



Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

volume 36

dicembre 2022





Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

Publicazione del C.I.S.B.A., vol. 36, 2022
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Daniela Lucchini**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Pietro Genoni**

RESP. DI SEGRETERIA: **Roberto Spaggiari**

REDAZIONE (biologia.ambientale@cisba.eu):

Giuseppe Sansoni

Rossella Azzoni

Gilberto N. Baldaccini

Francesca Bona

Giovanni Damiani

Raffaella Zorza

Comitato Scientifico

Natale Emilio BALDACCINI

già Ordinario di Etologia, Università di Pisa

Roberto BARGAGLI

senior professor Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Univ. Siena

Corrado BATTISTI

Stazione di ricerca LTER 'Torre Flavia', Roma

Marco CANTONATI

Dip. Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Bologna

Annalaura CARDUCCI

Dip. Biologia, Università di Pisa

Stefano FENOGLIO

Dip. Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino

Silvana GALASSI

già Ordinario di Ecologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

già Ordinario di Ecologia, Università Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze della Vita, Università di Siena

Lucio LUCADAMO

Dip. Biologia, Ecologia e Scienze della Terra, Università della Calabria

Sergio MALCEVSCI

già Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia

Laura MARZIALI

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Università di Padova

Roberto ROMI

già primo ricercatore dell'Ist. Superiore di Sanità, Dip. Malattie Infettive, Roma

Nico SALMASO

Fondazione Edmund Mach, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Trento

Luciano SANTINI

già Ordinario di Entomologia agraria, Università di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

Accademia Lucchese di Scienze, Lettere e Arti

Mariacristina TORRISI

ARPA Marche, Dipartimento di Ancona

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

già Dip. Ecol. del territorio e degli amb. terrestri, Università di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. di Sc. Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Univ. Parma

Luigi VIGANÓ

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Sergio ZERUNIAN

già Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano, Latina

Aldo ZULLINI

già Ordinario di Zoologia, Università Milano Bicocca

Biologia Ambientale pubblica articoli su temi che riguardano le connessioni tra le scienze biologiche e la protezione dell'ambiente, con particolare attenzione ai seguenti campi di studio:

- bioindicatori e biomonitoraggio
- ecotossicologia
- ecologia delle acque interne e di transizione
- ecologia dell'ambiente marino
- depurazione delle acque reflue
- gestione dell'ambiente
- igiene ambientale ed ecologia urbana
- impatto ambientale
- rinaturazione e riqualificazione ambientale
- ingegneria naturalistica
- conservazione della natura
- ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, ospita articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

Informazione & Documentazione, sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci, accoglie lavori non sottoposti a referee. È composta da tre rubriche: *Esperienze*, per resoconti, dibattiti, note tecniche e opinioni su varie tematiche della biologia ambientale, nonché sintesi di lavori già pubblicati; *CronacaAmbiente*, per servizi e inchieste che riguardano svariati comparti ambientali, temi della sostenibilità ambientale, interviste a persone che lavorano per l'ambiente e divulgazione di buone pratiche; *Recensioni*, per segnalazioni ragionate di testi di particolare interesse o attualità per la biologia ambientale.

Biologia Ambientale è la rivista dedicata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. n- 5 Poste San Maurizio 42122 Reggio Emilia*
Segretario: *Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; e-mail: info@cisba.eu*

www.cisba.eu

info@cisba.eu

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: Banca Unicredit Reggio Emilia Gattalupa, IBAN: IT82T0200812827000100195936

Biologia Ambientale

Volume 36
Dicembre 2022

SOMMARIO

1-2 In memoria di Paola Manzini

LAVORI ORIGINALI

- 3-12 Zullini A. – **Come monitorare l'ambiente con i nematodi**
- 13-28 Siligardi M. – **Lo svaso della diga di Mollaro (Provincia di Trento): stima dell'impatto con l'approccio exergetico**
- 29-42 Frascchetti D., Gippoliti S. – **Which Mammal species can I see at the zoo? A first analysis of Mammal collections of Italian licensed zoological gardens**
- 43-54 Gippoliti S. – **Felidi selvatici nei giardini zoologici italiani: storia, aspetti gestionali, benessere e conservazione**
- 55-63 Verducci D. – **Anfibi e Rettili del Parco dell'Orecchiella: nota preliminare**
- 64-72 Camerini G. – **Habitat selection by *Luciola pedemontana* (Coleoptera Lampyridae) in a lowland landscape in Northern Italy: implications for conservation**
- 73-82 Bettoso N., Aleffi I.F., Faresi L., Carletti M., Orlandi C. – **Il macrozoobenthos di fondo mobile nelle acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia: un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE)**

ESPERIENZE

- es 1-12 Casini R., Scalici M., Battisti C. – **Azioni di ripristino ambientale presso un sito urbano: un esempio di Citizen management (Italia centrale)**
- es 13-23 Paoletti S., Sacchelli S., Ferretti M. – **Analisi dell'interazione tra metodi di caccia al cinghiale, parametri ambientali e densità di lepre e fagiano nelle aziende faunistiche veneto-toscane**
- es 24-44 Polgar G., Iaia M., Volta P. – **Autoctonia della trota peninsulare *Salmo ghigii* nell'arco alpino: stato attuale delle conoscenze e rischi associati alle semine di "trota fario mediterranea" in Nord Italia**

CRONACAMBIENTE

- ca 1-6 Azzoni R., Spaggiari R. – **Plastica: una grande famiglia fra chiari e scuri**
- ca 7-9 De Bonis S. – **L'uso dei droni nel monitoraggio ambientale**
- ca 10-12 Azzoni R. – **L'invasione degli ippopotami**

RECENSIONI

- 1 Fanti F. – **Guida delle lucciole d'Italia - Lampyridae**
- 2 Brusco A., Battisti C., Marchianò R. – **Manuale per la gestione sostenibile del rifiuto antropogeno spiaggiato**

Foto di copertina

Parte del grande gruppo di leoni del Safari di Fasano (Br) (foto S. Gippoliti, maggio 2014)



Il 28 dicembre 2021, all'età di novant'anni, è mancata Paola Manzini.

Socio fondatore e primo Presidente CISBA, viene ricordata da chi l'ha conosciuta come una donna dolce e decisa, come una studiosa che precorreva i tempi.

Roberto Spaggiari, che le è stato vicino fino all'ultimo giorno, la ricorda per noi dedicandole questo pensiero *Un buon maestro è come una candela: si consuma per illuminare la strada agli altri.*

In memoria di Paola

Ho conosciuto Paola nel 1971 quando, da giovane diplomato, ho incominciato a lavorare presso il Laboratorio di Igiene e Profilassi di Reggio Emilia nella nuova sezione di Igiene Industriale da cui nacque dopo pochi anni il Dipartimento di Igiene Ambientale e dove, da biologo, ho iniziato a collaborare con Paola che – con lungimiranza ed intraprendenza – aveva promosso una nuova modalità interdisciplinare di lavoro.

Da subito ho incominciato ad apprezzare il suo valore di pasionaria: mi portava ad incontri con altri biologi anche lontano da Reggio, ad esempio con il prof. Baroni dell'Università di Padova che stava dando vita ad una corrente di pensiero volta a scuotere l'Ordine dei Biologi dal suo immobilismo nei confronti dell'Ambiente.

È stato in quegli anni che ho incominciato ad apprezzare Lazzaro Spallanzani, naturalista e biologo del '700 nostro conterraneo, di cui Paola era un'importante e riconosciuta studiosa, e la cui passione per Lazzaro l'ha portata a frequentare i migliori "salotti" internazionali dei protagonisti della "storia della scienza".

La raccolta dei manoscritti di Spallanzani custoditi nella Biblioteca "A. Panizzi" di Reggio Emilia la videro assidua protagonista della loro traduzione; da questi presero forma diversi lavori che oggi fanno parte dell'Edizione Nazionale delle Opere di Lazzaro Spallanzani edite sotto l'egida del Ministero per i Beni e le Attività Culturali.

Proiettata nel futuro e, al tempo stesso, solidamente radicata nella tradizione pionieristica della biologia sperimentale, Paola fondò nel 1992 – e diresse per diversi anni – il "Centro Studi di Lazzaro Spallanzani" con sede in Scandiano RE nella casa natale dello scienziato.

Donna lungimirante quale era, alla prima occasione di poter dimostrare il ruolo dei biologi nella sorveglianza dell'ambiente partecipò al primo corso nazionale sul Monitoraggio Biologico di Qualità dei corsi d'acqua diretto dal prof. Pier Francesco Ghetti (Milano 1980), dalla cui entusiasmante esperienza prese avvio nel 1983 il seminario di studi "I Biologi e l'Ambiente - Nuove esperienze per la sorveglianza ecologica".

Le 350 pagine di atti letti e corretti insieme, l'incontro con i relatori – tutti collegati al Progetto Finalizzato del CNR "Promozione della qualità dell'Ambiente" – e con i biologi delle strutture pubbliche che si stavano misurando con il nuovo sistema di sorveglianza, fornirono il germe che portò nel 1986 alla costituzione del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

Sua l'idea di rispolverare il microscopio appartenuto a Lazzaro Spallanzani e farlo diventare il logo del CISBA.

Paola divenne primo Presidente del Centro rimanendovi fino al 1999 e mi volle da subito come Segretario. Il CISBA vanta ormai 35 anni di storia e Paola, nonostante l'età, ha continuato a seguirci da lontano e a fornirci utili consigli.

Una volta abbandonati gli incarichi di responsabilità, ha girato il mondo alla ricerca di nuove esperienze, di cultura di cui nutrirsi, di distese incontaminate dove temprare lo spirito e la mente.

Permettetemi di chiudere con le parole che mi ha dettato il 15 dicembre, pochi giorni prima di lasciarci, dirette al Centro Studi Lazzaro Spallanzani per portare il proprio contributo al trentennale del Centro.

«Ringrazio tutti quelli che hanno interesse per il nostro lavoro fatto con volontà e passione per la nostra storia, la nostra cultura, la nostra identità. Mi rivolgo ora ai giovani esortandoli a partecipare attivamente; la cultura aiuta a vivere.

*FATTI NON FOSTE A VIVER COME BRUTI,
MA PER SEGUIR VIRTUTE E CANOSCENZA
(Dante)»*

Ciao Paola

Roberto Spaggiari

Come monitorare l'ambiente con i nematodi

Aldo Zullini

Università degli Studi Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 2, 20126 Milano
aldo.zullini@unimib.it

Pervenuto il 25.11.2021; accettato il 28.12.2021

Riassunto

Sono passati in rassegna i principali indici ambientali basati sui nematodi, con particolare riguardo per i generi d'acqua dolce, spiegandone la logica e fornendo esempi pratici di calcolo.

PAROLE CHIAVE: Nematodi di acqua dolce / indici ambientali / indicatori / diversità / Margalef / Shannon / Maturity Index / NINJA

Summary

The main nematode-based environmental indices are reviewed, with particular emphasis on freshwater genera, explaining their rationale and providing practical examples of calculation.

KEY WORDS: Freshwater nematodes / environmental index / indicators / diversity / Margalef / Shannon / Maturity Index / NINJA

INTRODUZIONE

Il mondo, come si sa, ospita molti animali (uomo compreso) e si calcola che ben 1 su 5 sia un nematode. Essi sono infatti la maggioranza relativa del mondo animale: il loro numero è una cifra con venti zeri (van den Hoogen *et al.*, 2019). Se molti ignorano la loro esistenza è perché sono praticamente invisibili essendo solitamente lunghi circa 1 mm, molto sottili e piuttosto trasparenti. Ma proprio per questo si infilano dappertutto: anche nel terreno (mediamente con 2 milioni di individui per metro quadro) e nei sedimenti dei mari, fiumi e laghi (con centomila o più per metro quadro). Per quanto piccoli, hanno un impatto non trascurabile sull'ambiente in quanto riciclatori di azoto e protagonisti attivi nella rete alimentare del microbioma.

A loro volta, i nematodi ci dicono in quali condizioni è il substrato in cui vivono. Un ambiente può essere valutato per mezzo dei dati chimici che lo caratterizzano: sono dati precisi e facili da rilevare, ma non ci dicono, di per sé, gli effetti che ne derivano per i viventi e per l'ambiente stesso. Inoltre, specialmente nel caso delle

acque correnti, forniscono un'informazione valida solo per l'istante del campionamento. Ecco perché negli studi ambientali le analisi chimiche vengono normalmente integrate con i dati biologici.

Esistono degli ottimi sistemi di valutazione ecologica basati sulle piante e gli animali. Per esempio ci sono indici che si servono dei macroinvertebrati (insetti, crostacei, anellidi, molluschi) del suolo e delle acque dolci (vedi per es. Ghetti 1980; Stark 1998). Ma non sempre un ambiente è adatto per questo tipo di analisi, mentre i microinvertebrati (e qui parliamo di nematodi) abbondano sempre dappertutto, dai siti più intatti a quelli più inquinati o stressati. In una sola manciata di suolo o di sedimento si possono trovare centinaia o migliaia di individui.

Il manuale CISBA di identificazione dei generi di nematodi d'acqua dolce (Zullini, 2021) dovrebbe permettere a chiunque di riconoscere tali animaletti. Sapere chi è che popola un lago o un fiume che ci sta a cuore è certamente interessante, ma più importante ancora è

sapere che cosa fare dei dati raccolti e capirne il significato. Quanto segue vuol rispondere a questa esigenza.

METODI DI STUDIO

Per quanto riguarda i sedimenti delle acque dolci, bisogna innanzitutto estrarre i nematodi dal substrato. Libri e manuali propongono numerosi metodi più o meno laboriosi, ma si consiglia, per chiarezza e completezza, il manuale di van Bezooijen (2006) reperibile in rete: molte procedure ivi descritte per i nematodi del suolo valgono anche per il trattamento delle specie d'acqua dolce che vivono nei sedimenti.

Se non si hanno esigenze particolari di accuratezza, il modo più semplice e sbrigativo per raccogliere nematodi acquatici è versare il sedimento raccolto con una paletta (fanghiglia, sabbia, detriti vegetali) in un secchio pieno d'acqua, mescolare bene e attendere almeno mezzo minuto che i granelli pesanti di ghiaia e sabbia si depositino sul fondo (i nematodi ci mettono molto più tempo per sedimentare). Quindi versare lentamente l'acqua torbida su un grande filtro con maglie di 40-60 micron, fino a inizio intasamento dello stesso. L'acqua col limo e argilla ancora in sospensione attraversa il filtro, mentre buona parte dei nematodi ne viene trattenuta. Il poco detrito (contenente nematodi) rimasto sul filtro va quindi sciacquato e raccolto con la minima quantità d'acqua possibile, e salvato per le successive operazioni. È bene riempire di nuovo il secchio con acqua pulita e ripetere la procedura due o tre volte per estrarre anche gli esemplari rimasti nel campione di sedimento. Si tenga presente che, con questo metodo, circa la metà degli individui non viene raccolta e si perde.

L'osservazione al microscopio dei nematodi in una goccia d'acqua (sia pure debitamente fissati) non dà buoni risultati per il maggiore indice di rifrazione del nematode rispetto all'acqua. Pertanto è necessario includere gli esemplari in glicerina (che ha un più alto indice di rifrazione). La fissazione va fatta con formalina a 80-90°C (riscaldata in una spruzzetta a bagnomaria) diluita al 4%, magari con l'aggiunta di un po' di acido acetico (o propionico) che rende più trasparenti e meno contratti gli esemplari, badando di lavorare sotto cappa, essendo i vapori di formalina cancerogeni.

A causa della sua elevata pressione osmotica, tuttavia, l'immersione diretta in glicerina provocherebbe una rapida fuoriuscita dell'acqua dal corpo del nematode che, pertanto, si accartoccherebbe risultando irriconoscibile. Perciò gli esemplari fissati in formalina devono essere immersi in glicerina molto diluita (circa il 2% o poco più) lasciando che l'acqua, evaporando, lasci aumentare a poco a poco la concentrazione di glicerina fino a che i nematodi finiscono per trovarsi, senza distorcersi, in glicerina praticamente pura. Un metodo più perfezionato, ma più laborioso, prevede un preventivo lento passaggio degli esemplari (già fissati in formalina) in

etanolo e, solo successivamente, in glicerina.

Per velocizzare il processo di evaporazione basta in ogni caso porre il contenitore, con gli esemplari in glicerina diluita, in una stufetta a 40 °C e lasciarvelo per almeno 3 giorni. Tutte queste procedure e le successive (montaggio dei vetrini ecc.) sono descritte in van Bezooijen (2006) e in Zullini (2021).

Per una completa caratterizzazione di un campione di suolo o di sedimento è necessario identificare non meno di 200 individui. Un numero minore fornirebbe infatti percentuali poco significative dal punto di vista statistico. Per comodità di studio e per evitare errori di conteggio, ogni vetrino non dovrà contenere più di una ventina di esemplari. Per le valutazioni ambientali l'identificazione fino alla specie non è necessaria (oltrè quasi sempre impossibile, se non si è specialisti). Infatti, poiché raramente una specie differisce molto, dal punto di vista ecologico, da un'altra congenere, è sufficiente fermarsi all'identificazione (molto più facile) del genere o anche solo della famiglia.

Si aggiunga che mentre i generi e le famiglie sono solitamente più o meno ben caratterizzati quanto a preferenze alimentari e di habitat, quasi sempre si ignorano le sottili differenze ecologiche tra le diverse specie di uno stesso genere.

In ogni caso si dovrà cominciare con l'esame degli esemplari adulti e meglio conservati. Gli esemplari giovanili, non ancora maturi sessualmente, sono difficili o impossibili da identificare se non sono accompagnati da adulti dello stesso genere o specie.

Dopo un attento esame al microscopio, usando quasi sempre anche il massimo ingrandimento con l'obiettivo 100X a immersione (per 1000 ingrandimenti totali), si sarà finalmente compilata una lista di nomi di taxa col rispettivo numero di esemplari trovati da cui partire per l'elaborazione dei dati che darà un senso al lavoro fatto.

RICCHEZZA IN SPECIE E BIODIVERSITÀ

Per *biodiversità* s'intende il numero di specie viventi in un certo habitat (o nel mondo). Sebbene alcuni indici trattati di seguito siano stati concepiti per elaborare i dati delle specie, è possibile calcolarli anche utilizzando taxa sovra specifici (pur con qualche, contenuta, perdita di informazione). Nel caso dei nematodi, i taxa che utilizzeremo sono i generi o le famiglie.

È chiaro che un ambiente ricco di taxa è ecologicamente migliore di uno povero. Ma il numero di taxa conosciuto per un ambiente (ruscello, lago, stagno, prato, foresta, acqua di scarico ecc.) dipende soprattutto dallo sforzo di campionamento. Un conto, infatti, è trovare 10 taxa in un ambiente avendo esaminato 50 esemplari, altra cosa è trovarne 10 dopo aver esaminato 1000 esemplari in un altro sito. Si ha ragione di pensare che quest'ultimo abbia una biodiversità molto minore del primo.

Dato che nel primo dei due ambienti è bastato l'esame

di 50 esemplari presi a caso per trovare 10 taxa, ci si può chiedere: quanti taxa si sarebbero trovati esaminando 100 esemplari? La risposta è: di sicuro molto meno del doppio di 10. Il perché è ovvio ed è dovuto anche al fatto che in natura esistono sempre molte specie rare e poche specie comuni. Sia che si tratti di alberi, di farfalle, di pesci o di nematodi.

Lungo tutto il corso del fiume Lambro, a nord e a sud di Milano, sono stati campionati nematodi da molti sedimenti, e il risultato complessivo è illustrato in figura 1.

Si tratta di 89 specie, ma solamente 6 di esse sono state raccolte in più di 500 esemplari. Le tre specie più abbondanti sono: *Paroigolaimella bernensis*, *Plectus aquatilis*, *Propanagrolaimus hygrophilus* (Zullini, 1988). Le specie rare non sono da trascurare, ma è evidente che il significato (e l'impatto) ecologico maggiore è dato dalle specie più comuni.

Quanto detto è indispensabile per poter ora affrontare il tema della diversità e della sua misurazione. Ricordiamo che il testo più chiaro, e ricco di esempi pratici, per approfondire tale argomento è quello di Magurran (2013).

Dalla figura 1 risulta evidente che il rapporto tra numero di esemplari e il numero di specie non è lineare, ma semmai logaritmico. Ecco perché l'ecologo catalano Margalef ha rapportato il numero delle specie (S) non già col numero degli individui (N) campionati, ma col logaritmo di tale numero, cioè $S/\ln N$.

Se in un campione si trovasse una sola specie (S=1), ciò significherebbe un'uniformità massima e quindi una biodiversità nulla, cioè pari a zero. Ma $1/\ln N$ non potrà mai dare zero, pertanto è necessaria una correzione al numeratore, in modo da ottenere diversità zero nel caso che ci sia una sola specie (per es. in una monocoltura). Ed così che ha preso forma l'indice di Margalef (1958):

$$I = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Questo non è, rigorosamente parlando, un indice di

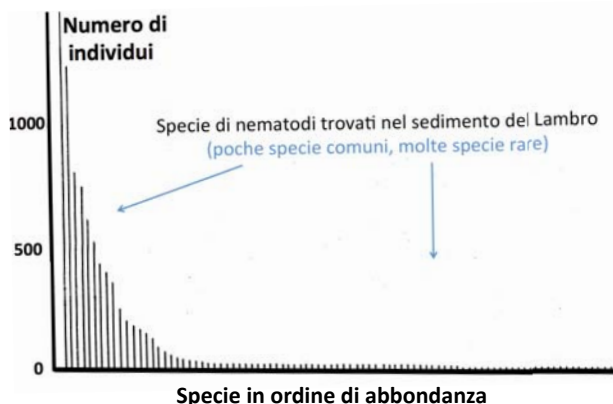


Fig. 1. Grafico relativo alla comunità dei nematodi raccolti con vari campionamenti nel fondale del fiume Lambro. Gran parte delle specie è rappresentata da pochi esemplari (specie rare), mentre poche specie sono abbondanti.

diversità, ma di un indice di *ricchezza in specie*. Tale indice, infatti, considera il numero delle specie, ma non le loro proporzioni.

La *diversità* (si veda il box: “Da dove viene la formula di Shannon?”) è infatti altra cosa rispetto alla *ricchezza in specie*. Supponiamo di avere la situazione seguente:

Primo caso:

sp. 1 con 34 individui

sp. 2 con 33 individui

sp. 3 con 33 individui

Avremo quindi 3 specie (S=3) avendo campionato 100 individui (N=100). Applicando la formula di Margalef si ottiene 0,43. Se invece ci fosse stata una netta prevalenza di una specie e i dati rilevati fossero stati i seguenti:

Secondo caso:

sp. 1 con 90 individui

sp. 2 con 5 individui

sp. 3 con 5 individui

avremmo anche qui S=3 ed N=100 e quindi l'indice di ricchezza in specie non sarebbe diverso. Eppure nel secondo caso c'è una più grande uniformità ambientale, dato che la sp. 1 è assolutamente dominante (al 90%). In altre parole: la diversità ecologica è molto più bassa che nel primo esempio. L'indice di Margalef, molto utile in certi contesti, in questo caso non discrimina le due situazioni.

Esistono tuttavia numerosi indici di diversità capaci di distinguere i nostri due casi. Il più usato è quello proposto dall'informatico statunitense Shannon (1948) per la probabilità statistica (legata alla misura del disordine o entropia):

$$H' = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

dove p_i è la probabilità (o la percentuale) di presenza della specie i -esima. Tale percentuale, moltiplicata per il proprio logaritmo, va sommata con gli analoghi risultati delle altre specie i -esime. Il segno meno davanti al simbolo di sommatoria è dovuto al fatto che le singole percentuali (ponendo 100% = 1), iniziando con zero, danno logaritmi negativi, ed è ovviamente poco pratico avere un indice di diversità con segno negativo.

H' primo caso =

$$-(0,34 \log_2 0,34 + 0,33 \log_2 0,33 + 0,33 \log_2 0,33) = \mathbf{1,58}$$

H' secondo caso =

$$-(0,90 \log_2 0,90 + 0,05 \log_2 0,05 + 0,05 \log_2 0,05) = \mathbf{0,57}$$

È logico che H' sia maggiore dove ciascuna delle tre specie è ben rappresentata e quindi l'ambiente (dal punto di vista di queste specie) è più vario.

L'indice H' non ha un limite superiore, ma negli ecosistemi naturali (calcolato in base 2) raramente supera il 4. Valori inferiori a 2 sono considerati indicatori di

ambienti a bassa diversità. Questo indice, insomma, risponde a due fattori: numero delle specie e rappresentatività di ciascuna specie. Se il numero di specie in un sito è S , il valore massimo che l'indice di Shannon può assumere è

$$H'_{\max} = \log_2 S$$

Ciò si verifica, ma solo in teoria, quando tutte le specie sono ugualmente abbondanti. Nel nostro caso (con $S=3$) il valore massimo possibile dell'indice è quasi 1,59.

I *calculator* (gratuiti) in rete forniscono di solito il

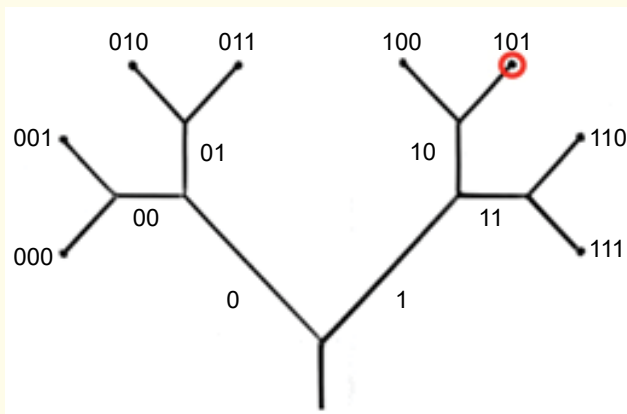
risultato dell'indice di Shannon calcolato col logaritmo naturale (\ln), anch'esso valido. Se invece si vuole ottenere il valore calcolato col logaritmo in base 2 (seguendo la logica informatica che si esprime in *bit*), basta moltiplicare il risultato (in logaritmo naturale) per 1,443^(*).

(*) Per trovare il *calculator* che qui interessa basta digitare in rete: *omni calculator shannon*

Da dove viene la formula di Shannon?

L'unità di informazione (dal latino *in-formare*, formare dentro la mente), è il *bit* (*binary digit*) che può essere così definito: *1 bit è la quantità di informazione necessaria per dimezzare la precedente incertezza.*

In una logica binaria, infatti, ogni domanda ha solo due risposte (sì/no; presente/assente; destra/sinistra; acceso/spento, ecc.) espresse con le due cifre [1/0].



Nella figura è rappresentato un albero dicotomico che termina con 8 punti diversi. Ogni punto può rappresentare una località, una specie vivente, un oggetto, una teoria, o una risposta a particolari domande. Supponiamo che il punto cerchiato in rosso sia una certa località che si vuole raggiungere.

Per fare ciò non è necessario esaminare (percorrere) tutti gli 8 punti, bastano 3 sole informazioni. Infatti poniamo che [1] significhi *vai a destra*, e [0] significhi *vai a sinistra*. Partendo dal basso per arrivare al punto voluto, le decisioni da prendere a ogni bivio saranno queste tre: *dx, sin, dx*, cioè 1, poi 0, poi 1. Si noti che la base (binaria) 2 elevata a 3 (decisioni) fa 8, ovvero $2^3 = 8$. In altre parole, 3 bit di informazione bastano per individuare uno degli 8 esiti.

Ricordando che il logaritmo è l'esponente di una base, diremo allora che (una volta fissata la base) la quantità d'informazione è espressa da un logaritmo.

Riprendiamo un esempio tratto da Richard Dawkins (2004). Quando a un padre, in attesa presso la sala parto, arriva l'annuncio dell'infermiera: "Femmina!", vede dimezzata l'incertezza precedente (che era $p=0,5$ che fosse maschio, e $p=0,5$ che fosse femmina, essendo i due esiti equiprobabili). Il neopadre ha ricevuto dall'infermiera 1 bit di informazione dal momento che

$$-\log_2(0,5) = 1 \text{ bit}$$

Supponiamo che invece fosse stato l'amico medico a dirgli: "Congratulazioni, vecchio mio, ti annuncio che oggi ti è nata una figlia" (12 parole invece di 1): in tal caso avrebbe ricevuto più informazioni? No, l'informazione è la stessa, ciò che cambia è solo la *ridondanza*. Il concetto di ridondanza di un messaggio (con quello di *rumore*) è molto importante nella teoria dell'informazione.

Ma non tutti gli eventi hanno la stessa probabilità di accadere. Se un evento è certo con una probabilità del 100% (cioè $p=1$), la sua quantità di informazione è $-\log_2(1) = 0$ bit. Se per esempio dico: "Tu sai che oggi è martedì. Ebbene, ti comunico che domani sarà mercoledì", non fornisco informazione, perché non riduco nessuna incertezza. Viceversa, se un evento è poco probabile, affermare che accadrà significa fornire un'informazione (vera o falsa che sia) di un certo peso.

Supponiamo che in un ambiente vivano soltanto due specie (di un certo gruppo zoologico o botanico): una specie comune (probabilità di incontrarla 90%) e l'altra meno comune (probabilità 10%). Da quanto appena detto, trovare un individuo della specie comune porta con sé pochi bit di informazione (infatti è un reperto piuttosto prevedibile)

$$-\log_2(0,90) = 0,15 \text{ bit}$$

Un individuo della specie poco comune fornisce invece molta più informazione (uno non se lo aspetta)

$$-\log_2(0,10) = 3,32 \text{ bit}$$

Ma a noi interessano tutti gli individui delle varie specie. Per questo basterà moltiplicare l'informazione fornita dal singolo individuo per la percentuale di presenza degli individui della sua specie.

Ritornando all'esempio, per la specie più comune (90%) avremo $0,15 \cdot 0,90 = 0,14$ e per la specie più rara (10%) avremo $3,32 \cdot 0,10 = 0,33$. L'informazione complessiva per tutte le (due) specie del sito studiato sarà la somma di tali prodotti (0,47).

Eccoci arrivati: questo non è altro che l'indice di Shannon.

INDICI BASATI SUI NEMATODI

Gli indici sopra menzionati sono universali dato che sono applicabili a qualunque gruppo di viventi: orchidee, funghi, nematodi, uccelli o mammiferi. Ma nei nematodi d'acqua dolce, come in tutti i viventi, vi sono specie e generi molto diversi per dimensioni, per tipo di alimentazione e di habitat. Si pensi che, tra le 120 specie strettamente d'acqua dolce considerate da Zullini e Semprucci (2020), la lunghezza del nematode più lungo (6,05 mm) è quasi 20 volte maggiore della specie più corta (0,31 mm). E la specie più voluminosa (90 µg) è 1800 volte più pesante della specie più piccola (0,05 µg). Non parliamo poi delle differenze alimentari, di metabolismo, ciclo vitale ecc. che fanno dei nematodi acquatici un gruppo tutt'altro che omogeneo. Ecco perché sono stati proposti indici specifici basati su questi animali. La loro presenza/assenza fornisce preziosi indizi sulle condizioni ecologiche dell'ambiente studiato.

Indice di inquinamento

Un primo indice basato sui nematodi (Zullini, 1976) è stato proposto in seguito all'osservazione che nei sedimenti delle acque molto inquinate da scarichi fognari, o da residui organici industriali, è sempre presente una grande carica batterica che alimenta numerosi protozoi. Tutti questi microrganismi a loro volta costituiscono un

eccellente *pabulum* per rotiferi, gastrotrichi, nematodi e altri piccoli animali pluricellulari. Le comunità di nematodi sono però particolari: consistono in maggioranza di specie appartenenti ai Secernentea (oggi diremmo: ordine Rhabditida), cosa non usuale in acque normali non inquinate. Pertanto un primo indice, valido ancor oggi, è dato semplicemente dalla percentuale dei Rhabditida (nematodi facili da riconoscere):

$$\text{Indice di inquinamento} = \frac{100 * Rhabditida}{nematodi\ totali}$$

Tale indice, che teoricamente va da 0 a 100, è strettamente correlato col livello di inquinamento delle acque. Se l'indice risulta basso, significa che l'ambiente acquatico in questione si trova in una condizione naturale senza problemi di inquinamento. Se il valore supera il 20% allora c'è motivo di preoccupazione; se poi si avvicina al 100% vuol dire che l'ambiente è simile a una fogna a cielo aperto.

Va precisato che dai Rhabditida devono essere esclusi (e non calcolati nel conteggio totale) i Tylenchomorpha (essendo per lo più parassiti di piante e non veramente acquatici), nonché le specie *Fictor fictor* e *Pareudiplogaster pararmatus* che, cibandosi di diatomee e di altre alghe unicellulari, sono tipici di acque pulite (Zullini 1976; Niemann *et al.*, 1996; Bongers e Bongers, 1998).

Strategie riproduttive

Un indice più sofisticato (Maturity Index) si basa sul gradiente riproduttivo r-K. Spieghiamolo con un esempio. Se collochiamo un organismo (per es. microbo, verme, cavalletta, coniglio) in un ambiente ottimale, senza limiti di spazio o cibo e senza predatori e parassiti, allora da uno o pochi individui (N) iniziali si può assistere a un aumento demografico esponenziale del tipo 2, 4, 8, 16... nel corso delle generazioni. La velocità con cui ciò avviene è sempre proporzionale al numero di individui presenti (curva blu di figura 2).

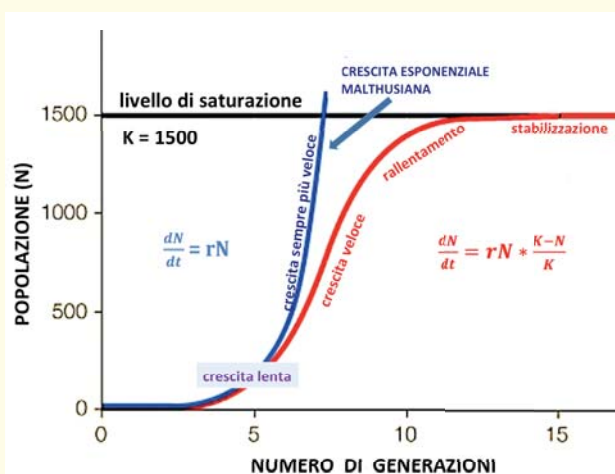


Fig. 2. Due tipi di accrescimento demografico: quello malthusiano (in blu) e quello a curva logistica o curva sigmoide (in rosso).

L'incremento (differenza) del numero di individui (dN) dopo un certo intervallo di tempo (dt), ovvero dN/dt , non è altro che la *velocità di crescita* della popolazione in quell'intervallo. L'aumento di una popolazione è cioè proporzionale alla popolazione stessa. In altre parole: tanto più la popolazione è numerosa, tanto più velocemente si accresce. Per esempio, l'aumento da 8 a 16 individui, è più grande che nella generazione iniziale (meno numerosa) dove da 2 individui si arrivava a 4. La popolazione, da una generazione all'altra, cresce sempre più in fretta. Per calcolare il tasso di crescita, il numero di individui (N) di una generazione va in ogni caso moltiplicato per una costante riproduttiva (r), da cui la formula $dN/dt = rN$.

Gli organismi che tendono a riprodursi in questo modo sono chiamati a *strategia riproduttiva r* (oppure *r-strateghi*), perché il loro unico limite alla velocità di espansione è il proprio tasso riproduttivo (r). Quando le risorse alimentari finiscono (per es. le cavallette non hanno più foglie da mangiare, o certi nematodi non possono più alimentarsi nello sterco ormai secco in cui prosperavano), la popolazione cessa di crescere perché praticamente tutti gli individui smettono di riprodursi o muoiono di fame.

Tuttavia esistono altri organismi che, anche in condizioni ottimali, non “esagerano” con la riproduzione e, col diminuire delle opportunità alimentari, rallentano il proprio ritmo riproduttivo ben prima di esaurire le risorse ambientali (curva rossa di figura 2).

Ogni ambiente, infatti, può ospitare una popolazione (N) di organismi solo entro un certo limite massimo, detto livello di saturazione o capacità portante (*carrying capacity*), chiamato K. Quindi K coincide col numero (N) massimo possibile per una popolazione che possa rimanere stabile nel tempo.

Dalla formula riportata in figura si vede subito che quando $N=0$, cioè quando la popolazione iniziale è ancora zero o prossima allo zero, la formula a destra (in rosso) diventa uguale a quella di sinistra (in blu). All'inizio, dunque, l'accrescimento in un nuovo ambiente è sempre di tipo esponenziale. Una volta arrivati alla stabilizzazione (curva rossa), si avrà $N=K$ e quindi $K-N=0$. Di conseguenza anche $dN/dt = 0$ il che significa che la variazione di N nel tempo, cioè la velocità di crescita, si azzerava. La popolazione non aumenta più avendo raggiunto la capacità portante dell'ambiente in cui vive. Gli organismi che seguono questo andamento (curva logistica di Verhulst) sono detti *a strategia riproduttiva K* (oppure *K-strategie*).

Per fare un esempio riguardante due animali ben noti (ambedue mammiferi dell'ordine Roditori) diremo che il topo domestico, le cui femmine possono partorire fino a 50 figli all'anno, è una specie r-stratega. Invece la marmotta, le cui femmine partoriscono solo 3-4 figli all'anno, è una specie K-stratega.

Va da sé che un neonato di topo ha una bassa probabilità di vivere a lungo e di riprodursi (per questo una madre fa tanti figli). Invece la strategia della marmotta, che punta sulla qualità (cure materne, tana accogliente) piuttosto che sulla quantità, fa sì che un neonato abbia un'alta probabilità di diventare adulto e di riprodursi. Ecco spiegato il minor numero di figli. Ambedue le strategie funzionano bene in natura, ma per specie e per contesti ecologici differenti.

Specie colonizzatrici r-strategie

Esistono nematodi (rhabditidi, diplogastridi, panagrolaimidi) con una cuticola che difende bene il corpo dall'entrata di sostanze inquinanti e nocive. Si tratta di specie che maturano sessualmente molto in fretta (anche 2-3 giorni dopo la nascita) e sono dotate di un grosso apparato riproduttore capace di fornire numerose piccole uova. Presentano un alto tasso riproduttivo (r) e, purché un ambiente sia ricco di batteri, da uno o pochi individui si può sviluppare una popolazione numerosissima dopo poche generazioni.

Questi nematodi si nutrono infatti dei numerosi batteri che proliferano su sostanze organiche in decomposizione quali sterco, animali morti, oppure frutti e legni marcescenti. Dato che si sviluppano approfittando di ambienti eutrofici (cioè ricchi di sostanza organica) sovente temporanei, sono definiti *enrichment opportunists*.

Questi nematodi, dovendo sfruttare substrati spesso effimeri, devono arrivare e moltiplicarsi al più presto sul posto, prima che il substrato venga interamente decomposto e mineralizzato. Per questo molti si lasciano trasportare (*foresi*) da chioccioline o insetti che amano frequentare materiali marcescenti.

Bisogna infatti sapere che quando questi nematodi da giovani (secondo stadio larvale L2) si trovano in difficoltà per scarsità di cibo (batteri), per troppo affollamento o per temperature troppo calde o fredde, diventano *dauer larvae* (= larve durature, resistenti), che sono uno stadio dormiente corrispondente alla diapausa. In questa condizione, che può durare molto più a lungo (alcuni mesi) della vita normale, l'intestino si fa scuro per l'accumulo di sostanze grasse di riserva, e l'individuo smette praticamente di muoversi e di crescere riducendo il metabolismo quasi a zero. Spesso si pone in verticale appoggiandosi al terreno con l'estremità posteriore, in attesa di attaccarsi a qualche insetto di passaggio. Si spiega così il fatto che molti coleotteri stercorari ospitano sul corpo, o sotto le elitre, nematodi che poi cadono sullo sterco da colonizzare. Queste stesse specie, oltre che nel suolo, possono trovarsi in quantità anche nei sedimenti di laghi, stagni e fiumi ricchi di batteri, in condizioni di elevato inquinamento organico.

Il metabolismo di questi nematodi, se non sono in fase *dauer*, è molto alto e infatti non cessano mai di muoversi e di nutrirsi. Il loro esofago, che lavora come una pompa aspirante, è continuamente in attività anche se intorno non ci sono batteri da ingerire. Ciò significa che l'assunzione del cibo è poco efficiente ed è per questo che, quando i batteri scarseggiano, sopravvivono solo gli individui che passano allo stadio di *dauer larva*.

Tutte queste caratteristiche fanno di questi nematodi dei perfetti colonizzatori. Il nematologo olandese Bongers (1990) li ha definiti *colonizers*, inserendoli nella categoria dei colonizzatori estremi *c-p1*.

Specie opportuniste generali

Esiste anche un'altra categoria di nematodi colonizzatori, simili per ecologia a quelli appena descritti, ma con tassi riproduttivi (r) un po' meno elevati e senza stadi di *dauer larva*. La loro alimentazione è efficiente (l'esofago pulsa solo se c'è qualcosa da aspirare), quindi hanno un metabolismo un po' meno elevato e possono vivere anche dove il cibo (batteri, funghi) è poco abbondante. Al pari della categoria *c-p1*, tollerano bene stress e inquinamenti ma, non dipendendo in modo esclusivo dai fattori eutrofizzanti (alte concentrazioni di sostanze organiche ricche di batteri), sono definiti *general opportunists*. Ad essi è stata assegnata la categoria *c-p2*.

Specie persistenti (K-strategie)

In tutto sono state definite 5 categorie ecologiche per i nematodi del suolo, acqua dolce e marina come illustrato in figura 3. L'ultima, la *c-p5*, comprende le specie maggiormente K strategie, dato che producono poche uova, ma relativamente grandi essendo ricche di sostanze nutritive per il buon sviluppo dell'embrione. Si tratta di specie dalla cuticola poco atta a difendere il corpo da sostanze nocive o inquinanti.

Molti tra questi nematodi sono di grandi dimensioni (> 2 mm), hanno un basso metabolismo e si muovono lentamente. Si nutrono di piccoli animali (rotiferi, nematodi, tardigradi), di eucarioti unicellulari (protozoi, alghe unicellulari, spore fungine) o assumono clorofilla da dove capita. Alcuni sono considerati predatori (carnivori), altri onnivori (Yeates *et al.*, 1993). I primi sono muniti di denti boccali anche potenti, mentre gli onnivori hanno uno stiletto boccale protrusibile e succhiante.

