provincia autonoma della specie; l'eradicazione è un'attività disposta ai sensi dell'art.22 del D.Lgs.230/17 nel caso di una specie da presente sul territorio regionale o provinciale.

Tabella 1. Azioni gestionali previste per *Lepomis gibbosus* sul territorio nazionale

Regione	Eradicazione (art.22)	Contenimento/ controllo (art.22)	Risposta rapida (eradicazione art.19)	Monitoraggio
Abruzzo		X		X
Basilicata		X		X
Bolzano		X		X
Calabria		X		X
Campania		X		X
Emilia Romagna		X		X
Friuli Venezia Giulia		X		X
Lazio		X		X
Liguria		X		X
Lombardia		X		X
Marche		X		X
Molise		X		X
Piemonte		X		X
Puglia		X		X
Sardegna		X		X
Sicilia			X	X
Toscana		X		X
Trento		X		X
Umbria		X		X
Valle d'Aosta			X	X
Veneto		X		X

7 Modalità di intervento

7.1 Prevenzione

7.1.1 Prevenzione di introduzioni accidentali

L'interesse rivestito dal persico sole nella pesca sportiva (sia come preda sia come esca viva) abbinato all'estrema difficoltà di riuscita degli interventi di eradicazione (soprattutto nei Paesi temperati) rendono estremamente importanti le attività di prevenzione.

La specie è anche introdotta accidentalmente insieme ad altre specie ittiche vive legalmente commercializzate (Perdikaris et al., 2010; Zogaris et al., 2012; Tarkan et al., 2015) per fini alimentari, ornamentali e ricreativi: per questa ragione il bando specifico della detenzione e commercio del persico sole non risulta sufficiente per una prevenzione efficace di nuove introduzioni.

Le Regioni e le Province autonome promuovono attività finalizzate alla formazione, la sensibilizzazione e il coinvolgimento degli *stakeholder* operanti nel settore dell'acquacoltura (ad esempio API etc...), della pesca (ad esempio FIPSAS, FIOPS, ARCIPESCA etc...) e dell'acquariofilia (ad esempio AIPA, UIZA etc...), nonché gli addetti al controllo del commercio e trasporto del materiale ittico, con approfondimenti anche delle normative sanitarie e ambientali già vigenti. . Indicazioni a riguardo sono contenute nel codice di Condotta "Pesca Sportiva e specie aliene invasive", tradotto nell'ambito del progetto LIFE ASAP (Crosetti et al., 2018). Per garantirne l'efficacia, tali iniziative devono essere programmate su un arco temporale pluriennale (minimo 5 anni).

Una ricerca svolta dall'US Fish and Wildlife Services sulle abitudini degli hobbisti ha evidenziato un basso grado di sensibilizzazione degli *stakeholders* e considerato la possibilità di aumentarlo per mezzo di collaborazioni, creazione di materiale informativo sugli aspetti tangibili, sugli impatti negativi delle IAS e sui comportamenti desiderabili, diffondendo il materiale mediante fonti attendibili e rispettabili (Seekamp et al., 2016).

Nei progetti educativi e disseminativi la collaborazione con figure professionali risulta importantissima per fornire corrette basi tecniche e normative, nonché per ottimizzare la

comunicazione: in tal senso sono disponibili anche alcuni esempi europei (Scalera e Zaghi, 2004; Soes et al., 2011; Tarkan et al., 2015; NOBANIS, 2016).

Oltre ad avvalersi di esperti nel settore, è bene prevedere la formazione e sensibilizzazione di altri “moltiplicatori” (ovvero di guide di pesca, guide turistiche e naturalistiche che abbiano possibilità di veicolare l’informazione ad una target audience più estesa) aggiornando i corsi di formazione già esistenti (oppure organizzandone di specifici). Le iniziative di formazione ed informazione promosse da Regioni e Province autonome devono coinvolgere anche le forze dell’ordine e gli addetti ai controlli in genere, benché la grande disponibilità in natura della specie renda piuttosto improbabile che essa venga commerciata e acquistata.

7.2 Gestione

7.2.1 Eradicazione rapida per nuove introduzioni

Come riportato anche da esperienze estere, l’eradicazione della specie è possibile soprattutto rimuovendo regolarmente gli esemplari che colonizzano ambienti chiusi e/o di scarsa estensione ed elevata operabilità (Ling, 2003, Britton et al., 2010, Davies and Britton, 2015): a ciò si associ anche la necessità di una segnalazione tempestiva, motivata dal fatto che la dispersione in habitat adatti è estremamente veloce. Purtroppo è estremamente raro ipotizzare l’eradicazione su larga scala del persico sole, anche perché i metodi più efficaci hanno effetti decisamente distruttivi sugli ambienti interessati, in genere non compatibili con le pratiche gestionali in vigore in Europa e non conformi a quanto previsto dal Regolamento (UE) 1143/2017

Nonostante le difficoltà sovraesposte, l’eradicazione della specie esotica invasiva è l’obiettivo da perseguire laddove la presenza di *Lepomis gibbosus* venga segnalata per la prima volta a livello regionale (obbligo sancito dall’art.19 del D.Lg.230/17) e laddove la presenza sia circoscritta, ovvero quando lo sforzo di campionamento sia ancora sufficientemente basso da poter intervenire rapidamente con risultati efficaci.

Le modalità di cattura degli individui da rimuovere sono riportate nei paragrafi successivi.

7.2.2 Contenimento in caso di presenza diffusa

Per contenimento si intende qualsiasi azione volta a creare barriere che riducono al minimo il rischio che la popolazione di una specie esotica invasiva si disperda e si diffonda oltre la zona invasa (art. 3 Reg. UE 1143/14).

Nella fattispecie, l'obiettivo è quello di limitare il più possibile la distribuzione delle popolazioni (spesso di recente formazione) e in espansione verso aree geografiche dove la specie è attualmente assente, pertanto è necessario intervenire tempestivamente e tenendo in particolare conto la componente spaziale/geografica dell'intervento.

Nell'ambito del monitoraggio, previsto obbligatoriamente in tutte le Regioni e Province autonome ai sensi dell'art.18 del D.Lgs.230, è possibile avvalersi di tutte le segnalazioni raccolte dai vari enti attivi sul territorio (e.g., Comuni, Uffici Territoriali Regionali, personale dei Parchi, GEV, Polizia Provinciale) o grazie alla citizen science, per l'individuazione delle aree di presenza con la maggiore precisione possibile. Le Regioni e le Province autonome individuano quindi le aree di intervento prioritarie dove è prioritario procedere con le attività di rimozione.

Per quanto concerne il contenimento, sono adatti i metodi standard applicati alla fauna ittica; è possibile avvalersi anche di un protocollo specifico che consenta di proseguire contemporaneamente con il contenimento e con il monitoraggio (dettagliato in seguito nel capitolo 8 Tecniche di monitoraggio). In conclusione la prevenzione d'espansione secondaria prevede il mantenimento dell'attenzione sia sugli *stakeholders* sia sulla popolazione oggetto d'intervento ed eventualmente il mantenimento (o la ripresa) dei protocolli di contenimento descritti in seguito, in caso di necessità.

Dopo aver individuato tutte le principali aree di presenza, si prosegue, laddove ritenuto necessario e fattibile, con l'attività di rimozione e si estende il monitoraggio alle zone limitrofe, così da delimitare un'area buffer oltre la quale la specie è presumibilmente assente.

7.2.3 Metodi di intervento

Nel pianificare le attività gestionali occorre assicurarsi che i metodi utilizzati siano efficaci per il contrasto della popolazione oggetto d'intervento, tenendo in debita considerazione la salute umana e l'ambiente, specialmente le specie non destinarie di misure e i loro

habitat, e assicurando che agli animali siano risparmiati dolore, angoscia o sofferenza evitabili (Regolamento UE 1143/2014, art. 17 comma 2).