Si tratta di nematodi indicatori di ambienti non inquinati né stressati, ecologicamente stabili e maturi, con reti alimentari complesse. Per questo tali nematodi hanno caratteristiche opposte a quelle dei *colonizers*, e infatti sono definiti *persisters*, cioè stabili e persistenti nel proprio ambiente.

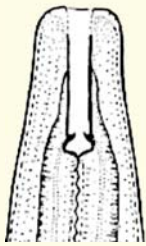
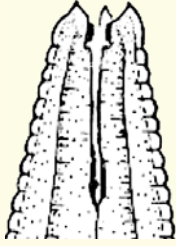
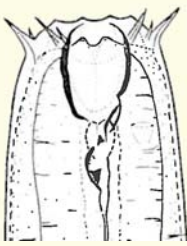
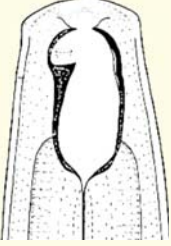
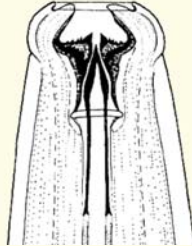
	c-p 1	c-p 2	c-p 3	c-p 4	c-p 5
Ciclo vitale	giorni o settimane	settimane	settimane	settimane, mesi	anche molti mesi
Tasso riproduttivo	molto elevato	elevato	medio	medio o lento	lento
Gonadi	grandi	grandi	medie	piuttosto piccole	piccole
Uova	numerose, piccole	numerose, piccole	poche; medie o grandi	poche; medie o grandi	poche, grandi
Alimentazione	batteri	batteri, funghi, piccoli animali	batteri, funghi, piccoli animali	grandi carnivori, piccoli onnivori, alcuni batteriofagi	carnivori, onnivori
Metabolismo	elevato se cibo abbondante	elevato; attivi anche con cibo scarso	medio	molto mobili se carnivori; lenti i non-carnivori	basso; movimenti veloci solo nei carnivori
Tolleranza	all'inquinamento organico	a tutti i tipi di inquinamento	scarsa all'inquinamento	quasi zero	zero
Dauer larva	sì	no	no	no	no
Esempi	Rhabditidae, Diplogastridae, Panagrolaimidae	Cephalobidae, Monhysteridae, Plectidae	Tobrilidae, Teratocephalidae, Chromadoridae	Mononchidae, Dorylaimidae, Alaimidae	grandi e piccoli dorilaimi, grandi carnivori
Esempio grafico					

Fig. 3. Le cinque categorie di c-p usate per il calcolo del Maturity Index. Il valore di c-p è attribuito alle famiglie, pertanto non è necessario (per il calcolo di MI) arrivare all'identificazione del genere o della specie.

MATURITY INDEX

Questo indice è basato sui concetti esposti nel Box "Strategie riproduttive".

La collocazione dei generi di nematodi nel gradiente *c-p* (*colonizers-persisters*) permette di calcolare, partendo dalla composizione di una comunità nematologica, un indice che riflette la situazione media complessiva del biotopo studiato. Tale indice (Bongers, 1990), detto Indice di maturità (ambientale) o *Maturity Index* (MI), si calcola con la formula seguente:

$$MI = \sum v_i p_i$$

dove v_i è il valore di *c-p* della famiglia *i*-esima, mentre p_i è la percentuale della stessa *i*-esima famiglia entro la comunità di nematodi studiata. La somma dei valori di ciascuna famiglia, pesati per la loro rappresentanza percentuale, fornisce l'indice sintetico MI di qualità ambientale. Tale indice può teoricamente andare da 1 (solo generi di *colonizers* estremi) a 5 (solo generi di *persisters* estremi). Quando MI ha un valore basso, significa che il suolo o il sedimento è inquinato o comunque diverso da una condizione naturale. Se MI ha un valore alto vuol dire che l'ambiente in questione è in una situazione naturale ed ecologicamente matura. Aspetti molto interessanti su questo indice sono discussi in Bongers e Ferris (1999).

Supponiamo di esaminare un sedimento fluviale contenente solamente 4 generi trovati nelle seguenti proporzioni:

<i>Diplogaster</i>	(<i>c-p 1</i>)	20%
<i>Nygolaimus</i>	(<i>c-p 5</i>)	10%
<i>Plectus</i>	(<i>c-p 2</i>)	60%
<i>Tobrilus</i>	(<i>c-p 3</i>)	10%

Applicando la formula avremo:

$$MI = 1 \cdot 0,20 + 5 \cdot 0,10 + 2 \cdot 0,60 + 3 \cdot 0,10 = 2,20$$

MI 2-5

L'inquinamento delle acque, e non solo, ha due facce: *inquinamento organico* (da reflui fognari, scarti agricoli e da macellazione, da cartiere, ecc.) e *inquinamento inorganico* (metalli pesanti, sali di vario tipo, scarti chimici industriali, acidi, ecc.). L'analisi nematologica è in grado di distinguere i due tipi di inquinamento?

Sappiamo che i nematodi *c-p 1* dipendono strettamente dalla concentrazione batterica e quindi dalle sostanze organiche in decomposizione presenti nell'ambiente. Invece le specie e i generi *c-p 2* sopravvivono bene anche se i batteri e il materiale organico sono poco abbondanti. Ambedue le categorie resistono alle alterazioni e agli stress ambientali anche grazie alla loro cuticola poco permeabile alle sostanze nocive.

Se il valore del Maturity Index di un certo ambiente risulta basso, ciò potrebbe essere dovuto o agli inquinanti organici oppure a quelli inorganici (o a tutti e due). Però se si eliminano dal calcolo i nematodi *c-p 1* (i più dipendenti dalle sostanze organiche), allora

ciò che resta dipende maggiormente dagli altri tipi di stress (in pratica: sostanze inorganiche). Sta di fatto che ambienti variamente inquinati da metalli pesanti sono meglio correlati col Maturity Index privo del gruppo *c-p 1* (perciò chiamato MI 2-5) che col Maturity Index completo (MI 1-5).

In conclusione, ambedue gli indici sono utili: il MI 1-5 (o semplicemente MI) serve a fornire un quadro ecologico complessivo, inquinamento organico compreso; mentre l'indice MI 2-5 fornisce una valutazione che tiene conto, in particolare, dell'inquinamento inorganico, o comunque di tipi di stress non dovuti a materia organica.

IL TRIANGOLO ARRICCHIMENTO-STRESS-STABILITÀ

Una volta calcolato l'indice MI, spesso è utile "guardarvi dentro", cioè puntare l'attenzione sulle sue tre componenti più significative, ovvero la percentuale dei *c-p 1* (*enrichment opportunists*, indicatori di inquinamento organico), dei *c-p 2* (*general opportunists*, indicatori generici di stress) e dei *c-p 3-5* (indicatori di situazioni discrete, buone e molto buone).

Riprendiamo l'esempio dei quattro generi di sedimento fluviale considerando questa volta le loro tre componenti di MI in percentuale:

<i>c-p 1</i>	→	20% (rosso)
<i>c-p 2</i>	→	60% (blu)
<i>c-p 3-5</i>	→	20% (verde)

La loro collocazione in un diagramma a triangolo è mostrata nella figura 4.

La posizione del punto nel triangolo fornisce l'immagine immediata dell'importanza delle tre componenti (*c-p 1*, *c-p 2*, *c-p 3-5*) nell'ambiente considerato (e del loro peso nel determinare il Maturity Index complessivo). Nel nostro caso vediamo che la comunità nema-

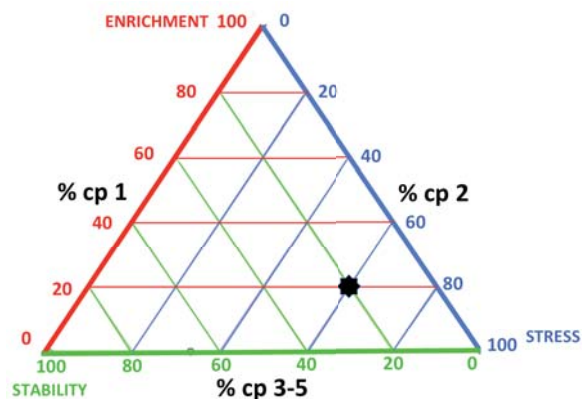


Fig. 4. Anche per poter confrontare due o più comunità di nematodi, è utile non limitarsi a riportare il valore del Maturity Index (nel nostro esempio MI = 2,20), ma collocare il risultato delle sue componenti nel triangolo Arricchimento-Stress-Stabilità, come indicato in figura.

tologica dell'esempio rivela che l'ambiente è piuttosto stressato al 60% (lato blu), è dotato di scarsa stabilità (lato verde), e tuttavia non è eccessivamente inquinato da sostanze organiche (lato rosso). Per l'interpretazione di questo ed altri aspetti, si vedano Ferris e Bongers (2009), Höss e Traunspurger (2021).

ANALISI DELLA RETE ALIMENTARE

Analisi ancor più dettagliate delle comunità nematologiche forniscono ulteriori informazioni di qualità ambientale, ma le tralasciamo perché, oltre ad essere molto complesse, sono pensate e validate specificatamente per il suolo e non per le acque dolci (Ferris *et al.*, 2001). Diremo soltanto che in tale articolo vengono incrociati, per i diversi nematodi, i loro dati *c-p* con quelli delle rispettive abitudini alimentari, ricavandone nuove informazioni e parametri quali l'indice di arricchimento (di sostanze organiche), chiamato *Enrichment Index*, e l'indice di struttura (della rete alimentare), chiamato *Structure Index*.

Un programma computerizzato (NINJA) dà per i 4 generi dell'esempio riportato nel paragrafo Maturity Index, il seguente risultato:

$$\text{Enrichment Index} = 57,1$$

$$\text{Structure Index} = 58,6$$

Ciò può essere rappresentato con un istogramma a colonne oppure con un diagramma cartesiano come in figura 5 dal quale si vede che il punto risultante, collocato nel quadrato in alto a destra (ma in posizione non estrema), illustra una situazione coerente con quanto esplicitato dal triangolo di figura 4.

Esiste un ottimo programma informatico (Sieriebriennikov *et al.*, 2014) che ci può aiutare in tutti questi calcoli. Si chiama NINJA ed è reperibile (gratis) in: <https://shiny.wur.nl/ninja/>. Dapprima va preparato un foglio Excel che, nel caso del nostro esempio, va scritto seguendo lo schema della figura 6.

È essenziale che i nomi dei generi siano in ordine alfabetico e che inizino con la colonna C. Potrebbe succedere di non essere sicuri dell'identificazione, per esempio, del genere *Diplogaster*, ma che non si abbiano dubbi sul fatto che quegli esemplari appartengano alla famiglia Diplogastridae avendo l'esofago apparentemente sdoppiato (diplo). In tal caso si può scrivere il nome della famiglia invece del genere: funziona lo stesso. In alcuni casi ciò potrebbe portare a un risultato finale leggermente diverso, ma sempre accettabile.

Inserendo il foglio Excel nel citato programma e cliccando poi, in alto, su *Summary, Feeding types*, ecc., si ricaverà il valore di MI, di MI 2-5 e di tanti altri parametri più o meno utili per la nostra analisi ambientale.

A titolo esemplificativo ecco l'elaborazione finale dei dati nematologici relativi a quattro punti del torrente Seveso (a nord di Milano). Le quattro stazioni di

prelievo distano dalla sorgente da 1-2 km (staz. 1) fino a 41 km (staz. 4), cioè fin quasi al termine del corso d'acqua (Zullini, 1976). Vi si nota un crescente aumento dell'inquinamento, soprattutto organico (Fig. 7).

CONCLUSIONI

Ogni analisi ambientale, chimica o biologica che sia, richiede tempo e tecniche specifiche. L'analisi basata sui nematodi, anche se poco comune, non è più difficile o gravosa di qualsiasi altra. I suoi vantaggi consistono nel poter essere condotta anche se si hanno a disposizione soltanto pochi centimetri cubi di sedimento. Ed è vantaggiosa anche dove, per qualche motivo, i macroinvertebrati acquatici sono introvabili. Inoltre, dato il ciclo biologico relativamente breve dei nematodi, la loro risposta ai cambiamenti ambientali è più veloce di quella dei macroinvertebrati acquatici e quindi fornisce un'informazione di un più ristretto, e recente, arco temporale. Questo è un pregio se si è interessati alla situazione ecologica esistente negli ultimi giorni o nelle ultime settimane. Se però si è interessati a un quadro temporale più ampio (mesi) è meglio ricorrere all'analisi dei macroinvertebrati. Gli indici basati sui nematodi e sui macroinvertebrati sono infatti complementari.

Non importa se l'elenco dei nematodi che ne risulta deriva da manuali di identificazione tradizionali oppure dal DNA ambientale (*environmental DNA*, noto come eDNA). L'importante è saper leggere e interpretare l'e-

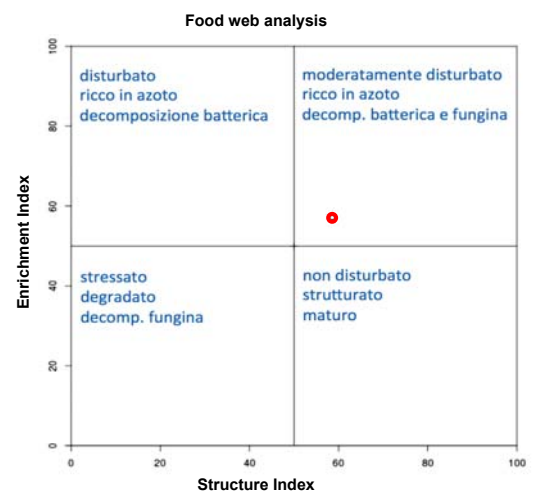


Fig. 5. L'analisi della rete alimentare colloca l'ipotetica comunità del nostro esempio nel quadrato in alto a destra (cerchietto rosso).

	A	B	C	D	E	F
1			Diplogaster	Nygolaimus	Plectus	Tobrilus
2	AZ	prova	20	10	60	10
3						
4						

Fig. 6. Disposizione dei taxa e dei valori numerici per il programma NINJA.

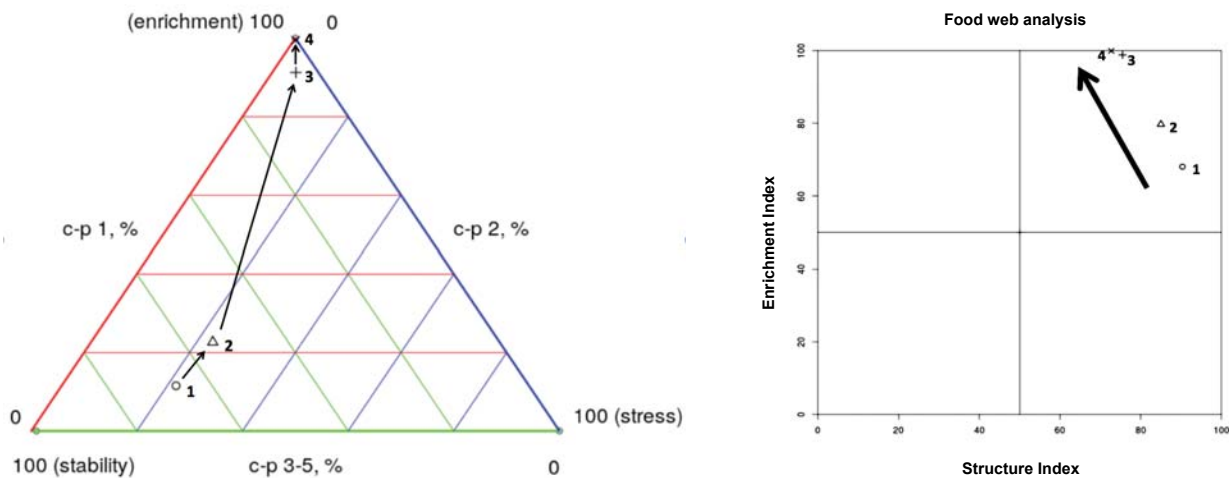


Fig. 7. Elaborazione dei dati (programma NINJA) di 4 comunità di nematodi lungo il torrente Seveso. Dal triangolo si vede che la situazione ambientale della stazione 1 (vicina alla sorgente) è, in base alla comunità nematologica, abbastanza stabile (quasi il 70% dell'asse *stability*), poco stressata (solo circa il 20% dell'asse *stress*), e poco soggetta all'inquinamento organico (poco più del 10% dell'asse *enrichment*). Lungo il percorso la qualità ambientale del torrente peggiora fino al termine (stazione 4) dove l'inquinamento soprattutto organico raggiunge valori estremi dato che il suo *enrichment* (segnato da una ×) resenta il 100%. Anche il successivo diagramma quadrato conferma tale andamento, ma in modo diverso dato che contempla anche il tipo di alimentazione dei nematodi coinvolti.

lenco delle famiglie, dei generi o delle specie in modo corretto e significativo, per una giusta valutazione della qualità ambientale.

Ringraziamenti

Ringrazio due anonimi revisori per i suggerimenti che hanno migliorato il testo.

BIBLIOGRAFIA

- van Bezooijen J., 2006. *Methods and techniques for nematology*. Wageningen, 112 pp.
- Bongers T., Bongers M., 1988. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, **10**: 239-251.
- Bongers T., 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematodes species composition, *Oecologia*, **83**: 14-19.
- Bongers T., Ferris H., 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *TREE*, **14**: 224-228.
- Dawkins R., 2004. *Il cappellano del diavolo*. Cortina, 348 pp.
- Ferris H., Bongers T., de Goede R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology*, **18**: 13-29.
- Ferris H., Bongers T., 2009. Indices developed specifically for analysis of nematode assemblages. In: Wilson M.J., Kakouli-Duarte T., (eds.), *Nematodes as environmental indicators*, CAB International, Wallingford, 124-145.
- Ghetti P.F., 1980. Biological indicators of the quality of running waters. *Boll. Zool. (Italian Journal of Zoology)*, **47**: 381-390.
- Höss S., Traunspurger W., 2021. Freshwater nematodes as bioindicators in field studies – The NemaSPEAR[%]-index. In: Traunspurger W. (ed.), *Ecology of freshwater nematodes*, CAB International, Wallingford, 323-340.
- van den Hoogen J. *et al.*, 2019. Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature*. <https://www.nature.com/articles/s41586-019-1418-6>
- Magurran A.E., 2013. *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell, 266 pp.
- Margalef D.R., 1958. Information Theory in Ecology. *General Systematics*, **3**: 36-71.
- Niemann R., Arens R., Koczwara K., Sturhan D., 1996. Untersuchungen über die Eignung von Nematoden zur Gütebewertung von Fließgewässern. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem*, **317**: 195-208.
- Sieriebriennikov B., Ferris H., de Goede R.G.M., 2014. NINJA: an automated calculation system for nematode-based biological monitoring. *European Journal of Soil Biology*, **61**: 90-93.
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, **27**: 379-423 and 623-656.
- Stark J.D., 1998. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **32**: 55-66.
- Yeates G.W., Bongers T., de Goede R.G.M., Freckman D.W., Georgieva S.S., 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera – An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology*, **25**: 315-331.
- Zullini A., 1976. Nematodes as indicators of river pollution. *Nematologia mediterranea*, **4**: 13-22.
- Zullini A., 1988. The ecology of the Lambro River. *Rivista di Idrobiologia*, **27**: 39-58.
- Zullini A., Semprucci F., 2020. Morphological differences between free-living soil and freshwater nematodes in relation to their environments. *Nematology*, **22**: 125-132.
- Zullini A., 2021. Nematodi d'acqua dolce. Manuale di identificazione al genere e metodi di raccolta. *Biologia Ambientale*, **35** (2021, 2° suppl.), 250 pp.

Lo svaso della diga di Mollaro (Provincia di Trento): stima dell'impatto con l'approccio exergetico

Maurizio Siligardi

Libero Professionista. Via Solteri, 43/3 – 38121 Trento; e-mail: m.siligardi@gmail.com

Pervenuto il 22.1.2021; accettato il 1.3.2022

Riassunto

La stima dell'impatto ambientale su un corso d'acqua si basa prevalentemente sulla quantificazione dello stress subito dall'ecosistema fluviale. Il presente lavoro, prendendo in esame gli effetti derivanti dallo svaso della diga di Mollaro (TN), si prefigge di indicare un metodo alternativo per valutarne l'incidenza: poiché i metodi ufficiali utilizzati per valutare la qualità di un ambiente acquatico risultano spesso deboli e inadeguati per lo scopo indicato, si è optato per la verifica del mantenimento della somiglianza e per la definizione della diversità della comunità macrobentonica attraverso indici specifici e, soprattutto, si è cercato di verificare il processo di perdita e riacquisto dell'energia di tale comunità, o meglio, di quantificare il suo contenuto di exergia. Tale approccio, con tutti i limiti imposti da una applicazione prototipale, si è mostrato efficace per stimare il livello di stress dell'ecosistema e la sua capacità di ripresa nel tempo.

PAROLE CHIAVE: stima stress da svaso / exergia del benthos / stima del disturbo ambiente fluviale

The emptying of the Mollaro dam (Province of Trento): estimate of the impact with exergetic approach

The assessment of the environmental impact on a stream is mainly based on quantifying the stress in the river ecosystem. The present work, considering the effects deriving from the outflow of water for the emptying operations of the dam of Mollaro (TN), aims to indicate an alternative method to evaluate its incidence: since the official methods used to evaluate the quality of an aquatic environment are often weak and inadequate for the purpose indicated, we have opted for the verification of similarity and diversity of the macrobenthic community through specific indices and, above all, we have tried to verify the process of loss and recovery of the energy of macrobenthic community, or rather, of quantify its exergy content. This approach, with all the limits imposed by a prototype application, has resulted to be efficient to evaluate the stress level of the ecosystem and its resilience over time.

KEY WORDS: estimating an stress dam discharges / exergy of benthos / evaluation of impact on rivers

INTRODUZIONE

Lo svaso delle dighe, sebbene sia regolamentato da apposita normativa, solleva, per ogni caso a sé stante, problematiche relative all'inevitabile impatto sugli ecosistemi fluviali. È risaputo da tempo (Cordone e Kelley, 1961; Hogg e Norris, 1991; Hynes, 1970) che l'eccesso di sedimenti sospesi provoca soprattutto cambio della morfologia di fondo con scomparsa di habitat (Espa *et al.*, 2016) nonché perdita di ricchezza in taxa e biodiversità sulla comunità dei macroinvertebrati (Wood e Armitage, 1997; Doretto *et al.*, 2018; Doretto *et al.*, 2021; Crosa *et al.*, 2010). In genere l'approccio seguito si avvale delle metodologie dispo-

nibili basate sullo studio delle comunità acquatiche, come IBE (Ghetti, 1997), STAR-ICM (Buffagni, 2008) o NISECI (ISPRA, 2017), che non sempre consentono di effettuare valutazioni inoppugnabili per difficoltà intrinseche nei metodi stessi. Ogni ecosistema fornisce all'uomo diversi Servizi Ecosistemici (S.E.). Tra i vari ecosistemi, il fiume è quello che svolge più funzioni di servizio in quanto è un collettore di bacino che risente delle problematiche di un vasto territorio.

Tra i tanti S.E. inerenti la complessità dell'ecosistema fiume ricordiamo, in questo contesto, la capacità di un tratto di rielaborare la sostanza organica e di

trasformarla in energia biochimica utilizzabile come lavoro (movimento), riproduzione, sostanza di riserva e calore. Queste attività consumano energia aumentando l'entropia del sistema e per questo motivo c'è bisogno di continuo rifornimento dall'esterno (CPOM, FPOM, DOM ed energia solare per gli autotrofi). Questo processo di rielaborazione è conosciuto come *spiralling*, ovvero la semplificazione dei passaggi di una molecola di nutriente dal comparto biota al comparto acqua e di nuovo nel comparto biota in un ambiente dinamico, dove la corrente incide sulla forma ciclica della rielaborazione configurandola come, appunto, una spirale (Allan e Castillo, 2007).

L'exergia di un sistema è la misura dello scostamento dall'equilibrio termodinamico con l'ambiente e rappresenta la massima capacità di energia per svolgere un lavoro utile, mentre il sistema procede verso l'equilibrio con l'irreversibilità dell'entropia a spese dell'exergia.

Di per sé, l'exergia totale di un ecosistema è una misura della variazione nel contenuto di entropia dall'equilibrio allo stato attuale (Steinborn, 2000; Kanoglu, 2008). Lo sviluppo e il mantenimento della condizione degli ecosistemi lontana dall'equilibrio sono dovuti allo stoccaggio costante di energia libera in strutture organiche complesse, bio-sintetizzate da semplici composti inorganici. Di conseguenza, l'exergia totale di un ecosistema riflette effettivamente l'accumulo di biomassa nel sistema, indipendentemente dalla distribuzione della materia biogenica tra i componenti dell'ecosistema. La misura di exergia in ecologia prevede anche un fattore per stimare la "complessità" del sistema (Silow, 2004).

L'exergia relativa alla biomassa totale o exergia strutturale (stEx) misura la possibilità dell'ecosistema di accettare e utilizzare flussi esterni di energia. L'exergia strutturale rimane a livello costante quando i composti alloctoni possono essere metabolizzati dalle dinamiche ecosistemiche, ma quando la sostanza aggiunta non è ciclizzabile, tossica o in concentrazioni troppo elevate, l'exergia strutturale diminuisce, evidenziando l'inadeguatezza dell'ecosistema di adattarsi a tale situazione e, di conseguenza, l'irreversibilità dei mutamenti delle dinamiche funzionali nell'ecosistema, con perdita di efficacia resiliente (Silow, 1997, 1998, 2006).

Tale processo è attivato dal contenuto di energia interna e perciò dall'ammontare della exergia presente e disponibile: maggiore sarà l'exergia, più efficiente sarà il sistema nella sua funzione di resilienza intesa come possibilità di assorbire eventuali stress limitati nel tempo e nello spazio, quindi sarà maggiore il Servizio Ecosistemico prodotto.

Nel presente lavoro si tenta di far emergere eventuali stress a carico delle comunità macrobentoniche non evidenziabili con i metodi ufficiali della normativa, con lo scopo di verificare l'effettiva validità degli strumenti di valutazione usati, nonché individuarne altri più idonei.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il presente lavoro prende in esame gli effetti dello svaso della diga di Mollaro, posta sul fiume Noce (Prov. di Trento), mediante uno svuotamento graduale dell'invaso che è durato dal 11 marzo al 24 marzo 2019. Il fiume Noce, affluente dell'Adige, è interessato da varie opere di sbarramento per la produzione idroelettrica (Fig. 1).

Lo svaso è stato effettuato per la sostituzione delle paratoie di scarico dettata da motivi di sicurezza. La diga di Mollaro dà origine a un bacino di circa 2,3 mln di m³ alimentato a regime giornaliero, oltre che dalle acque del Noce, dallo scarico della centrale di Taio.

A seguito dello svaso, provocato con l'apertura delle paratoie di fondo, sono state immerse ingenti quantità di fanghi, che hanno interessato un lungo tratto del fiume Noce che possiamo dividere in due sub-tratti: il primo va dalla diga di Mollaro allo sbarramento della Rocchetta, il secondo è posto a valle dello sbarramento della Rocchetta. L'area di studio comprende il tratto del Noce che scorre nella Piana Rotaliana, dallo sbarramento della Rocchetta alla località La Rupe (Fig. 2).

Lo sbarramento della Rocchetta non può essere considerato come una diga in quanto è stato realizzato per evitare che la stretta gola agisse come imbuto in pressione causando danni alla piana Rotaliana. Lo stesso manufatto è dotato di un inghiottitoio di superficie per il deflusso normale dell'acqua e una turbina verticale a lato per uno sfruttamento idroelettrico per poi svasare nell'alveo ai piedi dello sbarramento. Quindi eventuali torbide passano direttamente a valle dello sbarramento creando impatto all'ecosistema.

L'area di studio comprende due tratti oggetto del monitoraggio biologico sugli effetti dello svaso. Il primo (N3) compreso tra lo sbarramento della Rocchetta e il ponte delle Fusine (a monte dello scarico della centrale idroelettrica), il secondo (N4) a valle dello scarico fino a loc. La Rupe. Nei due tratti sono state fatte campagne di indagine *ante operam*, il 23 febbraio 2019, e *post operam*, il 30 marzo, 11 maggio e 30 luglio, cioè 35, 70 e 147 giorni dopo lo svaso.

Trattamento dei dati

I dati utilizzati, tratti dalla relazione Dolomiti Edison Energy (novembre 2019), si basano sullo studio della comunità di macrobenthos (Metodo IBE; Ghetti, 1997) e sull'analisi della consistenza della comunità ittica intesa come specie, numerosità, peso e lunghezza dei diversi individui ittici raccolti con elettrostorditore.

La relazione sintetica del lavoro mette in luce che non sono stati rilevati elementi sufficienti per valutare lo stress ambientale, sia sulla comunità bentonica che ittica.

Per quanto riguarda il macrobenthos, emerge che la qualità biologica non sembra subire stress e i giudizi

sono di ambiente non inquinato (I classe di Qualità) anche dopo lo svaso. Ciononostante, si è voluto verificare se lo studio dell'exergia del sistema fosse in grado di evidenziare impatti non rilevati dall'IBE, utilizzando i dati grezzi per ottenere informazioni più adeguate.

L'approccio utilizzato si basa su indici di diversità e similarità suggeriti dalla statistica e, soprattutto, sulla stima della energia contenuta e necessaria alla comunità di macroinvertebrati attraverso la misura dell'exergia interna quale elemento di giudizio dello stress e del recupero. A tale scopo si è scelto l'uso del valore dell'exergia della comunità secondo le indicazioni di Jørgensen (2000).

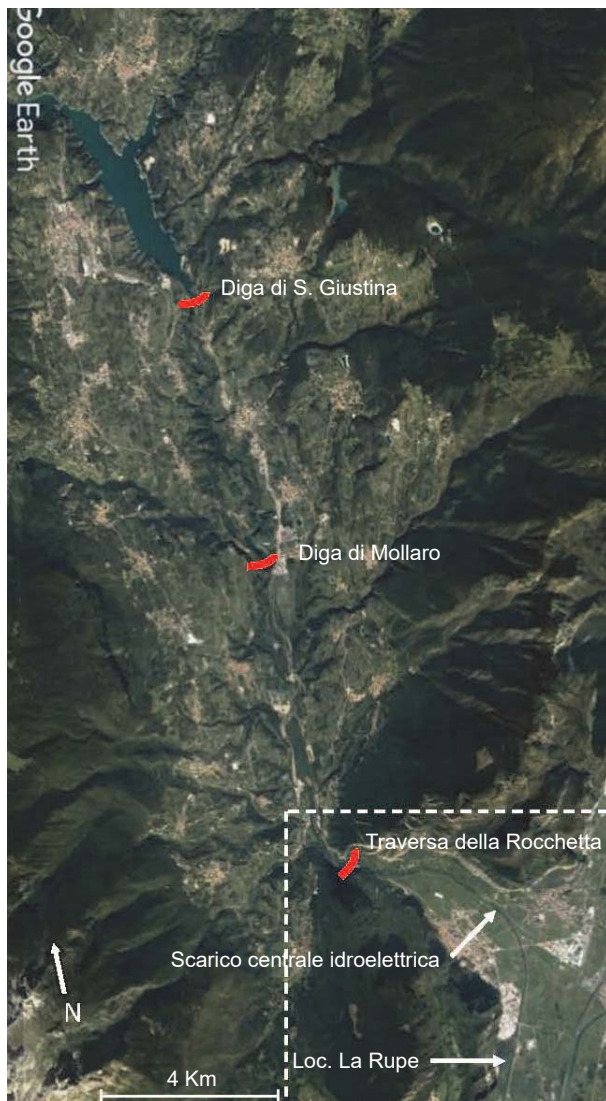


Fig. 1. Il fiume Noce nel tratto che attraversa la Val di Non. Sono visibili la diga di Santa Giustina (182 mln m³) da cui origina un invaso a bacino giornaliero, la diga di Mollaro, e lo sbarramento della Rocchetta. La linea tratteggiata delimita l'area di studio (foto da Google Earth, modificata).

In primo luogo sono stati applicati indici di similarità e di diversità per evidenziare differenze statisticamente significative tra la comunità bentonica rilevata *ante operam* e le tre situazioni *post operam*. In questo caso sono stati applicati quattro diversi indici, ovvero:

1) indice di similarità di **Sorensen** (Sorensen, 1948): misura la somiglianza tra due comunità rilevate e si basa su dati di presenza e assenza. Viene definito come il rapporto tra il numero di taxa condivisi in due siti e il numero di specie presente in ciascun sito.

$$S = \frac{2a}{2a + b + c}$$

dove :

a = numero di taxa comuni alle due comunità

b = numero di taxa presenti nella prima lista faunistica ma assenti nella seconda

c = numero di taxa presenti nella seconda lista faunistica ma assenti nella prima

Il risultato varia dal minimo di 0 (max diversità) a 1 (max similarità)

2) Indice di similarità di **Jaccard** (Jaccard, 1901): è simile al precedente ma non considera le co-assenze e si calcola come segue (valgono le stesse definizioni dell'indice sopraesposto):

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

3) Indice **Q di Yule** (Yule, 1900): è un indice di associazione per tabelle 2x2 basato su coefficienti bidirezionali o prodotto incrociato. Si risolve applicando il seguente algoritmo:

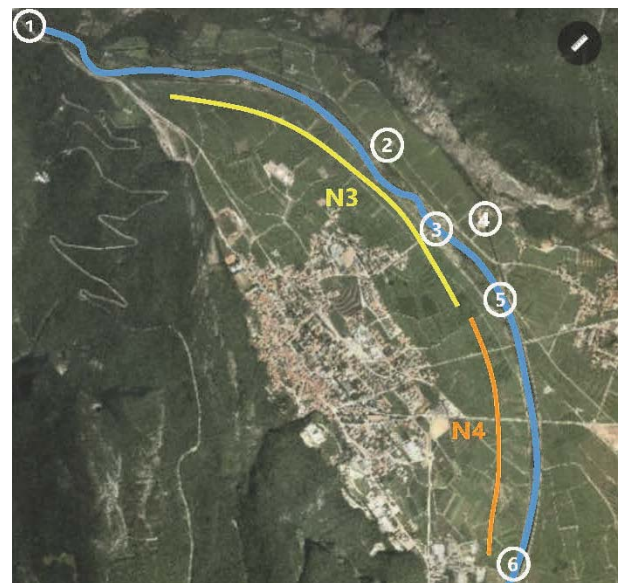


Fig. 2. Area di studio: i tratti su cui è stata svolta l'indagine sono identificati con le sigle N3 e N4 (spiegazioni nel testo). 1: chiusa della Rocchetta. 2: maso Oliva. 3: ponte delle Fusine. 4: centrale alimentata dal bacino di Mollaro. 5: scarico della centrale nel Noce. 6: località La Rupe.

$$Q = \frac{ad - bc}{ad + bc}$$

Dove per **a, b, c**, valgono le suddette definizioni mentre il parametro **d** riguarda i taxa mancanti in una ipotetica lista faunistica del luogo.

Il risultato varia da -1 (min associazione) a +1 (max associazione).

4) Indice **r(phi)**: molto usato in psicometria (Ercolani *et al.*, 2001) misura la correlazione tra due variabili di tipo categoriale che abbiano solo due modalità di risposta (es. assente/presente) in una tabella 2x2 del tipo:

	V (vero)	F (falso)	tot
V (vero)	Fvv	Ffv	p
F (falso)	Fvf	Fff	q
	P'	q'	N

e poi applicando il seguente algoritmo:

$$r(phi) = \frac{(Fvv * Fff) - (Fvf * Ffv)}{\sqrt{p * p' * q * q'}}$$

La presenza di differenze statisticamente significative è stata verificata utilizzando la tabella del χ^2 .

Si è proceduto nell'analisi dei rapporti tra taxa di macroinvertebrati in funzione del loro ruolo trofico (RT) e dei loro rapporti, come riportato in tabella I.

Per completare l'analisi ci si è affidati alla ricerca e valutazione della exergia (Silow, 2004) dell'ecosistema acquatico del fiume Noce nei tratti a valle dello sbarramento della Rocchetta (N3), a valle

dell'immissione di acqua da parte della centrale di Mezzocorona (N4).

L'exergia misura l'energia libera di un sistema con i contributi di tutte le componenti inclusa l'energia degli organismi.

La misura per l'exergia in ecologia include anche un fattore per valutare la "complessità" delle specie ecologiche. Exergia è misurata kj/g ed è esprimibile come segue (Jørgensen, 1995).

$$Ex = \sum_{n=1}^N Ci \beta_i$$

Dove:

Ci = concentrazione della biomassa all'i-esimo componente

β_i = fattore che esprime l'exergia posseduta dall'i-esimo componente in base alla sua energia chimica e informazione contenuta nel DNA.

I coefficienti β per i diversi gruppi trofici dei macroinvertebrati sono (Jørgensen, 2002):

raccoglitori (R) = 30

tritutori (T) = 32,5

filtratori (F) = 35

predatori (P) = 47

raschiatori (S) = 35

Tali valori sono unità di detrito equivalente rispetto al valore base β del detrito che è considerato pari a uno (Fonseca, 2000).

Accanto alla exergia totale, definita anche ecoexergia, è utile conoscere anche la *Exergia strutturale o speciale* intesa come Ex divisa per la biomassa, ovvero:

Tab. I. Nella tabella sono riportati i diversi rapporti tra Ruoli Trofici (RT) e il loro significato in termini di valori ecosistemici e funzionali di un corso d'acqua, oltre ai limiti di normalità o discrepanza (Merrit *et al.*, 2007). F= filtratori; R= raccoglitori; S= raschiatori; T= tritutori; P= predatori.

Parametri ecosistemici	Ruoli trofici	limiti	valutazioni
auto/etero	$\frac{S}{(T + R + F)}$	>0,75	Sistema autotrofo – Sistema eterotrofo dipende dall'apporto di sostanza organica alloctona
CPOM/FPOM	$\frac{T}{(R + F)}$	>0,25	Normale associazione tra tritutori collegati con il sistema ripario estivo. Tratto con tritutori estivi: specie favorite dal basso tempo di demolizione delle foglie
TFPOM/BFPOM	$\frac{F}{(T + R)}$	>0,50	Alto carico di FPOM – trasporto di FPOM in sospensione arricchito da inusuale particolato. La presenza di Philopotamidae indica presenza di FPOM molto fine.
Stabilità alveo	$\frac{(S + F)}{(T + R)}$	>0,50	Substrato stabile. Alta stabilità del fondo con numerosi habitat per il benthos
Controllo top down	$\frac{P}{(T + R + F + S)}$	0,10-0,20	Tipica situazione preda/predatore

Tab. II. Rappresentazione delle presenze-assenze di vari taxa di macroinvertebrati. Si riporta anche l'indicazione del ruolo trofico di ogni taxa. I valori delle presenze sono riferiti ai due punti N3 e N4 e, per ciascuno, ai 4 campionamenti (1 *ante* e 2, 3 e 4 *post operam*).

			N31	N32	N33	N34	N41	N42	N43	N44	ideale
PLECOPTERA	<i>Amphinemura</i>	T	0	0	0	0	0	1	0	1	1
	<i>Brachyptera</i>	S	1	1	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Leuctra</i>	T	1	1	1	1	0	1	1	1	1
	<i>Protonemoura</i>	T	0	0	0	1	0	0	0	0	1
EPHEMEROPTERA	<i>Baetis</i>	R	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Ecdyonurus</i>	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Epeorus</i>	S	1	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Ephemerella</i>	R	1	1	1	1	0	1	1	1	1
	<i>Paraleptophlebia</i>	R	1	1	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Rhithrogena</i>	R	1	1	1	0	1	1	0	0	1
TRICHOPTERA	Glossosomatidae	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Goeridae	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Hydropsychidae	F	1	1	1	1	1	1	0	1	1
	Limnephilidae	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Odontoceridae	T	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	Polycentropodidae	F	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	Rhyacophilidae	P	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Sericostomatidae	T	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	COLEOPTERA	Dytiscidae (larve)	P	1	1	1	1	1	0	0	1
	Elminthidae	R	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DIPTERA	Athericidae	P	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	Chironomidae (larve)	R	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Empididae	P	1	0	1	1	1	0	0	0	1
	Ephydriidae	R	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	Limoniidae	P	1	1	1	1	0	0	0	0	1
	Psycodidae	R	0	1	0	0	0	1	0	1	1
	Simuliidae (larve)	F	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Tipulidae	T	0	0	0	0	1	0	0	0	1
OLIGOCHAETA	Lumbricidae	R	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Lumbriculidae	R	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Naididae	R	0	0	1	0	0	0	1	0	1
		Tubificidae	R	0	0	0	0	0	1	1	1
HIRUDINEA	<i>Dina</i>	P	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Glossiphonia</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Helobdella</i>	P	0	0	0	0	1	0	0	0	1
CRUSTACEA	Asellidae	T	1	1	0	0	1	1	1	1	1
	Gammaridae	T	1	1	1	0	1	1	1	1	1
TURBELLARIA	<i>Dugesia</i>	P	0	0	0	0	1	1	1	1	1
	<i>Polycelis</i>	P	1	1	1	1	1	1	1	1	1
BIVALVA	<i>Pisidium</i>	F	0	1	0	1	0	0	0	1	1
GASTEROPODA	<i>Ancylus</i>	S	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	<i>Lymnaea</i>	S	0	0	1	1	0	0	1	1	1
	<i>Physa</i>		0	0	0	1	0	0	0	1	1

$$stEx = \frac{\sum_{n=1}^N Ci \beta i}{\sum_{n=1}^N Ci}$$

Dimensionalmente la Ex espressa in UDE può a sua volta essere trasformata in kj/g moltiplicandola per 18,7 (Jørgensen *et al.*, 2004).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Verifica e valutazione dello stress ecosistemico

I dati delle liste faunistiche del rapporto sul monitoraggio *ante e post operam* fornito dalla Dolomiti-Edison sono stati aggregati in un'unica tabella riportandovi solo la presenza o assenza dei taxa, rispettivamente indicate

con i numeri 1 e 0 (Tab. II).

Nella tabella sono evidenziati anche i ruoli trofici dei taxa, oltre alla distinzione dei due punti di campionamento (N3, N4) e all'ordine temporale delle campagne di campionamento (N31, N32N44).

Tralasciando l'analisi IBE che è stata applicata correttamente e che non evidenzia differenze tra prima e dopo l'evento di svaso, sono stati applicati gli indici di similarità, differenza e associazione descritti nel paragrafo precedente. I risultati per i punti N3 e N4 sono riassunti rispettivamente nelle tabelle IIIa e IIIb.

Con qualunque indice di similarità, differenza o associazione utilizzato si ottengono dei valori che non evidenziano diversità tra le strutture della comunità di

Tab. IIIa. Applicazione dei diversi indici di similarità e associazione per la stazione N3. Le caselle indicate dall'incrocio delle "x" indica che i taxa sono presenti in entrambi i campioni, le caselle indicate dall'incrocio di "x" e "0" indicano che il numero dei taxa sono presenti solo in uno ("x") dei campioni, mentre quelle indicate dall'incrocio di due "0" indicano assenza di taxa in entrambi i campioni.

N31/N32	N31/N33	N31/N34																																				
<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">24</td><td style="text-align: center;">3</td><td style="text-align: center;">27</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">3</td><td style="text-align: center;">30</td><td style="text-align: center;">33</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">27</td><td style="text-align: center;">33</td><td style="text-align: center;">60</td></tr> </table>	x	0		24	3	27	3	30	33	27	33	60	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">23</td><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">28</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">33</td><td style="text-align: center;">38</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">28</td><td style="text-align: center;">38</td><td style="text-align: center;">66</td></tr> </table>	x	0		23	5	28	5	33	38	28	38	66	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">20</td><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">25</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">8</td><td style="text-align: center;">33</td><td style="text-align: center;">41</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">28</td><td style="text-align: center;">38</td><td style="text-align: center;">66</td></tr> </table>	x	0		20	5	25	8	33	41	28	38	66
x	0																																					
24	3	27																																				
3	30	33																																				
27	33	60																																				
x	0																																					
23	5	28																																				
5	33	38																																				
28	38	66																																				
x	0																																					
20	5	25																																				
8	33	41																																				
28	38	66																																				
$r_{(phi)}$ 0,798	$r_{(phi)}$ 0,690	$r_{(phi)}$ 0,594																																				
Q (Yule) 0,975	Q (Yule) 0,936	Q (Yule) 0,886																																				
Jaccard 0,800	Jaccard 0,697	Jaccard 0,606																																				
Sorensen 0,889	Sorensen 0,821	Sorensen 0,755																																				
N32/N33	N32/N34	N33/N34																																				
<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">21</td><td style="text-align: center;">7</td><td style="text-align: center;">28</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">6</td><td style="text-align: center;">34</td><td style="text-align: center;">40</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">27</td><td style="text-align: center;">41</td><td style="text-align: center;">68</td></tr> </table>	x	0		21	7	28	6	34	40	27	41	68	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">20</td><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">25</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">7</td><td style="text-align: center;">32</td><td style="text-align: center;">39</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">27</td><td style="text-align: center;">37</td><td style="text-align: center;">64</td></tr> </table>	x	0		20	5	25	7	32	39	27	37	64	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">22</td><td style="text-align: center;">9</td><td style="text-align: center;">31</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">1</td><td style="text-align: center;">32</td><td style="text-align: center;">33</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">23</td><td style="text-align: center;">41</td><td style="text-align: center;">64</td></tr> </table>	x	0		22	9	31	1	32	33	23	41	64
x	0																																					
21	7	28																																				
6	34	40																																				
27	41	68																																				
x	0																																					
20	5	25																																				
7	32	39																																				
27	37	64																																				
x	0																																					
22	9	31																																				
1	32	33																																				
23	41	64																																				
$r_{(phi)}$ 0,604	$r_{(phi)}$ 0,613	$r_{(phi)}$ 0,708																																				
Q (Yule) 0,889	Q (Yule) 0,896	Q (Yule) 0,975																																				
Jaccard 0,618	Jaccard 0,625	Jaccard 0,688																																				
Sorensen 0,764	Sorensen 0,769	Sorensen 0,815																																				

Tab. IIIb. Applicazione dei diversi indici di similarità e associazione per la stazione N4.

N41/N42	N41/N43	N41/N44																																				
<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">19</td><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">24</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">4</td><td style="text-align: center;">28</td><td style="text-align: center;">32</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">23</td><td style="text-align: center;">33</td><td style="text-align: center;">56</td></tr> </table>	x	0		19	5	24	4	28	32	23	33	56	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">17</td><td style="text-align: center;">5</td><td style="text-align: center;">22</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">6</td><td style="text-align: center;">28</td><td style="text-align: center;">34</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">23</td><td style="text-align: center;">33</td><td style="text-align: center;">56</td></tr> </table>	x	0		17	5	22	6	28	34	23	33	56	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">18</td><td style="text-align: center;">7</td><td style="text-align: center;">25</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">4</td><td style="text-align: center;">29</td><td style="text-align: center;">33</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">22</td><td style="text-align: center;">36</td><td style="text-align: center;">58</td></tr> </table>	x	0		18	7	25	4	29	33	22	36	58
x	0																																					
19	5	24																																				
4	28	32																																				
23	33	56																																				
x	0																																					
17	5	22																																				
6	28	34																																				
23	33	56																																				
x	0																																					
18	7	25																																				
4	29	33																																				
22	36	58																																				
$r_{(phi)}$ 0,671	$r_{(phi)}$ 0,592	$r_{(phi)}$ 0,611																																				
Q (Yule) 0,928	Q (Yule) 0,881	Q (Yule) 0,898																																				
Jaccard 0,679	Jaccard 0,607	Jaccard 0,621																																				
Sorensen 0,809	Sorensen 0,756	Sorensen 0,766																																				
N42/N43	N42/N44	N43/N44																																				
<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">20</td><td style="text-align: center;">2</td><td style="text-align: center;">22</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">4</td><td style="text-align: center;">26</td><td style="text-align: center;">30</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">24</td><td style="text-align: center;">28</td><td style="text-align: center;">52</td></tr> </table>	x	0		20	2	22	4	26	30	24	28	52	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">22</td><td style="text-align: center;">7</td><td style="text-align: center;">29</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">1</td><td style="text-align: center;">30</td><td style="text-align: center;">31</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">23</td><td style="text-align: center;">37</td><td style="text-align: center;">60</td></tr> </table>	x	0		22	7	29	1	30	31	23	37	60	<table border="1" style="margin: auto;"> <tr><td style="text-align: center;">x</td><td style="text-align: center;">0</td><td></td></tr> <tr><td style="text-align: center;">20</td><td style="text-align: center;">9</td><td style="text-align: center;">29</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">1</td><td style="text-align: center;">30</td><td style="text-align: center;">31</td></tr> <tr><td style="text-align: center;">21</td><td style="text-align: center;">39</td><td style="text-align: center;">60</td></tr> </table>	x	0		20	9	29	1	30	31	21	39	60
x	0																																					
20	2	22																																				
4	26	30																																				
24	28	52																																				
x	0																																					
22	7	29																																				
1	30	31																																				
23	37	60																																				
x	0																																					
20	9	29																																				
1	30	31																																				
21	39	60																																				
$r_{(phi)}$ 0,769	$r_{(phi)}$ 0,747	$r_{(phi)}$ 0,689																																				
Q (Yule) 0,970	Q (Yule) 0,979	Q (Yule) 0,970																																				
Jaccard 0,769	Jaccard 0,733	Jaccard 0,667																																				
Sorensen 0,870	Sorensen 0,846	Sorensen 0,800																																				

macroinvertebrati rilevata *ante* svaso e quelle *post* svaso sia nella stazione di campionamento N3 che N4. Gli stessi risultati sono riportati nella tabella IV in forma comparativa solo per i due indici più significativi di similarità (Sorensen) e associazione (Q_{Yule}).

Sebbene non sia stata registrata differenza significativa tra il campione pre svaso e i successivi campioni dal punto di vista delle presenze/assenze di taxa, si è proceduto a verificare se vi sono stati risvolti sui rapporti interni tra gruppi di Ruoli Trofici (RT).

In base ai rapporti percentuali tra i componenti dei diversi Ruoli Trofici (Tab. V e Fig. 3), si nota come nel punto N3 ci sia un chiaro aumento da febbraio a luglio dei raccoglitori a scapito soprattutto di filtratori che subiscono una forte contrazione numerica, mentre gli altri gruppi sembrano non risentire del fenomeno. Nel punto N4, invece, non si riscontrano particolari comportamenti indotti tant'è che possiamo affermare che nel tratto post immissione di acqua dalla centrale sembra che gli effetti dello svaso siano minimi, probabilmente a causa della diluizione e delle variazioni di portata (*hydropeaking*) che condizionano l'ambiente in modo

molto più consistente rispetto ad uno svaso estemporaneo. Perciò nel prosieguo dell'analisi ci riferiremo solo ai dati e risultati inerenti il punto N3 spesso indicato come sito "maso Oliva".

Poiché il campionamento è stato eseguito con un anticipo di 20 giorni rispetto allo svaso, avvenuto l'11 marzo, è ragionevole supporre che il monitoraggio sia stato pianificato nella convinzione che in questo lasso di tempo nulla sarebbe cambiato all'interno della comunità. Accettando questo assunto, riteniamo pertanto valida la situazione *ante* considerando il giorno 11 marzo come momento zero, per cui la sequenza dei campionamenti risulta la seguente:

Data	11 mar	23 mar	11 mag	20 lug
giorni	1	20	61	131

I valori numerici per ogni gruppo trofico nelle diverse date e punti sono riassunti nella tabella VI insieme ai rapporti dei Ruoli Trofici (Fig. 4).

Nel rapporto della Dolomiti Edison Energy le schede relative alle presenze bentoniche non riportano valori numerici precisi, se non per i valori bassi, ma riportano

Tab. IV. Visualizzazione in forma comparativa dei risultati di similarità ed associazione.

Sorensen	N31	N32	N33	N34
N31	1	0,941	0,821	0,755
N32		1	0,764	0,769
N33			1	0,815
N34				1

Sorensen	N41	N42	N43	N44
N41	1	0,809	0,756	0,766
N42		1	0,87	0,733
N43			1	0,800
N44				1

Q(yule)	N31	N32	N33	N34
N31	1	1,000	0,936	0,886
N32		1	0,889	0,896
N33			1	0,975
N34				1

Q(yule)	N41	N42	N43	N44
N41	1	0,928	0,881	0,898
N42		1	0,97	0,979
N43			1	0,970
N44				1

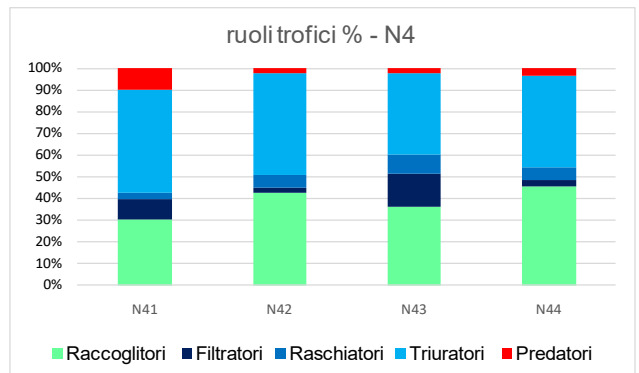
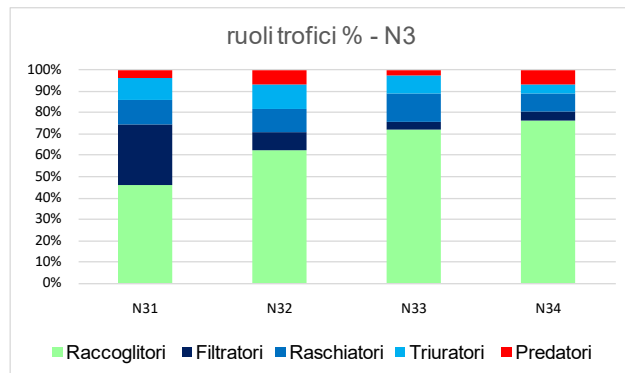


Fig. 3. Rappresentazione delle percentuali di ciascun Ruolo Trofico nei punti N3 e N4 nei 4 campionamenti.

stime del minimo, oppure figurano valori sicuramente superiori ad un numero minimo stabilito dal metodo. Quindi ci si trova di fronte a valori come >20 , >100 o addirittura >300 . In questo caso si è ritenuto di considerare il valore minimo assegnato come valore quantitativo anche se il valore reale poteva essere superiore creando una condizione di uniformità unanime.

Dai risultati (Tab. VI e Fig. 4) si evince che nel punto N3 (loc. maso Oliva) esiste un evidente calo dei rapporti $(S+F)/(T+R)$ e $F/(S+R)$ passando dalla condizione ante svaso a quella rilevata in luglio, mentre gli altri rapporti non subiscono modificazioni significative. Nel caso N4 l'unica nota è il calo nel campione di maggio del rapporto $T/(R+F)$ a favore dei rapporti $(S+F)/(T+R)$ e $F/(S+R)$.

Come già detto in precedenza, ci soffermiamo ad analizzare solo le variazioni del punto N3 in quanto nel punto N4 l'*hydropeacking* indotto dallo scarico della centrale gioca un ruolo importante per cui non è facile distinguere gli effetti da quelli dovuti allo svaso.

Il calo del rapporto $(S+F)/(T+R)$ ci informa che la stabilità del fondo è soggetta a pressioni che influenzano la stabilità degli habitat (vedi Tab. I), inoltre il calo del rapporto $F/(S+R)$ indica la presenza di sedimento fine in sospensione, veicolato da monte dopo lo svaso.

Queste condizioni hanno influito sulla presenza numerica dei taxa bentonici, causando il drastico calo dei filtratori (Fig. 5), mentre gli altri gruppi mostrano lievi oscillazioni giudicabili nella norma e quindi poco significative.

Tab. V. Rappresentazione delle presenze percentuali dei diversi R.T. nei punti N3 e N4. Presenze numeriche dei diversi gruppi R.T. dove le sigle si riferiscono ai diversi R.T., ovvero: R = raccoglitori, F = filtratori, S = raschiatori, T = trituratori, P= predatori. N31 = punto 3 e data 23 febbraio. N32 = punto 3 e data 30 marzo. N33 = punto 3 e data 11 maggio. N34 = punto 3 e data 20 luglio. Così vale anche per il punto N4.

	N31	N32	N33	N34
Raccoglitori	0,46	0,63	0,72	0,76
Filtratori	0,29	0,08	0,04	0,04
Raschiatori	0,12	0,11	0,13	0,09
Trituratori	0,10	0,12	0,08	0,04
Predatori	0,04	0,06	0,02	0,07
Densità tot	1,00	1,00	1,00	1,00

	N41	N42	N43	N44
Raccoglitori	0,30	0,43	0,36	0,46
Filtratori	0,09	0,02	0,15	0,03
Raschiatori	0,03	0,06	0,09	0,06
Trituratori	0,47	0,47	0,37	0,43
Predatori	0,10	0,02	0,03	0,03
Densità tot	1,00	1,00	1,00	1,00

Tab. VI. Presenze numeriche nei punti N3 (a sinistra) e N4 (a destra) degli individui bentonici suddivisi per Ruoli Trofici e rapporti tra gruppi di ruoli trofici. Per il significato dei limiti si veda la Tab. I.

data	11-mar	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
F	300	61	20	24
P	41	47	11	38
R	479	457	393	421
S	123	80	72	47
T	102	84	46	22
	1045	729	542	552

data	11-mar	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
F	51	12	100	17
P	55	12	19	21
R	167	232	264	293
S	17	32	64	38
T	262	252	271	273
	552	540	718	642

data	11-mar	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
S/(T+R+F)	0,14	0,13	0,16	0,10
T/(R+F)	0,13	0,16	0,11	0,05
F/(S+R)	0,50	0,11	0,04	0,05
(S+F)/(T+R)	0,73	0,26	0,21	0,16
P/(F+R+S+T)	0,04	0,07	0,02	0,07

LIMITI

 $>0,75$ aut $>0,5, >0,25$ $>0,5$ $>0,5$

0,1-0,2

data	11-mar	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
S/(T+R+F)	0,04	0,06	0,10	0,07
T/(R+F)	1,20	1,03	0,74	0,88
F/(S+R)	0,28	0,05	0,30	0,05
(S+F)/(T+R)	0,16	0,09	0,31	0,10
P/(F+R+S+T)	0,11	0,02	0,03	0,03

Se consideriamo l'andamento delle presenze di filtratori e lo confrontiamo con i valori dei rapporti tra ruoli trofici della tabella 2 si ottengono dei valori di correlazione molto alti, ovvero $r = 0,999$ tra filtratori e $F/(S+R)$ e $r = 0,997$ tra filtratori e $(S+F)/(T+R)$, a conferma dell'esistenza di uno stress ecosistemico che coinvolge una parte del benthos e le caratteristiche trofiche del corso d'acqua.

Risulta evidente come i valori totali delle presenze reali esposte nella tabella VII mostrano una aderenza quasi perfetta tra i valori reali e quelli fittati dalla curva (Fig. 6); esiste tra le due sequenze una correlazione molto alta sebbene i campioni siano pochi, ovvero $r = 0,9998$ con $p < 0,01$ e, simmetricamente, il test t-Student dimostra che le differenze tra le due sequenze sono dovute al caso per lo 0.001% e che le stesse appartengono per il 99.98% dei casi alla stessa popolazione numerica.

Per la verità, l'aderenza tra dati reali e teorici vale solo per i primi 131 giorni (ultima data di verifica post svaso) ma c'è da aspettarsi che poi la curva tenda a ritornare verso i valori iniziali e non tendere asintoticamente a zero. In questo caso possiamo dire che esiste uno stress temporaneo sull'insieme dei R.T. che prosegue fino al

131° giorno dalla data dello svaso.

Inoltre, vista la scarsa rappresentatività dei dati a valle dello scarico, in quanto non si riescono a distinguere gli effetti dello svaso da quelli dell'*hydropeaking*, d'o-

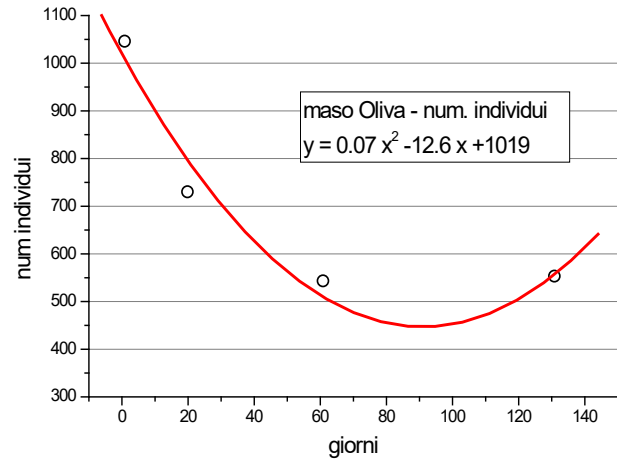


Fig. 6. Curva di interpolazione dei valori di presenza totali di individui macrobentonici riferiti ai dati della stazione "maso Oliva".

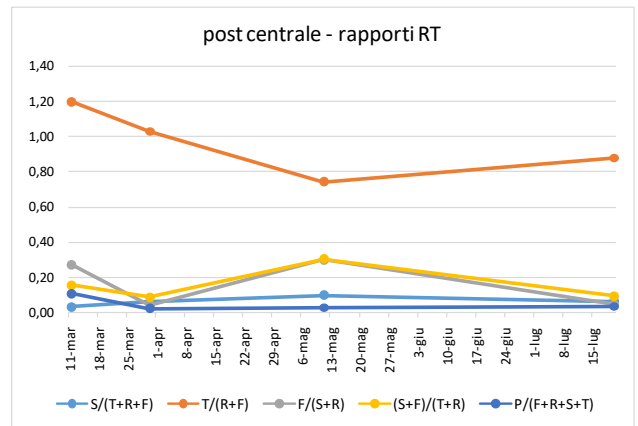
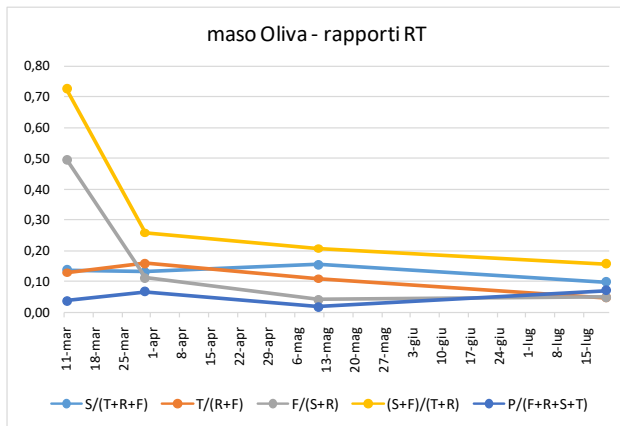


Fig. 4. Rappresentazione dei rapporti tra R.T. degli individui bentonici nella stazione maso Oliva e a valle dello scarico della centrale.

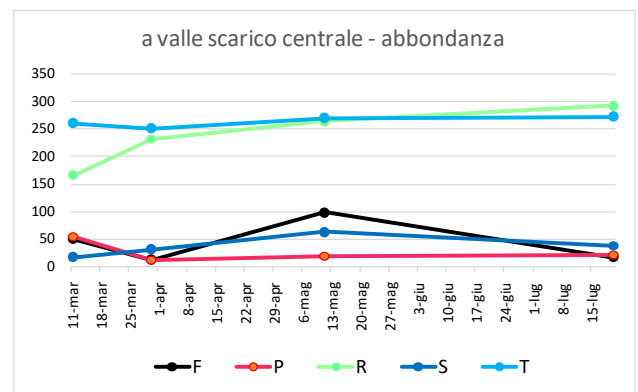
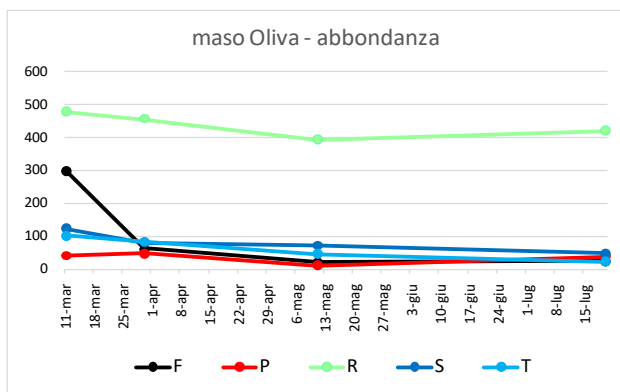


Fig. 5. Andamento nel tempo delle presenze numeriche dei diversi gruppi di R.T. nei due punti di campionamento: N3 = maso Oliva, N4 = valle scarico della centrale. F=filtratori, P=predatori, R=raccoglitori, S=raschiatori, T=tritatori.

ra in poi considereremo solo i dati del tratto a monte, identificato come loc. maso Oliva.

Infatti nella tabella VII si riportano i dati riferiti al tratto ponte delle Fusine - Rocchetta (maso Oliva).

In casi come questi, dove si manifesta evidente una scarsa resilienza, sarebbe stato utile ripetere il monitoraggio almeno fino all'inizio del recupero numerico dei diversi taxa, per capire meglio l'entità dello stress dall'andamento della probabile curva a sacco e individuare l'ampiezza, la malleabilità e l'elasticità.

Questa limitazione ci impone di ragionare in termini di tempo solo fino al 131 giorno o poco più, ovvero sul lasso di tempo dalla data dello svaso all'ultima campagna di monitoraggio (luglio). Perciò d'ora in avanti considereremo solo questo spazio temporale accettando il fatto (molto presumibile) che la comunità bentonica non sia cambiata dalla data *ante facto*, cioè 28 febbraio, rispetto a quella dello svaso (11 marzo)

Analisi dell'energia di sistema o eco-exergia

Come affermato nella procedura esposta precedentemente, l'exergia di un sistema è la misura della sua deviazione dall'equilibrio termodinamico con l'ambiente, e rappresenta la massima capacità di energia per svolgere il mantenimento dell'equilibrio (con irreversibilità), incrementando l'entropia a spese dell'exergia (Ludovisi, 2009).

Nella tabella VIII si riportano i valori di lunghezza dei singoli individui riscontrati nei campioni eseguiti come monitoraggio nei due punti (N3 e N4) espressi in millimetri (L), la biomassa in milligrammi (B) di ognuno ottenuta attraverso i fattori di conversione secondo le indicazioni in bibliografia (Benke *et al.*, 1999). Accanto a questi valori è riportato anche il coefficiente β di calcolo della exergia come indicato da Jørgensen (2002).

Perciò accanto al valore numerico di presenza dei diversi taxa, per facilitare la comprensione, è indicato anche il valore di exergia di ogni presenza, o almeno per i taxa di cui si dispone di dati per il calcolo. Il valore dell'exergia è qui espresso in unità di exergia relativa (UE), riferito cioè al contenuto di exergia del detrito che è stato assunto come riferimento pari a uno (UE

Tab. VII. Andamento nel tempo delle presenze di vari taxa suddivisi in Ruoli Trofici nel tratto maso Oliva.

giorni	1	20	61	131
F	300	61	20	24
P	41	47	11	38
R	479	457	393	421
S	123	80	72	47
T	102	84	46	22
tot	1046	749	603	683

detrito = 1).

Chiaramente, dal punto di vista dimensionale, l'exergia è riferita ai milligrammi, o grammi, di biomassa, ma per meglio comprendere il peso della stessa si è assunto che la quantità di individui di ogni campione sia riferito a un metro quadro di fondo in quanto si suppone che questa sia l'area di prelievo campionario in ogni punto eseguito con il retino immanicato per l'indice IBE. Perciò l'exergia descritta sarà considerata per metro quadro.

Nelle tabelle IX e X sono riportati i valori sinottici della tabella precedente per ogni ruolo trofico e riferiti rispettivamente alla biomassa e alle Unità di Exergia (UE/g), mentre nella tab. XI si riporta il valore dell'exergia (in kJ/m^2) per ogni singola data di campionamento; tuttavia il conto dei giorni è stato calcolato partendo dalla data dello svaso e questo determina una apparente discordanza.

Come evidenziato nelle tabelle e nella figura 7, l'andamento nel tempo è in calo per alcuni ruoli trofici, mentre per altri (raschiatori e predatori) è sostanzialmente immutato. Particolarmente manifesto è il calo dei filtratori e della exergia a loro associata.

Queste risposte allo stress sono confermate anche a

Tab. IX. Valori della biomassa totale per gruppi di Ruolo Trofico espressi in g/m^2 riferiti alla stazione di rilevamento N3 (loc. maso Oliva).

biomassa	11/3/19	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
F	1,02	0,22	0,07	0,07
P	0,10	0,07	0,02	0,09
R	1,26	1,25	1,02	1,12
S	0,04	0,04	0,05	0,03
T	0,45	0,27	0,21	0,17
tot	2,86	1,84	1,37	1,49

Tab. X. Valori totali di exergia riferiti alla stazione di rilevamento N3 (loc. maso Oliva) con indicazione per ogni ruolo trofico l'exergia in unità di su grammo (UE/g). L'unità base è l'exergia del detrito che vale 1.

UE	11/3/19	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
F	35,6	7,6	2,5	2,5
P	4,5	3,3	1,1	4,4
R	37,8	37,4	30,6	33,6
S	1,3	1,4	1,8	1,1
T	14,8	8,6	6,7	5,6
tot	94,0	58,3	42,8	47,2

Tab. VIII. Valori di lunghezza media in mm (L) degli individui riscontrati nei diversi campioni, loro biomassa in UE/mg (B) e coefficiente β relativo, per il calcolo della exergia singola (Ex), riferiti alle varie fasi di monitoraggio (23 febbraio momento zero).

	β	L mm	B mg	maso Oliva						post scarico centrale												
				23-feb-19		30-mar		11-mag		20-lug		23-feb		30-mar		11-mag		20-lug				
				num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g	num	Ex UE/g			
Hydropsychidae	F	35	7	2,95	200	20,67	30	3	10	1,03	10	1,03	10	1,03	1	0,10	0	0,00	0	0,00	3	0,3
Polycentropodidae	F	35	15	2,74	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,10
Simuliidae	F	35	8	4,27	100	14,96	30	4,49	10	1,50	10	1,50	10	1,50	50	7,48	10	1,50	100	14,96	10	1,50
<i>Pistidium</i>	F	35	7		0	0,00	1	0,00	0	0,00	4	0,00	4	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,00
Rhyacophilidae	P	47	20	2,55	30	3,60	20	2,40	3	0,36	10	1,20	10	1,20	10	1,20	1	0,12	5	0,60	4	0,48
Dytiscidae	P	47	2	2,89	3	0,41	3	0,41	3	0,41	20	2,72	20	2,72	1	0,14	0	0,00	0	0,00	3	0,41
Athericidae	P	47	23	2,62	1	0,12	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Empididae	P	47	6	2,57	1	0,12	0	0,00	2	0,24	2	0,24	2	0,24	3	0,36	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Limoniidae	P	47	10	2,63	2	0,25	4	0,49	1	0,12	2	0,25	2	0,25	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Dina</i>	P	47	25		1	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Glossiphonia</i>	P	47	25		0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,00
<i>Helobdella</i>	P	47	8		0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Crenobia</i>	P	47	5	2,20	0	0,00	0	0,00	1	0,10	1	0,10	1	0,10	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Dugesia</i>	P	47	5	2,20	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	20	2,06	10	1,03	10	1,03	10	1,03
<i>Polycelis</i>	P	47	5	2,20	3	0,31	20	2,06	1	0,10	3	0,31	3	0,31	20	2,06	1	0,10	4	0,41	1	0,10
<i>Baetis</i>	R	30	9	2,91	300	26,18	300	26,18	300	26,18	300	26,18	300	26,18	100	8,73	100	8,73	100	8,73	30	2,62
<i>Ephemerella</i>	R	30	7	2,73	1	0,08	30	2,46	10	0,82	50	4,10	50	4,10	0	0,00	6	0,49	1	0,08	200	16,38
<i>Paraleptophlebia</i>	R	30	8	2,71	5	0,41	2	0,16	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
<i>Rhithrogena</i>	R	30	14	2,75	50	4,12	30	2,47	10	0,82	0	0,00	0	0,00	1	0,08	4	0,33	0	0,00	0	0,00
Elminthidae	R	30	2	2,93	10	0,88	30	2,64	6	0,53	10	0,88	10	0,88	3	0,26	6	0,53	4	0,35	10	0,88
Chironomidae	R	30	16	2,63	100	7,89	50	3,95	50	3,95	50	3,95	50	3,95	50	3,95	100	7,89	100	7,89	20	1,58
Ephydriidae	R	30	3	2,62	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Psychodidae	R	30	10	2,63	0	0,00	1	0,08	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,08	0	0,00	1	0,08
Lumbricidae	R	30	60		3	0,00	3	0,00	3	0,00	1	0,00	1	0,00	3	0,00	3	0,00	3	0,00	2	0,00

(segue)

	β	L mm	B mg	maso Oliva												post scarico centrale									
				23-feb			30-mar			11-mag			20-lug			23-feb		30-mar		11-mag		20-lug			
				num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	num	Ex UE/g	UE/g	
Lumbriculidae	R	30	60	10	0,00	0,00	10	0,00	0,00	10	0,00	0,00	10	0,00	0,00	10	0,00	0,00	50	0,00	0,00	10	0,00	0,00	
Naididae	R	30	5	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	4	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,00	0	0,00	0,00	
Tubificidae	R	30	20	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	2	0,00	0,00	5	0,00	0,00	20	0,00	0,00	
Brachyptera	S	35	8	2	0,19	0,10	1	0,10	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,79	
Ecdyonurus	S	35	14	100	9,92	4,96	50	4,96	2,98	30	2,98	0	0,00	0,00	0,00	10	0,99	0,00	4	0,40	0,00	8	0,79	0,00	
Epeorus	S	35	14	3	0,30	0,00	0	0,00	0,00	1	0,10	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	
Glossosomatidae	S	35	10	3	0,36	1,70	14	1,70	0,49	4	0,49	2	0,24	0,24	10	1,22	0,24	50	6,08	6,08	20	2,43	0,40	0,40	
Goeridae	S	35	8	5	0,50	1,10	11	1,10	0,40	4	0,40	4	0,40	0,40	10	1,00	0,40	5	0,50	0,50	4	0,40	0,40	0,40	
Ancylus	S	35	4	10	0,00	0,00	4	0,00	0,00	7	0,00	1	0,00	0,00	2	0,00	0,00	4	0,00	0,00	4	0,00	0,00	0,00	
Lymnaea	S	35	12	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,00	1	0,00	0,00	0,00	
Physa	S	35	16	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,00	0,00	
Amphinemura	T	32,5	8	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	
Leuctra	T	32,5	10	30	2,67	0,98	11	0,98	0,89	10	0,89	0	0,00	0,00	1	0,09	0,00	1	0,09	0,00	3	0,27	0,00	0,00	
Protonemoura	T	32,5	8	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,09	1	0,09	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	
Limnephilidae	T	32,5	22	30	2,90	2,90	30	2,90	0,48	5	0,48	30	2,90	2,90	30	2,90	0,00	0,00	50	4,83	4,83	30	2,90	2,90	
Odontoceridae	T	32,5	22	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	2	0,20	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	
Sericostomatidae	T	32,5	16	30	2,73	2,73	30	2,73	0,55	6	0,55	30	2,73	2,73	20	1,82	1,82	20	1,82	1,82	10	0,91	0,91	0,91	
Tipulidae	T	32,5	23	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	2	0,18	0,18	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	
Asellidae	T	32,5	5	2	0,19	0,29	3	0,29	0,00	0	0,00	0	0,00	0,00	100	9,66	9,66	100	9,66	9,66	200	19,33	19,33	19,33	
Gammaridae	T	32,5	10	10	1,22	1,22	10	1,22	0,00	0	0,00	3	0,37	0,37	100	12,19	12,19	100	12,19	12,19	30	3,66	3,66	3,66	
Totale				1045	101	67	729	67	48	542	47	552	48	48	56	540	51	70	718	70	642	56	56	56	56
									93,07																

livello totale e presentano un andamento particolare, con cali evidenti nei primi 90 giorni circa dopo lo svaso per poi dimostrare una leggera ripresa. La curva della exergia ricalca, ovviamente, quella espressa dai valori totali di individui confermando graficamente un comportamento come una curva a sacco (Fig. 8) che possa riportare il livello dell'exergia alla quota ante svaso, senza però poter sapere se lo stato finale avrà

Tab. XI. Valori dell'exergia per ogni Ruolo Trofico espressi in kJ/m^2 riferiti ai dati della stazione N3 (loc. maso Oliva). Si ricorda che l'unità di exergia del detrito vale $18,7 \text{ kJ}$ (Fonseca *et al.*, 2000; Jørgensen *et al.*, 2004).

	11-3-19	30-mar	11-mag	20-lug
giorni	1	20	61	131
F	666	142	47	47
P	84	62	21	82
R	707	699	572	628
S	24	26	33	20
T	276	161	126	104
Tot	1757	1089	799	882

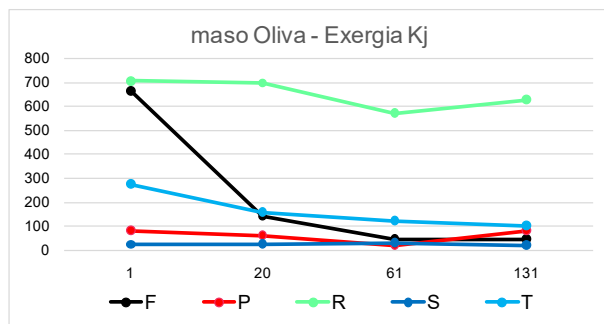


Fig. 7. Andamento della exergia di ogni R.T. espressa in kJ/m^2 .

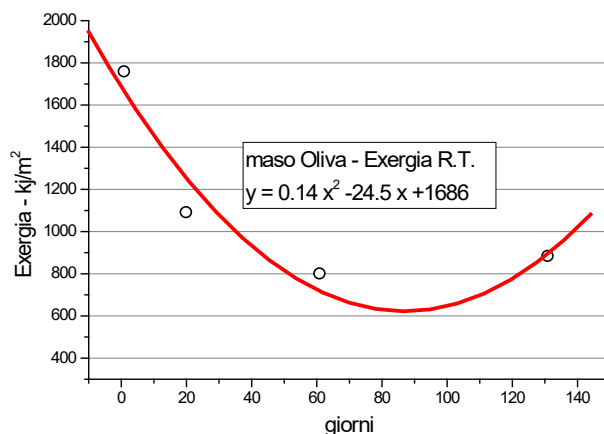


Fig. 8. Curva interpolante i dati di exergia del totale dei Ruoli Trofici (kJ/m^2) e simulante una curva a sacco con una aderenza correlativa $r = 0,928$.

una certa malleabilità o se ritornerà allo stesso livello. Se avessimo disposto di analisi che vanno oltre il 20 luglio, avremmo potuto rappresentare la curva completa e discutere sulla capacità resiliente del fiume, sulla sua efficienza di recupero e funzionalità, ma con i dati in possesso si può solo ipotizzare e speculare sugli scenari oltre tale data.

Il comportamento descritto è facilmente comprensibile osservando la figura 8 che illustra, appunto, il contenuto di exergia nel tempo con la curva polinomiale che più si approssima e presenta un minimo al giorno 88 a quota 614 kJ/m^2 .

Nella tabella XII si riportano i dati di exergia totale (Ex) e exergia strutturale (stEx) dopo la trasformazione in kilojoule ottenuti moltiplicando i valori UE per 18,7 che è il valore UE del detrito espresso in kJ (Jørgensen, 2002).

Dalla letteratura sappiamo che l'energia strutturale stEx rappresenta la risposta ecologica allo stress e il suo andamento ci può dare utili informazioni. Cosicché sappiamo che la stEX rimane stabile o aumenta nel caso di presenza di composti alloctoni che possono essere metabolizzati dall'ecosistema in tempi brevi, o quando può adattarsi alla nuova situazione con cambiamenti strutturali sempre in breve tempo. Spesso il calo di exergia negli ambienti lenticci è associato ad un processo di eutrofizzazione e di cambio della struttura della comunità di viventi (Lodovisi e Poletti, 2003).

Viceversa, nel caso di un calo di stEX siamo di fronte alla incapacità del sistema di adattarsi alla novità o almeno di adattarsi nel lungo periodo, dimostrando inoltre irreversibilità dei mutamenti dell'ecosistema a breve termine (Silow *et al.*, 1998).

Nel nostro caso si osserva un chiaro calo, come del resto intuibile dato i valori di Ex, con una leggera ripresa come già osservato in precedenza, a conferma della scarsa capacità resiliente del corso d'acqua in questo tratto.

Analisi della perdita del Servizio Ecosistemico

Nel capitolo precedente abbiamo definito la perdita di exergia in kJ/m^2 della comunità di macroinvertebrati del tratto di fiume definito come località maso Oliva. La

Tab. XII. Espressione della exergia totale e strutturale del tratto di fiume in località maso Oliva espressa in kilojoule per metro quadro.

giorni	Ex	stEx
1	1757	1085
20	1089	719
61	799	509
131	882	519

tabella XI illustra bene la situazione, da un contenuto di exergia iniziale pari a 1757 kj/m² di alveo bagnato fino a 882 kj/m² dopo 131 giorni dallo svaso con una perdita continua fino al giorno 88 quando tocca il minimo di 614 kj/m². La quantificazione in kj/m² totale risulta essere la somma delle perdite giornaliere almeno fino al giorno 88 (minimo) senza considerare l'ipotizzabile ripresa dopo tale limite, quindi siamo in condizione minima di sicurezza dell'analisi.

La perdita giornaliera non è costante in quanto è rappresentata da una curva, come indicato nella figura 8, perciò utilizzeremo l'informazione della polinomiale per conoscere la perdita media giornaliera di exergia.

Nella tabella XIII si riportano i valori di exergia, come da equazione della curva, giorno per giorno con a fianco la differenza tra ogni giorno e il giorno precedente, definita come *delta* (Δ).

I valori dei *delta* ottenuti sono stati riportati su un grafico e descrivono una retta (Fig. 9). Conseguentemente si può rimarcare che il calo giornaliero, massimo nei primi giorni dallo svaso e minimo verso il giorno

88, la cui differenza e media dei delta (=12,33) sono costanti, corrisponde al giorno 44 il cui contenuto di exergia è pari a 783 kj/m². Perciò la perdita di exergia nell'arco di 88 giorni è 783 kj/m² * 88 giorni, pari a 68.904 kj/m².

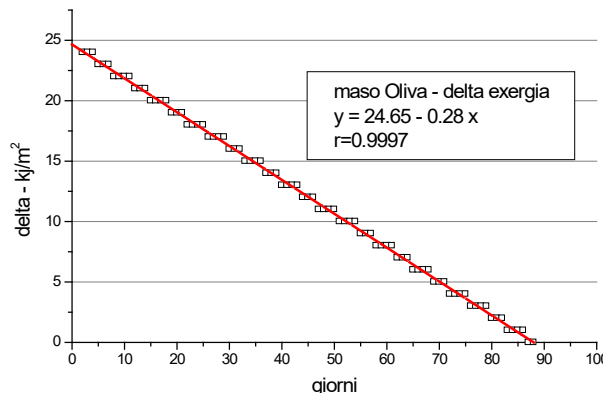


Fig. 9. Rappresentazione delle differenze giornaliere dei valori di exergia dal giorno 1 al giorno 88.