L'utilizzo dell'elettropesca, abbinato a quello di reti e/o trappole, bilanciate in funzione dell'habitat, ottimizzano lo sforzo di pesca e il successo delle operazioni gestionali. Le metodologie indicate sono diffuse e sono disponibili diversi protocolli operativi e di monitoraggio (per esempio West *et al.*, 2007).

Per quanto riguarda il periodo ottimale di intervento, vi è almeno un carattere etologico della specie che facilita sia l'individuazione delle popolazioni (o sub-popolazioni) sia le operazioni di rimozione delle stesse: in estate infatti il persico sole è solito nidificare originando numerosi nidi ben visibili e posizionati in aree circoscritte. Il prolungarsi delle cure parentali in queste aree consente di ipotizzare interventi mirati e ripetuti negli anni, avvalendosi delle metodiche descritte in seguito.

7.2.3.1 Cattura mediante elettropesca

L'elettropesca è la pratica di cattura dei pesci mediante corrente elettrica: si tratta di una metodologia efficace sia per il monitoraggio delle specie ittiche sia per il loro controllo quando aliene e invasive. L'elettropesca non è selettiva e la sua azione interessa tutte le specie ittiche generando sull'ittiofauna impatti trascurabili, se condotta con competenza. Essa consente di abbinare al contenimento del persico sole quello di altre specie aliene invasive che ne condividono gli habitat. Considerato che l'art 7 comma 1h del Regolamento UE n. 1143/2014 vieta il rilascio nell'ambiente di specie esotiche invasive di rilevanza unionale, gli esemplari di queste specie, una volta catturati, devono essere trattenuti e soppressi, secondo le disposizioni delle Regioni e Province autonome responsabili dell'attuazione delle misure gestionali.

Lepomis gibbosus è una specie tipicamente litorale, pertanto l'azione di elettropesca dovrà essere condotta prevalentemente nei "sottoriva" vegetati o, comunque, ricchi di rifugi (es. massi e sassi, soprattutto nei laghi vulcanici ed in quelli artificiali), estendendola alle acque aperte solo nella limitata casistica nei quali esse mantengano vocazionalità ambientale e operativa, ovvero quando l'habitat presenti una profondità inferiore a 2 m e risulti ben vegetato. Al sussistere di tali condizioni, comuni spesso a stagni e canali a scorrimento lento, può essere sensato e raccomandabile estendere l'attività d'elettropesca a porzioni di habitat diverse da quelle litorali. L'elettropesca può essere condotta a piedi in corpi d'acqua (o loro aree specifiche) totalmente guadabili, altrimenti

è consigliabile operare dalla barca. La guadabilità può essere valutata grazie ad esperienze pregresse in tali habitat, affidandosi alla conoscenza degli stessi da parte delle autorità competenti o dei volontari locali: la profondità dell'acqua e la consistenza del substrato sono i due fattori ambientali dei quali tenere conto. In genere l'elettropesca condotta da imbarcazione è più efficiente nel sondare il corpo d'acqua. I costi e lo sforzo associati all'impiego dell'imbarcazione possono essere abbattuti avvalendosi di volontari locali e delle loro imbarcazioni: in tal senso le spese si limitano al carburante impiegato. L'imbarcazione deve essere adatta al corpo idrico oggetto d'intervento, sufficientemente stabile e dimensionata in modo da consentire agevolmente la presenza di 3 persone e della strumentazione, ovvero di un elettrostorditore e di una cesta dove riporre gli esemplari catturati.

L'equipaggiamento per la pesca elettrica deve essere conforme agli standard CENELEC e IEC, alla legislazione vigente e in maniera esplicita all'IEC 60335-2-86 (ISPRA, <https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/metodi-biologici-acque/fiumi-fauna.pdf>).

Per quanto concerne ulteriori indicazioni sull'elettropesca si consultino ad esempio i seguenti manuali:

- http://www.cisba.eu/images/corsi/fauna_ittica/5_corso_ittica_2009/turin_cisba_2009.pdf
- <http://www.uvm.edu/rsenr/wfb232/Electrofishing%20manual.pdf>
- https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/538371/sw2-054-tr-e-e.pdf

L'attività ha luogo essenzialmente operando nei pressi della vegetazione acquatica litorale, proseguendo contro corrente in caso si operi in fiume, in modo da non intorbidire l'acqua e non spaventare i pesci ove viene azionata la lancia. L'operatore che brandisce quest'ultima facilita la cattura dei pesci modulando la tipologia di corrente (in continua o ad impulsi) in funzione degli habitat esplorati: è importante che l'erogazione di corrente venga sospesa il prima possibile non appena si individuano specie autoctone nel raggio del campo elettrico, in modo da non arrecare loro stress o traumi.

In una singola giornata si dimostra raramente efficace battere una sponda la seconda volta, in quanto generalmente i pesci che non sono stati catturati si sono allontanati: le sole eccezioni a questa consuetudine sono rappresentate da ambienti dalla

concentrazione di esemplari particolarmente elevata oppure dalla carenza di rifugi alternativi a quello in oggetto nelle immediate vicinanze. Una volta individuati e affrontati gli “hot spot” è bene riconoscere le “tipologie ambientali” più frequentate (erbaio, ceppaia, rip rap e velocità di corrente) ed estendere la propria azione a tutti gli ambienti simili nelle vicinanze: risulta spesso infruttuoso battere omogeneamente una sponda piuttosto che individuare gli ambienti chiave e procedere nella loro ricerca per poi operare con l’elettrostorditore.

Trattandosi di un metodo non selettivo, deve essere opportunamente valutata in fase di programmazione dell’intervento la possibile presenza di specie non bersaglio (anche non ittiche), in particolare quelle di interesse conservazionistico. Nel caso in cui si operi in aree di presenza nota e diffusa di specie inserite nell’allegato D del D.P.R. 357/97, deve essere richiesta al MITE, per tutto il personale coinvolto, una autorizzazione in deroga al citato D.P.R. 357/97.

7.2.3.2 Posa di reti e trappole

L’utilizzo di reti branchiali o ad imbocco, attrezzi di cattura passivi rispetto alla pesca elettrica, si contraddistingue per la laboriosità delle operazioni di smagliamento dei pesci catturati e per le potenziali catture accessorie (*bycatch*) di stadi giovani o di adulti di specie native di piccola taglia. Inoltre, lo smarrimento accidentale di tali reti può generare il fenomeno del *ghost netting*, ovvero della mortalità della fauna ittica per immagliamento in reti perdute. Curandosi della disinfezione delle reti alla fine di ogni campionamento, il loro impiego può comunque essere decisamente vantaggioso per campionare zone relativamente profonde o pelagiche ove l’elettropesca ha forti limiti operativi (Ruetz III et al., 2007). Pertanto si deve optare per questa metodologia esclusivamente dove l’abbondanza del *L. gibbosus* è preponderante rispetto alle altre specie autoctone.

L’utilizzo di altri attrezzi da pesca, come i bertovelli (sorta di nasse in rete, costituite da diverse camere di cattura), può costituire un efficace metodo di cattura complementare agli altri metodi descritti, soprattutto se concepito in campagne annuali mirate ad alleggerire parzialmente gli impatti che genera la specie sulla comunità ittica autoctona (Fox and Keast, 1990; Fox, 1994).

I bertovelli sono attrezzi da posta che si posano sul fondo, utilizzati storicamente dai pescatori professionali per la pesca di specie prevalentemente bentoniche. I bertovelli

possono variare nella forma della camera d'ingresso (a forma di semiluna, più efficiente nei fiumi, o più frequentemente di forma circolare per gli ambienti lentici), nelle dimensioni (sia nel diametro che nella lunghezza dell'attrezzo) e nell'eventuale equipaggiamento con reti di sbarramento e di deflessione, con funzione di "invito" per i pesci in movimento verso la bocca della trappola (spesso utilizzati nella pesca in ambienti lacustri). La posa in opera dei bertovelli consente di massimizzare l'efficacia di cattura presso zone particolarmente popolate: in alcuni casi, queste trappole vengono infatti disposte parallelamente a riva in corrispondenza di passaggi obbligati nella vegetazione e possono rimanere in pesca anche per più giorni, garantendo la selezione della taglia e anche la sopravvivenza dei pesci intrappolati, minimizzando il bycatch.

Essendo condotto necessariamente da figure professionali adeguate, l'impiego dell'elettropesca e la posa di reti e trappole non comportano in genere costi aggiuntivi per l'acquisto di attrezzatura, in quanto essa è la stessa necessaria per i monitoraggi routinari della fauna ittica in adempimento della Direttiva CE/2000/60.

Per queste metodologie non selettive vale quanto precedentemente scritto nel paragrafo dell'elettropesca riguardo alla valutazione della presenza di specie non bersaglio e della eventuale necessità di richiedere autorizzazione in deroga al D.P.R. 357/97.

7.2.3.3 Lotta biologica

Per quanto riguarda ambienti di limitata estensione ci si può avvalere anche della lotta biologica, attraverso l'introduzione di predatori autoctoni quali il luccio italico (*Esox cisalpinus*), che sembra essere efficaci (sebbene non risolutivi) nel controllo della specie. Le specie coinvolte devono, comunque, essere vagliate ai sensi di quanto previsto dal D.P.R. del 5 luglio 2019, n. 102 (Regolamento recante ulteriori modifiche dell'articolo 12 del decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche).

7.2.3.4 Trattamento con sostanze venefiche

Le tecniche di controllo di *Lepomis gibbosus* mediante trattamenti con sostanze venefiche quali il rotenone sono utilizzate all'estero. Si tratta di una metodologia altamente impattante e non selettiva, che consente effettivamente anche la rimozione del 100% degli

esemplari di IAS d'interesse, ma anche quella potenziale della rimanente comunità ittica. Date le importanti implicazioni ambientali correlate questa metodologia e la normativa nazionale che vieta l'utilizzo del rotenone normative, **tale alternativa gestionale non è oggi applicabile in Italia.**

7.2.3.5 Prosciugamento dei corpi idrici

Tra i trattamenti più invasivi e al contempo efficaci per l'eradicazione delle IAS acquatiche vi è indubbiamente il prosciugamento dei corpi idrici con eventuale posa di barriere per impedire la fuga delle stesse, per evitare che esse possano ricolonizzare lo specchio d'acqua sul quale si interviene o altri ad esso collegati (Tyus e Saunders, 2000). Questa pratica ha efficacia solo per interventi puntiformi su piccoli canali, lanche, stagni e cave (solitamente di superficie inferiore a 2 ha), ma risulta evidentemente impraticabile su habitat più estesi e poco sostenibile ecologicamente se estesa ad ecosistemi naturali di pregio. Dunque, ci si può avvalere di questa metodica per eradicare il persico sole soltanto da piccoli ambienti acquatici confinati, per evitare che esso raggiunga il reticolo idrografico principale, sia per diffusione "naturale", sia per immissione volontaria. In alcuni piccoli laghi di sbarramento, le pratiche gestionali idrauliche, che prevedono il periodico prosciugamento totale o la forte riduzione dei livelli delle acque, possono avvantaggiare l'eradicazione di specie alloctone e il recupero di quelle autoctone (Ling, 2003; Britton et al., 2010; Davies e Britton, 2015), ma generalmente questi ecosistemi acquatici artificiali hanno scarso pregio conservazionistico, perché spesso colonizzati prevalentemente da specie alloctone.

7.3 Trattamento carcasse

Innanzitutto si sottolinea che la taglia esigua degli esemplari di persico sole consente di prevedere una movimentazione e trattamento agevole delle carcasse, anche in caso di interventi particolarmente fruttuosi: non sarà pertanto necessario organizzare la logistica prevedendo metodi di trasporto particolari o operazioni molto impegnative.

Le carcasse dovranno essere immediatamente recuperate e successivamente conferite a impianti di smaltimento, secondo quanto previsto dalla normativa vigente, in accordo con la ASL locale.

7.4 Personale coinvolto

Gli interventi di rimozione possono essere attuati dal personale degli Enti parco e delle Riserve o da persone all'uopo espressamente autorizzate (professionisti, consulenti ambientali e ittiologi), sotto la diretta responsabilità e sorveglianza dell'organismo di gestione ambientale competente, secondo le modalità e le prescrizioni fornite e limitatamente ai territori di competenza. Tale sorveglianza può limitarsi al controllo delle operazioni oppure anche alla partecipazione diretta alle stesse.

Alle attività possono prendere parte anche volontari che abbiano partecipato a corsi di formazione sull'elettropesca e in possesso del relativo attestato: essi potranno occuparsi di tutte le attività ad esclusione dell'utilizzo dell'elettrostorditore.

Il personale minimo indispensabile è costituito da 3 persone incaricate rispettivamente di guidare l'imbarcazione, brandire la lancia dell'anodo (polo positivo) e catturare gli esemplari di persico sole operando con un guadino.

8 Tecniche di monitoraggio

8.1 Misure di sorveglianza e rilevamento precoce

Come detto in precedenza, ulteriori colonizzazioni sono probabili nelle acque continentali più calde, in quelle mediterranee (Clavaro et al., 2004) e insulari (Zogaris et al., 2012) pertanto i meccanismi di segnalazione e risposta rapida avranno un ruolo chiave per limitare la diffusione del persico sole in tali aree geografiche.

Una rapida segnalazione della comparsa di una specie aliena è essenziale perché l'eradicazione abbia successo. In tal senso è necessario che i pescatori sportivi e professionali siano sensibilizzati alla tematica. Occorre rafforzare quindi i contatti dei pescatori con gli enti di vigilanza, in modo che essi siano percepiti come strumento di tutela del patrimonio ittico e ambientale, rappresentando il gradino più veloce di monitoraggio e risposta rapida.

Oltre alla raccolta delle informazioni è necessario verificare la loro attendibilità vagliando l'origine della fonte: se la segnalazione proviene da fonte non specializzata sarà

necessario un ulteriore passaggio di verifica rapida prima della fase di pianificazione dell'intervento di rimozione. L'attenzione della sorveglianza dovrà essere posta nei punti di ingresso accidentale per questa specie ovvero nelle casistiche di introduzione accidentale già indicate nel paragrafo sulla prevenzione.

8.2 Monitoraggio della presenza

Il monitoraggio della presenza della specie dovrà essere principalmente indirizzato nelle aree ai margini della distribuzione nota, al fine di valutare eventuale presenza in nuove aree precedentemente non dichiarate occupate. Oppure dovrà essere svolto in aree dove la presenza di specie di elevato valore conservazionistico possano essere messe in pericolo dall'arrivo di *Lepomis*. Per poter reperire tutte le informazioni disponibili sul territorio, è fondamentale creare una rete di contatti in grado di avvisare tempestivamente gli operatori. Tale rete di contatti, inoltre, è uno strumento utile e gratuito che, in particolar modo nelle ultime fasi di rimozione, può risultare fondamentale per la buona riuscita del piano di gestione. Permangono dunque in questo ambito le campagne di sensibilizzazione e coinvolgimento alla tematica, nonché i meccanismi di segnalazione e risposta rapida generati precedentemente, che vanno mantenuti per non allentare l'incisività delle misure adottate.