Tab. XIII. Valori di exergia giorno dopo giorno fino al giorno del minimo della curva.

giorni	kJ/m ²	Δ	giorni	kJ/m ²	Δ	giorni	kJ/m ²	Δ	giorni	kJ/m ²	Δ
1	1662	0	23	1197	18	45	867	12	67	673	6
2	1638	24	24	1179	18	46	855	12	68	667	6
3	1614	24	25	1161	18	47	844	11	69	662	5
4	1590	24	26	1144	17	48	833	11	70	657	5
5	1567	23	27	1127	17	49	822	11	71	652	5
6	1544	23	28	1110	17	50	811	11	72	648	4
7	1521	23	29	1093	17	51	801	10	73	644	4
8	1499	22	30	1077	16	52	791	10	74	640	4
9	1477	22	31	1061	16	53	781	10	75	636	4
10	1455	22	32	1045	16	54	771	10	76	633	3
11	1433	22	33	1030	15	55	762	9	77	630	3
12	1412	21	34	1015	15	56	753	9	78	627	3
13	1391	21	35	1000	15	57	744	9	79	624	3
14	1370	21	36	985	15	58	736	8	80	622	2
15	1350	20	37	971	14	59	728	8	81	620	2
16	1330	20	38	957	14	60	720	8	82	618	2
17	1310	20	39	943	14	61	712	8	83	617	1
18	1290	20	40	930	13	62	705	7	84	616	1
19	1271	19	41	917	13	63	698	7	85	615	1
20	1252	19	42	904	13	64	691	7	86	614	1
21	1233	19	43	891	13	65	685	6	87	614	0
22	1215	18	44	879	12	66	679	6	88	614	0

CONCLUSIONI

Nel presente lavoro si sono utilizzati i dati risultanti dal monitoraggio e controllo eseguito da Dolomiti-Edison in occasione dello svasso della diga di Mollaro per effettuare una elaborazione più articolata rispetto alla valutazione della qualità dell'ecosistema secondo i metodi indicati dalla normativa vigente.

Infatti i metodi di valutazione della qualità biologica del corso d'acqua attualmente indicati dalla normativa sono in grado di rispondere alla domanda "qual è la qualità dell'ambiente acquatico" ma non sono adatti a quantificare economicamente l'entità dello stress e l'impatto sull'ecosistema. In buona sostanza non sono lo strumento adatto per la valutazione del Servizio Ecosistemico.

Per questa ragione si è intrapresa una strada diversa, basata sui ruoli trofici e, soprattutto, sull'esame dell'energia interna al sistema in forma termodinamica, cioè sull'esame dell'exergia. Tale approccio ha dovuto però fare i conti con alcune debolezze dei dati di partenza come, ad esempio, la mancanza di una quantificazione numerica precisa delle presenze macrobentoniche, d'altronde il metodo IBE utilizzato non lo prevede ma esprime solo una stima di abbondanza per classi di numerosità (es. >20, >100 oppure > 300), oppure la mancanza del valore beta (β) per alcuni dei taxa rinvenuti.

La procedura utilizzata ha, perciò, sofferto di questa limitazione e il risultato finale potrebbe essere leggermente difforme dal valore reale.

Vi sono anche altre approssimazioni, come nel calcolo della biomassa benthonica, la quale, non essendo stata valutata nel lavoro suddetto, è stata ricavata dalle lunghezze medie degli individui moltiplicate per un co-

efficiente appropriato, oppure la misura dei metri quadri di alveo bagnato ricavati dall'analisi della cartografia e non da un rilievo topografico di campo.

A tutte queste limitazioni che potrebbero in qualche modo rendere debole il risultato finale si contrappone invece la presentazione di una procedura che sposta l'attenzione verso nuovi campi di valutazione e ragionamento, ovvero verso la possibilità di quantificare, in modo non approssimativo ma più reale, la dimensione di uno stress ambientale determinato da azioni atte a modificarne nel tempo e spazio le caratteristiche ecologiche, cioè stimare uno dei tanti Servizi Ecosistemici che un fiume può offrire.

Tale procedura potrebbe essere applicata anche come indice di "salute" e funzionalità di un ecosistema fluviale. Infatti anche la letteratura internazionale si sta muovendo in questo senso, utilizzando sempre più il concetto di exergia in ambito ecologico, anche se gioca un ruolo determinante la scarsa maturità dell'approccio che non ha ancora prodotto un numero significativo di pubblicazioni sull'argomento, sebbene le prospettive per una messa a punto anche di metodi di utilizzo pratico siano incoraggianti.

In conclusione si auspica che nelle prossime indagini di valutazione di un impatto o disturbo o stress ci sia la richiesta della valutazione dell'exergia eventualmente persa e della sua quantificazione.

Ringraziamenti

Si ringrazia la gentile disponibilità della società Dolomiti Edison Energy per aver concesso l'utilizzo dei dati e l'autorizzazione alla pubblicazione.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J.D., Castillo M.M., 2007. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Second Edition. Springer publisher, 436pp.
- Benke A., Huryn A.D., Smock L. A., Bruce Wallace J., 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. Sci. Am. Benthol. Soc.*, **18**(3): 308-343
- Buffagni A., Erba S., 2008. Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/CE(WFD): il sistema di classificazione MacrOper. IRSA-CNR, *Notiziario dei Metodi Analitici*, numero speciale 2008: 24-46.
- Cordone A.J., Kelley D.W., 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of a stream. *California Fish and Game*, **47**: 189-228.
- Crosa G., Castelli E., Gentili G., Espa P., 2010. Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. *Aquatic Sciences*, **72**(1): 85-95.
- Doretto A., Piano E., Bona F., Fenoglio S., 2018. How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators*, **84**: 60-69.
- Doretto A., Piano E., Fenoglio S., Bona F., Crosa G., Espa P., Quadroni S., 2021. Beta-diversity and stressor specific index reveal patterns of macroinvertebrate community response to sediment flushing. *Ecological Indicators*, **122**: 107256.
- Ercolani A.P., Areni A., Leone L., 2001. *Statistica per la psi-*

- cologia. I Fondamenti di psicomètria statistica e descrittiva.* Il Mulino, Bologna.
- Espa P., Crosa G., Gentili G., Quadroni S., Petts G., 2015. Downstream ecological impacts of controlled sediment flushing in an Alpine valley river: a case study. *River Research and Applications*, **31**(8): 931-942.
- Fenoglio S., Bo T., 2007. *Lineamenti di ecologia fluviale.* CittaStudi Edizioni 252 pp.
- Fonseca J., Marches J., Paiva A., Freitas A., Madeira V., Jørgensen S.E., 2000. Nuclear DNA in determination of weighing factor to estimate exergy from organisms biomass. *Ecological Modelling*, **126**: 179-189.
- Ghetti P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti.* Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- Hogg I.D., Norris R.H., 1991. Effects of Runoff and Land Clearing and Urban Development on the Distribution and Abundance of Macroinvertebrates in Pool Areas of a River. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **42**: 507-518.
- Hynes H.B.N., 1970. *The ecology of running waters.* Liverpool: Liverpool University Press
- ISPRA, 2017. Nuovo indice dello stato ecologico delle comunità ittiche. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **159/2017**. 20 pp.
- Jaccard P., 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, **37**: 547-579.
- Jørgensen S.E., 1995. Application of ecological indicators to assess the ecological condition of lakes. *Lakes Reserv. Res. Manag.*, **41**: 177-182.
- Jørgensen S.E., 2000. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas. *Aquat. Ecosyst. Health*, **3**: 419-430.
- Jørgensen S.E., Verdonshot P., Lek S., 2002. Explanation of observed structure of functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates by an ecological model and the maximum exergy principles. *Ecological Modelling*, **158**: 223-231.
- Jørgensen S.E., Odum H., Brown M., 2004. Exergy and exergy stored in genetic information. *Ecological Modelling*, **178**: 11-16.
- Yule G.U., 1900. *On the association of attributes in statistics.* Philosophical Transactions of the Royal Society of London.
- Kanoglu M., Dince I., Gengel Y.A., 2008. Exergy for better environment and sustainability. *Environ. Dev. Sustain.*, **11**: 971-988.
- Ludovisi A., Poletti A., 2003. Use of thermodynamic indices as Ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecol. Modell.*, **159**: 223-238.
- Merrit R.W., Cummins K.W., 2007. Trophic relationships of macroinvertebrates. In “*Methods in stream ecology*” pp. 585-610. Hauer F.R. & Lamberti G.A. Editors. Second edition, Elsevier publisher.
- Silow E.A., 1997. The possibility of use of structural exergy for ecosystem state assessment. ANSWER. Nanjing.
- Silow E.A., 1998. The changes of ecosystem goal functions in stressed aquatic communities. *J. Lake Sci.*, **10** (Suppl): 435-450.
- Silow E.A., 1999. The use of two lumped models for the analysis of consequences of external influences on the lake Baikal ecosystem. *Ecological Modelling*, **121**: 103-113.
- Silow E.A., 2006 Possibility of using goal functions for estimation of “health” of ecological aquatic systems: exergy. *Siberian Ecol. J.*, **3**: 269-284.
- Silow E.A., Oh I.H., 2004. Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecol. Indic.*, **4**: 189-194.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing group of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter / Kongelige Danske Videnskaberne Selskab*, **5**(4): 1-34.
- Steinborn W., Svirezhev Y. (2000) Entropy as an indicator of sustainability in agro-ecosystems: North Germany case study. *Ecological Modelling*, **133**(3): 247-257
- Wood P.J., Armitage P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**(2): 203-217.

Which mammal species can I see at the zoo? A first analysis of mammal collections of Italian licensed zoological gardens

Dario Frascchetti^{1*}, Spartaco Gippoliti²

¹ Società Italiana per la Storia della Fauna “G. Altobello”, Viale Manzoni, 28 – 00185 Roma.

² Società Italiana per la Storia della Fauna “G. Altobello”, Viale Liegi, 48 – 00198 Roma.

* Referente per la corrispondenza: dariofrascchetti@yahoo.it

Received on May 16, 2022; accepted on May 30, 2022

Abstract

Zoological gardens (*sensu lato*) are among the institutions which manage to better connect the general public with biodiversity as every year they receive millions of visitors. This study consists of an analysis of the mammalian collections of 26 Italian zoos which have been granted a zoo license according to the Legislative Decree DL73/2005. In our study, we also took into account the EAZA (European Association of Zoos and Aquaria) membership of the institutions, the biogeographical realms and the IUCN Red List Category of the different species. Italian zoos keep 221 mammalian species belonging to 16 orders out of 29. EAZA zoos keep 159 species belonging to 14 orders while non-EAZA zoos keep 154 species belonging to 12 orders. Nearly three quarters of the species belong to either the Artiodactyla, Carnivora, or Primates orders. Rodentia represent nearly 11% of the species, Perissodactyla 3.17%, while the other orders represent 8.57% of the species. No species belonging to Lagomorpha and Soricomorpha is kept in EAZA zoos, while no Hyracoidea, Cingulata, Erinaceomorpha, and Sirenia are kept in non-EAZA zoos. More threatened species (*sensu* IUCN) are kept in EAZA zoos than in non-EAZA ones (36.60% vs 27.21%). Australasian and Palearctic Realms are the least represented ones. Non-EAZA zoos in Italy play a significant role regarding species diversity and their Red List Category.

KEYWORDS: EAZA / Italy / IUCN Red List Category / Mammals / Zoological gardens

Riassunto

Quali mammiferi posso vedere allo zoo? Una prima analisi delle collezioni di mammiferi dei giardini zoologici italiani licenziati

Con diversi milioni di visitatori annui, i giardini zoologici (in senso lato) rappresentano le istituzioni che maggiormente possono consentire alla popolazione di conoscere la biodiversità planetaria. In questo lavoro viene presentata una prima analisi delle specie di mammiferi presenti in 26 strutture zoologiche italiane licenziate secondo il DL73/2005. Si è considerata anche l'appartenenza della struttura all'EAZA (European Association Zoos and Aquaria), la regione biogeografica di appartenenza e lo status IUCN di ogni specie. In Italia risultano presenti 221 specie appartenenti a 16 ordini su 29. Gli zoo EAZA ospitano 159 specie appartenenti a 14 ordini; gli altri 154 specie in 12 ordini. Quasi tre quarti delle specie appartengono agli ordini Carnivora, Primates e Artiodactyla. Membri dell'ordine Rodentia rappresentano quasi l'11% del totale, i Perissodactyla il 3,17% mentre l'8,57% è rappresentato dagli altri ordini. Gli zoo EAZA non ospitano specie di Lagomorpha e Soricomorpha, mentre i non-EAZA non presentano specie di Hyracoidea, Cingulata, Erinaceomorpha e Sirenia. Gli zoo EAZA presentano una maggiore percentuale di specie a rischio secondo i criteri IUCN che i non-EAZA (36,60% vs 27,21%). Le Regioni Neartica e Australasia sono quelle meno rappresentate. Il contributo delle strutture non-EAZA in Italia appare tutt'altro che marginale sia per diversità di specie che loro grado di minaccia.

PAROLE CHIAVE: categoria di minaccia IUCN / EAZA / Giardini Zoologici / Italia / Mammiferi

INTRODUCTION

The last two decades of the 20th Century saw a growing radical critique of zoological gardens in Italy, leading to the closure of several municipal institutions in urban areas (Gippoliti, 2000). In 2005 Italy finally passed a specific zoo legislation (DL 73/2005) by

accepting the Directive 1999/22 EC (Zoo Directive) and thus establishing a legal definition of 'zoo' and a national licensing system. In 2007 it was reported that Italian zoos and aquariums were visited approximately by 12 million of visitors every year (Costa, 2007),

although the current number of yearly visitors could range between 8 and 10 million. However, relatively little is known about Italian zoological gardens, their collections, and their educational and scientific activities (see Gippoliti, 2021).

Here we present a first assessment of the mammal collection in Italian licensed zoos. Our goal was to describe the current situation (end of 2021), to compare it with the few available historical data, and to assess if differences exist between zoos that are members of EAZA and non-EAZA zoos. EAZA (European Association of Zoos and Aquaria) is an organization whose aim is to facilitate cooperation within the European zoo and aquarium community towards the goals of education, research and conservation⁽¹⁾. Membership is provided through the achievement and maintenance of high standards and breeding of threatened species kept in the zoos. Thus, its members are more involved with continental coordinated breeding programs than non-members. Finally, we evaluated if mammal diversity is exhibited in an unbiased way both taxonomically and geographically or, as is common also elsewhere (Gusset *et al.*, 2014), some taxonomic groups are more present than others.

(1) <https://www.eaza.net/>

MATERIALS AND METHODS

We compiled a list of the mammalian species kept by Italian facilities, including aquariums and marine parks, which have been granted the “Licenza Zoo” by the Ministry of Ecological Transition as of 31st December 2021^(2,3). We gathered data from 26 of such institutions known to held mammals (Tab. I). Data were retrieved from the species list and the maps found on the website of each facility on 31st December 2021. For Zoosafari Fasanolandia we used a checklist provided by Dr. Fabio Rausa as the website did not feature a complete list of animals. For Oasi degli animali, Zoomarine, Oltremare, Acquario di Genova, and Acquario di Cattolica we used species listed on the Zootierliste database as no comprehensive species list was available on the website. As a taxonomic reference work, we followed Wilson and Reeder (2005). No subspecies was reported. When only a generic name was found on the website (i.e. gibbon) we reported the species listed on the website Zootierliste⁽⁴⁾. Also domesticated species such as *Bos grunniens* (Linnaeus, 1766), *Bubalus bubalis* (Linnaeus, 1758), *Ovis aries musimon* (Pallas, 1811), *Lama glama* (Linnaeus, 1758), *Vicunia pacos* (Linnaeus, 1758), *Camelus*

(2) <https://www.mite.gov.it>

(3) <https://www.gazzettaufficiale>

(4) <https://www.zootierliste.de>

Tab. I. List of Italian licensed zoological institutions used for our study. For each structure we listed the number of kept orders, families, genera and species. The EAZA membership status was also listed.

Zoo	Orders	Families	Genera	Species	EAZA-member
Zoomarine	4	5	8	8	Yes
Parco Zoo Punta Verde	8	20	27	32	Yes
Parco Faunistico Le Cornelle	8	22	33	40	Yes
Acquario di Genova	3	3	3	3	Yes
Giardino Zoologico di Pistoia	8	24	26	27	Yes
Parco Zoo di Falconara	5	17	24	26	Yes
Parco Faunistico La Torbiera	6	10	24	27	Yes
Parco Natura Viva	8	28	48	59	Yes
Parco faunistico Cappeller	8	23	36	41	No
Safari Park Ravenna	9	22	42	46	No
Bioparco di Roma	8	26	45	50	Yes
Parco faunistico Valcorba	6	16	33	40	Yes
Bioparco di Sicilia	6	15	19	19	No
Safari Park Pombia	6	12	20	23	No
Zoom Torino	5	14	24	26	Yes
Acquario di Cattolica “Le Navi”	1	1	1	1	No
Parco Zoo della fauna europea di Poppi	5	15	25	25	No
Zoo delle Maitine	8	21	26	27	Yes (temporary)
Oltremare	3	3	3	3	No
Parco Safari delle Langhe	6	15	21	22	No
Zoo di Napoli	7	25	39	45	No
Bioparco Gallorose	7	18	28	33	No
Parco Faunistico di Spormaggiore	2	5	7	7	No
Oasi degli animali	5	14	23	24	No
Zoosafari Fasanolandia	6	20	44	53	No
Zoo d’Abruzzo	7	14	14	14	No

bactrianus (Linnaeus, 1758), and *Camelus dromedarius* (Linnaeus, 1758) were included.

For every species, we reported the number of zoos in which it is kept, the IUCN Red List Category, and the biogeographical realms according to Udvardy (1975) derived from IUCN geographic ranges⁽⁵⁾. As some species are distributed across more than one biogeographical realm, we assigned all the biogeographical realms to these species. Aquatic species such as *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) and *Trichechus manatus* (Linnaeus, 1758) were not assigned to biogeographical regions. We also took into account the difference between zoos with and without EAZA membership⁽⁶⁾. We investigated how different orders, IUCN Red List Categories and biogeographical realms are represented in Italian zoos according to their EAZA membership status. We carried out a chi-squared test in order to investigate whether species frequencies in Italian zoos

(5) <https://www.iucnredlist.org/>

(6) <https://www.gazzettaufficiale>

(4) <https://www.zootierliste.de>

broken down by respective orders, Red List Categories and biogeographical realms significantly differ according to EAZA membership. We assumed independence between frequencies and EAZA membership as the null hypothesis; P-value was set at 0.05. We used the function chisq.test of package stats v. 4.0.5 on R v. 4.0.5 (R Core Team, 2021). Furthermore, we investigated at family level the orders which constitute the majority of mammals kept in Italian zoos. In this instance we calculated how much each family is represented by the collections of Italian zoos. We then carried out a chi-squared test to investigate whether families' distribution per order significantly differs between EAZA and Non-EAZA zoos.

RESULTS

221 mammalian species belonging to 16 orders are kept in Italian zoological gardens (Tab. II). Among these, 159 species belonging to 14 orders are kept in zoos with EAZA membership while 154 species belonging to 12 orders are kept in zoos without EAZA membership. Of these species, 213 have been assessed by the IUCN.

Tab II. List of all mammalian species kept in Italian Zoos. For each species we listed the number of zoos that keeps it (also accounting for EAZA membership), the IUCN Red List Categories, and the biogeographical realms. Abbreviations read as it follows: “Ord. and Fam”: order and families (with the first in **bold**); “Afr”: “Afrotropical”, “Aust.”: “Australasian”. “Indo”: “Indomalayan”, “Near.”: “Nearctic”, “Neot.”: “Neotropical”, “Pal.”: “Palearctic”,

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
Artiodactyla						
Bovidae	<i>Addax nasomaculatus</i> de Blainville, 1816	4	2	2	CR	Afr.
	<i>Aepyceros melampus</i> Lichtenstein, 1812	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Ammotragus lervia</i> Pallas, 1777	4	-	4	VU	Pal. Afr.
	<i>Antidorcas marsupialis</i> Zimmermann, 1780	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Antilope cervicapra</i> Linnaeus, 1758	8	3	5	LC	Ind.
	<i>Bison bison</i> Linnaeus, 1758	5	-	5	NT	Near.
	<i>Bison bonasus</i> Linnaeus, 1758	1	1	-	NT	Pal.
	<i>Bos gaurus</i> C.H. Smith, 1827	1	-	1	VU	Ind.
	<i>Bos grunniens</i> Linnaeus, 1766	2	-	2	-	Pal.
	<i>Bos javanicus</i> d'Alton, 1823	1	1	-	EN	Ind.
	<i>Boselaphus tragocamelus</i> Pallas, 1766	1	-	1	LC	Ind.
	<i>Bubalus bubalis</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	-	Ind.
	<i>Capra falconeri</i> Wagner, 1839	1	1	-	NT	Pal. Ind.
	<i>Capra ibex</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Connochaetes taurinus</i> Burchell, 1824	7	3	4	LC	Afr.
	<i>Damaliscus pygargus</i> Pallas, 1767	2	2	-	LC	Afr.
	<i>Eudorcas thomsonii</i> Günther, 1884	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Hemitragus jemlahicus</i> C.H. Smith, 1826	2	2	-	NT	Pal. Ind.
	<i>Hippotragus equinus</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803	3	1	2	LC	Afr.
	<i>Hippotragus niger</i> Harris, 1838	1	-	1	LC	Afr.
	<i>Kobus ellipsiprymnus</i> Ogilby, 1833	4	2	2	LC	Afr.
	<i>Kobus leche</i> Gray, 1850	5	3	2	NT	Afr.

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
	<i>Kobus megaceros</i> Fitzinger, 1855	10	3	7	EN	Afr.
	<i>Madoqua kirkii</i> Günther, 1880	2	-	2	LC	Afr.
	<i>Nanger dama</i> Pallas, 1766	3	2	1	CR	Afr.
	<i>Oryx dammah</i> Cretzschmar, 1827	6	4	2	EW	Afr.
	<i>Oryx gazella</i> Linnaeus, 1758	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Oryx leucoryx</i> Pallas, 1777	1	1	-	VU	Afr. Pal.
	<i>Ovis aries musimon</i> Pallas, 1811	4	1	3		Pal.
	<i>Pseudois nayaur</i> Hodgson, 1833	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Rupicapra rupicapra</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Syncerus caffer</i> Sparman, 1779	2	-	2	NT	Afr.
	<i>Taurotragus oryx</i> Pallas, 1766	7	3	4	LC	Afr.
	<i>Tragelaphus angasii</i> Angas, 1848	4	3	1	LC	Afr.
	<i>Tragelaphus eurycerus</i> Ogilby, 1836	1	1	-	NT	Afr.
	<i>Tragelaphus imberbis</i> Blyth, 1869	1	-	1	NT	Afr.
	<i>Tragelaphus spekii</i> Speke, 1863	6	4	2	LC	Afr.
Camelidae	<i>Camelus bactrianus</i> Linnaeus, 1758	14	8	6	-	Pal.
	<i>Camelus dromedarius</i> Linnaeus, 1758	3	1	2	-	Pal.
	<i>Lama glama</i> Linnaeus, 1758	8	2	6	-	Neot.
	<i>Lama guanicoe</i> Müller, 1776	4	1	3	LC	Neot.
	<i>Vicugna pacos</i> Linnaeus, 1758	10	4	6	-	Neot.
	<i>Vicugna vicugna</i> Molina, 1782	2	1	1	LC	Neot.
Cervidae	<i>Axis axis</i> Erxleben, 1777	7	2	5	LC	Ind.
	<i>Axis porcinus</i> Zimmermann, 1780	1	1	-	EN	Ind.
	<i>Capreolus capreolus</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	LC	Pal.
	<i>Cervus elaphus</i> Linnaeus, 1758	6	1	5	LC	Pal.
	<i>Cervus nippon</i> Temminck, 1838	2	1	1	LC	Pal.
	<i>Dama dama</i> Linnaeus, 1758	9	2	7	LC	Pal.
	<i>Muntiacus reevesi</i> Ogilby, 1838	6	4	2	LC	Pal. Ind.
	<i>Rangifer tarandus</i> Linnaeus, 1758	2	2	-	VU	Near. Pal.
	<i>Rusa alfredi</i> P.L. Sclater, 1870	1	1	-	EN	Ind.
Giraffidae	<i>Giraffa camelopardalis</i> Linnaeus, 1758	14	9	5	VU	Afr.
	<i>Okapia johnstoni</i> P.L. Sclater, 1901	1	1	-	EN	Afr.
Hippopotamidae	<i>Choeropsis liberiensis</i> Morton, 1849	4	3	1	EN	Afr.
	<i>Hippopotamus amphibius</i> Linnaeus, 1758	13	7	6	VU	Afr.
Suidae	<i>Potamochoerus porcus</i> Linnaeus, 1758	3	3	-	LC	Afr.
	<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	LC	Pal. Ind.
Carnivora						
Ailuridae	<i>Ailurus fulgens</i> F.G. Cuvier, 1825	6	6	-	EN	Pal.
Canidae	<i>Alopex lagopus</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Near. Pal.
	<i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758	7	4	3	LC	Pal. Near.
	<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger, 1815	4	3	1	NT	Neot.
	<i>Lycaon pictus</i> Temminck, 1820	1	1	-	EN	Afr.
	<i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834	4	2	2	LC	Pal.

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
	<i>Otocyon megalotis</i> Desmarest, 1822	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758	4	-	4	LC	Pal.
	<i>Vulpes zerda</i> Zimmermann, 1780	2	1	1	LC	Afr.
Eupleridae	<i>Cryptoprocta ferox</i> Bennett, 1833	2	1	1	VU	Afr.
Felidae	<i>Acinonyx jubatus</i> Schreber, 1775	6	5	1	VU	Afr.
	<i>Caracal caracal</i> Schreber, 1776	4	2	2	LC	Afr. Pal.
	<i>Felis chaus</i> Schreber, 1777	1	-	1	LC	Afr. Pal. Ind.
	<i>Felis silvestris</i> Schreber, 1777	2	1	1	LC	Pal.
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> Saint-Hilaire, 1803	1	-	1	LC	Neot.
	<i>Leopardus geoffroyi</i> d'Orbigny & Gervais, 1844	1	1	-	LC	Neot.
	<i>Leopardus pardalis</i> Linnaeus, 1758	4	3	1	LC	Neot.
	<i>Leptailurus serval</i> Schreber, 1776	4	1	3	LC	Afr.
	<i>Lynx lynx</i> Linnaeus, 1758	9	4	5	LC	Pal.
	<i>Lynx rufus</i> Schreber, 1777	1	-	1	LC	Near.
	<i>Neofelis nebulosa</i> Griffith, 1821	2	2	-	VU	Ind.
	<i>Otocolobus manul</i> Pallas, 1776	1	1	-	LC	Pal.
	<i>Panthera leo</i> Linnaeus, 1758	14	8	6	VU	Afr. Ind.
	<i>Panthera onca</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	NT	Neot.
	<i>Panthera pardus</i> Linnaeus, 1758	8	6	2	VU	Afr. Ind. Pal.
	<i>Panthera tigris</i> Linnaeus, 1758	13	8	5	EN	Ind. Pal.
	<i>Panthera uncia</i> Schreber, 1775	4	4	-	VU	Pal.
	<i>Prionailurus bengalensis</i> Kerr, 1792	1	1	-	LC	Pal. Ind.
	<i>Prionailurus viverrinus</i> Bennett, 1833	1	1	-	VU	Ind.
	<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	4	4	-	LC	Near. Neot.
Herpestidae	<i>Cynictis penicillata</i> G. Cuvier, 1829	4	1	3	LC	Afr.
	<i>Helogale parvula</i> Sundevall, 1846	1	-	1	LC	Afr.
	<i>Herpestes ichneumon</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Afr. Pal.
	<i>Mungos mungo</i> Gmelin, 1788	1	-	1	LC	Afr.
	<i>Suricata suricatta</i> Schreber, 1776	13	8	5	LC	Afr.
Hyaenidae	<i>Crocuta crocuta</i> Erxleben, 1777	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Hyaena hyaena</i> Linnaeus, 1758	2	2	-	NT	Afr. Pal. Ind.
Mephitidae	<i>Mephitis mephitis</i> Schreber, 1776	2	-	2	LC	Near.
Mustelidae	<i>Aonyx cinereus</i> Illiger, 1815	9	6	3	VU	Ind.
	<i>Lutra lutra</i> Linnaeus, 1758	3	1	2	NT	Pal. Ind.
	<i>Martes flavigula</i> Boddaert, 1785	1	1	-	LC	Pal. Ind.
	<i>Martes foina</i> Erxleben, 1777	1	-	1	LC	Pal. Ind.
	<i>Meles meles</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	LC	Pal.
	<i>Mustela sibirica</i> Pallas, 1773	1	1	-	LC	Pal.
	<i>Neogale vison</i> Schreber, 1777	1	-	1	LC	Near.
	<i>Pteronura brasiliensis</i> Gmelin, 1788	1	1	-	EN	Neot.

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
Otariidae	<i>Arctocephalus pusillus</i> Schreber, 1775	4	2	2	LC	Afr. Aust.
	<i>Callorhinus ursinus</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	VU	Pal. Near.
	<i>Otaria flavescens</i> Shaw, 1800	3	1	2	LC	Neot.
	<i>Zalophus californianus</i> Lesson, 1828	3	2	1	LC	Near.
Phocidae	<i>Halichoerus grypus</i> Fabricius, 1791	2	2	-	LC	Pal.
	<i>Phoca vitulina</i> Linnaeus, 1758	4	2	2	LC	Pal.
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	7	3	4	LC	Neot.
	<i>Procyon lotor</i> Linnaeus, 1758	5	1	4	LC	Near.
Ursidae	<i>Tremarctos ornatus</i> F.G. Cuvier, 1825	1	1	-	VU	Neot.
	<i>Ursus arctos</i> Linnaeus, 1758	7	3	4	LC	Pal. Near.
	<i>Ursus maritimus</i> Phipps, 1774	1	-	1	VU	Pal. Near.
	<i>Ursus thibetanus</i> G. Cuvier, 1823	1	-	1	VU	Pal. Ind.
Viverridae	<i>Arctictis binturong</i> Raffles, 1822	4	3	1	VU	Ind.
	<i>Genetta genetta</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	LC	Pal. Afr.
	<i>Paguma larvata</i> C.H. Smith, 1827	1	-	1	LC	Pal. Ind.
	<i>Paradoxurus hermaphroditus</i> Pallas, 1777	3	1	2	LC	Ind.
Cetacea						
Delphinidae	<i>Tursiops truncatus</i> Montagu, 1821	3	2	1	LC	-
Cingulata						
Chlamyphoridae	<i>Chaetophractus villosus</i> Desmarest, 1804	2	2	-	LC	Neot.
	<i>Tolypeutes matacus</i> Desmarest, 1804	2	2	-	NT	Neot.
Chiroptera						
Pteropodidae	<i>Pteropus giganteus</i> Brünnich, 1782	1	1	-	LC	Ind.
	<i>Pteropus vampyrus</i> Linnaeus, 1758	3	-	3	NT	Ind.
	<i>Rousettus aegyptiacus</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire 1810	1	-	1	LC	Afr. Pal.
Dioproctodonta						
Macropodidae	<i>Macropus giganteus</i> Shaw, 1790	2	1	1	LC	Aust..
	<i>Macropus rufogriseus</i> Desmarest, 1817	15	6	9	LC	Aust.
	<i>Macropus rufus</i> Desmarest, 1822	3	1	2	LC	Aust.
	<i>Wallabia bicolor</i> Desmarest, 1804	2	2	-	LC	Aust.
Erinaceomorpha						
Erinaceidae	<i>Atelerix albiventris</i> A. Smith, 1831	1	1	-	LC	Afr.
Hyracoidea						
Procaviidae	<i>Procavia capensis</i> Pallas, 1766	1	1	-	LC	Afr.
Lagomorpha						
Leporidae	<i>Lepus corsicanus</i> de Winton, 1898	1	-	1	VU	Pal.
	<i>Oryctolagus cuniculus</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	EN	Pal.
Perissodactyla						
Equidae	<i>Equus africanus</i> von Heuglin&Fitzinger, 1866	4	2	2	CR	Afr.
	<i>Equus przewalskii</i> Poliakov, 1881	1	1	-	EN	Pal.
	<i>Equus grevyi</i> Oustalet, 1882	2	2	-	EN	Afr.
	<i>Equus hemionus</i> Pallas, 1775	1	1	-	NT	Pal.
	<i>Equus quagga</i> Boddaert, 1785	15	6	8	NT	Afr.
Rhinocerotidae	<i>Ceratotherium simum</i> Burchell, 1817	7	4	3	NT	Afr.

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	9	7	2	VU	Neot.
Pilosa						
Choloepodidae	<i>Choloepus didactylus</i> Linnaeus, 1758	3	2	1	LC	Neot.
Primates						
Atelidae	<i>Alouatta caraya</i> Humboldt, 1812	1	1	-	NT	Neot.
	<i>Ateles fusciceps</i> Gray, 1865	1	1	-	EN	Neot.
	<i>Ateles paniscus</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	VU	Neot.
Callitrichidae	<i>Callimico goeldii</i> Thomas, 1904	1	1	-	VU	Neot.
	<i>Callithrix argentata</i> Linnaeus, 1771	1	1	-	LC	Neot.
	<i>Callithrix geoffroyi</i> Homboldt, 1812	3	1	2	LC	Neot.
	<i>Callithrix jacchus</i> Linnaeus, 1758	5	1	4	LC	Neot.
	<i>Callithrix penicillata</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812	2	1	1	LC	Neot.
	<i>Cebuella pygmaea</i> Spix, 1823	2	1	1	VU	Neot.
	<i>Leontopithecus chrysomelas</i> Kuhl, 1820	1	1	-	EN	Neot.
	<i>Leontopithecus rosalia</i> Linnaeus, 1766	1	1	-	EN	Neot.
	<i>Saguinus imperator</i> Goeldi, 1907	3	3	-	LC	Neot.
	<i>Saguinus labiatus</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812	2	1	1	LC	Neot.
	<i>Saguinus midas</i> Linnaeus, 1758	2	1	1	LC	Neot.
	<i>Saguinus oedipus</i> Linnaeus, 1758	7	5	2	CR	Neot.
Cebidae	<i>Saimiri boliviensis</i> I. Geoffroy Saint Hilaire & de Blainville, 1834	1	1	-	LC	Neot.
	<i>Saimiri sciureus</i> Linnaeus, 1758	3	2	1	LC	Neot.
	<i>Sapajus apella</i> Linnaeus, 1758	9	4	5	LC	Neot.
	<i>Sapajus libidinosus</i> Spix, 1823	1	-	1	NT	Neot.
Cercopithecidae	<i>Allochrocebus lhoesti</i> P.L. Sclater, 1898	1	1	-	VU	Afr.
	<i>Cercocebus lunulatus</i> Temminck, 1853	1	1	-	EN	Afr.
	<i>Cercopithecus mona</i> Schreber, 1774	1	1	-	NT	Afr.
	<i>Cercopithecus neglectus</i> Schlegel, 1876	1	-	1	LC	Afr.
	<i>Chlorocebus aethiops</i> Linnaeus, 1758	1	1	-	LC	Afr.
	<i>Colobus guereza</i> Rüppell, 1835	3	2	1	LC	Afr.
	<i>Macaca fascicularis</i> Raffles, 1821	1	-	1	VU	Ind.
	<i>Macaca fuscata</i> Blyth, 1875	5	1	4	LC	Pal.
	<i>Macaca mulatta</i> Zimmermann, 1780	1	-	1	LC	Ind.
	<i>Macaca nemestrina</i> Linnaeus, 1766	2	1	1	VU	Ind.
	<i>Macaca sylvanus</i> Linnaeus, 1758	4	1	3	EN	Pal.
	<i>Mandrillus sphinx</i> Linnaeus, 1758	2	2	-	VU	Afr.
	<i>Papio hamadryas</i> Linnaeus, 1758	3	-	3	LC	Afr.
	<i>Semnopithecus entellus</i> Dufresne, 1797	1	1	-	LC	Ind.
	<i>Theropithecus gelada</i> Rüppell, 1835	1	1	-	LC	Afr.
Cheirogaleidae	<i>Microcebus murinus</i> J.F. Miller, 1777	2	2	-	LC	Afr.
Hominidae	<i>Gorilla gorilla</i> Savage, 1847	1	-	1	CR	Afr.
	<i>Pan troglodytes</i> Blumenbach, 1775	5	2	3	EN	Afr.
	<i>Pongo</i> sp.	1	1	-	-	Ind.
Hylobatidae	<i>Hylobates lar</i> Linnaeus, 1771	8	4	4	EN	Ind.

Ord. and Fam.	Species	Zoo	Eaza	n-Eaza	IUCN	Realms
	<i>Nomascus concolor</i> Harlan, 1826	2	1	1	CR	Ind.
	<i>Nomascus gabriellae</i> Thomas, 1909	2	2	-	EN	Ind.
	<i>Symphalangus syndactylus</i> Raffles, 1821	4	2	2	EN	Ind.
Lemuridae	<i>Eulemur albifrons</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1796	2	-	2	VU	Afr.
	<i>Eulemur macaco</i> Linnaeus, 1766	2	2	-	EN	Afr.
	<i>Eulemur mongoz</i> Linnaeus, 1766	1	1	-	CR	Afr.
	<i>Eulemur rubriventer</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1850	2	2	-	VU	Afr.
	<i>Hapalemur alaotrensis</i> Rumpler, 1975	1	1	-	CR	Afr.
	<i>Lemur catta</i> Linnaeus, 1758	17	10	7	EN	Afr.
	<i>Varecia rubra</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1812	6	3	3	CR	Afr.
	<i>Varecia variegata</i> Kerr, 1792	10	8	2	CR	Afr.
Pitheciidae	<i>Pithecia pithecia</i> Linnaeus, 1766	2	2	-	LC	Neot.
Proboscidea						
Elephantidae	<i>Elephas maximus</i> Linnaeus, 1758	8	3	5	EN	Ind.
	<i>Loxodonta africana</i> Blumenbach, 1797	2	-	2	EN	Afr.
Rodentia						
Bathyergidae	<i>Heterocephalus glaber</i> Rüppell, 1842	1	-	1	LC	Afr.
Castoridae	<i>Castor fiber</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Pal.
Caviidae	<i>Dolichotis patagonum</i> Zimmermann, 1780	10	4	6	NT	Neot.
	<i>Dolichotis salinicola</i> Burmeister, 1875	1	-	1	LC	Neot.
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> Linnaeus, 1766	10	6	4	LC	Neot.
Chinchillidae	<i>Lagostomus maximus</i> Desmarest, 1817	1	1	-	LC	Neot.
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	1	-	1	DD	Neot.
	<i>Dasyprocta leporina</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Neot.
Hystriidae	<i>Hystrix africaeustralis</i> Peters, 1852	2	1	1	LC	Afr.
	<i>Hystrix cristata</i> Linnaeus, 1758	8	2	6	LC	Afr. Pal.
	<i>Hystrix indica</i> Kerr, 1792	4	1	3	LC	Ind. Pal.
Muridae	<i>Acomys cahirinus</i> É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Lemniscomys barbarus</i> Linnaeus, 1766	2	1	1	LC	Pal.
	<i>Meriones unguiculatus</i> Milne-Edwards, 1867	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Mus minutoides</i> A. Smith, 1834	1	-	1	LC	Afr.
	<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Pal. Ind.
	<i>Pachyuromys duprasi</i> Lataste, 1880	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Phloeomys pallidus</i> Nehring, 1890	1	-	1	LC	Ind.
Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i> Molina, 1782	2	1	1	LC	Neot.
Octodontidae	<i>Octodon degus</i> Molina, 1782	1	-	1	LC	Neot.
Sciuridae	<i>Cynomys ludovicianus</i> Ord, 1815	5	1	4	LC	Near.
	<i>Marmota marmota</i> Linnaeus, 1758	1	-	1	LC	Pal.
	<i>Sciurus carolinensis</i> Gmelin, 1788	1	-	1	LC	Near.
	<i>Sciurus vulgaris</i> Linnaeus, 1758	2	-	2	LC	Pal.
Sirenia						
Manatidae	<i>Trichechus manatus</i> Linnaeus, 1758	1	1	-	VU	-
Soricorpha						
Soricidae	<i>Suncus etruscus</i> Savi, 1822	1	-	1	LC	Pal.

Tab. III reports how species kept in Italian zoos are broken down by their respective orders, Red List Categories, and biogeographical realms.

When considering all zoological gardens, nearly three quarters of the species are represented by three orders: Carnivora, Primates, and Artiodactyla. Rodentia represent nearly 11% of the species while Perissodactyla represent 3.17%. The other nine taxa range between 1.81% and 0.45% and together make up only 8.57% of species. When taking into account EAZA membership,

Tab. III. Percentages of species kept in Italian zoos according to their respective orders. Distinction in EAZA membership was taken into account.

Order	All Zoos	EAZA	Non-EAZA
Artiodactyla	26.24%	27.04%	27.27%
Carnivora	28.05%	27.67%	29.22%
Cetacea	0.45%	0.63%	0.65%
Chiroptera	1.36%	0.63%	1.30%
Cingulata	0.90%	1.26%	-
Diprotodonta	1.81%	2.52%	1.95%
Erinaceomorpha	0.45%	0.63%	-
Hyracoidea	0.45%	0.63%	-
Lagomorpha	0.90%	-	1.30%
Perissodactyla	3.17%	4.40%	2.60%
Pilosa	0.45%	0.63%	0.65%
Primates	23.08%	27.04%	18.18%
Proboscidea	0.90%	0.63%	1.30%
Rodentia	10.86%	5.66%	14.94%
Sirenia	0.45%	0.63%	-
Soricomorpha	0.45%	-	0.65%
Red List Category			
LC	57.75%	53.79%	63.95%
NT	9.86%	9.80%	8.16%
VU	14.55%	14.38%	13.61%
EN	12.21%	15.69%	7.48%
CR	4.69%	5.88%	5.44%
EW	0.47%	0.65%	0.68%
DD	0.47%	-	0.68%
Biogeographical Realms			
Afrotropical	31.10%	34.27%	29.05%
Australasian	1.97%	2.81%	2.23%
Indomalayan	16.93%	16.85%	16.20%
Nearctic	5.91%	3.93%	7.26%
Neotropical	18.11%	21.35%	16.76%
Palaearctic	25.98%	20.79%	28.49%

Carnivora and Artiodactyla are represented by similar percentages. On the other hand, Primates are more represented in zoos with EAZA membership than in zoos without EAZA membership (27.04% vs 18.18%). On the contrary Rodentia are more represented in non-EAZA zoos (14.94% vs 5.66%). The other orders are represented by broadly similar percentages in both groups of zoos. No species belonging to Lagomorpha and Soricomorpha is kept in EAZA zoos while non-EAZA zoos are devoid of species belonging to Hyracoidea, Cingulata, Erinaceomorpha, and Sirenia.

Regarding the Red List Categories, 67.61% of the species kept in Italian Zoos belong to a non-threatened Category (Least Concern or Vulnerable) while 31.45% belongs to a threatened Category (Vulnerable, Endangered, Critically Endangered, or Extinct in the Wild). The Data Deficient species are 0.47%. When zoos are broken down for their EAZA membership status, it can be seen that non-EAZA zoos are richer in non-threatened species than EAZA ones (72.11% vs 63.39%) while EAZA zoos are richer in threatened species (36.60% vs 27.21%).

The most represented biogeographical realm in Italian zoos is the Afrotropical one as it is represented by circa 31% of species. It is followed by the Palaearctic, Neotropical, and Indomalayan realms whose representation ranges between 16.93 and 25.98%. Nearctic and Australasian realms are the least represented as they are respectively represented by 5.91% and 1.97% of species. When considering EAZA membership, it can be seen that the Afrotropical, and Neotropical realms are more represented in zoos with EAZA membership while the Palaearctic and Nearctic ones are better represented by zoos without EAZA membership. Indomalayan and Australasian realms have similar representations in both types of zoos.

All the chi-squared tests (Tab. IV) have a p-value higher than 0.05 which makes us accept the null hypothesis. Thus, the frequency of species in Italian zoos per respective orders, Red List Categories and biogeographical realms is independent from their EAZA membership status.

Fig. 1 shows the percentages of zoological gardens which keep at least one species of the different orders, also accounting for EAZA membership. Six taxa are kept

Tab. IV. Results of the chi-squared analyses on frequencies of species relative to orders, Red List Categories and biogeographical realms according to EAZA membership. "D.o.f." stands for degrees of freedom.

	chi-squared	D.o.f.	p-value
Orders	18.87	15	0.2197
Red List Categories	7.017	6	0.3193
Biogeographical Realms	5.8106	5	0.3251

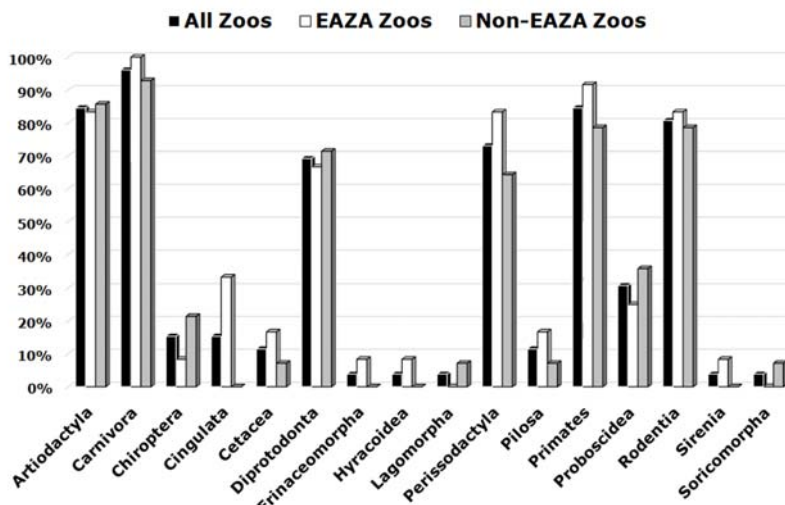


Fig. 1. Bar-plot showing the percentages of Italian zoos which keep at least one species of the different mammalian orders.

by more than 70% of zoos (also considering EAZA Membership), namely Artiodactyla, Carnivora, Diprotodonta, Perissodactyla, Primates, and Rodentia. Among these, Carnivora are kept by more than 90% of Italian zoos; and by all EAZA zoos. While Artiodactyla, Primates, and Rodentia are respectively kept by more than 80%, albeit slightly more in EAZA zoos. Furthermore, Perissodactyla and Diprotodonta, whose species represent only a small number of the ones kept in Italian zoos, are present in several zoos (both 86.60% of all zoos), with the first being kept in all EAZA zoos. Proboscidea are kept by more than 30% of Italian zoos. Interestingly, the percentage of non-EAZA zoos that keeps this taxon is higher than that of EAZA zoos (41.67% vs 30%). The other nine taxa are kept by less than 20% of Italian zoos. Among these Chiroptera are kept by a higher fraction of non-EAZA zoos and 40% of EAZA zoos keep at least one species belonging to Cingulata.

Orders

59 species belonging to 6 families of Artiodactyla out of 10 are kept in Italian zoos (Tab. V). Bovidae is the one with the highest number of species (37) kept in Italian zoos while the other families range between 2 to 9 species. When looking at the complete list of species, families with few species such as Camelidae, Giraffidae and Hippopotamidae all have species represented in Italian zoos. The representativeness of the other taxa ranges from 10.53% to 25.87%. Except for the Bovidae, all families are represented either by an equal or higher number of species in zoos with EAZA membership rather than non-EAZA membership.

Regarding the distribution (Fig. 2), species belonging to Bovidae, Camelidae and Cervidae are present in a rather high share of Italian zoos (between 69% and 74%). Also, Giraffidae and Hippopotamidae are

rather frequent in Italian zoos, respectively in 53.85% and 61.54% while Suidae are kept in only 19.23% of zoos. Camelidae, Giraffidae, Hippopotamidae, and Suidae are present in a higher share of EAZA zoos. Among these the discrepancies of Giraffidae and Hippopotamidae are rather high: respectively 74% vs 37.71% and 75% vs 50%. On the other hand, we find Bovidae and Cervidae in a higher share of non-EAZA zoos: respectively 78.57% vs 66.67% and 78.57% vs 58.33%.

62 species of Carnivora belonging to 13 families out of 15 are kept in Italian zoos (Tab. VI). The Felidae is the taxon which is represented by the highest number of species. All the other families are represented by less than 10 species; among these the most numerous are the Canidae and the Mustelidae. If the complete number of species is considered (excluding monospecific families such as Ailuridae), 7 taxa (Eupleridae, Herpestidae, Mephitidae, Mustelidae, Phocidae, Procyonidae, and Viverridae) are represented by 8% to 20% of their total species diversity. Otariidae, Canidae, and Hyenidae are represented by 25% to 40% of their total species diversity while Felidae and Ursidae are the most represented taxa (respectively 48.78% and

Tab. V. Percentages of species belonging to Artiodactyla families kept in Italian zoos. Wilson and Reeder (2005) was used as a benchmark.

Artiodactyla	All Zoos	EAZA zoos	Non-EAZA zoos
Bovidae	25.87%	16.78%	18.18%
Camelidae	100%	100%	100%
Cervidae	17.65%	15.69%	9.80%
Giraffidae	100%	100%	50%
Hippopotamidae	100%	100%	100%
Suidae	10.53%	5.26%	5.26%

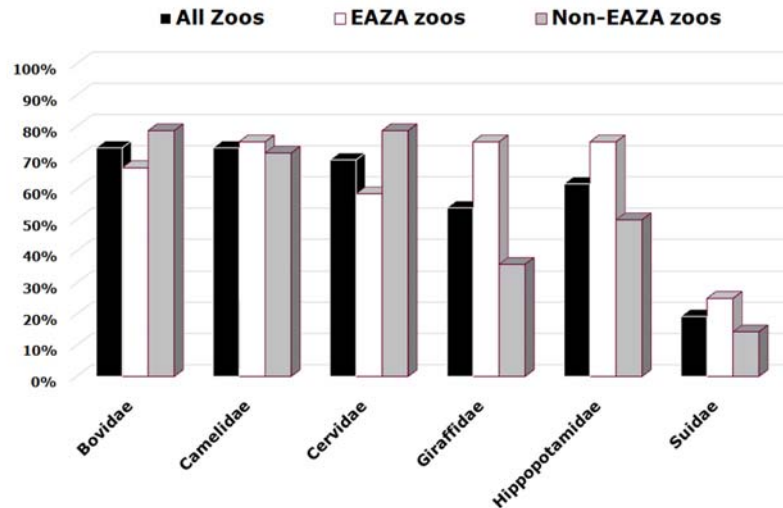


Fig. 2. Bar-plot showing the percentages of Italian zoos which keep at least one species of the different Artiodactyla families.

50%). Species belonging to Ailuridae and Hyenidae are kept only in EAZA zoos while no Mephitidae can be found in EAZA zoos. Interestingly, taxa such as Herpestidae, Mustelidae, Otariidae, Ursidae, and Viverridae are represented by a higher species number in non-EAZA zoos.

When looking at the family distribution among zoos (Fig. 3), a high disparity between the various taxa can be noticed. Only three taxa are present in 50% or more of Italian zoos: Felidae, Herpestidae, and Mustelidae. Among these, Felidae and Herpestidae are present in a higher share of zoos (76.92% and 61.54% respectively) than Mustelidae (50%) respectively. Regarding the other taxa, 20 to 50% of Italian zoos keep Ailuridae, Canidae, Otariidae, Procyonidae, Ursidae, and Viverridae. Eupleridae, Hyenidae, and Mephitidae are the rarest Carnivora families in Italian zoos, ranging between 7 to 12% of Italian zoos. When

Tab. VI. Percentages of species belonging to Carnivora kept in Italian zoos. Wilson and Reeder (2005) was used as a benchmark.

Carnivora	All Zoos	EAZA zoos	Non-EAZA zoos
Ailuridae	100%	100%	-
Canidae	33.33%	25.00%	25.00%
Eupleridae	12.50%	12.50%	12.50%
Felidae	48.78%	39.02%	31.71%
Herpestidae	15.15%	6.06%	15.15%
Hyaenidae	50.00%	50.00%	-
Mephitidae	8.33%	-	8.33%
Mustelidae	13.56%	8.47%	10.17%
Otariidae	25.00%	12.50%	25.00%
Phocidae	10.53%	10.53%	5.26%
Procyonidae	14.29%	14.29%	14.29%
Ursidae	50%	25.00%	50%
Viverridae	11.43%	5.71%	11.43%

accounting for the EAZA membership, eight taxa (Canidae, Eupleridae, Felidae, Herpestidae, Mustelidae, Otariidae, Phocidae, and Ursidae) are present in a higher share of EAZA zoos than Procyonidae, and Viverridae which are found more frequently in non-EAZA zoos. Among these taxa, the ones with higher discrepancies are Canidae, Felidae, Herpestidae, and Mustelidae for EAZA zoos.

51 species of Primates belonging to 9 families out of 16 are kept in Italian zoos (Tab. VII). The families with the highest number of species are Callitrichidae, Cercopithecidae and Lemuridae. Species belonging to Pitheciidae and Cheirogaleidae are only kept in EAZA zoos. When the complete number of species is taken into account, it can be seen that three families (Cebidae, Hominidae, and Lemuridae) are represented by more than 30% of their species, four range between 10 to 30% of their species and two by less than 5%. Interestingly, Cercopithecidae, the family with the highest number of species in Italian zoos, is represented by 11.36% of its total species number. All taxa except for the Cebidae

Tab. VII. Percentages of species belonging to Primates families kept in Italian zoos. Wilson and Reeder (2005) was used as a benchmark.

Primates	All Zoos	EAZA zoos	Non-EAZA zoos
Atelidae	12.50%	8.33%	4.17%
Callitrichidae	27.91%	27.91%	16.30%
Cebidae	30.77%	23.08%	23.98%
Cercopithecidae	11.36%	8.33%	5.30%
Cheirogaleidae	4.76%	4.76%	-
Hominidae	50.00%	33.33%	33.33%
Hylobatidae	28.57%	28.57%	21.43%
Lemuridae	42.10%	36.84%	21.05%
Pitheciidae	2.50%	2.50%	-

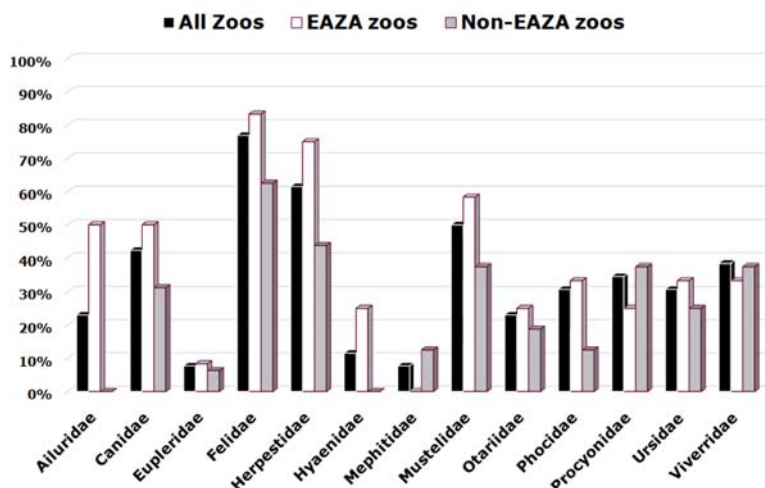


Fig. 3. Bar-plot showing the percentages of Italian zoos which keep at least one species of the different Carnivora families.

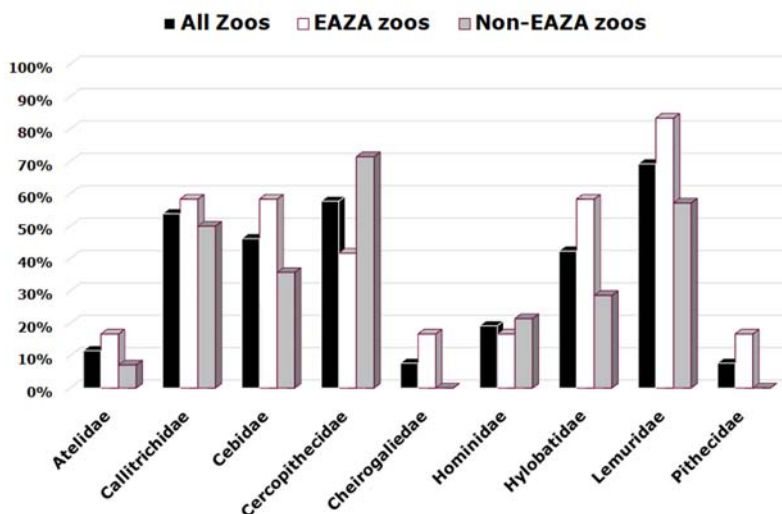


Fig. 4. Bar-plot showing the percentages of Italian zoos which keep at least one species of the different Primates families.

and the Hominidae are kept in higher species numbers in zoos with EAZA membership.

When looking at the families distribution among zoos (Fig. 4), three taxa are present in 50% or more of Italian zoos. Lemuridae is the family present in the highest share of Italian zoos (69.23%), followed by Cercopithecidae (57.69%) and Callitrichidae (53.85%). Cebidae and Hylobatidae are respectively kept in 46.15% and 42.31% of zoos. On the other hand, Atelidae, Cheirogaleidae, Hominidae, and Pitheciidae are present in less than 20% of zoos. When breaking down zoos according to EAZA membership, it can be seen that the majority of taxa are distributed in a higher share in zoos with EAZA membership. Although, this is not true for Cercopithecidae and Hominidae which are present in a higher share in zoos without EAZA membership: respectively 71.43% vs 41.67% and

21.43% vs 16.67%.

All the chi-squared tests (Tab. VIII) have a p-value higher than 0.05 which makes us accept the null hypothesis. Thus, the frequency of species per family of the three most represented orders in Italian zoos is independent from the EAZA membership status.

Tab. VIII. Results of the chi-squared analyses on frequencies of species per family of Artiodactyla, Carnivora, and Primates according to EAZA membership. “D.o.f.” stands for degrees of freedom.

	Chi-squared	D.o.f.	p-value
Artiodactyla	1.0586	5	0.9577
Carnivora	7.858	12	0.7961
Primates	7.1731	8	0.5181

DISCUSSION

According to current data, approximately an equal number of species of mammals is held in Italian zoos outside international databases such as ZIMS (Zoological Information Management Software), which is mandatory for EAZA members. According to the limited available historical data, the number of species per zoological garden has declined in the last forty years, sometimes by 50% or more (cf. Finotello & Castaldo, 1985; Cignini & D'Alessandro, 1991; Cignini *et al.*, 1991), a trend that is also known internationally (Brereton & Brereton, 2020). This is interpreted as a positive trend, given the relatively small size of Italian zoological gardens, suggesting a greater attention given to the quality of facilities in which the animals are kept and a better staging for the public. Regarding the biogeographical realms of species, the only noteworthy result is that non-EAZA zoos seem more interested in Palearctic species, indicating little interest by major zoos toward native or European species.

The majority of species belongs to Primates, Artiodactyla, and Carnivora, which are also present in the majority of Italian zoos. In Primates species diversity is increasing in some taxonomic groups. Previous data showed the presence of five families and 14 genera (Gandini & Rocca, 1988). Although the increase in families (9) is partly due to systematic changes, there is a genuine increase of diversity with 31 genera now represented. Callithrichidae, now one of the commonest families, was totally absent in 1986. While members of Artiodactyla are among the commonest species in Italian zoos, there is a marked difference among families (and tribes). While Hippopotamidae, Giraffidae, and Camelidae are well-represented, others (Tragulidae, Tayassuidae, Moschidae) are completely absent, while tribes such as Cephalophini (duikers) or Caprini (goats and sheep) are totally absent or represented in a negligible way.

Carnivora are also popular in Italian zoos with Felidae, Herpestidae, and Mustelidae as the most common families. However, there are some differences between families in number of species held, as only Canidae, Felidae, Hyaenidae, and Ursidae are represented by more than 30% of their total species diversity. On the other hand, Herpestidae and Mustelidae, while present in several zoos, are represented by a small fraction of their species' diversity.

Taxa such as Diprotodonta, Perissodactyla, and Rodentia represent a small part of the Italian zoos collection, yet they are present in several zoos. The first two taxa are represented by charismatic animals such as kangaroos and odd-toed ungulates (i.e., zebras, rhinoceros, and tapirs). In the case of Perissodactyla, the species diversity of the families is rather low today (Wilson and Reeder, 2005), thus a low contribution to species

number is expected. On the other hand, Diprotodonta and Rodentia have a far higher species diversity (the latter represent more than half total mammal diversity). Furthermore, many species belonging to Rodentia are present in a single Italian zoo only, while large-sized species such as *Dolichotis patagonum* (Zimmermann, 1780), *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766) and those belonging to the genera *Hystrix* and *Dasyprocta* are present in several zoos. This is not surprising as zoos usually tend to skew their collections towards attractive species and species with high body mass (Balmford *et al.*, 1996; Ward *et al.*, 1998; Frynta *et al.*, 2013) and Italian zoos are no exception to this. As no Italian zoo currently features a 'night house', species that are active at daylight hours are much preferred over nocturnal ones. Thus, it is not surprising to find that small-sized species belonging to Carnivora and Primates are more represented than small-sized species belonging to taxa such as Rodentia, Soricomorpha, Pilosa, and Chiroptera.

The fact that circa 31.50% of species belong to a threatened Red List Category is a positive datum, considering also that we did not investigate below the species level (zoos may hold some threatened subspecies of non-threatened ones). In an analysis of world data on ISIS (now ZIMS) zoos, Conde *et al.* (2013) find that 27% of mammal species held are threatened. The discrepancy between the share of threatened species in EAZA and non-EAZA zoo is not surprising as the first have an easier access to European 'ex situ' conservation programs. Regarding biogeographical realms, the Nearctic and the Australasian are the least represented ones.

However, the chi-squared tests indicate that there is no significant association between frequencies of species per respective order, Red List Category, and biogeographical realms and the zoos' EAZA membership status. Thus, the differences among species between EAZA and non-EAZA zoos appear statistically non-significant.

We argue that the scarcity of small-sized taxa in Italian zoos is also a consequence of the geography of present-day Italian zoos. Very few urban zoos exist in Italy (i.e. Zoo di Napoli and Bioparco di Roma), therefore several Italian zoos are found in the countryside and are closed during the wintertime. Thus, as visitors have fewer chances of visiting the zoos in the wintertime, the number of indoor facilities, which often feature small mammals (i.e. nocturnal houses), is almost non-existent in Italian zoos. However, as zoos also have an educational role regarding younger visitors (Randler *et al.*, 2012; Jensen, 2014), we fear that the under-representation of small-sized mammalian taxa in Italian zoos may result in what is considered a biased representation of mammal diversity to the public.

CONCLUSIONS

It is already known that wild animals exhibited in zoological gardens are biased toward some groups that are deemed highly attractive by the public (Frynta *et al.*, 2013) and that about a quarter only belong to threatened taxa (Conde *et al.*, 2013). As almost all Italian zoos depend exclusively on ticket sales for their existence and maintenance, it is unlikely that such a situation will change soon. As it is acknowledged that zoological gardens play a fundamental role as biodiversity embassies (Gippoliti, 2012; Robovský *et al.*, 2020), it is desirable that in the future a greater differentiation of collection planning among zoos should allow specific story-telling to emphasize little-known biodiversity hotspots or

species, including native ones that are currently over-neglected. However, in the meantime, we consider the priority to be that the educational and scientific potential of zoo collections should be ‘exploited’ to a greater extent as possible, while these institutions maintain their popularity as a means to fight the increased dependency on electronic media by new generations.

Acknowledgements

A special thanks to Fabio Rausa for data about Fasano Safari Park. Michele Capasso also contributed valuable help during the first phase of this work. Elizabeth Duncan reviewed the English style. An anonymous reviewer added some useful comments.

REFERENCES

- Balmford A., Mace G. M., Leader-Williams N., 1996. Designing the ark: setting priorities for captive breeding. *Conservation Biology*, **10**(3): 719-727.
- Brereton S.R., Brereton J.E., 2020. Sixty years of collection planning: what species do zoos and aquariums keep? *International Zoo Yearbook*, **54**: 1-15.
- Cignini B., D’Alessandro A., 1991. Lo Zoo di Roma e le sue collezioni al 1989. *Museologia Scientifica*, **8**: 97-119.
- Cignini B., D’Angelo F., Rocca F., 1991. I giardini zoologici in Italia. 1ª parte: censimento. *Museologia Scientifica*, **8**: 121-127.
- Conde D.A., Colchero F., Gusset M., Pearce-Kelly P., Byers O., Flesness N., Browne R.K., Jones O.R., 2013. Zoos through the lens of the IUCN red list: a global metapopulation approach to support conservation breeding programs. *PLoS ONE*, **8**(12):e80311.
- Costa G.B., 2007. I musei viventi: zoo e acquari. *Museologia Scientifica nuova serie*, **1**: 28-31.
- Finotello P.L., Castaldo W., 1985. Il Giardino Zoologico di Pistoia e la consistenza delle sue collezioni nel 1984. *Museologia Scientifica*, **2**: 36-49.
- Frynta D., Šimková O., Lišková S., Landová E., 2013. Mammalian Collection on Noah’s Ark: The Effects of Beauty, Brain and Body Size. *PLoS ONE*, **8**(5): e63110.
- Gandini G.C., Rocca F., 1988. Censimento dei Primati nei Giardini Zoologici italiani: considerazioni sulla gestione demografica e genetica delle popolazioni. In: *Atti del VI Convegno dell’Associazione Primatologica Italiana*. Trieste, 15-18 Giugno 1998.
- Gippoliti S., 2000. Giardini Zoologici in Italia: un inquadramento storico e uno sguardo al futuro. *Museologia Scientifica*, **16**: 41-50.
- Gippoliti S., 2011. Zoos and conservation in the XXI century: overlooked meeting points between ecology and social sciences? *Museologia Scientifica nuova serie*, **5**:168-176.
- Gippoliti S., 2021. Giardini Zoologici e Conservazione della biodiversità: Il contributo italiano. *Atti Società Naturalisti Matematici Modena*, **152**: 109-125.
- Gusset M., Fa J.E., Sutherland, W.J., Horizon Scanners for Zoos and Aquariums, 2014. A horizon scan for species conservation by zoos and aquariums. *Zoo Biology*, **33**: 375-380.
- Jensen E., 2014. Evaluating children’s conservation biology learning at the zoo. *Conservation Biology*, **28**(4): 1004-1011.
- R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Randler C., Kummer B., Wilhelm C., 2012. Adolescent learning in the zoo: Embedding a non-formal learning environment to teach formal aspects of vertebrate biology. *Journal of Science Education and Technology*, **21**(3): 384-391.
- Robovský J., Melichar L., Gippoliti S., 2020. Zoos and conservation in the Anthropocene: opportunities and problems. In: Angelici F.M., Rossi L. (eds.) *Problematic Wildlife II – new conservation and management challenge in the human-wildlife interactions*, Springer, Berlin, pp. 451-484.
- Udvardy M.D.F., 1975. *A classification of the biogeographical provinces of the world (Vol. 8)*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Morges, pp. 49.
- Ward P. I., Mosberger N., Kistler C., Fischer O., 1998. The relationship between popularity and body size in zoo animals. *Conservation Biology*, **12**(6): 1408-1411.
- Wilson D. E., Reeder, D. M., 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference (3rd ed.)*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 2142.
- https://www.eaza.net/#map_home, consulted on 31st December 2021.
- https://www.gazzettaufficiale.it/atto/serie_generale/caricaDettaglioAtto/originario?atto.dataPubblicazioneGazzetta=2021-08-06&atto.codiceRedazionale=21A04623&elenco30giorni=false, consulted on 31st December 2021.
- <https://www.iucnredlist.org/>, consulted on 31st December 2021.
- https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/cites/elenco_strutture_licenziate_aggiornato_febbraio_2021.pdf, consulted on 31st December 2021.
- <https://www.zootierliste.de>, consulted on 31st December 2021.

Felidi selvatici nei giardini zoologici italiani: storia, aspetti gestionali, benessere e conservazione

Spartaco Gippoliti

Società Italiana per la Storia della Fauna "G. Altobello", Viale Liegi 48 – 00198 Roma
e-mail: spartacolobus@hotmail.com

Pervenuto il 21.6.2022; Accettato il 27.6.2022

Riassunto

Nel presente contributo, per la prima volta, si tenta una sintesi della storia ed evoluzione della gestione dei felidi selvatici nei giardini zoologici italiani. Si traccia quindi un resoconto dei diversi criteri espositivi adottati, delle problematiche sanitarie, delle ricerche e dei successi riproduttivi ottenuti, anche al fine di migliorare i risultati riproduttivi per alcune specie minacciate. È auspicabile che la presente sintesi possa contribuire ad una maggiore conoscenza dei fattori che favoriscono il benessere dei felidi negli zoo ed a fungere da stimolo per la produzione di una maggiore documentazione delle attività e dei risultati degli zoo italiani in questo campo.

PAROLE CHIAVE: felidi selvatici / Italia / problemi sanitari / ricerca / design espositivo

Wild felids in Italian Zoological Gardens: history, management, welfare and conservation

For the first time, a synthesis of the history and evolution of wild felids management in Italian zoological gardens is presented. Exhibit design, sanitary aspects, research and breeding aspects are reviewed, with particular attention to factors that may be valuable to aid conservation and welfare goals. It should be auspicious that the present contribution may be a stimulus to increase documentation about the current methods and results in felid zoo management.

KEY WORDS: wild felids / Italy / health problems / research / exhibit design

INTRODUZIONE

Nei giardini zoologici il curatore scientifico deve porsi come obiettivo non solo la corretta gestione ed il benessere degli animali che vi sono ospitati, ma anche una piena utilizzazione di questi nella strategia culturale dell'istituzione (Gippoliti, 2011). I grandi felini del genere *Panthera* appartengono a buon diritto alla ristretta schiera di specie che godono di un grande carisma tra il pubblico. Tradizionalmente, ciò ne ha fatto ideali specie emblema (*flagship species*) per la conservazione della biodiversità in diverse regioni del

pianeta anche se, malgrado le ingenti risorse utilizzate, il loro status di conservazione continua a peggiorare (cfr. Henschel *et al.*, 2014). Negli zoo la grande popolarità dei grandi felini si scontra con gli ingenti costi del loro mantenimento e della costruzione di impianti espositivi adeguati alle esigenze degli animali. È quindi spesso necessario da un lato diminuire il numero di esemplari/specie di questo gruppo tenuti e dall'altro assicurarsi che ogni specie esibita assolva in pieno il proprio ruolo educativo e/o conservazionistico all'in-

terno delle strategie istituzionali ed internazionali (Gippoliti, 2014). A tal fine vanno adeguatamente considerati fattori quali: le esigenze biologiche ed il benessere psicofisico degli animali, la sicurezza del personale e dei visitatori, le aspettative del pubblico, gli scopi dello zoo, l'esistenza di programmi internazionali di riproduzione (in Europa denominati EEP) (Gippoliti e Carpaneto, 1997).

I grandi felini appaiono ideali per trattare didatticamente le problematiche riguardanti la vitalità delle piccole popolazioni, l'incidenza di malattie infettive, la coabitazione con le popolazioni umane, il ruolo ecologico dei grandi predatori, l'adattabilità a diversi habitat e i diversi approcci alla conservazione (protezione totale o utilizzazione sostenibile) inclusi problemi e benefici dell'ecoturismo, la frammentazione ambientale e i conflitti tra uomo e fauna selvatica. Considerando le grandi problematiche sociali ed economiche che la presenza dei grandi felidi spesso crea, sarebbe importante che i giardini zoologici offrissero uno storytelling quanto mai ampio e oggettivo dei conflitti che spesso esistono tra comunità locali e grandi felidi (Gippoliti, 2019). Con il loro accesso privilegiato alla comunità scientifica, è infatti importante che il messaggio educativo degli zoo si caratterizzi per qualità scientifica e attenzione alle comunità locali che devono essere pienamente coinvolte nei progetti di conservazione.

I felini di piccole dimensioni, il ghepardo *Acinonyx jubatus* (Schreber, 1775) ed il leopardo nebuloso (genere *Neofelis*) appaiono generalmente meno adattabili e solo in pochi casi si sono ottenuti in Italia risultati riproduttivi soddisfacenti. Sebbene le necessità spaziali e finanziarie dei piccoli felini siano estremamente minori in confronto a quelle dei grandi felini, il loro mantenimento richiede capacità ed attenzioni anche maggiori (Leyhausen, 1963) e non è quindi consigliabile per tutte le strutture. Queste specie di piccole dimensioni appaiono perfettamente idonee però a completare settori tematici riguardanti particolari aree geografiche e habitat, illustrando l'estremo grado di specializzazione raggiunto (p.e. il gatto delle sabbie *Felis margarita* Loche, 1858 dei deserti paleartici o il gatto pescatore *Prionailurus viverrinus* (Bennett, 1833) delle foreste umide del sud-est asiatico).

Negli ultimi anni poi si sono riscontrate inaspettate difficoltà nella riproduzione di alcune specie come il leone *Panthera leo* (Linnaeus, 1758) e la tigre *Panthera tigris* (Linnaeus, 1758) (cfr. Saunders *et al.*, 2014). La convinzione che le esperienze pregresse debbano essere rese disponibili nell'interesse primario della tutela della biodiversità e del benessere animale, secondo i dettati dell'etica biologica (cfr. de Beaux, 1930) è stato compilato il presente contributo a carattere non esaustivo ma di auspicata utilità.

I FELIDI NEGLI ZOO ITALIANI

Come per altre specie presenti nei giardini zoologici italiani, non molto è stato pubblicato sui risultati nel mantenimento e nell'allevamento di questo gruppo, anche per le specie più comuni. Ciò è da stigmatizzare in quanto la recente enfasi sulla 'personalità' anche nel campo del benessere animale (Vaz *et al.*, 2022) rende preziosa la documentata storia di ogni felino ospitato a lungo termine in un giardino zoologico, anche del passato.

I primi giardini zoologici moderni nascono nell'immediato periodo post-unitario a Firenze e Torino; di quest'ultimo possediamo maggiori notizie anche relative ai felidi ospitati grazie all'opera dei veterinari dell'Ateneo torinese (Gippoliti, 2000).

Dopo la chiusura di queste due strutture intorno al 1885, bisognerà attendere il 1911 per avere un grande giardino zoologico nella capitale. Sembra utile almeno delineare la storia dei criteri gestionali che hanno guidato il mantenimento dei felidi selvatici in cattività in Italia. Si descrive pertanto, di seguito, un elenco cronologico dei modelli più comuni:

'casotti' con spazi limitati anche all'esterno, pavimenti facilmente lavabili e enfasi su riscaldamento aree interne per l'inverno;

'scenografico' con le grandi rocce artificiali e fossati, adottato però solo per le specie di grandi dimensioni;

'funzionalistico' che adotta recinti e gabbie tradizionali ma più ampie soprattutto all'esterno, a volte con substrato naturale;

'zoosafari' con ampi spazi esterni, alberi e terreno naturale, attraversabili dalle automobili e dove leoni e tigri sono spesso mantenuti in 'comunità' numerose;

'naturalistico' con ampie aree esterne ricche di vegetazione che esaltano l'habitat delle singole specie e rendono non sempre visibili gli animali al pubblico.

È utile sottolineare che l'adozione di questi modelli dipendeva da una serie di fattori, quali le conoscenze scientifiche dell'epoca, le tecniche ed i materiali edilizi esistenti, i modelli espositivi prevalenti in altri giardini zoologici (Lucas, 1980), lo spazio a disposizione, l'ecologia delle specie (quando nota) e, non ultimo, le finalità del progettista. Le problematiche sanitarie rappresentano un aspetto che è stato spesso sottovalutato nelle recenti discussioni circa il design dei giardini zoologici nelle varie epoche.

Tra le poche eccezioni al silenzio generalizzato dei giardini zoologici riguardo i risultati ottenuti nell'allevamento dei felidi, ricordiamo due note sulla riproduzione e accrescimento di pantera nera (termine con il quale si indicano individui melanici di leopardo, generalmente di origine asiatica meridionale) *Panthera pardus* (Linnaeus, 1758) presso il Giardino Zoologico di Milano (Molinar 1955; 1957) –risultato notevole avendo presente la limitata estensione del frequentatissimo piccolo

zoo milanese– e una sull’allattamento artificiale della lince eurasiatica *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758) presso il Giardino Zoologico di Roma (D’Alessandro, 1987) a cui si possono aggiungere delle note non pubblicate sull’allevamento di neonati del genere *Panthera* (Utzeri, 1982). Altre note provengono da allevatori privati (Florio e Spinelli, 1967; 1968; Nardelli, 1982).

È probabile che la percepita ‘facilità’ di allevamento e riproduzione di molte specie, del leone *Panthera leo* (Linnaeus, 1758) in particolare, abbia scoraggiato l’attenzione dei pochi biologi e veterinari associati agli zoo italiani. Alla luce delle molte difficoltà incontrate nella riproduzione del leone in anni recenti (Daigle *et al.*, 2015) riteniamo che una visione storica sui risultati dei giardini zoologici in questo campo sia di un qualche interesse anche pratico (cfr. Gippoliti, 2010).

Non mancano comunque dati riguardanti esemplari di felidi mantenuti in cattività nel nostro Paese, di una certa rilevanza storica e scientifica. Di particolare interesse la presenza di una femmina di tigre di Giava *Panthera tigris sondaica* (Temminck, 1844), sottospecie oggi estinta, a Roma nei primi anni del XX Secolo (Knottnerus-Meyer, 1925). Anche l’arrivo di un gatto dorato del Borneo *Catopuma badia* (Gray, 1874) al Giardino Zoologico di Roma nel 1934 (si trattava probabilmente di una coppia, acquistata da Behrend, di cui solo il maschio giunse vivo a Roma e sopravvisse per un brevissimo periodo) rappresenta un dato molto interessante. Purtroppo in ambedue i casi non sembra che le spoglie siano state preservate in un museo di storia naturale (cfr. Gippoliti e Kirchener, 2007).

Negli ultimi decenni, lo zoo italiano che più si è caratterizzato nel mantenimento di interessanti specie di felini è stato senz’altro il Parco Faunistico La Torbiera ad Agrate Conturbia (NO) che ha tra l’altro ottenuto la riproduzione del leopardo delle nevi *Panthera uncia* (Schreber, 1775) e del leopardo nebuloso *Neofelis nebulosa* (Griffith, 1821). La prima riproduzione del leopardo delle nevi in Italia spetta ad una struttura privata, non più esistente (Felis Phoenix Rare Felids Increasing Center), localizzata nelle vicinanze di Nettuno nel Lazio meridionale (Nardelli, 1982 e Nardelli,

comunicazione personale), dove si è ottenuta anche la riproduzione del leopardo nebuloso. Ma la prima riproduzione del leopardo nebuloso sembra quella registrata da Spinelli nel 1977. Ricordiamo inoltre la riproduzione e l’allevamento naturale del ghepardo verificatosi per la prima volta al mondo nello zoo privato di Cecchina vicino Roma (Florio e Spinelli, 1967, 1968) e la riproduzione e l’allevamento naturale del gatto marmorizzato *Pardofelis marmorata* (Martin, 1837) (Brack, 2004) e dello stesso leopardo nebuloso presso il Centro per lo studio degli Psittaciformi di Torre in Pietra di Paolo Bertagnolli, sempre vicino Roma.

Il Giardino Zoologico di Napoli ha riprodotto nel 1960 la tigre di Sumatra *Panthera tigris sumatrae* Pocock, 1929. La tigre siberiana *Panthera tigris altaica* (Temminck, 1844) si è riprodotta a Roma già prima della Seconda Guerra Mondiale e di nuovo a partire dal 1979.

Per quanto riguarda il leone, la Somalia è stata la naturale fonte di animali per i giardini zoologici italiani durante gran parte del XX Secolo (Gippoliti *et al.*, 2022). Il Giardino Zoologico di Roma ottenne una coppia di leoni asiatici *Panthera leo persica* (Meyer, 1826) dal Serraglio Diana nel 1927. In seguito alla visita di Paolo VI in India nel 1966, una coppia di leoni asiatici venne donata al Giardino Zoologico di Brescia dopo una breve permanenza a Roma (Florio, 1977) (che ricevette comunque una coppia di tigri reali indiane). Attualmente solo il Bioparco di Roma ospita leoni asiatici e la sottospecie si è finalmente riprodotta nel 2019 per la prima volta in Italia.

Diverse sottospecie di leopardo sono state allevate con successo in Italia. In particolare il Giardino Zoologico di Roma, oltre al leopardo somalo *Panthera pardus nanopardus* (Thomas, 1904) e quello eritreo *Panthera pardus antinorii* (de Beaux, 1924) proveniente dalle allora colonie in Africa orientale, e a cui va aggiunta la pantera nera ascrivibile alla sottospecie *melas* (G. Cuvier, 1809) di Giava, riprodusse per più volte e tra i primi al mondo, il raro leopardo dell’Amur *Panthera pardus orientalis* (Schlegel, 1857) (dal 1936 al 1943: Tab. I). Interessante anche il dono, da parte del principe dello Yemen, nel 1931 di una coppia di leopardi,

Tab. I. Cronologia eventi riproduttivi della coppia di Leopardo dell’Amur *Panthera pardus orientalis* arrivata a Roma nel 1934.

Data	Evento	Note
10.08.1934	Entra coppia (Paolo e Francesca)	Acquistati da Hagenbeck
6.01.1936	Nati due piccoli	Uno dei due muore subito; una femmina muore 25.08.1936
13.04.1937	Nati tre maschi	Un maschio muore 8.05.1937 Un maschio ceduto Ruhe 27.07.1938
9.06.1938	Nati 3 piccoli	un maschio muore 14.12.1938
1.04.1940	Nati 3 piccoli	Due morti 3.04.1940
8.09.1941	Nato un piccolo	
23.04.1943	Nati 3 piccoli	

riprodottisi nel 1932, da riferirsi con tutta probabilità a *Panthera pardus nimr* (Hemprich and Ehrenberg, 1832). In epoca più recente a Roma si è ottenuta la riproduzione del leopardo cinese *P. p. japonensis* (Gray, 1862) e di quello persiano *P. p. saxicolor* Pocock, 1927, mentre il leopardo dell'Amur si riproduce regolarmente presso La Torbiera.

La riproduzione di specie di piccoli felini è stata tradizionalmente legata più al successo di una singola coppia piuttosto che all'identificazione e adozione di protocolli di gestione idonei. Esempi al Giardino Zoologico di Roma includono la riproduzione del gatto pescatore *Prionailurus viverrinus* (dal 1952 al 1957), del caracal *Caracal caracal* (Schreber, 1776) (dal 1935 al 1937 e dal 1977 al 1981) e del serval *Leptailurus serval* (Schreber, 1776) (dal 1985 al 1988) (D'Alessandro e Gippoliti, 1993). Il caracal si riproduce con successo anche a Napoli dal 1952 e a Cuneo (circa 1978-1984, Remigio Luciano com. pers.).

Successi più regolari si sono riscontrati con la lince eurasiatica *Lynx lynx*, di cui è anche stato descritto l'allattamento artificiale (D'Alessandro, 1997). Sono anche state registrate sporadiche riproduzioni della lince rossa *Lynx rufus* (Schreber, 1777) a Pistoia e Roma.

Il gatto selvatico *Felis silvestris* Schreber, 1777 si è riprodotto regolarmente presso La Torbiera e più recentemente presso altre strutture, tra cui il Parco Natura Viva e il Parco Zoo della Fauna Europea di Poppi.

EVOLUZIONE DEI CRITERI ESPOSITIVI

Originariamente nei tradizionali zoo urbani dell'Europa continentale i felidi venivano ospitati secondo un criterio sistematico, in ambienti che enfatizzavano la sicurezza dei visitatori e la facile pulizia, spesso in edifici riscaldati nella cattiva stagione. Ma già nel 1844, nel quadro di un più generale apprezzamento della salubrità della vita all'aperto, i felidi di Londra erano ospitati in gabbie coperte ma esterne. Ma nel 1854-1855, come risultato di diverse perdite, si dovettero creare delle protezioni per le fluttuazioni climatiche estreme (Woods, 2018). Per questo, quando nel 1876 venne progettata una nuova casa, essa non presentava recinti esterni che vennero però aggiunti l'anno successivo, con non poche difficoltà di collegamento ed esposizione a nord (prova evidente di scarsa progettualità). Non deve sorprendere quindi che i successi riproduttivi a Londra fossero alquanto scarsi. Persino a Torino, malgrado la semplicità delle strutture (Fig. 1), i successi riproduttivi erano ben maggiori e questo, probabilmente, era legato alla inaccessibilità delle strutture interne ai visitatori, fatto che garantiva quella privacy spesso assente negli altri zoo dell'epoca.