In un'ottica di ottimizzazione del rapporto costi/benefici è bene che le Regioni (responsabili del monitoraggio) utilizzino i dati ottenuti nell'ambito di campionamenti routinari, recuperi e monitoraggi ittici condotti da addetti ai lavori a qualsiasi titolo (studi ambientali, recuperi previsti per legge etc...). Molte UTR o Province prevedono già la redazione di un verbale recante informazioni sulla comunità ittica: questi documenti devono essere in genere depositati celermente presso le autorità di competenza e consentirebbero, qualora l'analisi si estendesse a tutto il territorio nazionale, di individuare celermente eventuali nuovi nuclei d'espansione del persico sole e delle IAS in generale. Come evidente il loro vaglio a tal fine deve essere immediato, al pari della risposta da mettere in campo in caso di necessità.

Prevedere un sistema snello, autonomo e vantaggioso di presa in consegna delle carcasse favorirebbe la loro rimozione in occasione dei monitoraggi e censimenti ittici.

A tal fine è bene che i verbali di campionamento ittico siano standardizzati a livello regionale. In Tabella 2 è proposto un modello di scheda per il monitoraggio delle

popolazioni di *Lepomis gibbosus*. Nel caso in cui si adottino schede diverse, si raccomanda l'inclusione del "Numero di esemplari rimossi" e "Biomassa rimossa" per la specie in oggetto.

Tabella 2. Modello di scheda per il monitoraggio delle popolazioni di *Lepomis gibbosus*

Scheda per il monitoraggio delle popolazioni di <i>Lepomis gibbosus</i>		
Corpo idrico		
Comune (o Frazione / Località)		
Coordinate GPS	Lat.	Long.
Data		
Operatori / Ente di appartenenza		
Metodica di monitoraggio/intervento		
Numero di esemplari rimossi (N.)		
Biomassa rimossa (G.) *		
Definizione della comunità ittica presente		
Specie (Taxon)	Stima di abbondanza**	Stima della struttura di pop.***
Note:		
* Il numero di esemplari (N) può essere stimato determinando il peso complessivo del campione (P) e il peso (p) di un numero (n) noto e significativo di esemplari (ad esempio n=50). Si applichi poi $N = n \times (P / p)$		

**** Moyle modif. (N. esemplari in 50 m). si assegna 1 se 1-5 esempl.; 2 se 6-20; 3 se 21-100; 4 se 100-300; 5 se >300**

***** Struttura popolazione: a= strutturata; b= solo giovani o destrutturata (prevalenza adulti); c= solo adulti**

Tali informazioni dovranno essere comunicate all'autorità regionale competente, che dovrà mantenere un registro aggiornato dei dati.

Con cadenza annuale sono valutati e rendicontati al MiTE i risultati degli interventi effettuati secondo quanto previsto dall'art.18, comma 5 del D.Lgs 230/2017.

Per quanto riguarda invece le metodiche di monitoraggio specificatamente mirate alla determinazione della presenza e dell'impatto delle popolazioni di persico sole, è opportuno sottolineare che esse sono le medesime (per tempistiche, strumentazione e condotta) indicate per il contenimento della stessa, pertanto devono essere condotte contestualmente a tali attività, avendo cura di compilare il modello di scheda proposto in Tabella 2.

In conclusione il monitoraggio deve essere condotto contestualmente alla rimozione del persico sole, per ottimizzare lo sforzo di lavoro, effettuando al contempo anche un monitoraggio qualitativo sulla comunità ittica, prestando attenzione alle specie identificate durante l'elettropesca e alla rappresentatività delle relative classi di taglia. Risulta evidente che il monitoraggio qualitativo può essere condotto ogniqualvolta si svolga attività di rimozione del persico sole senza rallentare particolarmente quest'ultima.

Nella fattispecie, in riferimento all'esercizio contestuale di rimozione e monitoraggio mediante la migliore metodica adottabile (ovvero l'elettropesca), si specifica che le metodiche di monitoraggio sono le medesime indicate nella descrizione dell'attività di elettropesca e posa delle reti (paragrafi 7.2.3.1 e 7.2.3.2), perché le due azioni sono simultanee in virtù del principio di ottimizzazione dei costi/benefici.

Oltre a quanto detto precedentemente, il monitoraggio potrebbe anche beneficiare della promettente ed innovativa tecnica del DNA ambientale, oggetto di sviluppo negli ultimi anni.

Questa metodica d'indagine si basa sull'analisi di materiale genetico ottenuto direttamente da campioni d'acqua prelevati negli ambienti d'interesse: si tratta di una

metodica efficiente, non invasiva (Thomsen e Willerslev, 2015; Leese *et al.*, 2016) e in via di sviluppo, che ha incoraggianti potenzialità d'applicazione anche per le specie invasive (Roy *et al.*, 2017).

8.3 Monitoraggio dell'efficacia degli interventi

Un monitoraggio opportunamente concepito deve tenere conto di quanto detto in precedenza, e restituire il confronto tra il quadro iniziale e quello finale, prevedendo report a cadenza almeno biennale che illustrino l'evolversi della situazione in funzione della variabilità ambientale, della risposta della popolazione target e degli eventuali cambi di strategia disposti.

Il monitoraggio dell'efficacia degli interventi è condotto:

- 1 contestualmente alla raccolta di dati descritta nel paragrafo precedente e finalizzata alla quantificazione degli impatti;
- 2 integrando i dati delle attività specifiche con quelli derivati dai verbali di altre attività di recupero, campionamento e monitoraggio della fauna ittica aspecifiche.

È importante che i dati siano raccolti parallelamente a quelli riguardanti l'efficacia dei metodi di cattura (diversa efficienza dei metodi utilizzati, diversa selettività nei diversi contesti ambientali, ecc.). In questo modo è possibile ottenere tutte le informazioni utili a modulare lo sforzo in corso d'opera, le frequenze, le tempistiche e i luoghi d'azione. Per tali ragioni è importante registrare le attività svolte specificando lo sforzo e le modalità messe in atto, per migliorare la linea di intervento e di gestione.

Il monitoraggio dovrà continuare per tutta la durata del programma di gestione fornendo dati annuali circa l'andamento delle attività. Se le modalità di intervento sono efficaci, le frequenze di cattura saranno alte nelle prime fasi per poi progressivamente calare.

Gli interventi effettuati potranno dirsi efficaci se raggiungeranno l'obiettivo prefissato di contenimento della popolazione.

Con cadenza annuale sono valutati e rendicontati al MiTE i risultati degli interventi effettuati secondo quanto previsto dall'art.18, comma 5 del D.Lgs 230/2017.

Bibliografia

Almeida D; Almodóvar A; Nicola GG; Elvira B. (2009). Feeding tactics and body condition of two introduced populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*: taking advantages of human disturbances? Ecology of Freshwater Fish, 18(1):15-23. <http://www.blackwell-synergy.com/loi/eff>

Almeida D; Gomes-Lopes A; Muñoz-López M; Merino-Aquirre R; Miranda R. (2009). [English title not available]. (Ecología de la agresión interespecífica en el pez sol *Lepomis gibbosus* y efectos sobre la fauna autóctona.) In: Symposium on non-native freshwater species introduction in the Iberian Peninsula, Pamplona, Spain. unpaginated. <http://www.unav.es/centro/especiesinvasoras/>

Almeida D, Merino Aguirre, R., Vilizzi L. and Copp G.H. (2014). Interspecific Aggressive Behaviour of Invasive Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Iberian Fresh Waters. PLOS ONE 9(2): e88038. doi: 10.1371/journal.pone.0088038.

Angeler DG; Álvarez-Cobelas M; Sánchez-Carrillo S; Rodrigo M.A. (2002). Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. Aquatic Sciences, 64(1):76-86.

Arnold A. (1990). Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm-Bücherei Band 602: 144 pp.

Anseeuw D., Branquart E., Lieffrig F., Micha J.C., Parkinson D., Verreycken H. 2011. Invasive species in Belgium. *Lepomis gibbosus* – Pumpkinseed.

<http://ias.biodiversity.be/species/show/3> (accessed: 08.01.2018).

Azevedo-Santos, V. M., Pelicice, F. M., Lima-Junior, D.P., Magalhães, A. L. B., Orsi, M. L., Vitule, J. R. S., & Agostinho, A. A. (2015). How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza & Conservação*, 13(2), 123-132.

Balon E. K. (1957). Nerest *Lepomis gibbosus* (Linné, 1758), aklimatizovanej v bočných vodach Dunaja a jej vývoj počas embryonalnej periódy. *Věst. Čs. spol. zool.*, 23: 1-22. Balon E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. Fish Res. Can.*, 32:821-864.

Baldaccini G.N., Ercolini P. (2016). Gestione della fauna ittica alloctona: riflessioni sulla normativa di settore. *Biologia Ambientale*, 30: 57-66

Balon E.K. (1959). Spawning of *Lepomis gibbosus* (Linne 1758) acclimatised in the back waters of the Danube and its development during the embryonic period. *Acta Soc. Zool. Boh.*, 13:1-22.

Balon E.K., Misík V. (1956). The occurrence of unknown or new fish species in Slovakia. (Zoznam nových dokladov o výskyte niektorých málo známnych abo nových druhov rýb na Slovensku.) *Biológia (Bratislava)*, 11:189-206.

Bianco, P. G. (2014). An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *Journal of Applied Ichthyology*, 30(1), 62-77.

BioFresh (2018). *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*

Brabrand Å. e Saltveit S.J. (1989). Ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs. *Arch. Hydrobiol.* 114: 575-589.

Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D. (2010). Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology*, 55:1130–1141.

Bonar, S.A., Bolding, B.D., Divens, M., e Meyer, W. (2004). Effects of introduced fishes on wild juvenile coho salmon using three shallow western Washington lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 134:641-652.

Bosman W. (2003). Het Rauwven, een “exotisch” ven in het beekdal van de Aa. *Ravon* 15:33–36. Clavero e García-Berthou, 2006,

CABI, Undated. Compendium record. Wallingford, UK: CABI

CABI, Undated a. CABI Compendium: Status inferred from regional distribution. Wallingford, UK: CABI

CABI, Undated b. CABI Compendium: Status as determined by CABI editor. Wallingford, UK:

Carnevali L., Alonzi A. e Genovesi P., (ISPRA). (2018). Nuovi strumenti normativi per la gestione delle specie aliene invasive: indicazioni tecnico-operative per l'applicazione del reg. ue 1143/14 e del dlgs. n.230/1.

Ciuffardi L., Oneto F., Raineri V. (2015). L'ittiofauna delle acque interne della Liguria: aspetti filogeografici e distributivi rilevanti ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE introduzione e considerazioni generali. *Res ligusticae CCLXXIV*.

Ciuffardi L., Arillo A. (2006). La fauna ittica d'acqua dolce della Liguria: composizione attuale e categorie regionali IUCN. The freshwater fish of Liguria (Northern Italy): check list and regional IUCN categories. *Quaderni ETP|34|2006| Journal of Freshwater Biology*

Clavero M; Blanco-Garrido F; Prenda J. (2004). Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquat. Conserv*, 14:575-585.

Collins, N.C., e Hinch, S.G. (1993). Diel and seasonal variation in foraging activities of pumpkinseeds in an Ontario pond. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122:357-365.

Copp, J. B. (Ed.). (2002). *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual: A Product of COST Action 624 and COST Action 682.* EUR-OP.

Copp G. H., Bianco P. G., Bogutskaya N. G., Eros T., Falka I., Ferreira M. T., Fox M. G., Freyhof J., Gozlan R. E., Grabowska J., Kováč V., Moreno-Amich R., Naseka A. M., Peñáz M., Povz M., Przybylski M., Robillard M., Russell I. C., Stakenas S., Šumer S., Vila-Gispert A. e Wiesner C. (2005). To be, or not to be, a nonnative freshwater fish? *J. Appl. Ichthyol.* 21: 242–262.

Copp, G.H., Fox, M.G., Przybylski, M., e Godinho, F.N. (2004). Life-time growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations. *Folia Zool.* 53:237-254.

Copp, G. H., Vilizzi, L., Mumford, J., Fenwick, G. V., Godard, M. J. & Gozlan, R. E. (2009). Calibration of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Non-native Freshwater Fishes. *Risk Analysis.* 457-567.

Copp G.H., Cellot B. (1988). Drift of embryonic and larval fishes, especially *Lepomis gibbosus* (L.) in the upper Rhône river. *J. Freshwat. Ecol.* 4:419-423.

Copp G.H., Fox M. (2007). Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to invasiveness potential. In: *Freshwater Bioinvaders: Profiles, Distribution, and Threats* [ed. by Gherardi, F.]. Berlin: Springer, 289-306.

Crivelli A.J. e Mestre D. (1988). Life history traits of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into the Camargue, a Mediterranean wetland. *Arch. Hydrobiol.* 111: 449-466.

Crosetti D., Alonzi A., Carnevali L., Inglesi A.F., Tricarico E. 2018. Pesca sportiva e specie aliene invasive: Codice di Condotta. Life ASAP. Pubblicazione realizzata nell'ambito del progetto LIFE15GIE/IT/001039 "Alien Species AwarenessProgram" (ASAP).

Cucherousset J; Copp GH; Fox MG; Sterud E; Kleef HHvan; Verreycken H; Záhorská E. (2009). Life-history traits and potential invasiveness of introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* populations in northwestern Europe. *Biological Invasions* [Aquatic Invaders: From Success Factors to Ecological Risk Assessment.

Davies, G. D. and Britton, J. R. (2015). Assessing the efficacy and ecology of biocontrol and biomanipulation for managing invasive pest fish. *Journal of Applied Ecology.* 52, 1264-1273.

Davison, P. I., Créach, V., Liang, W. J., Andreou, D., Britton, J. R., & Copp, G. H. (2016). Laboratory and field validation of a simple method for detecting four species of non-native freshwater fish using eDNA. *Journal of fish biology,* 89(3), 1782-1793.

Davison, P.I., Copp, G.H., Créach, V., Vilizzi, L. & Britton, J.R. (2017). Application of environmental DNA analysis to inform invasive fish eradication operations. *The Science of Nature,* 104(3-4), p.35 Davies e Britton, 2015

de Groot S. J. (1985). Introduction of non-indigenous fish species for release and culture in the Netherlands. *Aquaculture,* 46: 237-257.

DeWitt, T.J. (1998). Costs and limits of phenotypic plasticity: tests with predator induced morphology and life history in a freshwater snail. *J. Evol. Biol.* 11: 465-480.

Dextrase, A.J., e Mandrak, N.E. (2006). Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions.* 8:13-24.

Economidis, P.S., Dimitriou, E., Pagoni, R., Michaloudi, E., e Natsis, L. (2000). Introduced and translocated fish species in the inland waters of Greece. *Fish. Manag. and Ecol.* 7:239-250.

Economidis P. S., Kattoulas M. e Stephanidis. E. (1981). Fish fauna of the Aliakmon River and the adjacent waters (Macedonia, Greece). *Cybium*, 5: 89-95.

Elkin, C.M., e Baker, R.L. (2000). Lack of preference for low-predation-risk habitats in larval damselflies explained by costs of intraspecific interactions. *Animal Behaviour* 60:511-521.