Sebbene non si disponga di dati dettagliati sui felidi mantenuti a Torino (dati che però erano raccolti con scrupolo), dalle poche pubblicazioni che li riguardano

è chiaro che si trattava di una ricca collezione in cui le riproduzioni non erano certamente rare. Il responsabile sanitario Prof. Bassi, citando le vittime della morva (infezione dovuta al batterio *Burkholderia mallei*) del 1876, parla del decesso di sei giaguari *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), tra cui quattro nati ed allevati dai genitori (due di due mesi di età e due di tre anni e mezzo) (Bassi, 1893). Da alcune sue note su patologie di giovani leoni nati a Torino (Bassi, 1874) si percepisce che queste nascite non erano considerate eccezionali. Un visitatore tedesco nel 1872 osserva a Torino 14 leoni (a Londra nel 1876 i leoni erano sei), molti giaguari, di cui diversi nati a Torino e due bellissimi ghepardi, uno dei quali viveva nel Giardino da 4 anni. A Londra, la mancata sopravvivenza dei cuccioli di leone (a differenza di Dublino) anche a causa del rachitismo (patologia allora assai diffusa non solo tra gli animali dello zoo) portarono il famoso medico John Bland Sutton a sperimentare con successo l'adozione di una dieta per le femmine che includeva ossa più fragili (come la capra) e che quindi potevano essere consumate dai leoni, e di cospargere le porzioni per i più giovani con polvere di osso e olio di fegato di merluzzo (ricco in Vitamina D che allora però era sconosciuta). Sebbene non oggetto di un saggio specifico, l'esperimento apparve illuminante soprattutto per la classe medica alla ricerca di rimedi per il rachitismo delle classi più povere (Woods, 2018).

Spetta a Carl Hagenbeck il merito di avere innovato i criteri espositivi per i grandi felidi, affidandosi alla 'acclimazione' degli animali e costruendo ampie caverne rocciose separate dal pubblico da un ampio, invalicabile fossato. Nel Giardino Zoologico di Roma il suo team realizzava nel 1910 due grandi rocce per leoni e tigri e una più piccola per leopardi e puma (Gippoliti, 2010;



Fig. 1. Bernardino Capietti con tre giovani leoni in una delle gabbie esterne dedicate ai felidi del Giardino Zoologico Reale di Torino (circa 1877). Si noti la presenza del tronco, sempre necessario (e da sostituire periodicamente) per evitare la crescita eccessiva delle unghie.



Fig. 2. La roccia dei leoni del Giardino Zoologico di Roma, realizzata nel 1910 (foto S. Gippoliti, 1983).

Fig. 2). Per i leopardi vennero successivamente create delle gabbie relativamente ampie, con terreno sabbioso, ma perlopiù sprovviste di posatoi sopraelevati.

È interessante notare che una struttura stile Hagenbeck per leoni viene realizzata anche a Brescia (Fig. 3), dove un interessante zoo viene aperto al pubblico tra il 1912 e il 1922, sfruttando il muro di cinta del castello; una foto d'epoca mostra alcune importanti innovazioni quale un terreno naturale ed alcuni giovani alberi vivi. L'enfasi di Hagenbeck sull'esposizione all'aperto rendeva di fatto inutili le grandi case realizzate sino ad allora e quindi rendeva possibile realizzare ricoveri interni magari piccoli ma meno 'esposti' ai visitatori.

Nella maggior parte dei casi però i grandi felidi in Italia saranno negli anni successivi mantenuti in strutture di cemento facilmente lavabili e spesso di piccole dimensioni, secondo una logica funzionalista assai in voga nel dopoguerra (Fig. 4). Negli anni '70 del 1900 almeno cinque grandi 'safari' vengono aperti al pubblico in Italia. Praticamente tutti mantengono leoni e tigri in grandi recinti che vengono attraversati in automobile dai visitatori. Dettagli sulla gestione dei felidi nei safari



Fig. 4. Parte esterna del settore per puma e leopardi del Giardino Zoologico di Torino (foto P. Dollinger, 1985). Realizzato nel 1955, è un perfetto esempio di razionalismo tipico dell'epoca.



Fig. 3. L'avveniristico reparto dei leoni realizzato al Giardino Zoologico di Brescia nel 1912.

italiani non sono stati resi pubblici almeno in Italia, ma è indubbio che alcuni, in particolare quello di Fasano (Fig. 5), hanno raggiunto notevoli risultati nella gestione e riproduzione del leone, andando a costituire comunità di anche oltre 20-30 individui.

Negli zoo si avvia successivamente una lenta evolu-



Fig. 5. Parte del grande gruppo di leoni del Safari di Fasano (Br) (foto S. Gippoliti, maggio 2014).



Fig. 6. Leopardo delle nevi nel grande recinto naturalistico del Parco Faunistico La Torbiera di Agrate Conturbia (2013) (foto S. Gippoliti).

zione delle strutture espositive, che per quanto riguarda i felidi vede senz'altro il Parco Faunistico La Torbiera di Agrate Conturbia assumere un ruolo di leader (Fig. 6) mentre molti piccoli 'zoo' urbani, anche storici come Cuneo, Brescia, Torino, Milano e Como, devono chiudere i battenti, vittime delle polemiche anti-zoo degli anni '80 (Benedetti e Florio, 1986). In anni recenti, tra le strutture più rimarchevoli, ricordiamo quelle realizzate nel Giardino Zoologico di Pistoia per leoni, tigri e linci e quelle del Parco Natura Viva per leoni, tigri e leopardi delle nevi. Va sottolineato che l'esperienza maturata in diverse strutture dell'Italia centro-meridionale consente di affermare che anche specie di piccole-medie dimensioni come caracal, serval e gatto marmorizzato possono essere mantenute in eccellenti condizioni fisiche senza la necessità di ricoveri interni tradizionali e alcuna forma di riscaldamento artificiale (Fig. 7).

ALLEVAMENTO A MANO

Probabilmente a causa di inadeguate situazioni ambientali, l'allattamento della prole da parte della madre è spesso risultato impossibile. Specialmente in passato, scarsa attenzione era posta a garantire condizioni di tranquillità assoluta alle femmine gravide. Si è quindi spesso sopperito con l'allattamento artificiale, pratica che ha consentito un aumento considerevole dei tassi di



Fig. 7. Per felidi appartenenti a specie di piccole dimensioni è importante predisporre punti di riposo a varie altezze e una ricca vegetazione che possa servire da rifugio (Gatto delle paludi *Felis chaus*: Bioparco Gallorose, Cecina 2016; foto S. Gippoliti).

natalità e sopravvivenza (Florio e Mangili, 1984). Oggi però questa pratica viene ridotta al minimo, eccezion fatta per individui di grande importanza per i programmi di riproduzione oppure per disporre di individui mansueti da utilizzare in programmi didattici. Questo perché lo zoo deve, da un lato mirare a mostrare la massima parte dei repertori comportamentali specie-specifici e, dall'altro, questo costituisce di fatto un importante contraccettivo naturale.

Nella nostra esperienza, la realizzazione di ricoveri lontano dalla presenza del pubblico e che garantiscono la necessaria sicurezza rimane uno dei requisiti essenziali per il raggiungimento di un soddisfacente grado di benessere nei felini in cattività. Un classico esempio è rappresentato da una nervosa femmina di tigre siberiana di nome Unda (Int. Stud. #781) ospitata a Roma alla fine degli anni '70. Unda non accennò mai a prendersi cura della prole nei ricoveri notturni –visibili al pubblico– allora disponibili, con una unica eccezione quando il parto avvenne nella roccia esterna e quindi in una situazione ambientale per lei più rassicurante (Gippoliti oss.pers.). La stessa femmina soffriva anche di problemi digestivi probabilmente legati a questo prolungato stato di stress (Cociu *et al.*, 1974).

Vi è da notare che gli effetti dell'allevamento artificiale sullo sviluppo comportamentale dei felidi selvatici è stato oggetto di poche ricerche (Hampson e Schwitzer, 2016) e diverse speculazioni. In base all'esperienza personale acquisita presso il Giardino Zoologico di Roma, è possibile affermare che diversi esemplari appartenenti ad alcune specie (*Panthera leo*, *Panthera tigris*, *Panthera pardus*, *Lynx lynx*), di entrambi i sessi, hanno sviluppato moduli comportamentali assolutamente normali, riproducendosi e allevando la prole essi stessi (Fig. 8-9). Nella maggior parte dei casi l'intera cucciolata era allevata insieme e trasferita allo zoo dopo circa due mesi, ma anche cuccioli singoli integrati ad altri giovani dopo i due mesi di età non hanno mostrato nessun successivo problema. In un unico caso un giaguaro maschio, allevato in una casa per un periodo più lungo del solito (circa 4 mesi) si è dimostrato, una volta adulto, incapace a riprodursi, non riuscendo ad inseminare con successo la femmina malgrado i regolari tentativi di monta (Gippoliti, oss.pers.). Sembrerebbe quindi che i maggiori problemi possano nascere dall'isolamento da altri conspecifici della stessa età e quindi da una completa dipendenza dagli uomini per rapporti sociali.

Questi dati sembrano in contrasto con alcuni risultati ottenuti dalla analisi degli studbook (libri genealogici) internazionali (Hampson e Schwitzer, 2016) ma bisogna notare che questa ultima fonte, come anche rilevato dagli autori, non fornisce dettagli che potrebbero essere di utilità critica, quali alcuni aspetti qualitativi legati ai primi mesi di vita dei giovani felidi (convivevano con

altri felidi coetanei? Avevano accesso visivo ad adulti conspecifici? Ecc.). Inoltre, in anni recenti poi, gli individui allevati artificialmente possono essere stati selezionati negativamente nei programmi di riproduzione internazionali, spiegando in parte perché si osserva in questi un minore tasso riproduttivo se comparati a quelli allevati dalle madri naturali. Ovviamente un individuo allevato a mano manterrà una familiarità con gli umani ben maggiore di uno allevato naturalmente, rimanendo maggiormente visibile ai visitatori, ad esempio (Bertocchi *et al.*, 2015) anche se a volte esibendo stereotipie che nascono proprio dalla maggiore confidenza nei confronti delle persone e quindi dalla ricerca di un contatto con questi.

REQUISITI

Le varie specie di felidi differiscono nel grado di socialità, anche se la maggior parte vengono definiti genericamente ‘solitari’. Sebbene la cattività e la disponibilità di cibo possano incoraggiare un maggiore grado di socialità negli individui in cattività al punto che diverse femmine possono allevare insieme la prole (puma: Renato Paggetti com. pers.; lince euroasiatica: Gippoliti oss. pers.), è importante che la coabitazione tra diversi individui sia sempre attentamente monitorata. Inoltre, è sempre necessario che esista un numero adeguato di ricoveri al fine di consentire la separazione di ogni individuo al momento del pasto o per qualsiasi altra evenienza (p. es. visita medica, parto, degenza ecc.).

Interessante il dato estrapolato dal lavoro della Molinar dell'accidentale ricongiungimento con il padre, separato in una gabbia attigua, di tre panterine di due mesi d'età, nate il 20 agosto 1955 (Molinar, 1955). A quel punto tutta la famiglia fu riunita e il padre rappresentava il naturale partner di giochi dei giovani. Questo epilogo, nulla affatto scontato, dimostra l'importanza



Fig. 8. Atteggiamento aggressivo della femmina Calcutta (tigre del Bengala) a protezione dei figli nati nel Giardino Zoologico di Roma (circa 1958).

di documentare dettagliatamente i successi (e anche gli insuccessi) dei nostri sforzi al fine di arricchire la casistica di una disciplina, la zoo-biology, da noi troppo spesso trascurata. Inoltre, sebbene vengano osservati accoppiamenti già tre mesi dopo la nascita delle panterine, la femmina partorisce due piccoli solamente il 25 marzo 1957, anch'essi allevati con successo (Molinar, 1957). L'incapacità di fornire ricoveri adeguatamente appartati per l'allevamento della prole è all'origine del frequente abbandono e cannibalismo dei piccoli; anzi va considerato che in molti casi, specialmente nei piccoli felidi, alcuni eventi riproduttivi possono facilmente passare inosservati se il comportamento degli adulti non è monitorato correttamente e i piccoli vengono divorati immediatamente.

Anche animali appena arrivati hanno necessità di smaltire l'agitazione del viaggio in spazi ristretti e preferibilmente oscurati. Prima dello sviluppo della zoo-biology era difficile prevedere reazioni come quelle descritte dal Prof. Filippo De Filippi dell'Università di Torino, per due puma acquistati da un serraglio ambulante per la Menageria di Stupinigi “I due cougar furono introdotti nel loro nuovo e più ampio alloggio con assai minore fatica: ma non appena lo ebbero riconosciuto si diedero ad una irrefrenabile agitazione, a slanci contro le inferriate e pareti, ad accessi di furore; ed appunto sotto uno di tali accessi la femmina riportò un colpo sul naso che le riuscì mortale” (De Filippi, 1853).

Per quanto riguarda l'effetto della convivenza continua della coppia sulla riproduzione, per esempio nelle tigri, l'esperienza di strutture tradizionali come quelle di Roma suggeriscono l'assenza di effetti negativi visto l'alto tasso riproduttivo riscontrato in passato. Un fattore che meriterebbe più attenzione è quello dello spostamento, in particolare delle femmine adulte, e dell'età a cui vengono inserite con i partner. In generale,



Fig. 9. Atteggiamento rilassato della femmina Lizy con i suoi due cuccioli di leopardo ancora con gli occhi chiusi (1985). Lizy è stata allevata a mano, sempre presso il Giardino Zoologico di Roma.

la diminuzione degli esemplari nei singoli zoo di oggi diminuisce considerevolmente l'esperienza 'sociale' intraspecifica sperimentata dal singolo felino. Per esempio a Roma un singolo maschio di leopardo cinese Mao (IntStud #0124) poteva facilmente essere spostato nel recinto attiguo per accoppiarsi con altre femmine di leopardo anche non appartenenti alla medesima sottospecie. In particolare nei leoni, il fatto che oggi molto spesso gli zoo ospitano solo una coppia mentre almeno in alcuni zoo tradizionali si poteva giungere ad avere tre-quattro coppie in contatto visivo e/o uditivo, rappresenta un aspetto ancora scarsamente considerato di impoverimento dell'ambiente sociale. Alcuni autori hanno anche messo in evidenza l'importanza della competenza pratica del personale (Saunders *et al.*, 2014) dovuto alla rarefazione degli eventi riproduttivi tra i felidi gestiti dagli EEP, un fattore che purtroppo viene spesso sottovalutato in Italia.

Sebbene diverse ricerche abbiano rilevato livelli elevati di stereotipie e comportamenti da stress in felidi negli zoo (Mallapur e Chellam, 2002), ciò sembra dovuto prevalentemente alla sottovalutazione di alcuni parametri ambientali. Per esempio è stato evidenziato come molte specie prediligano dei punti elevati di osservazione e riposo e questi siano i luoghi preferiti in cattività (Lyons *et al.*, 1997). È ipotizzabile che la possibilità di posizionarsi ben al di sopra del livello dei visitatori possa anche aiutare l'animale a superare le fasi stressanti causate dalla loro eccessiva presenza. In strutture di piccole dimensioni i felini possono mostrare un maggior grado di aggressione intraspecifica per l'impossibilità di allontanarsi dal pubblico (un fenomeno osservato qualche decennio fa nei giorni domenicali in uno zoo urbano tradizionale, Gippoliti, *oss. pers.*; Sellinger e Ha, 2005). Ovviamente è importante che il numero di siti sopraelevati (p. es. tronchi orizzontali) sia correlato al numero di individui presenti e la loro ubicazione scelta anche in considerazione delle condizioni climatiche prevalenti.

In un importante studio (Clubb e Mason, 2007; vedi anche Breton e Barrot, 2014) si sostiene che esista una relazione tra l'ampiezza dell'home range nei grandi carnivori, la comparsa di stereotipie in cattività e il fallimento nella riproduzione. Le autorità governative e locali mostrano una predilezione per fissare linee-guida che stabiliscano le misure minime a garantire il benessere per gli animali in cattività. Se è ovvio che gli animali non possono essere tenuti al di sotto di soglie minime di spazio, è altrettanto ovvio che, in assenza di requisiti qualitativi nella competenza del personale e nella sua capacità di relazionarsi con gli animali, nella qualità della dieta, nella idoneità e complessità dell'ambiente fisico e sociale (Gippoliti, 2014), stabilire misure minime (magari elevate) serve solo a dirottare attenzione e risorse economiche su un parametro a discapito di tanti

altri fattori di cui solo oggi i ricercatori cominciano ad apprezzare l'importanza. Infatti uno studio effettuato su sette tigri in quattro istituzioni italiane non ha trovato prove della compromissione del benessere malgrado l'estensione del recinto a disposizione andasse da 700 a 10.000 mq (Biolatti *et al.*, 2016) evidenziando però l'importanza di un bacino d'acqua –nei mesi caldi– per questa specie. L'importanza del rapporto tra staff e felidi non può essere sottovalutato ed è anch'esso recentemente oggetto di maggiore interesse scientifico (Claxton, 2011). In un caso limite, si è osservato addirittura la auto-produzione di piccole lesioni alla coda in due giaguari di uno zoo che avevano subito un drastico cambiamento di personale e di routine gestionale (Gippoliti, *oss. pers.*, Fig. 10).

GESTIONE E PROTOCOLLO SANITARIO

Fortunatamente in Europa non è diffusissima l'abitudine ad alimentare i felidi selvatici con mangimi preparati ad hoc. Diete più tradizionali costituite da carcasse o pezzi di carne bovina ed equina offrono



Fig. 10. Ferita autoprodotta ad una coda di giaguaro nero apparsa durante una fase di grande stravolgimento del personale di un importante zoo italiano (foto Gippoliti, 1998)

maggiori opzioni per variare le razioni giornaliere e rispondere alle esigenze etologiche degli animali (Mellen e Shepherdson, 1997). Per esempio tutti i leopardi e molte tigri amano consumare il pasto in un luogo sopraelevato e ciò è ovviamente impossibile con un polpettone preconfezionato. Il comportamento alimentare in presenza di carcasse complete di pelo o piume comprende fasi di cattura, lancio della preda e ricattura che altrimenti non si esplicano (Law *et al.*, 1997; Gippoliti, *oss. pers.*) contribuendo ad arricchire il repertorio comportamentale dei felidi in cattività (Bond e Lindburg, 1990). Ma già sul finire del XIX secolo Roberto Bassi aveva messo in rilievo l'estrema attenzione che doveva essere posta nella qualità della carne destinata alla alimentazione dei felidi (Bassi, 1872, 1893). Un'epidemia di carbonchio, dovuta ad una partita di carne infetta con *Bacillus anthracis* si propagò tra i carnivori del Giardino Zoologico di Roma subito dopo la Seconda Guerra Mondiale, causando gravi perdite anche tra i felidi, in particolare quelli asiatici e americani (Ambrosioni e Cremisini, 1948). Decedettero infatti tutti i quattro *Puma concolor* (Linnaeus, 1777), l'unica *Lynx lynx*, l'unico *Acinonyx jubatus*, e l'unico gatto di palude *Felis chaus* Schreber, 1777. Mentre due leopardi – probabilmente africani – sopravvissero, l'unica pantera nera e l'unico leopardo dell'Amur *Panthera pardus orientalis* perirono. Nessuno dei dieci leoni né la singola *Panthera tigris altaica* furono affetti dal carbonchio.

Un'altra problematica sanitaria che sembra non sia stata oggetto di approfondimento è rappresentata dalla mortalità associata a piroplasmosi, che ad esempio nel 1938 costò la vita a tre giaguari *Panthera onca* a Roma (Anonimo, 1939). Sempre a Roma la morte di uno yaguarundi *Herpailurus yagouaroundi* fu attribuita a pseudotubercolosi batterica (Ambrosioni, 1937). Non è chiaro se l'incidenza di parassiti e zoonosi riscontrata nei safari-park (Fagiolini *et al.*, 2010; Iatta *et al.*, 2020) rientri in una problematica insita nella situazione di semi-cattività oppure se sia accentuata da fattori specifici quali l'alto numero degli individui ospitati insieme e che potrebbe essere fonte di uno stato di stress per alcuni di essi. Con la differenza tra 'cattività' e 'libertà' che si fa sempre più blanda a causa della sovrappopolazione umana del pianeta e la recinzione dei confini delle aree protette, questi studi epidemiologici acquistano sempre più una maggiore valenza ai fini delle strategie di conservazione dei felidi.

RICERCHE

Esiste una generalizzata sottovalutazione dell'importanza delle ricerche condotte nei giardini zoologici, anche nei riguardi della stessa medicina umana. Il trattamento del rachitismo dei giovani leoni nati a Londra, già discusso, ne è forse uno degli esempi più eclatanti (Chesney e Hedberg, 2010).

Come le ricerche di Roberto Bassi e altri colleghi dimostrano, i campi collegati alla salute fisica dei felidi sono stati i primi ad interessare i gestori dei giardini zoologici (Bassi, 1872, 1877; Gay, 1873). Anche a Roma gli aspetti parassitologici furono tra i primi ad essere investigati (Raffaele, 1932; Biocca *et al.*, 1948; Bertolino, 1956). Successivamente tale preoccupazione è stata coniugata all'interesse di incrementare le conoscenze di base dei parassiti, virus e batteri di interesse sanitario per la gestione dei felidi in cattività. A Roma ciò ha condotto alla descrizione di nuove specie di elminti, segnatamente del serval somalo, come *Ancylostoma paraduodenale* Biocca, 1951, *Metathelazia servalis* Chabaud et Biocca, 1950 e *Opistorchis starkovi* Biocca et Benetti, 1956. Sempre il serval ha fornito materiale per la re-descrizione di parassiti già descritti, come *Ancylostoma braziliense* Gomes de Faria, 1910 (Chabaud e Biocca, 1950; Biocca, 1951; Biocca e Benetti, 1956).

PROGRAMMI INTERNAZIONALI

Un certo numero di strutture italiane appartenenti all'EAZA partecipa a pieno titolo a programmi EEP per taxa di felidi. Esistono ampi margini per incrementare il contributo italiano agli EEP sia attraverso il coinvolgimento di un maggior numero di strutture alla rete internazionale che attraverso una partecipazione qualitativamente più avanzata che preveda la selezione di specie per cui l'Italia offre condizioni ambientali ottimali (leopardo nebuloso, tigre di Sumatra, gatto dorato asiatico). Negli ultimi anni, effettivamente, almeno due zoo italiani sono stati coinvolti nel programma per la tigre di Sumatra (Roma e Napoli) mentre il leopardo nebuloso è attualmente presente, oltretutto alla Torbiera, anche presso le Cornelle (Bergamo). Interessante anche il recente arrivo del leopardo cinese *Panthera pardus japonensis* presso il Parco Faunistico Valcorba (Padova).

MUTAZIONI, IBRIDAZIONI E SOTTOSPECIE 'DUBBIE'

Negli ultimi decenni si è assistito alla diffusione in cattività di felidi caratterizzati da mutazioni nel colore della pelliccia, quali tigri e leoni bianchi, selezionati attraverso l'accoppiamento di animali strettamente imparentati. Occorre notare che sebbene queste caratteristiche appaiano occasionalmente nelle popolazioni selvatiche, non si tratta ovviamente di taxa distinti, né possono essere considerati "in pericolo di estinzione". La diffusione di tigri e leoni bianchi presso diversi parchi italiani ed esteri finisce per ingenerare confusione riguardo il ruolo di conservazione ex situ di queste strutture e costituisce quasi una 'concorrenza sleale' nei confronti di quei giardini zoologici che partecipano seriamente ai programmi EEP per i vari felidi minacciati. Vi è poi da considerare che queste mutazioni vengono mantenute

anche tramite un continuo processo di riproduzione tra consanguinei che, in casi estremi, finiscono per produrre animali soggetti ereditariamente a diverse patologie (Scaglione *et al.*, 2010). Da notare che in almeno due zoo italiani, Falconara e Roma, si sono verificate nascite di cuccioli di leone dal pelame quasi bianco che hanno assunto poi, crescendo, una colorazione chiara ma del tutto normale. Chiaramente riprovevole risulta la riproduzione di ibridi da specie diverse come leone e tigre.

È stato invece proposto che la riproduzione di pantere nere negli zoo occidentali possa costituire un valido contributo alla conservazione del patrimonio genetico del minacciato leopardo di Giava *Panthera pardus melas* (Gippoliti e Meejiard, 2007). Infatti la variante nera rappresenta una fetta consistente della popolazione di questo piccolo leopardo insulare ed è assai probabile che esistano ancora nuclei puri sparsi in collezioni zoologiche secondarie. Di fatto i programmi internazionali avevano sinora ignorato questa sottospecie, che è divenuta sempre più rara nei giardini zoologici.

La mancanza storica di ‘alberi genealogici’ nazionali ed internazionali per una specie ritenuta comune come il leone, ma oggi in continuo declino (Bauer *et al.*, 2015), ci priva di informazioni dettagliate circa l’origine degli attuali stock presenti e quindi della possibilità di utilizzare questi animali a scopo di conservazione ‘ex situ’. Oltre ai leoni somali che costituivano il nucleo originario del Giardino Zoologico di Napoli, sono documentati invii di leoni etiopici, per esempio una coppia per lo Zoo di Como, una forma caratteristica per la folta criniera nera, mantenuta in cattività ad Addis Abeba e di cui si sta apprezzando solo oggi il differenziamento a livello genetico (Bruche *et al.*, 2012). Anche il Safari Park di Pombia ha ricevuto una coppia di leoni berberi dalla collezione del Re del Marocco a Rabat (Triberti, com. pers.). Purtroppo non sembra che la progenie sia stata inclusa in alcun programma di riproduzione.

Anche nel caso delle tigri non sembra che si sia spesa la dovuta attenzione nel ricostruire l’origine degli stock presenti negli zoo italiani, considerando che la ditta Molinar (tra l’altro gestore delle strutture di Torino, Milano e Verona) aveva storici rapporti con il subcontinente indiano e che quindi molte se non tutte le tigri da loro importate rappresentavano la sottospecie nominale *Panthera tigris tigris*.

LEZIONI PER I CENTRI DI RECUPERO DI ANIMALI ESOTICI

I Centri di Recupero per animali selvatici esotici (CRASE) svolgono un ruolo importante nella gestione di vere emergenze di sicurezza costituite dalla sistemazione di grandi felidi tenuti in maniera inappropriata, illegale o senza i minimi requisiti di sicurezza da privati, mostre faunistiche o circhi.

Mentre oggi i giardini zoologici seguono una ferrea

progettazione per esibire le specie selezionate nelle migliori condizioni, le vecchie strutture possono essere fonte di maggiore ispirazione per i centri di recupero. Nel nostro clima, infatti, le strutture interne possono essere ridotte al minimo se si garantisce l’accesso giornaliero degli animali all’esterno. Quest’ultimi devono essere progettati affinché possano essere modulati in accordo con il numero degli animali presenti, la loro storia individuale (e quindi personalità) e la loro compatibilità sociale. Se le risorse lo consentono, può essere realizzato un grande recinto disponibile a turno a tutte le unità sociali presenti. Tenendo conto dell’eterogeneità degli individui che possono giungere in un CRASE, è chiaro che la flessibilità delle strutture risulta caratteristica di enorme importanza e dovrebbe avere precedenza su considerazioni prettamente ‘estetiche’. Né meno importanti dovrebbero essere le considerazioni economiche legate alle tante emergenze ambientali a cui non si riesce a rispondere per mancanza di risorse. È utile auspicare che, come già succede altrove, si giunga anche in Italia ad una maggiore collaborazione tra zoo e centri di recupero, nell’interesse esclusivo degli animali.

CONCLUSIONI

I giardini zoologici che collaborano a livello internazionale in associazioni come l’EAZA rappresentano oggi uno dei maggiori attori nella conservazione della biodiversità a livello globale (Robovský *et al.*, 2020). Storicamente l’Italia ha mostrato un minore coinvolgimento nelle attività di ricerca e gestione della fauna in condizioni controllate, ma è necessario che anche da noi si proceda ad una maggiore opera di comunicazione dei risultati, dei progetti e delle problematiche affinché vi sia una maggiore consapevolezza del ruolo dei giardini zoologici sia tra la comunità scientifica che nell’opinione pubblica. A questo scopo, si rende improcrastinabile la creazione di due organi d’informazione (tramite pubblicazioni cartacee o altri mezzi) dedicati uno allo scambio e alla diffusione di conoscenze tecnico-professionali nell’ambito dei giardini zoologici italiani e l’altro invece più rivolto ad una divulgazione di alto livello che coinvolga maggiormente l’opinione pubblica nella missione dei giardini zoologici contemporanei e quindi, in ultima analisi, nella conservazione della biodiversità.

Ringraziamenti

Renato Paggetti (1923-2018), per tanti anni capo-guardiano del settore grandi felini del Giardino Zoologico di Roma, mi ha introdotto alla pratica della gestione di queste specie in cattività e a lui questo articolo è dedicato. Ringrazio anche Francesco Nardelli e Remigio Luciano per avere condiviso dati e ricordi circa i loro risultati riproduttivi con i felidi e Peter Dollinger per una foto del suo archivio personale. Il Prof. Giuseppe Meneguz (Università di Torino) ha fornito una prima revisione critica del manoscritto. Un anonimo revisore e l’Editor hanno fornito utili suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosioni P., 1937. Breve relazione sulle ricerche eseguite negli anni 1935-1936 su materiale patologico del Giardino Zoologico di Roma. *La Clinica Veterinaria*, **4**: 3-7 (estratto).
- Ambrosioni P., Cremisini E., 1948. Epizoozia di carbonchio ematico negli animali del Giardino Zoologico di Roma. *La Clinica Veterinaria*, **71**: 143-151.
- Anonimo, 1939. *Giardino Zoologico di Roma. Relazione sull'esercizio 1938*. Arti Grafiche, Roma.
- Bassi R., 1872. Sul moccio (morve rotzkrankheit) del leone (*Felis leo*). *Il Medico Veterinario*, (4) **1**: 442-454.
- Bassi R., 1874. Distocia e parto artificiale in una leonessa. *Il Medico Veterinario* (4)**3**: 396-397.
- Bassi R., 1877. Il pentastomo moniliforme (Dies.) nella pantera. *Il Medico Veterinario*, (4)**6**: 529-532.
- Bassi R., 1893. Contribuzioni alla storia clinica del moccio nei carnivori felini. *Moderno Zooiatra*, **12**: 1-7 (estratto).
- Bauer H., Chapron G., Nowell K., Henschel P., Funston P., Hunter L.T.B., Macdonald D.W., Packer C., 2015. Lion (*Panthera leo*) populations are declining rapidly across Africa, except in intensively managed areas. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, **112**: 14894-14899.
- de Beaux O., 1930. *Etica Biologica*. Temi, Trento.
- Benedetti G., Florio P.L., 1986. Considerazioni in merito ad una proposta di legge per l'abolizione dei giardini zoologici. *Museologia Scientifica*, **3**: 1-8 (estratto).
- Bertocchi M., Spiezio C., Di Ianni F., Macchi E., Parmigiani E., Sandri C., Ponzio P., Quintavalla F., 2015. Welfare of a pair of captive tigers: a hand-reared female and a parent-reared male. *Journal of Advances in Agriculture*, **5**, No. 1.
- Bertolino P., 1956. Su un caso di infestazione naturale da *Isoospora felis* in un giovane leone somalo (*Felis leo somaliensis*) e sull'abnorme evoluzione delle oocisti in coprocultura. *Profilassi*, **29**: 3-4 (estratto).
- Biocca E., 1951. On *Ancylostoma paraduodenale*, a new species from felines, closely related to *A. duodenale*. *Journal of Helminthology*, **25**: 11-18.
- Biocca E., Benetti M.P., 1956. *Opistorchis starkovi* n. sp. parassita di *Felis serval*. *Rend. Accad. Naz. Lincei (Classe Sci. Fis., matem. Nat.)*, **38**: 34-38.
- Biocca E., Agostinucci G., Bronzini E., 1948. Ricerche parasitologiche preliminari sulle feci dei Mammiferi del Giardino Zoologico di Roma. *Rivista di Parassitologia*, **9**: 169-175.
- Biolatti C., Modesto P., Dezzutto D., Pera F., Tarantola M., Gennero M.S., Maurella C., Acutis P.L., 2016. Behavioural analysis of captive Tigers (*Panthera tigris*) under different zoo managements. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **174**: 173-180.
- Bond J.C., Lindburg D.G., 1990. Carcass feeding of captive cheetahs (*Acinonyx jubatus*): The effects of a naturalistic feeding program on oral health and psychological well-being. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **26**: 373-382.
- Brack C., 2004. Notizen über Marmorkatzen (*Pardofelis marmorata*, Martin 1837) in Menschenobhut. *Kleinkatzen 2004 Arbeitsplatz Zoo*: 80-85.
- Breton G., Barrot S., 2014. Influence of enclosure size on the distances covered and paced by captive tigers (*Panthera tigris*). *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **154**: 66-75.
- Bruche S., Gusset M., Lippold S., Barnett R., Eulenberger K., Junhold J., Driscoll C.A., Hofreiter M., 2012. A genetically distinct lion (*Panthera leo*) population from Ethiopia. *Eur. J. Wildl. Res.*, **59**: 215-225.
- Chabaud A., Biocca E., 1950. Description de *Metathelazia servalis* n. sp. et observation sur le genre *Metathelazia*. *Bulletin Societé Zoologique de France*, **75**: 260-267.
- Chesney R.W., Hedberg G., 2010. Metabolic bone disease in lion cubs at the London Zoo in 1889: the original animal model of rickets. *Journal of Biomedical Science*, **17**(Suppl 1): S36.
- Claxton A.M., 2011. The potential of the human-animal relationship as an environmental enrichment for the welfare of zoo-housed animals. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **133**, 1-10.
- Clubb R., Mason G.J., 2007. Natural behavioural biology as a risk factor in carnivore welfare: How analyzing species differences could help zoos improve enclosures. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **102**: 303-328.
- Cociu M., Wagner G., Micu N.E., Mihaescu G. 1974. Adaptational gastro-enteritis in Siberian tigers *Panthera tigris altaica* at Bucharest Zoo. *Int. Zoo Yb.*, **14**: 171-174.
- Daigle C.L., Brown J.L., Carlstead K., Pukazhenthi B., Freeman E.W., Snider R.J., 2015. Multi-institutional survey of social, management, husbandry and environmental factors for the SSP African lion *Panthera leo* population: examining the effects of a breeding moratorium in relation to reproductive success. *Int. Zoo Yb.*, **49**: 198-213.
- D'Alessandro A., 1997. Handrearing of European lynx *Lynx lynx* at the Rome Zoo. *Solitaire* **3**: 4-6.
- D'Alessandro A., Gippoliti S., 1993. A list of wild mammals breeding at the Rome Zoo. *Hystrix It. J. Mamm.*, (4)**2**: 45-59.
- De Filippi F., 1853. Notizie sopra una nuova specie di iena. *Memorie R. Accademia delle Scienze Torino* (2)**13**: 127-132.
- Fagiolini M., Lia R.P., Laricchiuta P., Cavicchio P., Mannella R., Cafarchia C., Otranto D., Finotello R., Perrucci S., 2010. Gastrointestinal parasites in Mammals of two Italian zoological gardens. *J. Zoo Wildl. Med.*, **41**(4): 662-670.
- Florio P.L., 1977. I Giardini zoologici. In: Baschieri Salvadori F. (ed.) *Nel Meraviglioso Regno degli Animali*. Curcio, Roma: 2794-2853.
- Florio P.L., Mangili G., 1984. Lo Zoo di Roma oggi. I suoi primati. Programmi e prospettive per domani. In: Autori vari (eds.) *La nostra Arca di Noè. Storia e prospettive dello Zoo di Roma*. Marsilio Editori, Venezia: 51-56.
- Florio P.L., Spinelli L., 1967. Successful breeding of cheetah in a private zoo. *Int. Zoo Yb.*, **7**: 150-152.
- Florio P.L., Spinelli L., 1968. Second successful breeding of cheetah in a private zoo. *Int. Zoo Yb.*, **8**: 76-78.
- Gay M., 1873. Elmintiasi dell'intestino tenue in una pantera nera. *Il Medico Veterinario* (4)**2**: 147-161.
- Gippoliti S., 2000. Giardini zoologici in Italia: un inquadramento storico e uno sguardo al futuro. *Museologia Scientifica*, **16**(1): 41-50.
- Gippoliti S., 2010. *La Giungla di Villa Borghese. I cento anni del Giardino Zoologico di Roma*. Belvedere, Latina, 206 pp.
- Gippoliti S., 2011. Zoos and conservation in the XXI Century: overlooked meeting points between ecology and social sciences? *Museologia Scientifica* **5**: 168-176.
- Gippoliti S., 2014. Animali esotici negli zoo e valutazione del loro benessere: un approccio olistico. *Biologia Ambientale*, **28**: 57-64.
- Gippoliti S., 2019. Zoo e storytelling: è realmente così facile parlare di conservazione della biodiversità? *Museologia Scientifica Memorie*, **18**: 124-126.
- Gippoliti S., Carpaneto G.M., 1997. Captive breeding, zoos and good sense. *Conserv. Biol.*, **11**: 806-807.
- Gippoliti S., Frascchetti D., Angelici F.M., 2022. The lions of Somalia: a review of available morphological and socio-

- ecological data. *J. Anim. Diver.*, **4**(2): 53-75.
- Gippoliti S., Meijaard E., 2007. Taxonomic uniqueness of the Javan Leopard; an opportunity for zoos to save it. *Contrib. Zool.*, **76**: 55-58.
- Gippoliti S., Kitchener A.C., 2007. The Italian zoological gardens and their role in mammal systematic studies, conservation biology and museum collections. *Hystrix It. J. Mamm.*, **18**: 173-184.
- Hampson M.C., Schwitzer C., 2016. Effects of hand-rearing on reproductive success in captive large cats *Panthera tigris altaica*, *Uncia uncia*, *Acinonyx jubatus* and *Neofelis nebulosa*. *PLoS ONE*, **11**(5): e0155992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155992>
- Henschel P., Coad L., Burton C., Chataigner B., Dunn A., MacDonald D., et al., 2014. The lion in West Africa is critically endangered. *PLoS One*, **9**, e83500.
- Iatta R., Natale A., Ravagnan S., Mendoza-Roldana J., Zatelli A., Cavalera M.A., Biala Y.N., Baneth G., Otranto D., 2020. Zoonotic and vector-borne pathogens in tigers from a wildlife safari park, Italy. *IJP: Parasites and Wildlife*, **12** (2020): 1-7.
- Knotterus-Meyer T., 1925. *Nel Giardino Zoologico. Osservazioni e Studi*. Maglioni e Strini, Roma.
- Law G., Macdonald A., Reid A. 1997. Dispelling some common misconceptions about the keeping of felids in captivity. *Int. Zoo Yb.*, **35**:197-207.
- Leyhausen P., 1963. Smaller cats in the zoo. *Int. Zoo Yb.*, **3**: 11-21.
- Lucas G., 1980. Housing of cats in Europe. In *Management of Wild Cats in captivity*. ABWAK Symposium, Londra, 7-11.
- Lyons J., Young R.J., Deag J.M., 1997. The effects of physical characteristics of the environment and feeding regime on the behavior of captive felids. *Zoo Biol.*, **16**: 71-85.
- Mallapur A., Chellam R., 2002. Environmental influences on stereotypy and the activity budget of Indian leopard (*Panthera pardus*) in four zoos in southern India. *Zoo Biol.*, **21**: 585-595.
- Mellen J.D., Shepherdson D.J., 1997. Environmental enrichment for felids: An integrated approach. *Int. Zoo Yb.*, **35**: 191-19.
- Molinar M., 1955. Alcune osservazioni sopra tre giovani pantere nere (*Panthera pardus* var. *melanica*) nate in cattività allo Zoo di Milano. *Zoo*, **1**: 119-123.
- Molinar M., 1957. Qualche notizia sull'accrescimento delle pantere nere (*Panthera pardus* var. *melanica*) nate in cattività allo Zoo di Milano il 25 marzo 1957. *Zoo*, **3**: 142-145.
- Nardelli F., 1982. Keeping and breeding snow leopards at the Rare Felids Increasing Centre, Nettuno, Italy. *Int. Ped. Book Snow Leopards* **3**: 63-66.
- Raffaele G., 1932. Su alcuni cestodi rinvenuti in una pantera. *Boll. Zool.*, **3**: 299-306.
- Robovský J., Melichar L., Gippoliti S., 2020. Zoos and conservation in the Anthropocene: opportunities and problems. In: Angelici F.M., Rossi L. (eds.) *Problematic Wildlife II – new conservation and management challenge in the human-wildlife interactions*, Springer, Berlin: 451-484.
- Saunders S.P., Harris T., Traylor-Holzer K., Goodrowe Beck K., 2014. Factors influencing breeding success, ovarian cyclicity, and cub survival in zoo-managed tigers (*Panthera tigris*). *Anim. Reprod. Sci.*, **144**: 38-47.
- Scaglione F.E., Schröder C., Degiorgi G., Zeira O., Bollo E., 2010. Cranial Malformations in Related White Lions (*Panthera leo krugeri*). *Veterinary Pathology*, **47**(6): 1095-1099.
- Sellinger R.L., Ha J.C., 2005. The Effects of Visitor Density and Intensity on the Behavior of Two Captive Jaguars (*Panthera onca*). *J. Appl. Anim. Welf. Sci.*, **8**(4): 233-244.
- Utzeri C., 1982. Esperienze sull'allevamento artificiale di cuccioli di Felidae nati in cattività (gen. *Panthera*). Relazione inedita presentata al convegno "Finalità e strutture di un moderno Giardino Zoologico" Roma, 5-7 Dicembre 1978.
- Vaz J., McElligott A.G., Narayan E., 2022. Linking the roles of personality and stress physiology for managing the welfare of captive big cats. *Anim. Welf.*, **31**: 99-111.
- Woods A., 2018. Doctors in the Zoo: Connecting Human and Animal Health in British Zoological Gardens, c.1828–1890 pp. 27-69. In: A. Woods et al. (eds.) *Animals and the Shaping of Modern Medicine, Medicine and Biomedical Sciences in Modern History*, https://doi.org/10.1007/978-3-319-64337-3_2.