Elvira, B. (2001). Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threat to the biological diversity. Council of Europe: Twenty-first meeting of the Bern Convention Standing Committee, Strasbourg, France, 26-30 November 2001: document T-PVS (2001) 6, dated 11 December 2000 (available at www.coe.int).

Elvira, B. and Almodóvar, A. (2001), Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology*, 59: 323-331. doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb01393.x.

FAO. (1997). FAO Database on Introduced Aquatic Species. FAO Database on Introduced Aquatic Species, FAO, Rome

Ferreira T; Oliveira J; Caiola N; Sostoa Ade; Casals F; Cortes R; Economou A; Zogaris S; Garcia-Jalon D; Ilhéu M; Martinez-Capel F; Pont D; Rogers C; Prenda J. (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6):473-481. <http://www.blackwell-synergy.com/loi/fme>

Fobert, E., Zieba, G., Vilizzi, L., Godard, M. J., Fox, M. G., Stakenas, S. & Copp., G. H. (2013). Predicting non-native fish dispersal under conditions of climate change: case study in England of dispersal and establishment of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in a floodplain pond. *Ecology of Freshwater Fish*, 22, 106-116

Fox, M.G. (1994) Growth, Density, and interspecific influences on pumpkinseed sunfish life histories. *Ecology* 75: 1157-1171.

Fox M. G. Crivelli A. J. (2001). Life history traits of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations introduced into warm thermal environments. *Arch. Hydrobiol.*, 150: 561-580.

Fox M.G., Keast A. (1990). Effects of winterkill on population structure, body size and prey consumption patterns of pumpkinseed sunfish in isolated beaver ponds. *Canadian journal of zoology* 68: 2487-2498

Fox, M. G., Vila-Gispert, A. and Copp, G. H. (2007), Life-history traits of introduced Iberian pumpkinseed *Lepomis gibbosus* relative to native populations. Can differences explain colonization success?. *Journal of Fish Biology*, 71: 56–69. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01683.x.

Froese R, Pauly D. (2009). FishBase. <http://www.fishbase.org>.

García-Berthou E; Moreno-Amich R. (2000). Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology*, 57(1):29-40.

García-Berthou E; Moreno-Amich R. (2000). Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol*, 149:271-284.

Gavriloaie, I. C., 2007. Survey on the alien freshwater fish species entered into Romania's fauna, *Acta Ichtiologica Romanica*, 2, 107-118

GB NNESS (GB Non-Native Species Secretariat) - RAPID RISK ASSESSMENT SUMMARY SHEET. 2017. Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). <http://www.nonnativespecies.org/index.cfm?pageid=143>

Gillespie, G.J., e Fox, M.G. (2003). Morphological and life-history differentiation between littoral and pelagic forms of pumpkinseed. *J. Fish Biol.* 62:1099-1115.

Grabowska, J., Kotusz, J. and Witkowski, A., 2010. Alien Invasive Fish Species in Polish Waters: An Overview. *Folia Zoologica*, vol. 59, no. 1, pp. 73-85 Natural Science Collection. ISSN 01397893.

Godinho, F.N., Ferreira, M.T., e Cortes, R.V. (1997). The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along the Iberian river basin. *Environ. Biol. Fish.* 50:105-115.

Godinho F.N. (2004). The ecology of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, and pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, in the lower Guadiana basin: the environmental mediation of biotic interactions. Portugal: Universidad Técnica de Lisboa, unpaginated.

Godinho F.N., Ferreira M.T. (1996). The application of size-structure indices to micropterus salmoides (Lacépède, 1802) and *Lepomis gibbosus* (L., 1758) populations as a management tool for southern iberian reservoirs. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr*, 21:275-281.

Godinho FN; Ferreira M.T. (1998). Spatial variation in diet composition of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, from a Portuguese stream. *Folia Zoologica*, 47(3):205-213.

- Godinho F.N., Ferreira M.T. (1998). The relative influence of exotic species and environmental factors on an Iberian native fish community. *Environ. Biol. Fish*, 51:41-51
- Gross, M.R., Charnov, E.L. (1980). Alternative male life histories in bluegill sunfish. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 77:6937-6940.
- Grossman, G. D., De Sostoa, A., Freeman, M. C., & Lobón-Cerviá, J. (1987). Microhabitat use in a mediterranean riverine fish assemblage. *Oecologia*, 73(4), 490-500.
- Guti G., Andrikowics S., Biro P. (1991). [English title not available]. (Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feuchtgebiet, Ungarn.) *Fischökologie*, 4:45-6
- Hambright K.D., Hall R.O. (1992). Differential zooplankton feeding behaviors, selectivities, and community impacts of two planktivorous fishes. *Environ. Biol. Fish.* 35:401-411.
- Hartleb C.F., Haney J.F. (1998). Use of a thermal and light refugium by *Daphnia* and its effects on foraging pumpkinseeds. *Environ. Biol. Fish.* 51:339-349.
- Holtan P. (1998). Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Fisheries Management. 1-6.
- Hermoso, V., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. (2008). Spatial distribution of exotic fish species in the Guadiana river basin, with two new records. *Limnetica*, 27(1), 189-194.
- Holtan, P. (1998). Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*). Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Fisheries Management. 1-6.
- Hudson, P.L., Bowen, C.A. (2002). First Record of *Neoergasilus Japonicus* (Poecilostomatoida: Ergasilidae), a parasitic copepod new to the Laurentian Great Lakes. *J. Parasitology*. 88:657-663.
- Janssen, ICJM (2000). Monitoring van het Haeselaarsbroek in het brongebied van de Pepinusbeek. Ontwikkelingen in een natuurherstelproject in de Middenlimburgse gemeente Echt Verslagen Milieukunde nr. 189, Radboud University, Nijmegen
- Johnson, J.H., e Dropkin, D.S. (1993). Diel variation in diet composition of a riverine fish community. *Hydrobiologia*. 271:149-158.
- Kieffer J.D., Colgan P.W. (1993). Foraging flexibility in pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*): influence of habitat structure and prey type. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:1699-1705.
- Klarr M., Copp G.H., Horsfield R. (2004). Autumnal habitat uses of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and associations with native fish species in small English streams. *Folia Zool.* 53:189-202.
- Kramer B. (1971). [English title not available]. (Zur hormonalen Steuerung von Verhaltensweisen der Fortpflanzung beim Sonnenbarsch *Lepomis gibbosus* (L.) (Centrarchidae, Teleostei).) *Z. Tierpsychol*, 28:351-386.

- Kramer B. (1972). Behavioural effects of an antigonadotropin, of sexual hormones, and of psychopharmaka in the pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus* (Centrarchidae). *Experientia*, 28(10):1195-1196.
- Kramer B. (1973). [English title not available]. (Chemische Wirkstoffe im Nestbau-Sexual und Kampfverhalten des Sonnenbarsches *Lepomis gibbosus* (L.) (Centrarchidae, Teleostei).) *Z. Tierpsychol*, 32:353-373.
- Künstler J. (1908). [English title not available]. (*Ameiurus nebulosus* et *Eupomotis gibbosus*. Bulletin de la Societé d'Acclimatation.) *Bulletin de la Societé d'Acclimatation*:238-244.
- Lavin P.A., McPhail J.D. (1986). Adaptive divergence of trophic phenotype among freshwater populations of the threespined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 43:2455-2463.
- Leese F., Altermatt, F., Bouchez A., Ekrem T., Hering D., Mergen P., Pawlowski J., Piggott J., Abarenkov K., Beja P., Bervoets L., Boets P., Bones A., Borja Á., Bruce K., Carlsson J., Coissac E., Costa F., Costache, M., Creer, S., Csabai, Z., Deiner, K., DelValls, Á., Duarte, S., Fazi, S., Graf, W., Hershkovitz, Y., Japoshvili, B., Jones, J., Kahlert, M., Kalamujic Stroil B., Kelly-Quinn, M., Keskin, E., Mächler, E., Mahon, A., Marečková, M., Mejdandzic, M., Montagna, M., Moritz, C., Mulk, V., Navodaru, I., Pálsson, S., Panksep, K., Penev, L., Petrussek, A., Pfannkuchen, M., Rinkevich, B., Schmidt-Kloiber, A., Segurado, P., Strand, M., Šulčius, S., Traugott, M., Turon, X., Valentini, A., van der Hoorn, B., Vasquez Hadjilyra, M., Viguri, J., Vogler, A., Zegura, B. (2016). DNAqua-Net: Developing new genetic tools for bioassessment and monitoring of aquatic ecosystems in Europe. *Research Ideas and Outcomes*, 2: e11321.
- Lever C. (1977). *The Naturalised Animals of the British Isles*. London, UK: Hutchinson e Co Limited, 600 pp.
- Lever, C. (1996). *Naturalized fishes of the world*. Academic Press, San Diego, Toronto. 195-197p.
- Ling N. (2003). Rotenone - a review of its toxicity and use for fisheries management. *Science for Conservation*, 221, 1-40
- Madsen, C. L., Dahl, C. M., Thirslund, K. B., Grousset, F., Johannsen, V. K. and Ravn, H. P. (2014). Pathways for non-native species in Denmark.
- Maes L. (1898). *Notes sur la pêche fluviale et maritime en Belgique*. Bruxelles: Administration des Eaux et Forêts, Imprimerie Scientifique, 295 pp.
- Maio G., (2012). *Persico Sole, Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). In: *Carta della Biodiversità ittica delle acque correnti del Lazio* (Sarrocco S., Maio G., Celauro D., Tancioni L. eds). Edizioni ARP, Roma, 194 pp.
- Maitland P. S., Campbell R. N. (1992). *Freshwater Fishes of the British Isles*. Harper Collins Publishers, London Nehring S. e Klingenstein F. 2005. Alien species in the Wadden Sea - A challenge to act. *Wadden Sea Newsletter* 31: 13-16.

- McCairns R.J., Fox, M.G. (2004). Habitat and home range fidelity in the trophically dimorphic pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) population. *Oecologia*. 140:271-279.
- McPhail J.D. (2007). The freshwater fishes of British Columbia. University of Alberta Press. Edmonton, Alberta, Canada. 620 p
- Mittelbach G.G., Osenberg C.W., Wainwright P.C. (1999). Variation in feeding morphology between pumpkinseed populations: Phenotypic plasticity or evolution? *Evol. Ecol. Res.* 1:111-128.
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I., and Essl, F. (Eds.). (2015). Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz. 224 pp.
- NOBANIS. (2016). Online Database of the European Network on Invasive. Alien Species www.nobanis.org, Date of access 23/12/2016.
- Osenberg C.W., Mittelbach G.G., Mainwright P.C. (1992). Two-stage life histories in fish: The interaction between juvenile competition and adult performance. *Ecol.* 73: 255-267.
- Orrù F; Davini MA; Mura M; Cau A. (2008). First record of the North American sunfish, pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Sardinian freshwaters. In: *Biol. Invasions - from Ecology to Conservation*. Neobiota Vol. 7 [ed. by Rabitsch, W., Essl, F., Klingenstein, F.]. 139-142.
- Page L.M. e Burr B.M. (1991). A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston. 432 p
- Perdikaris, C., Gouva, E. & Paschos, I. (2010). Alien fish and crayfish species in Hellenic freshwaters and aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 2(3): 111-120.
- Prince, E.D., e Maughan, O.E. (1978). Freshwater artificial reefs: biology and economics. *Fisheries* 3:5-9.
- Povž, M., & Šumer, S. (2005). A brief review of non-native freshwater fishes in Slovenia. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(4), 316-318.
- Przybylski, M., Zięba G. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lepomis gibbosus* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 08/01/2018.
- Razzetti E., Maretti S., Puzzi C., Nardi P.A., Sanguini G., Bernini F. (2010) Le collezioni ittologiche storiche e le carte ittiche attuali utilizzate come strumenti per lo studio di alterazioni nell'ittiofauna della Lombardia. *MUSEOLOGIA SCIENTIFICA MEMORIE* • N. 9/2013 168-172
- Rezsű, E., e Specziar, A. (2006). Ontogenetic diet profiles and size-dependent diet partitioning of ruffe *Gymnocephalus cernuus*, perch *Perca fluviatilis* and pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Lake Balaton. *Ecol. Fresh. Fish.* 15:339-349.

- Rios-Cardenas, O. (2005). Patterns of parental investment and sexual selection in teleost fishes: do they support bateman's principles? *Integr. Comp. Biol.* 45:885- 894.
- Rios-Cardenas, O., e Webster, M.S. (2005). Paternity and paternal effort in the pumpkinseed sunfish. *Behav. Ecol.* 16: 914-921.
- Robinson, B.W., Wilson, D.S., Margosian, A.S., e Litito, P.T. (1993). Ecological and morphological differentiation of pumpkinseed sunfish in lakes without bluegill sunfish. *Evol. Ecol.* 7:451-464.
- Roule L. (1928). [English title not available]. (Les Poissons et le monde Vivant des Eaux.) In: *La vie et l'action*, II. Paris, France: Librairie Delagrave, 235.
- Roule L. (1935). [English title not available]. (Les poissons et le monde vivant des eaux.) In: *Les poissons des eaux douces*, VIII. Paris, France: Librairie Delagrave, 47-172.
- Roy, H. E., Peyton, J., Aldridge, D. C., Bantock, T., Blackburn, T. M., Britton, R., Dobson, M. (2014). Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global change biology*, 20(12), 3859-3871
- Ruetz III, C.R., Uzarski D.G., Krueger, D.M. Rutherford E.S. (2007). Sampling a littoral fish assemblage: comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(3), pp.825-831.
- Scalera R. and Zaghi D. (2004). Alien species and nature conservation in the EU: The role of the LIFE program. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities: 56 pp.
- Scott W. B., Grossman E. J. (1973). *Freshwater Fishes of Canada*. Fish. Res. Bd. Canada Bull., 184: 1-966. Sostoa A., Lobon-Cervia J., Fernandez-Colome V. e Sostoa F. J. 1987. La distribucion del pez sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Peninsula Iberica. *Donana. Acta Vertebrata* 14: 121-123.
- Seekamp E., McCreary A., Mayer, J., Zack S., Charlebois, P., Pasternak L. (2016). Exploring the efficacy of an aquatic invasive species prevention campaign among water recreationists. *Biological invasions*, 18(6), 1745-1758.
- Skolka M., Preda C. (2010). Alien Invasive Species at the Romanian Black Sea coast. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa*. 53, 443-467.
- Soes D.M., Cooke S.J., van Kleef H. H., Broeckx P.B., Veenvliet P. (2011). A risk analysis of sunfishes (Centrarchidae) and pygmy sunfishes (Elassomatidae) in The Netherlands. Netherlands: Bureau Waardenburg Bv, 110 pp
- Stakenas S., Copp G.H., Scott D.M. (2008). Tagging effects on three non-native fish species in England (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*, *Sander lucioperca*) and of native *Salmo trutta*. *Ecol. Freshwat. Fish*, 18:167-176.