Anfibi e Rettili del Parco dell'Orecchiella: nota preliminare

Domenico Verducci

WWF Alta Toscana; Email: domenico.verducci@alice.it

Pervenuto il 13.10.2022; accettato il 3.11.2022

Riassunto

Nel presente lavoro si fornisce una lista commentata delle specie di anfibi e rettili rinvenute almeno una volta nel Parco dell'Orecchiella. L'erpetofauna è rappresentata da 6 specie di Anfibi e 7 specie di Rettili: 3 Urodeli (*Ichthyosaura alpestris*, *Salamandra salamandra*, *Speleomantes italicus*), 3 Anuri (*Bufo bufo*, *Rana italica*, *Rana temporaria*), 3 Sauri (*Lacerta bilineata*, *Podarcis muralis*, *Anguis veronensis*), e 4 Serpenti, (*Hierophis viridiflavus*, *Natrix helvetica*, *Zamenis longissimus*, *Vipera aspis*). Viene commentata l'eventuale presenza di altre due specie (*Triturus carnifex*, *Coronella austriaca*).

Parole chiave: Parco dell'Orecchiella / Conservazione di Anfibi e Rettili / Distribuzione

Amphibians and Reptiles of the Orecchiella Natural Park: preliminary note

This article provides an annotated check-list of amphibian and reptile species found at least once in the Orecchiella Natural Park (Tuscany, Central Italy). The herpetofauna is represented by 6 species of Amphibians and 7 species of Reptiles: 3 Urodela (*Ichthyosaura alpestris*, *Salamandra salamandra*, *Speleomantes italicus*), 3 Anura (*Bufo bufo*, *Rana italica*, *Rana temporaria*), 3 Sauria (*Lacerta bilineata*, *Podarcis muralis*, *Anguis veronensis*), and 4 Snakes (*Hierophis viridiflavus*, *Natrix helvetica*, *Zamenis longissimus*, *Vipera aspis*). The possible presence of two other species (*Triturus carnifex*, *Coronella austriaca*) is commented on.

Keywords: Orecchiella Natural Park / Amphibians and Reptiles conservation / Distribution

INTRODUZIONE

Gli atlanti sulla erpetofauna nazionale e regionale (Sindaco *et al.*, 2006; Vanni e Nistri, 2006), coprono in modo sufficientemente preciso il territorio della Toscana. Tuttavia, riferendoci ad aree di estensione limitata, come le riserve naturali, le aree protette, i SIR e SIC, ma anche a livello dei parchi regionali o nazionali, le informazioni che si possono ottenere dagli atlanti di areali più ampi (regione, stato, continente) non sono assolutamente sufficienti. Infatti le maglie di riferimento degli atlanti, normalmente applicate su quadranti UTM di 10×10 km, sovrastimano la distribuzione su piccola scala delle specie di interesse erpetologico. La suddetta considerazione trova conferma nel fatto che le conoscenze sugli anfibi e i rettili del Parco dell'Orecchiella

(Toscana Nord-Occidentale) sono complessivamente scarse, frammentarie o datate.

Nel primo articolo scientifico pubblicato sulla fauna del Parco Romé e Vanoni (1981) scrivono “non abbiamo notizie [...] sugli anfibi e sui rettili”. Un primo elenco appare in Poggi e Calzolari (1985), che riportano due specie di anfibi e cinque di rettili. Successivamente Bruni (2002) presenta la check-list degli anfibi e dei rettili, con l'indicazione di due anfibi e cinque rettili, di cui due dubbi, e altri diversi da quelli segnalati dai precedenti autori. Il Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Lucca, che gestisce tre Riserve Naturali presenti all'interno del complesso demaniale comunemente denominato Parco dell'Orecchiella (Riserva Naturale Biogenetica

Pania di Corfino, Riserva Naturale di Popolamento Animale Orecchiella, Riserva Naturale Biogenetica Lamarossa), ha in programma uno studio sistematico sulla erpetofauna dell'area, di cui questa nota vuole costituire una base preliminare, fornendo indicazioni sui siti ove indirizzare specifiche ricerche. In essa vengono presentate tutte le informazioni disponibili, edite e inedite, per caratterizzare il popolamento erpetologico del Parco dell'Orecchiella.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il territorio oggetto dell'indagine si trova all'interno della Foresta Demaniale dell'Alto Serchio ed è situato a nord della provincia di Lucca. Si estende su una superficie di circa 5.200 ha ed è stato gestito fino al 1976 dall'Azienda di Stato per le Foreste Demaniali, per essere poi trasferito al Demanio regionale della Toscana. Si tratta di un'area montuosa la cui altezza varia dai 600 ai 2054 m s.l.m., con il 90% della superficie collocato ad oltre 1000 m s.l.m.

L'area di studio, benché comunemente nota come Parco dell'Orecchiella, non ha un provvedimento istitutivo, per cui non ha dei confini precisi (Fig. 1). In pianta tale area ha approssimativamente la forma di una losanga, i cui vertici coincidono a Nord con il Monte Castellino (m. 1947), situato al confine con l'Emilia, lungo il crinale appenninico principale; ad ovest con il tondeggiante colle carsico denominato La Ripa; a sud con il Ponte Attilio Vergai, che scavalca la grande gola modellata dal Fiume di Corfino; ad est con lo spartiacque principale, il Passo delle Forbici, anch'esso al confine con l'Emilia, circa due chilometri a nord del Casone di Profecchia. Nel tratto di cresta compreso tra il Monte Castellino ed il passo delle Forbici, sorge la cima del monte più alto della Toscana: il Monte Prado (m 2054).

Il paesaggio si presenta come un ampio altopiano, ricco di corsi d'acqua e di sorgenti, dominato dal massiccio calcareo della Pania di Corfino. L'eterogenea orografia dei versanti e il clima fresco e piovoso favoriscono lo



Fig. 1. Ubicazione del Parco dell'Orecchiella (cerchio rosso).

sviluppo di un consistente manto vegetale, in gran parte formato da boschi di latifoglie e da praterie naturali. All'interno del Parco dell'Orecchiella sono state istituite tre Riserve Naturali Statali, per una superficie di 519 ha, che successivamente sono state inserite nel territorio del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano (Cappelli e Perilli, 2002). Per una più approfondita descrizione dell'area di studio si rimanda a Romè e Vanoni (1981), Poggi e Calzolari (1985), Ansaldo e Medda (1999) e Cappelli e Perilli (2002).

Metodi

Per ogni specie vengono riportati i dati bibliografici e le osservazioni personali, a cui segue un breve commento sullo stato dei singoli taxa. In quest'ultima parte vengono anche riportate le osservazioni dei collaboratori e quelle raccolte tramite *Citizen science*. Queste ultime sono supportate da materiale fotografico. Nelle note di presenza, con *ess.* si intende esemplari plurimi e con *add.* adulti. Tutte le foto che accompagnano il testo sono state scattate nell'area di studio, come specificato nelle relative didascalie, che riportano l'autore della foto. In caso di mancata indicazione la foto è dell'autore del testo.

RISULTATI

Tritone alpestre (Fig. 2) *Ichthyosaura alpestris* (Laurenti, 1768)



Fig. 2. Coppia di tritoni alpestri in corteggiamento, pozza del Giardino Botanico "Maria Ansaldo"; Pania di Corfino 8.VII.2018.

Dati bibliografici. Poggi e Calzolari 1985; Pieroni 1994; Vanni *et al.*, 2003, Giardino Botanico "Maria Ansaldo" Pania di Corfino; Lanza *et al.*, 2004, Giardino Botanico "Maria Ansaldo" Pania di Corfino; Lopez 2012.

Osservazioni personali. Pozza del giardino di montagna: 13.VIII.2016, 25.IX.2016 (10 *ess.*), 21.VIII.2017 (100 *ess.*), 8.VII.2018 (10 *add.*), 12.VI.2021 (3 *add.*), 14.VIII.2022 (5 *add.*, 100 *larve*); pozza sotto il laghetto del Centro visitatori 13.VIII.2016 (30 *ess.*); Giardino Botanico "Maria Ansaldo" Pania di Corfino: 25.IX.2016

(10 ess.), 8.VII.2018 (17 ess., due coppie in corteggiamento.)

Note. Poggi e Calzolari (1985) sono stati i primi a segnalare senza ulteriori dettagli la presenza della specie, confermata successivamente da Vanni *et al.* (2003), che scrivono di aver raccolto sette individui in una piccola pozza artificiale del Giardino botanico. Gli esemplari raccolti derivavano da animali prelevati da una pozza naturale a circa la stessa altitudine del versante N della Pania di Corfino, successivamente acclimatatisi in loco (Lanza *et al.*, 2004). Osservata anche nei pressi di monte Vecchio, a circa 1700 m s.l.m., in una pozza di piccole dimensioni con un singolo individuo (E. Cheli, com. pers.).

La specie si rinviene più frequentemente in piccoli specchi d'acqua privi di fauna ittica: infatti è stata rilevata in una piccola pozza priva di pesci sotto il laghetto del Centro Visitatori, mentre in quest'ultimo, popolato di trote, non era presente. Una ricerca condotta nell'Appennino Emiliano (province di Piacenza, Parma e Reggio Emilia) ha messo in evidenza come la principale causa dell'estinzione locale della specie sia l'immissione di specie ittiche (in particolare salmonidi) a fini alieutici. Il tritone alpestre è stato trovato in 15 laghi (33% dei laghi esaminati) e in sintopia con almeno un'altra specie di tritone in 9 di essi. Non è mai stata accertata la presenza di larve di questa specie in presenza di ittiofauna (Mazzotti, 1993). Ciò conferma che la causa di maggior peso nell'estinzione di popolazioni di tritone alpestre nei laghi appenninici è l'introduzione di pesci. Già Lanza (1948) aveva segnalato la scomparsa della specie nel Lago Santo, il più grande del vicino Appennino Modenese, a causa dell'introduzione di salmonidi. Il tritone alpestre era comunissimo fino all'anno in cui, essendo iniziata l'introduzione nel lago di trote nord-americane, cominciò a rarefarsi. Nel 1940 era già scomparso del tutto.

La situazione è particolarmente grave perché, come verificato più volte in varie aree dell'Appennino Tosco-Emiliano, l'introduzione di pesci avviene anche nei tratti dei corsi d'acqua posti più a monte, naturalmente privi di fauna ittica (Scoccianti, 2001). L'ampia valenza ecologica consente al tritone alpestre l'utilizzo di corpi idrici anche di piccole dimensioni, come pozze temporanee e piccoli invasi. Questi ambienti, inospitali per i pesci, possono quindi svolgere un importante ruolo per la sopravvivenza della specie. L'abbandono delle tradizionali attività agricole pastorali montane ha determinato una marcata riduzione dei piccoli invasi, importanti rifugi per la fauna acquatica (Ambrogio e Gilli, 1998). Il tritone alpestre è una specie che frequentemente si riproduce nelle vasche artificiali, che colonizza rapidamente. Nel Parco regionale Montemarcello-Magra-Vara, su dieci invasi costruiti, cinque sono stati colonizzati da popolazioni riproduttive della specie (Arillo *et al.*, 2022).

Salamandra pezzata (Fig. 3)
***Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758)**



Fig. 3. Salamandra pezzata; Covezza di San Romano 13.VIII.2021. Foto: I. Tatini (*inaturalist.org*).

Dati bibliografici. Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni, 1994.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Le popolazioni che vivono in quest'area dell'Appennino vengono di solito riferite alla sottospecie *S. s. giglioli*, ma sono da questa distinguibili per varie caratteristiche genetiche e di ornamentazione, per cui appartengono probabilmente ad una nuova sottospecie, anch'essa endemica italiana, che si spinge dalla Campania centrale, lungo l'Appennino, fino alle Alpi Marittime (Lanza *et al.*, 2009). La presenza della specie è segnalata senza ulteriori dettagli da Poggi e Calzolari (1985) e da Pieroni (1994). Osservata fra Corfino e Sulcina (A. Poggi, com. pers.) e genericamente all'Orecchiella (P. Campani, com. pers.). Diversi avvistamenti fra Pianacci e Corfino (F. Cei, com. pers.). Osservata nelle seguenti località: Corfino, Campaiana, Sulcina, Sassorosso, Pianacci (L. Grandi, com. pers.). Segnalata nelle immediate vicinanze dell'area di studio il 20.VI.1943 nei dintorni di Villetta di S. Romano con due larve in un ruscelletto ombroso m 650 s.l.m. (Lanza, 1948) e con un giovane osservato lungo la Covezza di S. Romano 550 m s.l.m. in data 13.VIII.2021 (*inaturalist.org*, I. Tatini). Quest'ultimo corso d'acqua nasce nella zona dell'Orecchiella, per cui ulteriori ricerche andranno indirizzate lungo il tratto superiore del torrente al fine di rilevare l'eventuale presenza della specie anche all'interno del Parco. In data 24.VIII.2022 osservate quattro larve vicine alla metamorfosi in un torrentello nei pressi di Rocca Soraggio (A. Chemello, com. pers.).

La specie appare frequente alle quote medio-basse attorno al Parco e la sua difficoltà di reperimento in natura fa presumere che essa abbia in realtà una diffusione maggiore di quella finora rilevata, anche all'interno del

Parco. Si conferma in ogni caso una preferenza per la fascia altitudinale fra i 600 e gli 800 (1000) m s.l.m., come rilevato nella vicina Emilia-Romagna (Mazzotti *et. al.*, 1999).

Geotritone italiano

Speleomantes italicus (Dunn, 1923)

Dati bibliografici. Lanza, 1952 (Tana di Magnano); Ferracin *et al.*, 1980 (Pania di Corfino); Lanza *et al.*, 2004 (Tana di Magnano, Tana del pollone di Magnano, Pania di Corfino); Lopez, 2012.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Lanza (1952) descrisse la sottospecie *Hydromantes italicus gormani*, poi invalidata, su esemplari raccolti nella grotta Tana di Magnano (n. 162 T.), presso Canigiano, sulla sinistra idrografica del torrente il Fiume, m 673 s.l.m. Altri esemplari furono raccolti tra Sassorosso e la Tana di Magnano in date diverse. Un esemplare raccolto nella grotta del pollone di Magnano (Villa Collemandina) è raffigurato alla pagina 204 in Lanza *et al.* (2009). Successivamente Ferracin *et al.* (1980) segnalano di aver rinvenuto la specie in una grotta della Pania di Corfino. Osservati (A. Chemello, com. pers.) cinque ess. l' 11.IV.2022 e il 24.VIII.2022 presso la Tana di Magnano. Un sopralluogo nel sito in data 21.VIII.2022 non ha consentito di rilevare la presenza della specie, probabilmente per la scarsa umidità presente.

Rospo comune (Fig. 4)

Bufo bufo (Linnaeus, 1758)



Fig. 4. Adulto di rospo comune, pozza del Giardino Botanico "Maria Ansaldi"; Pania di Corfino 8.VII.2018.

Dati bibliografici. Bruni, 2002.

Osservazioni personali. Laghetti del centro visitatori: 13.VIII.2016, 8.VII.2018, 15.IX.2018, 4.VIII.2019, 12.VI.2021 (adulti e larve); pozza del Giardino Botanico "Maria Ansaldi" Pania di Corfino 8.VII.2018 (un

adulto), 15.IX.2018; Lamarossa 13.VII.2020.

Note. Il rospo comune è citato per la prima volta da Bruni (2002) come comune in tutte le riserve. F. Simonazzi (*ornitho.it*) segnala tre femmine intrappolate in una piscina nei pressi del rifugio Miramonti il 15.X.2014. Presente saltuariamente all'Orto botanico (Giardino Botanico "Maria Ansaldi", ined.). In base alle nostre osservazioni il rospo comune è presente e si riproduce con certezza nei laghetti del Centro visitatori, nonostante la massiccia presenza di pesci. È comune poter osservare la presenza di uova e larve di *Bufo bufo* in specchi d'acqua popolati da ittiofauna, a conferma della loro non appetibilità (Scoccianti, 2001).

Rana appenninica

Rana italica Dubois, 1987

Dati bibliografici. Vanni, 1979 (Tana del pollone di Magnano); Lopez, 2012.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. La rana appenninica viene segnalata per la prima volta da Vanni (1979) per la grotta Tana del Pollone di Magnano (Villa Collemandina), m 533 s.l.m., dove fu raccolta una giovane femmina (giugno 1973); altre due femmine presso Canigiano (Villa Collemandina), m 640 circa s.l.m.

La specie predilige i piccoli corsi d'acqua limpidi e moderatamente correnti («borri», «fossi», «rii», ecc.), caratterizzati in genere da fondo roccioso o sassoso, vegetazione più o meno folta di latifoglie lungo le rive e assenza o limitata presenza, almeno nel tratto interessato, della fauna ittica; manca per lo più nei fiumi e torrenti maggiori e nei bacini lacustri. Benché sia nota fino ad almeno 1400 m di quota, è maggiormente diffusa nella fascia altitudinale fra 100 e 600 metri, per cui la sua distribuzione nell'area di studio è limitata alle sue pendici più basse. Si conferma la spiccata tendenza di questo Anuro a rifugiarsi spontaneamente nel tratto iniziale di cavità sia naturali che artificiali (Vanni, 1979). Segnalata nella zona di Campaiana in data 8.VIII.2014 (L. Artoni, *ornitho.it*).

Rana temporaria (Fig. 5)

Rana temporaria Linnaeus, 1758

Dati bibliografici. Bruni, 2002.

Osservazioni personali. pozza del Giardino Botanico "Maria Ansaldi"; Pania di Corfino 13.VIII.2016 un girino.

Note. Il primo a segnalare la presenza della specie è Bruni (2002), che la dice comune in tutte le Riserve. Osservata lungo un sentiero poco distante dal laghetto principale del Centro Visitatori in data 4.VIII.2019 (E. Chiaverini, com. pers.). La specie appare particolarmente frequente nelle zona di Campaiana e di Lamarossa. A.



Fig. 5. Rana temporaria, torbiera di Lamarossa; 10.VII.2022 (foto P. Alfani).

Cassettari (com. pers.) in Campaiana ne ha fotografato tre esemplari nelle seguenti località: poco sopra la Fonte dell'Amore, Cutizzana e Faggioni. Una era in una pozza per la riproduzione, una nel fossetto che scende da Campaiana e la terza nel bosco, ma a non più di 50 metri dalle fonti dei Faggioni. P. Alfani (com. pers.) ne ha trovate diverse in Lamarossa, al margine fra faggeta e torbiera, il 25.VI.2022 e il 10.VII.2022. Molte ovature della specie sono state osservate nella pozza del giardino di montagna in data imprecisata (A. Chemello, com. pers.).

Ramarro (Fig. 6)

Lacerta bilineata Daudin, 1802



Fig. 6. Ramarro; Pruno 30.IV.2017 (foto N. Falaschi/*ornitho.it*).

Dati bibliografici. Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni 1994; Bruni, 2002 (?)

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Il ramarro è citato per la prima volta in modo generico da Poggi e Calzolari (1985). Successivamente Bruni (2002) lo cita dubitativamente, affermando che

forse è presente, ma che non risulta documentato con certezza. Ambienti "tipici" per la presenza di questa specie sono le fasce ecotonali (ad esempio siepi e cespuglieti), i margini dei boschi, le sponde erbose dei corsi d'acqua, i dintorni di ruderi, massicciate e sentieri e i margini dei coltivi.

Anche se preferisce zone poco antropizzate, può spingersi in ambienti come parchi e giardini. Osservato da Nicola Falaschi (*ornitho.it*) a Pruno il 30.IV.2017. Il Ramarro è presente nell'abitato e nei dintorni di Corfino (820 m s.l.m.), nei prati e lungo le strade, dove spesso rimane vittima del traffico veicolare (L. Grandi, com. pers.), che può costituire localmente un fattore di mortalità d'importanza non secondaria (Vanni e Nistri, 2006). In una ricerca svolta nell'Appemmino Marchigiano questa specie è risultata il lacertide più frequentemente ucciso dalle autovetture in transito, in particolare lungo le strade a basso traffico (Lebboroni e Corti, 2006).

Al di fuori dell'area di studio la specie risulta comune nella vicina Riserva di Luoghi Naturali Orrido di Botri e nelle zone circostanti, compresi i piccoli centri abitati di Tereglio, Montefegatesi e San Cassiano, nonché nelle aree naturali fino a 1.500 metri di quota (Fabbrizzi, 2006).

Lucertola muraiola (Fig. 7)

Podarcis muralis (Laurenti, 1768)



Fig. 7. Lucertola muraiola, Lamarossa 27.VII.2017 (foto *iNaturalist*/A. Piccioni).

Dati bibliografici. Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni 1994; Bruni, 2002

Osservazioni personali. Centro visitatori: 25.IX.2016 (5 ess.), 13.VIII.2016 (2 ess.), 14.VIII.2022; Orto botanico: 25.IX.2016 (2 ess.), 8.VII.2018 (5 ess.); Lamarossa: 27.VII.2017; Canigiano: 20.VII.2018 (2 ess.), 21.VIII.2022; monte Cella: 25.VIII.2019; Sulcina: 12.VI.2021; Pruno: 21.VIII.2022.

Note. La lucertola muraiola è citata per la prima volta senza ulteriori dettagli da Poggi e Calzolari (1985). Suc-

cessivamente Bruni (2002) la ritiene comune in tutte le Riserve. È sicuramente il rettile più frequente nel Parco.

Orbettino italiano (Fig. 8)
***Anguis veronensis* Pollini, 1818**



Fig. 8. Orbettino italiano; Pruno 3.VI.2021 (foto D. Santi).

Dati bibliografici. Nessuno.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Non abbiamo rintracciato alcuna segnalazione bibliografica della specie, che è stata osservata nei pressi della chiesina del centro visitatori a 1230 m s.l.m. il 29.VI.2019 (L. Bonanno, com. pers.) e fotografata a Pruno da D. Santi il 3.VI.2021 (F. Orsoni, com. pers.). Rilevato anche a Corfino e dintorni (L. Grandi, com. pers.). Viste le abitudini della specie potrebbe essere più diffusa di quanto non appaia.

Biacco (Fig. 9)
***Hierophis viridiflavus* (Lacépède, 1789)**



Fig. 9. Biacco; Vibbiana 11.XI.2021 (foto M. Canaletto).

Dati bibliografici. Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni 1994; Bruni, 2002 (?).

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Il biacco è citato per la prima volta senza ulteriori dettagli da Poggi e Calzolari (1985). Una foto è in Calvani e Testi (1995). Successivamente Bruni (2002) lo cita dubitativamente, affermando che forse è presente, ma che non risulta documentato con certezza. Un individuo fotografato ai margini dell'area di studio, in un giardino del paese di Vibbiana 785 m s.l.m. (M. Canaletto, com. pers.). Il biacco risulta diffuso in tutta l'area fino ai 1400 m di Campaiana, presente anche nell'abitato di Corfino, in orti e giardini (L. Grandi, com. pers.). Anche nella vicina montagna pistoiese è stato osservato in una larga fascia al di sotto dei 900 m s.l.m., sia in ambienti urbanizzati sia boschivi o aperti (Biaggini *et al.*, 2008).

Saettone comune
***Zamenis longissimus* (Laurenti, 1768)**

Dati bibliografici. Nessuno.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Bruni (2002) scrive che la presenza della specie è molto probabile almeno alle quote più basse nel Parco dell'Orecchiella. A conferma di ciò risultano due osservazioni ai margini dell'area protetta: una a Vibbiana il 12.VII.2016 (*ornitho.it*, C.Boudain) e una di un individuo investito a Orzaglia il 26.VI.2021 (*ornitho.it*, L. Puglisi).

Natrice dal collare (Fig. 10)
***Natrix helvetica* (Lacépède, 1789)**



Fig. 10. Natrice dal collare; Pruno 1.VII.2016 (foto S. Cutini/*ornitho.it*).

Dati bibliografici. Lanza, 1948; Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni 1994; Bruni, 2002.

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. La natrice dal collare è citata per la prima volta da Lanza (1948) che il 29 giugno 1943 ne trovò un esemplare in una zona ancora abbastanza luminosa della Tana di Magnano, caverna il cui inizio è perfettamente piano. L'animale era salito lungo una parete e si era fermato su del muschio fradicio. Riportata in modo generico da Poggi e Calzolari (1985) e da Pieroni (1994). Successivamente Bruni (2002) ne conferma la presenza. Osservata a Pruno il 1.VII.2016 (*ornitho.it*, S. Cutini). Presente saltuariamente nel laghetto dell'Orto botanico (Giardino Botanico "Maria Ansaldi", ined.).

Vipera

Vipera aspis Linnaeus, 1758

Dati bibliografici. Groppali *et al.*, 1981; Poggi e Calzolari, 1985; Pieroni 1994; Calvani e Testi, 1995; Bruni, 2002

Osservazioni personali. Nessuna.

Note. Segnalata senza dettagli in bibliografia. Presente in varie zone del Parco (Calvani e Testi, 1995). Osservata presso il centro visitatori e a Bocca di Scala (Giardino Botanico "Maria Ansaldi", ined.). Viene segnalato, sebbene in modo aneddotico, un decremento della presenza rispetto agli anni '80 e '90 del secolo scorso, quando la specie poteva essere incontrata presso il centro visitatori e in Campaiana, in particolare nella località Poggiaccio (A. Poggi, com. pers.).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Questo contributo è essenzialmente descrittivo e qualitativo dell'erpetofauna del Parco dell'Orecchiella e vuole costituire la base per uno studio quantitativo degli anfibi e dei rettili dell'area da parte degli enti gestori. Ulteriori ricerche mirate, organizzate con percorsi standard, transetti ripetuti, conteggio degli animali, tecniche di trappolaggio con cattura, marcatura e ricattura (CMR, capture-marking-recapture) potranno dare informazioni di particolare rilevanza.

Lavori di tale dettaglio assumono rilievo in ambiti geografici ristretti ove la maglia di riferimento degli atlanti (es.: Sindaco *et al.*, 2006; Vanni e Nistri, 2006) impedisce di fatto una lettura attenta del territorio quando questo sia di dimensioni ridotte. Un dettagliato atlante distributivo delle specie animali, soprattutto di quelle poco vagili come anfibi e rettili, non costituisce solo un patrimonio di conoscenza del territorio ma anche un utile strumento per la sua gestione perché contiene dati spaziali, indispensabili nel caso di decisioni riguardanti infrastrutture e cambi di destinazione dell'uso del suolo.

Proteggere una specie implica proteggerne l'habitat, sia naturale, sia quello di origine antropica. Infatti,

un numero crescente di studi attesta che, in ambiente appenninico, una componente fondamentale dei siti riproduttivi degli anfibi è costituita da habitat acquatici di origine antropica, generalmente connessi ad attività agro-silvo-pastorali tradizionali, rendendo dunque inscindibile la conservazione degli anfibi da appropriati piani di sviluppo rurale. Anche l'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN), nella recente Lista Rossa degli Anfibi Europei (Temple e Cox, 2009), scrive che "nel Mediterraneo gli habitat artificiali tradizionali, come abbeveratoi in pietra e vecchi pozzi in pietra, sono molto importanti come siti riproduttivi per gli anfibi. In alcune parti d'Italia, per esempio, la maggioranza dei siti riproduttivi degli anfibi sono artificiali. Con il declino dell'agricoltura tradizionale questi sono stati riempiti o sono caduti in abbandono".

Gli anfibi sono minacciati in tutto il mondo dal degrado del suolo, dall'inquinamento, dall'estrazione di acqua, dai cambiamenti climatici e dall'introduzione di specie aliene. Nella regione mediterranea l'agricoltura intensiva, l'eccessivo emungimento delle acque e le variazioni delle precipitazioni annuali stanno mettendo a repentaglio molti habitat di acqua dolce utilizzati dagli anfibi. In effetti, il continuo abbandono delle aree montane e interne da parte di agricoltori, pastori e silvicoltori ha ridotto la disponibilità di molti habitat gestiti dall'uomo, come piccoli bacini idrici, che sono stati storicamente costruiti per l'abbeveraggio del bestiame, l'irrigazione e il consumo umano. Negli ecosistemi temperati, molte specie di anfibi sono ben adattate e spesso beneficiano di habitat artificiali d'acqua dolce, che rappresentano habitat alternativi o sostitutivi di ruscelli naturali a flusso lento, stagni o pozzanghere.

Negli ultimi anni, il ruolo delle strutture artificiali dell'habitat è stato riconosciuto rilevante per la conservazione della biodiversità, in particolare negli ecosistemi degradati o modificati dall'uomo. Sarebbe importante procedere ad una corretta gestione di questi manufatti (pozzi, abbeveratoi, lavatoi, vasche) ai fini della conservazione della batracofauna, recependo ad esempio le indicazioni riportate nelle linee guida relative alla salvaguardia degli anfibi nei siti acquatici artificiali dell'Appennino (Romano, 2014a, b), frutto di un approfondito studio commissionato dal Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni che, benché focalizzato sulla realtà cilentana, può ben adattarsi all'area di studio. La realizzazione di serbatoi d'acqua multifunzionali, infatti, sembra una strategia vantaggiosa per tutti, ove la conservazione della biodiversità e il mantenimento dei valori rurali e culturali non sono in contrasto, ma agiscono con un positivo effetto sinergico.

Tuttavia, per mantenere la piena funzionalità di queste strutture artificiali occorre conservare la loro funzionalità di serbatoi d'acqua. È necessario, infatti, effettuare almeno un sopralluogo all'anno per verificarne

lo stato di conservazione e per provvedere alla gestione. Riconoscere che i sistemi agricoli tradizionali possono proteggere efficacemente sia il paesaggio culturale che la biodiversità locale implica che le pratiche tradizionali rurali dovrebbero essere prese in considerazione nella pianificazione delle strategie di conservazione negli ambienti appenninici. In ogni caso, gli abbeveratoi artificiali creati appositamente per la conservazione degli anfibi possono rappresentare un habitat secondario per la fauna selvatica. Inoltre possono essere un potente strumento di conservazione, consentendo interazioni tra conservazione scientifica, attività socioeconomiche e valori storici culturali, rendendo così la conservazione più facile da accettare socialmente e più conveniente da implementare (Arillo *et al.*, 2022).

Rispetto a quanto atteso non risultano rilevati il colubro liscio (*Coronella austriaca* Laurenti 1768) e il tritone crestato (*Triturus carnifex* Laurenti, 1768).

Il colubro liscio risulta segnalato nelle celle 10×10 km in cui ricade il Parco, ma non viene incluso nel novero delle specie presenti in quanto non esistono dati che ne confermino la presenza nell'area. Bruni (2002) ritiene molto probabile la presenza della specie, che è stata rinvenuta a Pieve Fosciana nella valle del Sillico a circa 800 m s.l.m. (M. Bulgarelli, com. pers.) e nella Riserva Naturale Orrido di Botri a 1100 m s.l.m. (Fabbrizzi, 2006), in ambienti geograficamente vicini e ecologicamente simili a quelli dell'area di studio. Considerato che si tratta di una specie ad ampia valenza ecologica, che in Appennino abita, fra l'altro, la faggeta e tenuto conto dei suoi costumi appartati, il

cui rilevamento in natura risulta non privo di difficoltà (Vanni e Nistri, 2006), si ritiene altamente probabile la sua presenza nell'area.

Il tritone crestato è presente nel fondovalle del Serchio (Ferracin *et al.*, 1980) ed è stato rinvenuto anche nella zona del passo del Lagastrello, al confine fra Toscana ed Emilia-Romagna, all'interno dei confini del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano, in due siti a 1610 m s.l.m. e a 1250 m s.l.m., in sintopia con il tritone alpestre (Fiacchini e Foglia, 2008), per cui appare possibile una eventuale presenza anche nella zona dell'Orecchiella.

I risultati di questa nota confermano che l'area di studio presenta una erpetofauna tipica dell'Appennino Tosco-Emiliano. Un confronto con uno studio più organico, relativo ai vicini territori della montagna pistoiese (Biaggini *et al.*, 2010), conferma la presenza delle stesse specie, con l'esclusione del tritone crestato e del colubro liscio, che vengono riportate fra quelle da ricercare.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare i gruppi Facebook "Identificazione Anfibi e Rettili", e in particolare il suo Amministratore Matteo Di Nicola e "Sei di Corfino se...", grazie alla cui collaborazione ho potuto raccogliere la maggior parte della segnalazioni. Ringrazio Pieranna Alfani, Laura Bonanno, Pietro Campani, Massimo Canaletto, Amedeo Cassettari, Emanuele Cheli, Andrea Chemello, Edoardo Chiaverini, Fabio Cei, Leo Grandi, Stefano Mazzotti, Francesca Orsoni, Alessandra Poggi, Davide Santie Stefano Vanni, nonché il Giardino Botanico Maria Ansaldi, che hanno permesso la stesura di questa nota e Marco Alberto Luca Zuffi per la rilettura della prima versione del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrogio A., Gilli L., 1998. *Il tritone alpestre*. Edizioni Planorbis, Cavriago, 64 pp.
- Ansaldi M., Medda E., 1999. *Orecchiella un parco nell'Appennino*. Sagep, Genova, 144 pp.
- Arillo A., Canessa S., Costa A., Oneto F., Ottonello D., Rosa G., Salvadio S., 2022. Artificial tanks for amphibian conservation in mediterranean rural landscapes. *Bulletin of Environmental and Life Sciences*: 4(1): 4-11.
- Biaggini M., Paggetti E., Corti C., 2008. *L'erpetofauna dei territori montani dei comuni di San Marcello Pistoiese, Cutigliano e Abetone*. Relazione finale, 2008. Museo di Storia Naturale, Sezione di Zoologia "La Specola", Università degli Studi di Firenze.
- Biaggini M., Paggetti E., Corti C., 2010. Contributo alla conoscenza dell'erpetofauna della Montagna Pistoiese II: dai territori montani occidentali alle colline a Nord dell'asse Pescia-Pistoia. In: Di Tizio L., Di Cerbo A.R., Di Francesco N., Cameli A. (Eds). *Atti VIII Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica* (Chieti, 22-26 settembre 2010), Ianieri Edizioni, Pescara: 119-125.
- Bruni A., 2002. Fauna. In: Bonani S., Bruni A., Cappelli F., Dondini G., Olivari S., Perilli E. e Vergari S., 2002. *Habitat e vertebrati: faggete dell'Appennino settentrionale*. Quaderni Conservazione Habitat, 2. Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo studio e la conservazione della Biodiversità Forestale di Verona-Bosco Fontana, Gianluigi Arcari Editore: 72-110.
- Calvani C., Testi R., 1995. *L'Orecchiella Parco Naturale: in terra di Toscana*. Pezzini, Viareggio: 283 pp.
- Cappelli F., Perilli E., 2002. Le Riserve Naturali "Orecchiella", "Pania di Corfino" e "Lamarossa". In: Bonani S., Bruni A., Cappelli F., Dondini G., Olivari S., Perilli E., Vergari S., 2002. *Habitat e vertebrati: faggete dell'Appennino settentrionale*. Quaderni Conservazione Habitat, 2. Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo studio e la conservazione della Biodiversità Forestale di Verona-Bosco Fontana, Gianluigi Arcari Editore: 39-55.
- Fabbrizzi F., 2006. La fauna selvatica. In *La Riserva di Luoghi Naturali Orrido di Botri. Fondamenti Naturalistici, storici e gestionali*. Corpo Forestale dello Stato. Ufficio territoriale per la biodiversità di Lucca: 81-128.
- Ferracin A., Lunadei M., Falcone N., 1980. An ecological

- note on *Triturus alpestris apuanus* (Bonaparte) and *Triturus cristatus carnifex* (Laurenti) in the Garfagnana (Lucca, central Italy). *Boll. Zool.*, **47** (1-2): 143-147.
- Fiacchini D., Foglia G., 2008. Nuovi dati sull'erpetofauna del versante reggiano del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano. In: Corti C. (ed.), 2008. *Herpetologia Sardiniae*. Societas Herpetologica Italica/Edizioni Belvedere, Latina, "le scienze": 262-265.
- Groppali R., Fanfani A., Pavan M., 1981. *Aspetti della copertura forestale, della flora e della fauna nel paesaggio naturalistico dell'Italia centrale*. Collana verde, 55. Ministero Agricoltura e Foreste, Roma, 319 pp.
- Lanza B., 1948. Brevi notizie etologiche, ecologiche e corologiche su alcuni Anfibi e Rettili della Toscana e del Modenese. *Atti Soc. ital. Sci. nat.*, **87** (3-4), 172-184.
- Lanza B., 1952. Su una nuova forma di *Hydromantes* (Amphibia, Plethodontidae). *Archo zool. ital.*, **37**: 327-347.
- Lanza B., Catelani T., Lotti S., 2004. Amphibia Gymnophiona and Caudata donated by Benedetto Lanza to the Museo di Storia Naturale, University of Florence. Catalogue with morphological, taxonomic, biogeographical and biological data. *Atti Mus. civ. Stor. nat. Trieste*, **51**: 177-266.
- Lanza B., Nistri A., Vanni S., 2009. *Anfibi d'Italia*. Quaderni di Conservazione della Natura, 29. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, I.S.P.R.A. Grandi & Grandi Editori, Savignano sul Panaro (Mo), 450 pp.
- Lebboroni M., Corti C., 2006. Road killing of lizards and traffic density in Central Italy. In: M. Vences, J. Köhler, T. Ziegler, W. Böhme (eds): *Herpetologia Bonnensis II. Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*: 81-82.
- Lopez A., 2012. *Due meraviglie della natura. Orrido di Botri e Orecchiella*. CDeV Editore, Firenze, 64 pp.
- Mazzotti S., 1993. Competizione fra fauna ittica e batracofauna nei laghi dell'Appennino settentrionale. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.*, **20**: 67-74.
- Mazzotti S., Caramori G., Barberi C., 1999. Atlante degli Anfibi e dei Rettili dell'Emilia-Romagna (Aggiornamento 1993-1997). *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. nat. Ferrara*, **12**: 1-121.
- Pieroni S., 1994. *Parco naturale dell'Orecchiella*. Italcards, Bologna, 84 pp.
- Poggi U., Calzolari G., 1985. La Garfagnana e il Parco dell'Orecchiella. In: Mirola G., Poggi U., Calzolari G. (eds) - *Il parco naturale dell'Orecchiella in Garfagnana*. Manfrini, Calliano (Trento): 57-168.
- Romano A., 2014a. *Atlante degli anfibi del Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni - distribuzione, biologia, ecologia e conservazione*. PNCVDA - Quaderni della Biodiversità n. 2. PNCVDA, 176 pp.
- Romano A., 2014b. *La salvaguardia degli anfibi nei siti acquatici artificiali dell'Appennino. Linee guida per la costruzione, manutenzione e gestione*. Edizioni Belvedere, Latina, "le scienze" (16), 144 pp.
- Romè A., Vanoni A., 1981. Caratteristiche avifaunistiche dell'Orecchiella e zone limitrofe - Nota preliminare (1). *Gli Uccelli d'Italia*, **6**: 91-106.
- Scoccianti C., 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione*. WWF Italia, Sezione Toscana. Editore Guido Persichino Grafica, Firenze: XIII+430 pp.
- Sindaco R., Doria G., Razzetti E., Bernini F. (eds), 2006. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia/Atlas of Italian Amphibians and Reptiles*. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze, 792 pp.
- Temple H.J., Cox N.A., 2009. *European Red List of Amphibians*, Luxembourg: Office for Official publications of the European Communities, 44 pp.
- Vanni S., 1979. Note di erpetologia della Toscana: *Salamandrina terdigitata*, *Rana graeca*, *Coluber viridiflavus*, *Natrix natrix*. *Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem., (B)* **86**: 103-123.
- Vanni S., Nistri A., Lanza B., 2003. Nuovi dati sulla distribuzione di *Triturus alpestris apuanus* (Bonaparte, 1839) in Toscana (Amphibia, Salamandridae). *Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem., (B)* **109** [2002]: 81-87.
- Vanni S., Nistri A., 2006. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana*. Museo di Storia Naturale dell'Università degli Studi di Firenze Sezione di Zoologia "La Specola" e Regione Toscana, Firenze, 379 pp.

Habitat selection by *Luciola pedemontana* (Coleoptera Lampyridae) in a lowland landscape in Northern Italy: implications for conservation

Giuseppe Camerini

Istituto di Istruzione Superiore Taramelli-Foscolo, Via Mascheroni, 53 - 27100 - Pavia (Pv). E-mail: giuseppe.camerini@taramellifoscolo.it
Pervenuto il 14.8.2022; accettato il 21.11.2022

Abstract

During the last decades firefly populations faced a general decline all over the World. This negative trend can be related to some critical factors, such as urbanization, artificial night lighting, soil and water pollution and agricultural intensification. This paper reports the results of a research on *Luciola pedemontana*, aimed at assessing the influence of land use on its habitat selection. The study area is located in the central western Po flood plain (Northern Italy), where a great part of the land is still devoted to agriculture. Fireflies were monitored in 2006 and 2007 along a pathway (22.7 km length) from May to July. Land use around areas populated by *L. pedemontana* (100, 250 and 500 m radius buffers) was analyzed and related to firefly abundance. Twenty firefly populations were recorded. *L. pedemontana* abundance was negatively linked to urban land amount (250 m radius buffer). On the other hand, a positive relation to wood availability was recorded (500 m radius buffer). Hedgerows and ditches supported the suitability of agricultural landscape for *L. pedemontana*. Furthermore, historical data endorse the hypothesis that after the Second World War firefly populations suffered from changes connected with human land use, mainly due to urban sprawl and agricultural intensification. Therefore, in order to restore suitable conditions for *L. pedemontana* conservation, some actions can be planned: urban sprawl management, light pollution reduction, promotion of extensive agricultural patterns and implementation of ecological networks.