- Stakenas S., Vilizzi L., Copp G.H. (2013). Habitat use, home range, movements and interactions of introduced *Lepomis gibbosus* and native *Salmo trutta* in a small stream of Southern England. *Ecol Freshw Fish* 22:202–215
- Sterud E., Jørgensen A. (2006). Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (Centrarchidae) and associated parasites introduced to Norway. *Aquatic Invasions* 1(4):278-280.
- Sun J., Harvey H.H. (1986). Population dynamics of yellow perch (*Perca flavescens*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in two acid-stressed lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*. 30: 611-617.
- Tandon K. K. (1976). Notes on systematics of the Pumpkin Seed, *Lepomis gibbosus* (Osteichthyes, Perciformes, Centrarchidae). *Věst. Čs. spol. zool.*, 40: 307-311.
- Tarkan A. S., Marr S. M., Ekmekçi F. G. (2015). Non-native and translocated freshwater fish. *FISHMED Fishes in Mediterranean Environments*, 3, 28.
- Thomsen, P. F., Willerslev E. (2015). Environmental DNA—An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4-18.;
- Thorp J.H. (1988). Patches and the responses of lake benthos to sunfish nest-building. *Oecol.* 76:168-174.
- Thorp, J.H., Goldsmith, L.D., Polgreen, J.A., e Mayer, L.M. (1989). Foraging patterns of nesting and nonnesting sunfish (Centrarchidae: *Lepomis auritus* and *L. gibbosus*). *Can. J. Fish. Aquat Sci.* 46:1342-1346.
- Tomoček J; Kováč V; Katina S. (2005). Ontogenetic variability in external morphology of native (Canadian) and non-native (Slovak) populations of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus 1758). *J. Appl. Ichthyol*, 21:1-10.
- Tyus H. M., Saunders III, J. F. (2000). Non-native fish control and endangered fish recovery: lessons from the Colorado River. *Fisheries*, 25(9), 17-24.
- Vila-Gispert A., Moreno-Amich R., Garcia-Berthou E. (2002). Gradients of lifehistory variation: an intercontinental comparison of fishes. *Rev. Fish Biol. Fish.*12:417-427. 16
- Van Kleef H., Velde G van der, Leuven R.S.E.W., Esselink H. (2008). Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biological Invasions*. 10 (8), 1481-1490.
<http://www.springerlink.com/content/r2166754q4h08135/fulltext.html>
DOI:10.1007/s10530-008-9220-7
- Verreycken H., Anseeuw D., Thuyne G., Quataert P., Belpaire C. (2007). The non-indigenous freshwater fishes of Flanders (Belgium): review, status and trends over the last decade. *Journal of Fish Biology*, 71(Suppl. D):160-172. <http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.2007.01679.x>

- Verbrugge L. N.H., Leuven R. S., Van Valkenburg J. L., van den Born R. J. (2014). Evaluating stakeholder awareness and involvement in risk prevention of aquatic invasive plant species by a national code of conduct. *Aquatic Invasions*, 9(3), 369–381.
- Vilizzi L., Stakenas S., Copp G.H. (2012). Use of constrained additive and quadratic ordination in fish habitat studies: an application to introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and native brown trout (*Salmo trutta*) in an English stream. *Fund Appl Limnol* 180:69–75
- Wainwright, P., Osenberg, C., Mittelbach, G. (1991). Trophic Polymorphism in the Pumpkinseed Sunfish (*Lepomis gibbosus* Linnaeus): Effects of Environment on Ontogeny. *Functional Ecology*, 5(1), 40-55. doi:10.2307/2389554.
- Welcomme R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper No. 294. Rome, Italy: FAO, 318 pp.
- West P., Brown A. Hall., K. (2007). Review of alien fish monitoring techniques, indicators and protocols: Implications for national monitoring of Australia's inland river systems. Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra
- White E.A. (2002). University of Wisconsin Sea Grant Institute <http://www.seagrant.wisc.edu/greatlakesfish/fpumpkinseed.html>;
- Witkowski A, (1979). New locality of sunfish, *Lepomis gibbosus* (L.) (Osteichthyes: Centrarchidae) in catchment area of Barycz river. *Fragmenta Faunistica*, 25:15-19.
- Witkowski A. (1989). Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko. *Prz. Zool.*, 33: 589-598. (in Polish with English summary)
- Witkowski A. (1996). Introduced fish in Poland: pros and cons. *Arch. Pol. Fish.* 4; 101-112.
- Witkowski A. (2002). Introduction of fishes into Poland: benefaction or plague? *Nature Conservation*, 59: 41-52. Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M., Marszał L., Heese T., Amirowicz A., Buras P. e Kukuła K. 2004. Origin, species composition and present degree of threat to fish fauna in the Vistula and Oder river systems. *Arch. Pol. Fish.*, 12 (Supl.): 7-20.
- Zenetos, A., Pancucci-Papadopolou, M., Zogaris, S., Papastergiadou, E., Vardakas, L., Aligizaki, K. and Economou, A. E. (2009). Aquatic alien species in Greece (2009): tracking sources, patterns and effects on the ecosystem. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*. 12, 135-172.
- Zięba G., Fox M.G., Copp G.H. (2010). The effect of elevated temperature on spawning frequency and spawning behavior of introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Europe. *Journal of Fish Biology*, 77,1850–1855.
- Zieba, G., Fox, M.G., Copp G.H. (2015). How will climate change affect non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in the U.K.? *PLoS One* 10: e013548

Zogaris, S. Y., Chatzinikolaou, G. N, Koutsikos, Oikonomou, E., Michaelidis, E., Hadjisterikotis, W.R.C., Beaumont, A.N., Economou, & M.T., Ferreira (2012). Assessment of fish assemblages in Cyprus Rivers for the implementation of Directive 2000/60/EC. Specialized Consultancy Services for the Assessment of Fish Assemblages in Cyprus Rivers – Implementation of the Directive 2000/60/EC. Final Report of Second Phase of the Project. Hellenic Center for Marine Research – Institute of Marine Biological Resources and Inland Waters/Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, pp. 153 plus Appendixes.

http://www.entetutelapesca.it/cms/it/istituzionale/documentazione/Pubblicazioni/publicazioni_multimediali/carta_ittica/doc/ps.htm

<http://www.smp.se/kronoberg/solaborre-i-asnen-vacker-oro/>

Riferimenti normativi

Decreto 19 gennaio 2015. Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'art.2, comma 2-bis, della legge n. 157/1992.
<http://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2015/02/07/15A00691/sg>

Direttiva 2000/29/CE del Consiglio, dell'8 maggio 2000, concernente le misure di protezione contro l'introduzione nella Comunità di organismi nocivi ai vegetali o ai prodotti vegetali e contro la loro diffusione nella Comunità. <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/IT/TXT/?uri=CELEX:32000L0029>

Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque: <http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/it/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>

Direttiva 92/43/CE del Consiglio, del 12 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche: <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/IT/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

Regolamento (CE) N. 708/2007 DEL CONSIGLIO dell'11 giugno 2007 relativo all'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:168:0001:0017:IT:PDF>

Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 22 ottobre 2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione di specie esotiche invasive. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=IT>

Regolamento di esecuzione (UE) 2016/145 della Commissione del 4 febbraio 2016 che adotta il formato del documento che funge da prova dell'autorizzazione rilasciata dalle autorità competenti di uno Stato membro che abilita gli istituti a svolgere talune attività

in relazione alle specie esotiche invasive di rilevanza unionale a norma del regolamento (UE) n.1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio. <http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0145&from=IT>

Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 del 13 luglio 2016 che adotta l'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento (UE) n.1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R1141&from=IT>

Regolamento di esecuzione (UE) 2017/1263 del 12 luglio 2017 che aggiorna l'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale istituito dal regolamento d'esecuzione (UE) 2016/1141 in applicazione del regolamento (UE) n.1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1263&from=IT>