KEY WORDS: firefly / hedgerows / ditches / agricultural intensification / urban sprawl / light pollution / ecological networks

Riassunto

In tempi recenti si è registrato in tutto il mondo un declino delle popolazioni di lucciole (coleotteri lampiridi). Tale fenomeno è da ricondurre a fattori come urbanizzazione, inquinamento luminoso, contaminazione del suolo e delle acque, agricoltura intensiva. L'articolo riporta i risultati di uno studio sul coleottero lampiride *Luciola pedemontana* finalizzato a valutare gli effetti dell'utilizzo del suolo sulla selezione dell'habitat da parte di questa specie. L'area di studio è localizzata in pianura padana, in un contesto territoriale prevalentemente agricolo. La popolazione di *L. pedemontana* è stata monitorata nel 2006 e nel 2007 lungo un percorso di rilevazione (lunghezza 22,7 km) da maggio a luglio. È stato analizzato l'uso del suolo intorno alle aree popolate da *L. pedemontana* (aree circolari di raggio 100, 250 e 500 m) e i dati sono stati messi in relazione all'abbondanza della specie studiata. Si è rilevata la presenza di 20 popolazioni di *L. pedemontana*. L'abbondanza della specie era negativamente correlata alla presenza di aree urbanizzate (500 m), mentre esisteva una correlazione positiva con aree boscate (250 m). La disponibilità di siepi e filari si è rivelata un fattore favorevole per la specie. Le risultanze della ricerca suggeriscono che il declino delle popolazioni di coleotteri lampiridi sia causato da trasformazioni del paesaggio (urbanizzazione e nuovi modelli di produzione agricola). Interventi come il contenimento della crescita urbana diffusa e dell'inquinamento luminoso, unitamente alla creazione di una efficace rete ecologica e all'implementazione di modelli di produzione agricola meno intensivi potranno essere di supporto per le popolazioni di *L. pedemontana*.

PAROLE CHIAVE: lucciole / siepi/fossi / agricoltura intensiva / urbanizzazione diffusa / inquinamento luminoso / reti ecologiche

INTRODUCTION

Observing fireflies is a fascinating experience for both children and adults, which give evidence to their value as a factor in improving landscapes (Natori *et al.*, 2005; Ineichen, 2008). Therefore, because of their shared appreciation, fireflies can work as both potential umbrella and flagship species (Dawood and Saikim, 2016). However, despite their appreciation, during the last decades firefly populations faced a general decline all over the World (De Cock, 2009; Jusoh and Hashim 2012; Lewis, 2016). Such a decline can be related to some critical factors, such as urbanization (Kazama *et al.*, 2007), light pollution (Thancharoen *et al.*, 2008; Ineichen and Rüttimann, 2012; Owens and Lewis, 2018) soil and water pollution (Fu *et al.*, 2006) and –last but not least– new agricultural patterns (Billeter *et al.*, 2007; Koji *et al.*, 2012).

Italy is no exception in terms of firefly decline, anyway it still preserves a good level of biodiversity. Indeed, Italy hosts as many as 18 species belonging to the Lampyridae family (Fanti, 2022), a significant richness degree supported by the diversity of climate, orography and latitude across the Nation.

Firefly populations are particularly affected by land use. Landscape is recognized as an important factor in structuring all biological communities, especially in highly dynamic areas, such as cultivated lands (Schmidt *et al.*, 2004; van Vliet *et al.*, 2005; Dearing *et al.*, 2012; Drummond *et al.*, 2017; Ridding *et al.*, 2020; Wanger *et al.*, 2020). One more driver of landscape anthropization is the enlargement of urban areas, which in Italy raised from 1.34% to 4.55% in the period from 1960 to 2000 (Smiraglia *et al.*, 2015).

In Italy the most commonly recorded fireflies belong to *Luciola* genus, namely *L. italica* and *L. pedemontana* (Audisio *et al.*, 1995; Brunelli *et al.*, 1997; Bonaduce and Sabelli, 2006; Fanti, 2022) whose males are significantly more visible than females, as they actively emit flashes of light while flying in search for females (Bugnion, 1929; Papi, 1969; Brunelli *et al.*, 1977; Picchi *et al.*, 2013).

L. pedemontana has been known as *Luciola lusitanica* for long (Miksic, 1969; Audisio *et al.*, 1995; Brunelli *et al.*, 1997) but *L. lusitanica* is currently recognized as a species complex distributed across Eurasia, from Portugal to Russia, including at least three distinct species. The species that can be recorded in southeastern France and Italy was classified as *L. pedemontana* by Fanti (2022).

In Northern Italy *L. pedemontana* nuptial flights can be usually observed from May to July and occur from nightfall to midnight, while males flight tends to sharply decline late at night. Adults density usually peaks in June. The length of flight season is influenced by rainfall amount and distribution (unpublished data).

Sex ratio is significantly male biased. Unlike males, females do not fly, as they glow to attract males, while resting on herbs or soil. After mating, females lay their eggs on the soil.

L. pedemontana optimal habitat consists of sparse woods and ecotonal environments, such as river, ponds and channel borders, pastures next to woods, hedgerows or ditches, whose common trait is the availability of snails, slugs and other small invertebrates, on which firefly larvae prey along their development cycle.

Here, the results of a research on *Luciola pedemontana* (Curtis, 1843) habitat selection are reported. The research was initially planned in order to achieve a basic data asset to be used for a mid term comparison (15 years) of firefly abundance and distribution in relation to landscape structure evolution. Anyway it was not possible, for several reasons, to carry out the second sampling phase. Given the fact that up to today no information on *L. pedemontana* habitat use is available, data coming from the first monitoring phase have been published. This case study aims at evaluating to what extent land use can affect *L. pedemontana* survival and distribution and the impact that landscape structure can have on the conservation of this species.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study area lies in the central western part of the Po floodplain, where a great part of the land is devoted to agriculture. *L. pedemontana* is quite common in the study area, while *L. italica* is missing. The river Po works as a geographic barrier so that *L. italica* can be found north, while *L. pedemontana* south of the river (Camerini, 2008). The study area comprises five municipalities (Bastida Pancarana, Castelletto di Branduzzo, Lungavilla, Pancarana, Pizzale) located in the province of Pavia (Fig. 1).

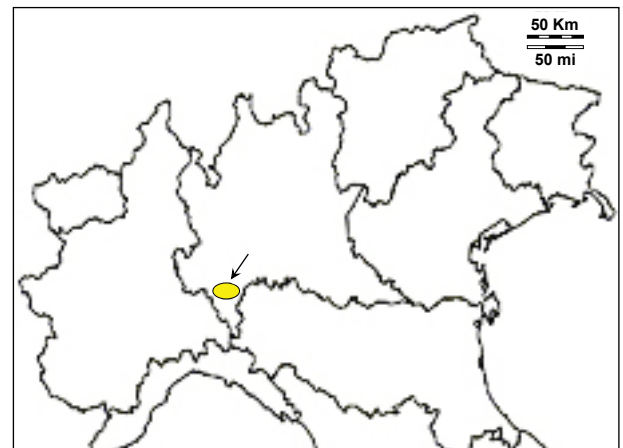


Fig. 1. Study area location (large scale vision).

Data on land use evolution recorded by the Italian Institute for Environmental protection (years 1954, 2012) is shown in table I (ISPRA 2015, 2016). The study area mainly includes arable land scattered with sporadic woods and hedgerows. During the last decades the main changes in land use were the spread of both urban areas (+83.2%) and woods (+35.5%) and the decrease of both arable land (-3.9%) and woody crops (-27.1%). The increase of woods was the result of clay quarries recovery and tree planting in riverside lands. The density of human population living in the complex of five municipalities was 122.6 Inhabitants/km² in 2011 (ISTAT, 2012). From 1951 to 2011 the population living in the territory including the study area decreased by 14.8%. The co-occurrence of both a decrease in population size and an increase in urbanized land is the result of “urban sprawl”, a pattern of urbanization which is common to almost the entire Po flood plain.

The territory of the two municipalities of Bastida Pancarana and Pancarana is touched by the river Po and includes wooded riverside areas, which are periodically flooded. In the southern part of the study area (Castelletto B. and Lungavilla) several abandoned clay quarries evolved into woods, marshes and ponds; they can be considered as local reservoirs of biodiversity. A complex of those restored quarries was recognized as a regional nature reserve (Riserva “Stagni di Lungavilla”); this natural reserve was included in the study area.

Fireflies identification and monitoring

In order to monitor *L. pedemontana* populations, a pathway (22.7 km length) crossing the study area was traced (Fig. 2). The pathway included both unpaved roads crossing the riverside area and the paved municipal roads connecting villages. This pathway was travelled by a mountain bike (MTB) from the third decade of May to the third decade of July in 2006 and 2007. Nine surveys were carried out during both summers.

During summer 2005 this pathway was also travelled twice (27-05 and 15-06). Those preliminary test

Tab. I. Land use in the five Municipalities including the study area (% of land \pm S.E).

Year	1954	2012
Urban land	5.6 \pm 1	10.2 \pm 1.5
Arable land	73.2 \pm 9.1	70.4 \pm 5.1
Woody crops	11.9 \pm 5.7	8.7 \pm 2.6
Meadows	0.6 \pm 0.3	0.6 \pm 0.1
Woods	3.8 \pm 1.4	5.1 \pm 0.9
Water bodies	4.9 \pm 2.7	5 \pm 2.3

surveys were aimed both at assessing the time needed for monitoring fireflies and at identifying preliminarily the distribution of *L. pedemontana* populations along the pathway. *L. pedemontana* males tend to start flying just after dusk, when illuminance falls under 0.3 lux (unpublished data). At that point the abundance of flying males rapidly raises and it remains at high levels for about 60 minutes; after that, just as quickly, it tends to decline. Since males begin usually to fly about 35' after the time of astronomical sunset (unpublished data), the start of males flight could be easily predicted, together with the best moment to start monitoring. The beginning of surveys ranged from 22.00 to 22.10, depending on nightfall, and lasted until 23.00-23.15. No survey was carried out on rainy or stormy nights.

Three following nights were needed to complete a weekly survey. The pathway was therefore divided in three parts. The first one included the northern pathway sector (record sites 1÷6), the second one crossed the southern part of the pathway (record sites 7÷14) and the third one led again to the starting point located in Bastida Pancarana (sites 15÷20).

The MTB was used to move from one record site to the other rapidly and check for the presence of fireflies

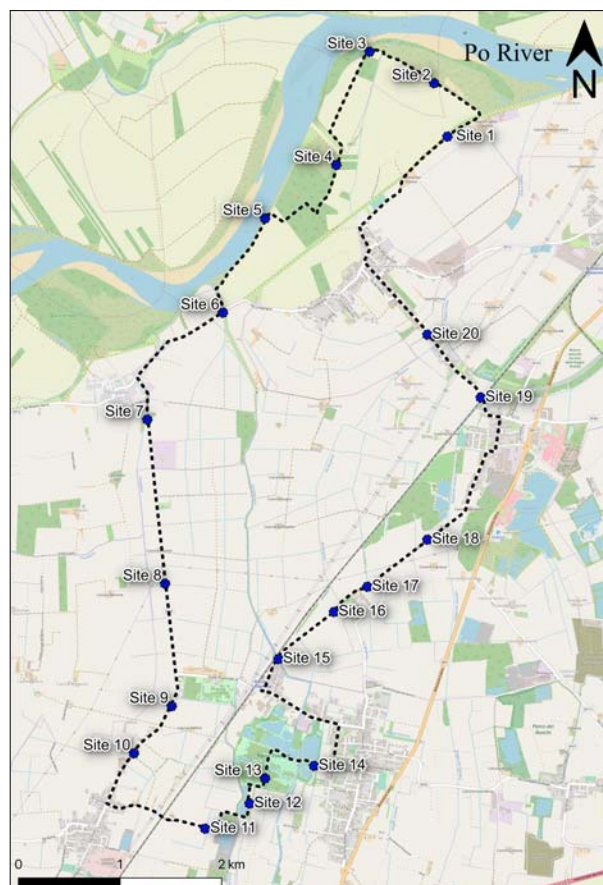


Fig. 2. Monitoring route and location of *L. pedemontana* record sites.

along the pathway, but flying males were recorded by walking along the pathway at a moderate pace. Fireflies flying within a transect 4 meter wide at both sides of the road were counted. After a first record, the road was walked back for a second count. The measure of 4 meters was selected, because it matches the width of the ditches at the side of the roads in recording sites n. 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17. All the other sites were marked by barrier taped poles. Data on firefly abundance were recorded on a form and finally achieved by averaging the results of the double record. The precise location of record sites was marked on a map (1: 2.500 scale). In addition a portable global positioning system device was used for geolocation.

Landscape structure analysis

In order to analyze land use, record sites were fixed on TR (Technical Regional) maps of Lombardy. Starting from the central point of the road stretches where fireflies were recorded, circular plots of 100, 250 and 500 m radius were drawn, according to a method already adopted in the past for the study of *L. italica* in the urban area of Turin (Picchi *et al.*, 2013).

Land cover area inside the plots was then determined for each site. Landscape structure was analyzed by using both QGIS 2.14 and data coming from DUSAF 2.0 (year 2007). DUSAF is a geographical database periodically updated as a part of a project promoted and funded by Lombardy Region; its data are the result of aerial photographs interpretation (ERSAF, 2012).

DUSAF data base comprises a total amount of 28 land use categories. For the purposes of land use assessment, six macro-categories were taken into account: urban land, arable land, woody crops, meadows, woods and water bodies (ponds and rivers).

The land cover area inside the plots was thus determined for each record site.

Statistical analysis

Data coming from firefly surveys were statistically elaborated by using "Biostat" software (Analystsoft). Data sets were analyzed to assess their normal distribution according to Kolmogorov-Smirnov test. The Mann-Whitney U test was applied to compare differences (i.e. pairwise testing) between two independent groups of data whose values were not normally distributed.

The Kruskal Wallis test (H) was used to assess the statistical significance of differences –if any– between the medians coming from groups of data which did not follow a normal distribution.

The potential correlations between the number of firefly specimens in sampling sites and the amount of the main land use categories (urban land, arable land, woody crops, meadows, woods, water bodies) were analyzed by means of Spearman's rank correlation coefficient.

RESULTS

As a result of the two years survey, fireflies were recorded in 20 sites. The mean abundance of males/survey is summarized in table II, which also reports the geographical coordinates. Fig. 3 and Fig. 4 display the seasonal trend of monitoring results in summer 2006 and summer 2007.

The seasonal trend of flying males is described approximately by a bell curve graph. *L. pedemontana* males started to be recordable from the third decade of May. Then their abundance raised at the beginning of June, peaking around the middle of the month and decreased at the end of June. In July the number of males tended to level off.

Figure 5 summarizes the distribution frequencies of land use categories within buffers (100 m, 250 m, 500 m radius). Differences are not statistically significant ($P > 0.05$), but it has to be noticed that the availability of both woods and meadows tends to decline when the buffer radius increases; the amount of urban and arable land

Tab. II. List of record sites (number of flying males/survey), insect abundance and geographic coordinates.

Site	Latitude	Longitude	Mean abundance \pm SE
Site 1	45°05'51.45"	9°05'32.11"	2.6 \pm 1
Site 2	45°06'08.18"	9°05'26.92"	27.3 \pm 4.5
Site 3	45°06'18.34"	9°04'57.06"	7.6 \pm 5.1
Site 4	45°05'42.54"	9°04'42.83"	1.6 \pm 0.6
Site 5	45°05'25.63"	9°04'10.97"	0.6 \pm 0.2
Site 6	45°04'55.86"	9°03'51.59"	13.4 \pm 7.1
Site 7	45°04'21.37"	9°03'17.10"	0.8 \pm 0.4
Site 8	45°03'29.30"	9°03'25.35"	2.9 \pm 2
Site 9	45°02'50.55"	9°03'28.09"	6.7 \pm 2.2
Site 10	45°02'35.49"	9°03'11.42"	4.9 \pm 2.2
Site 11	45°02'11.36"	9°03'43.74"	2.3 \pm 0.9
Site 12	45°02'19.40"	9°04'03'09"	5.6 \pm 2.1
Site 13	45°02'27.94"	9°04'10.37"	5.4 \pm 1.9
Site 14	45°02'31.92"	9°04'32.85"	2.5 \pm 1.2
Site 15	45°03'05.97"	9°04'16.73"	3.2 \pm 1.2
Site 16	45°03'20.43"	9°04'41.73"	10.9 \pm 5.1
Site 17	45°03'28.68"	9°04'56.48"	5.4 \pm 1.8
Site 18	45°03'43.41"	9°05'23.94"	4.2 \pm 1.7
Site 19	45°04'28.92"	9°05'47.32"	0.5 \pm 0.2
Site 20	45°04'48.59"	9°05'23.61"	1 \pm 0.5

Tab. III. Spearman correlation between *L. pedemontana* abundance and land use. (* significant correlations)

Land use category	Buffer radius (m)	R Spearman	P	N
Arable	100	+ 0.11	0.67	34
Urban	250	- 0.3	0.29	28
Arable	250	-0.06	0.79	38
Woody crops	250	-0.07	0.87	20
Meadows	250	+ 0.4	0.29	18
Woods	250	+0.67	0.03*	22
Water bodies	250	-0.16	0.69	16
Urban	500	-0.56	0.04*	28
Arable	500	+ 0.12	0.6	40
Woody crops	500	+ 0.04	0.9	30
Meadows	500	- 0.34	0.3	22
Woods	500	+0.32	0.23	32
Water bodies	500	+0.27	0.45	28

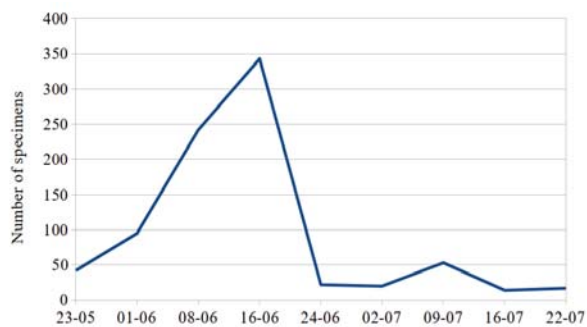


Fig. 3. Seasonal trend of *L. pedemontana* flying males monitored in all record sites (year 2006).

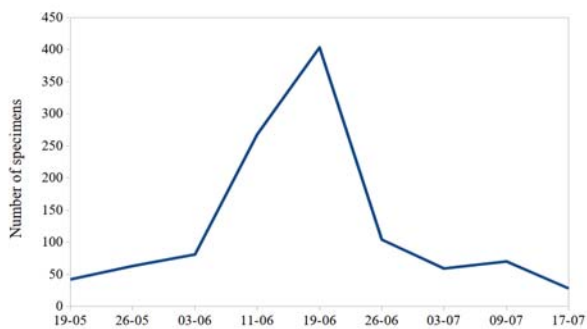


Fig. 4. Seasonal trend of *L. pedemontana* flying males monitored in all record sites (2007).

shows an opposite trend. *L. pedemontana* abundance is positively related to the area covered by woods (250 m radius buffer). On the other side, within the 500 m radius buffer a negative relation occurs between firefly numbers and urban land (Tab. III).

An important disturbance factor related to urban land is reasonably artificial night-lighting (Owens *et al.*, 2018). The abundance recorded in study sites located at a different distance from streetlights and other artificial light sources (< 100 m; 101-200 m; 201-300 m; >300 m) shows an increase of *L. pedemontana* abundance when the distance tends to be longer (Kruskal Wallis test: $p < 0.05$) (Fig. 6).

Three major habitat patterns colonized by *L. pedemontana* can be identified as follows:

- riverside habitat (record sites n.1, 2, 3, 4, 5, 6);
- borders of ponds coming from recovery of abandoned clay quarries (record sites n.12, 13, 14, 18);
- countryside microhabitats, which are usually very close to ditches and/or hedgerows (record sites n.7, 8, 9, 10, 11, 15, 16, 17, 19, 20).

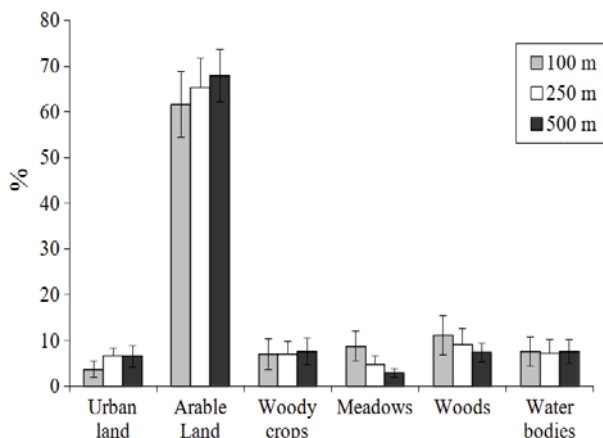


Fig. 5. Distribution frequency of land-use categories within buffers (100, 250, 500 m radius) around record sites (standard error is shown).

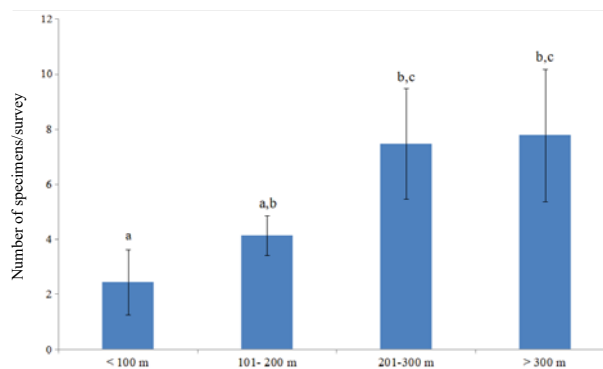


Fig. 6. Average *L. pedemontana* abundance/survey (S.E is shown) in sampling sites at increasing distance (meters) from artificial light sources. Letters (a,b...) refer to pairwise statistical comparisons.

If the mean abundance of *L. pedemontana* is expressed in relation to the monitoring pathway length, a different habitat suitability appears by comparing riverside sites (5.8 km length) to other sites (countryside + pond borders - 16.9 km). Indeed, the mean abundance in sites 1÷6 (9.1 specimens/km) is nearly three times (3.3 specimens/km) the one of other study sites ($P < 0.01$ - Mann Whitney test).

Landscape structure around those three habitats (250 m buffer) is displayed by Fig. 7.

- Riverbed, riparian vegetation (mainly *Salix alba* woods) and woody crops (poplar plantations) are the key elements of riverside landscape; around those record sites there is no trace of human settlement within a distance of 250 m.
- Record sites close to ponds are well provided with meadows (mainly *Medicago sativa* cultivations) and riparian vegetation (*Salix alba* and *Populus alba*).
- The landscape surrounding the countryside record-sites mainly consists of arable land (Fig. 7); in comparison with the other two habitat types, urban land (12.2%) is larger. Record sites n.9, 16, 17 are close to stately homes, including large parks and gardens.

A common trait shared by every record site classified as “countryside” (except for site 11) is the occurrence of ditches, along which fireflies in flight were recorded. Also sites n. 3, 6, 13 and 14 were provided with those linear elements. The minimum depth of those ditches was 1.8 m. Some of them were bordered by hedgerows (sites 9, 15, 16, 17, 19, 20).

DISCUSSION

The better suitability of riverside habitats in comparison with the ones of countrysides was somehow an expected data, since this part of the study area does not include any urban settlement; in addition, the landscape matrix of riverside areas includes a good deal of semi natural habitats (SNHs). The “countryside” study area, on the other hand, except for the strips of land next to

ponds, is mainly composed by arable land managed according to intensive patterns; furthermore, it includes urban settlements resulting from the sprawl that took place after the World War II. The effect of those critical factors are a poor density of *L. pedemontana* and the tendency to isolation of their populations. Such a critical situation, that is common to most of the Po flood plain, is the result of dramatic changes which occurred very recently, if we refer to the time scale of biological evolution.

At the beginning of XIX century the Po floodplain consisted of a harmonious blend of meadows, vineyard and cereal fields, interspersed with marshes and woods. Borders of fields (generally small sized) were provided with a dense belt of willows, poplars, elms and mulberries. As a result of this combination, land cover looked like a boundless forest, which was defined “*piantata padana*” (planted Po plain). This kind of landscape pattern gradually declined, mainly during the XX century (Groppali and Camerini, 2008). The area occupied by the “planted plain” in Piedmont, Lombardy and Veneto (northern Italy) formerly decreased -23.3% in the period 1911-1929 (Sereni, 1979). A consequence of those changes was the progressive decline of hedgerow density: comparing historical maps to the actual situation, Groppali (1992) demonstrated that from 1860 to 1990 in an agricultural area next to Cremona (central Po plain) two third of tree and shrub rows were removed. Just to give one more example, in the study area of Seveso river basin (18.127 ha; north-central Po plain) Bocca *et al.*, (2012) recorded a dramatic removal (-73%) of hedges, rows and wooden strips from 1954 to 2000.

The most dramatic changes of landscape structure occurred starting from the '50s, when Italian landscape was rapidly reshaped by the establishment of new agricultural patterns. Together with urbanization, those processes conducted to a large-scale change of land use. From 1960 to 1990, more than half of the land in Italy (51.6%) changed from one land-use class to another. In the time frame 1990-2000 such a trend was confirmed; 22.34% of land cover changed across the Nation (Falcucci *et al.*, 2007). A significant urban sprawl was recorded in the most populated areas, such as coasts and lowlands. One implication of urban areas spread has been the increase of artificial light at night (ALAN), which works as a dramatic limiting factor for nocturnal organisms (Bird and Parker 2014; Owens *et al.*, 2020; Owens and Lewis, 2021).

On the other hand, complexity is the key word which summarizes the characters of a biodiversity-friendly countryside landscape; it implies a good availability of SNHs joined to a rich and diversified mosaic. The evolution of agricultural landscapes in Europe (including Italy) unfortunately followed the opposite direction.

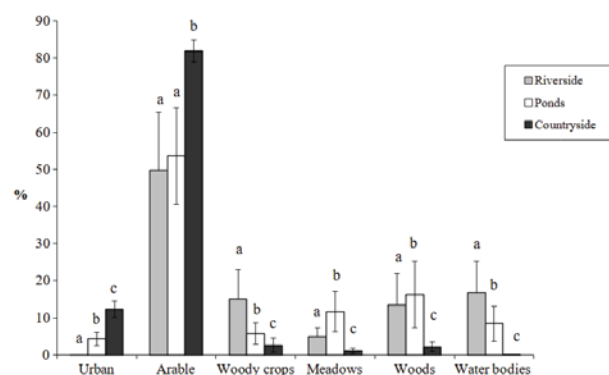


Fig. 7. Land use in *L. pedemontana* habitats (250 m radius buffer) around record sites – SE is shown). Letters (a,b,...) refer to pairwise statistical comparisons.

Significant effects of the agricultural intensification were both farm specialization and increase of field size (Van Vliet *et al.*, 2015). The agricultural Italian census documented a constant decrease of farms number (-62% in the time range 1961-2010). A great part of agricultural land from farms ending their production was transferred to farms still on the market (Groppali and Camerini, 2006). Fields once belonging to different farms were often joined to shape a unique field; such a process promoted a massive removal of linear elements such as enclosures, hedgerows or ditches once separating the adjacent fields. One more factor leading to agricultural landscape homogenization was the decline of crop rotation and the spread of monoculture.

Agricultural landscapes dominated by arable land (>80%) are usually far to be “biodiversity friendly” (Tschardt *et al.*, 2021). The present case study gives one more evidence to this theory: sites provided with the highest levels of arable land *L. pedemontana* survival tends to be difficult (Tab. II; Fig.7), but is supported by the availability of linear elements (ditches, hedgerows). Adult *L. pedemontana* females and larvae are usually strictly associated with microhabitats populated by slugs, snails and other hygrophilous terrestrial invertebrates which larvae feed on. Agricultural landscapes mainly made of arable lands are not usually a suitable habitat for such hygrophilous organisms, especially in areas like the one here studied, where the summer climate is significantly dry. Within the agricultural landscape-matrix dominated by arable land organisms like slugs and snails are usually confined to field margins, inside hedgerows and ditches or non-crop habitats like woods, uncultivated areas or wetland edges.

CONCLUSIONS

All in all, *L. pedemontana* populations are particularly exposed to the threats above discussed, also because of the particular biology of this species.

For example, adult males are good flyers, therefore a gene flow among distinct populations can occur, as long as suitable habitats can be interconnected by linear

elements (ditches, hedgerows) working as an ecological network.

Unlike males, *L. pedemontana* adult females are sedentary, so in case of local extinction of a population, even after the recovery of a suitable habitats, re-colonization by females or larvae is a process which can take a very long time.

In conclusion, survival and rescue of *L. pedemontana* populations in the Po floodplain are to be supported by a series of landscape management actions, which could be useful for the whole community of organisms which can potentially colonize agricultural landscapes (Camerini *et al.*, 2021). In this sense fireflies can be regarded as good indicators of “biodiversity-friendly” landscapes.

These the actions to be applied on landscape scale:

- support to farm management based on extensive agricultural patterns;
- organization of an effective ecological network;
- urban growth management;
- light pollution mitigation.

Moreover, the goal of agronomic policies should be the promotion of management practices capable of improving the heterogeneity of agricultural landscapes and reducing chemical inputs. The complexity of agricultural landscapes could be achieved by promoting patterns based on the cultivation of diversified and small sized crop fields and the conservation and recovery of SNHs. Such a strategy implies the adoption of long rotation cycles, which in turn could be helpful for supporting weed control and reducing pest populations (Lichtenberg *et al.*, 2017; Tamburini *et al.*, 2020).

In conclusion, the future of *L. pedemontana* in Italian lowlands seems to be strictly linked to the actions which should be urgently adopted in order to ensure the double mission that modern agriculture should achieve: producing food and preserving a fair amount of biodiversity.

Acknowledgements:

The author is grateful to Monica Masanta and Tito Sacchi for text revision. Thanks to Fabrizio Fanti for providing information on *L. lusitanica* complex species.

REFERENCES

- Audisio P., Liberti G., Nardi G., Poggi R., 1995. *Coleoptera Polyphaga VIII (Cantharoidea, Dermestoidea)*. Checklist delle specie della fauna italiana, (Check list of italian fauna) 53: 1-17, Calderini, Bologna.
- Billetter R., Liira J., Bailey D., Bugter R., Arens P. *et al.*, 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, **45** (1): 141-150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Bird S, Parker J (2014) Low levels of light pollution may block the ability of male glowworms (*Lampyrus noctiluca* L.) to locate females. *Journal of Insect Conservation*, **18** (4): 737-743. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9664-2>
- Bocchi S., La Rosa D., Pileri P., 2012. Agro-ecological analysis for the EU water framework directive: an applied case study for the river contract of the Seveso Basin (Italy). *Environmental Management*, **50** (4): 514-529.
- Bonaduce A., Sabelli B., 2006. The Lampyridae from the Nature Reserve Bosco della Fontana (Marmirolo, Mantua).

- Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, **30**: 155-159.
- Brunelli M., Magni M., Pellegrino M., 1977. Excitatory and inhibitory events elicited by brief photic stimuli on flashing of the firefly *Luciola lusitanica* (Charp.) *Journal of Comparative Physiology*, **119** (1): 15-35.
- Bugnion E., 1929. Le ver-luisant provençal et la Luciole niçoise. *Association des Naturalistes de Nice et des Alpes-Maritimes*, 1-131.
- Camerini G., 2008. A biotope for fireflies. In: Cravero (ed) *Ecosoft Art: a Park in movement*, PAV, Turin, 81-83.
- Camerini G., Franzini L., Gropali R., 2021. Response of spiders (Araneae) to the introduction of an exotic pest (*Diabrotica virgifera* Le Conte, 1868-Coleoptera, Chrysomelidae) in corn cultivations in Northern Italy. *Maydica*, **66** (1): 9.
- Dawood M.M., Saikim F.H., 2016. Studies on congregating fireflies (Coleoptera; Lampyridae; *Pteroptyx* sp.) in Sabah, Malaysia: a review. *Journal of Tropical Biology & Conservation*, **13**:13-25.
- Dearing, J.A., Yang X., Dong X., Zhang E. et al., 2012. Extending the timescale and range of ecosystem services through paleoenvironmental analyses, exemplified in the lower Yangtze basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **109** (18): 1111-1120. <https://doi.org/10.1073/pnas.1118263109>
- De Cock R., 2009. Biology and behaviour of European lampyrids. In: Meyer-Rochow VB (Ed) *Bioluminescence in Focus - A Collection of Illuminating Essays*: 161-200.
- Drummond M.A., Griffith G.E., Auch R.F., Stier et al., 2017. Understanding recurrent land use processes and long-term transitions in the dynamic south-central United States, c. 1800 to 2006. *Land Use Policy*, **68**: 345-354. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.061>
- ERSAF., 2012. *Land cover changes in Lombardy over the last 50 years*. Regione Lombardia, Milan.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, **22**: 617-631. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9056-4>.
- Fanti F., 2022. *Guida delle lucciole d'Italia Lampyridae*. Edizioni Effigi, Arcidosso - Grosseto.
- Fu X., Nobuyoshi O., Zhang Y., Lei C., 2006. A rearing apparatus and diet for the aquatic firefly *Luciola leii* (Coleoptera: Lampyridae). *The Canadian Entomologist*, **138** (3): 399-406. <https://doi.org/10.4039/n05-029>
- Gropali R., 1992. *Vescovato e la pianura interna cremonese*. Turris, Cremona.
- Gropali R., Camerini G., 2008. *Uccelli e Campagna. Conservare la biodiversità in ecosistemi in continuo mutamento*. Perdisa Editore, Bologna.
- Ineichen S., 2008. How fireflies in the arts can save natural fireflies: Cooperation between artists, naturalists and environmentalists in the Swiss Glowworm Project. Second Circular International Symposium on "Diversity and Conservation of Fireflies". Botanic Garden, Chiang Mai, Thailand, 26th-30th August 2008.
- Ineichen S., Rüttimann B., 2012. Impact of artificial light on the distribution of the common European glow-worm, *Lampyrus noctiluca* (Coleoptera: Lampyridae). *Lampyrid*, **2**: 31-36.
- ISPRA, 2015. *Il consumo di suolo in Italia*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma.
- ISPRA, 2016. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma.
- ISTAT, 2012. 15° Censimento della popolazione e delle abitazioni 2011.
- Kazama S., Matsumoto S., Ranjana S.P., Hamamoto H., Sawamoto H., 2007. Characterization of firefly habitat using a geographical information system with hydrological simulation. *Ecological Modelling*, **209**: 392-400. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380007003511>.
- Koji S., Nakamura A., Nakamura K., 2012. Demography of the Heike firefly *Luciola lateralis* (Coleoptera: Lampyridae), a representative species of Japan's traditional agricultural landscape. *Journal of Insect Conservation*, **16** (6): 819-827. [10.1007/s10841-012-9468-1](https://doi.org/10.1007/s10841-012-9468-1).
- Jusoh W.F.A.W., Hashim N.R., 2012. The effect of habitat modification on firefly populations at the Rembau-Linggi estuary, Peninsular Malaysia. *Lampyrid*, **2**: 149-155.
- Lewis S., 2016. *Silent SPARKS: The wondrous world of fireflies*. Princeton University Press, Princeton.
- Lichtenberg E.M., Kennedy C.M., Kremen C., Batary P., Berendse F., Bommarco R., Crowder D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, **23** (11): 4946-4957. <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>.
- Miksic R., 1969. Contributo alla conoscenza delle specie italiane del genere *Luciola*. *Bollettino Associazione Romana di Entomologia*, **24** (2):43-46.
- Natori Y, Fukui W, Hisaka M. (2005) Empowering nature conservation in Japanese rural areas: a planning strategy integrating visual and biological landscape perspectives. *Landscape and Urban Planning*, **70**: 315-324.
- Owens A.C., Meyer-Rochow V.B., Yang E.C., 2018. Short- and mid-wavelength artificial light influences the flash signals of *Aquatica ficta* fireflies (Coleoptera: Lampyridae). *Plos One*, **13** (2): e0191576. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191576>
- Owens A.C., Lewis S.M., 2018. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and Evolution*, **8** (22): 11337-11358. <https://doi.org/10.1002/ece3.4557>.
- Owens A.C., Cochard P., Durrant J., Farnworth B., Perkin E.K., Seymoure B., 2020. Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation*, **241**, 108259.
- Owens A.C., Lewis S.M., 2021. Narrow-spectrum artificial light silences female fireflies (Coleoptera: Lampyridae). *Insect Conservation & Diversity*, **14**: 199-210. <https://doi.org/10.1111/icad.12487>.
- Papi F., 1969. Light emission, sex attraction and male flash dialogues in a firefly, *Luciola lusitanica* (Charp.). *Monitore Zoologico Italiano-Italian Journal of Zoology*, **3** (3): 135-184.
- Picchi MS, Avolio L, Azzani L, Brombin O, Camerini G (2013) Fireflies and land use in an urban landscape: the case of *Luciola italica* L.(Coleoptera: Lampyridae) in the city of Turin. *Journal of Insect Conservation*, **17** (4): 797-805. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9562-z>.
- Ridding L.E., Watson S.C., Newton A.C., Rowland C.S., Bullock J. M., 2020. Ongoing, but slowing, habitat loss in a rural landscape over 85 years. *Landscape Ecology*, **35**(2): 257-273. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00944-2>
- Schmidt M.H., Thies C., Tschardt T., 2004. Landscape context of arthropod biological control. In: Gurr, G.M., Wratten S.D., Altieri M.A., (Eds.), *Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods*. CSIRO, Collingwood, pp. 55-63.

- Sereni E., 1979. *Storia del paesaggio agrario italiano*. Laterza Universale, Roma-Bari.
- Smiraglia D., Ceccarelli T., Bajocco S., Perini L., Salvati L., 2015. Unraveling landscape complexity: land use/land cover changes and landscape pattern dynamics (1954–2008) in contrasting peri-urban and agro-forest regions of northern Italy. *Environmental Management*, **56** (4): 916-932. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0533-x>
- Tamburini G., Bommarco R., Wanger T.C., Kremen C., van der Heijden M.G., Liebman M., Hallin, S. 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*, **6** (45). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>
- Thancharoen A., Branham M.A., Lloyd J.E., 2008. Building twilight sensors to study the effects of light pollution on fireflies. *American Biology Teacher*, **70** (2): 6-12. [https://doi.org/10.1662/0002-7685\(2008\)70\[6:BTLS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1662/0002-7685(2008)70[6:BTLS]2.0.CO;2)
- Tscharntke T., Grass I., Wanger T.C., Westphal C., Batáry P., 2021. Beyond organic farming-harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*. **36** (10): 919-930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- van Vliet J., de Groot H.L., Rietveld P., Verburg P.H., 2015. Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, **133**: 24-36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001>
- Wanger T.C., DeClerck F., Garibaldi L.A., Ghazoul *et al.*, 2020. Integrating agroecological production in a robust post-2020 Global Biodiversity Framework. *Nature Ecology & Evolution*, **4** (9): 1150-1152. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1262-y>

Il macrozoobenthos di fondo mobile nelle acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia: un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE)

Nicola Bettoso*, Ida Floriana Aleffi, Lisa Faresi, Marilyn Carletti, Claudia Orlandi

Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia, Via Cairoli, 14 - 33057 Palmanova (UD).

* Referente per la corrispondenza: nicola.bettoso@arpa.fvg.it

Pervenuto il 4.10.2022; accettato il 8.11.2022

Riassunto

Lo studio presenta i risultati relativi ai campionamenti di macroinvertebrati bentonici dei fondi mobili nell'area marino costiera del Friuli-Venezia Giulia (Golfo di Trieste) nell'ottica della Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE) e attraverso la classificazione dello stato ecologico dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB). Un totale di 90 campioni di macrozoobenthos e sedimento sono stati raccolti in 10 stazioni tra gli anni 2009 e 2019. Complessivamente, sono stati identificati 432 taxa, dei quali 97 molluschi, 205 anellidi policheti, 68 crostacei, 20 echinodermi e 42 ascrivibili ad altri gruppi tassonomici. L'EQB è stato classificato attraverso l'applicazione dell'indice M-AMBI (Multivariate-Azti Marine Biotic index). Lo stato ecologico derivante dal M-AMBI è risultato Elevato in tutte le stazioni, tranne in CE163 (Buono), mentre i valori dell'indice AMBI hanno indicato un leggero disturbo ambientale, stabile nel tempo. L'analisi multivariata ha evidenziato come la struttura dei popolamenti bentonici sia strettamente correlata alla profondità e alla tessitura sedimentaria. Sono state identificate 9 unità biocenotiche, di cui 5 ascrivibili al piano infralitorale, 3 al piano circalitorale ed una indipendente dal piano. Nonostante le pressioni antropiche insistenti sul Golfo di Trieste e il suo quadro ambientale estremamente variabile, nel decennio considerato la classificazione dell'EQB ha sempre soddisfatto i requisiti stabiliti dalla Direttiva quadro sulle acque, con raggiungimento di uno stato ecologico Elevato o Buono.

PAROLE CHIAVE: macrozoobenthos / Direttiva Quadro Acque (WFD) / acque marino costiere / Golfo di Trieste

Soft-bottom macrozoobenthos in marine coastal waters of Friuli Venezia Giulia: a 10-year monitoring under the Water Framework Directive (2000/60/CE)

The aim of the study was to estimate the ecological status of coastal marine areas of Friuli-Venezia Giulia Region by measuring the Biologic Quality Element (BQE) and according to the Water Framework Directive (2000/60/EC). A total of 90 soft-bottom macrozoobenthos and sediment samples were taken in 10 sampling stations between 2009 and 2019. Overall, 432 taxa have been identified, of which 97 were molluscs, 205 polychaetes, 68 crustaceans, 20 echinoderms and 42 were part of other taxonomic groups. The BQE was obtained by applying the M-AMBI index (Multivariate-Azti Marine Biotic index). The ecological quality status was High in all stations except in CE163 (Good), whereas the values of the AMBI index were stable and indicated a slight environmental disturbance. The multivariate analysis has shown how the structure of benthic populations was closely related to depth and sediment texture. 9 biocenosis have been identified, of which 5 correspond to the sub-littoral level, 3 to the circalittoral level and one was independent. Despite the persistent anthropic pressures on the Gulf of Trieste and its extremely variable environmental frame, in the decade, the BQE classification has always met the requirements established by the Water Framework Directive, with the achievement of a High or Good ecological status.

KEY WORDS: macrozoobenthos / Water Framework Directive (WFD) / marine coastal waters / Gulf of Trieste

INTRODUZIONE

Lo studio dei popolamenti macrozoobentonici nel versante italiano del Golfo di Trieste è stato condotto già dalla seconda metà degli anni '60. La prima classificazione delle comunità bentoniche dell'Alto Adriatico è

opera di Vatova (1949), che con metodi esclusivamente quantitativi (abbondanza in numero o in peso delle specie) identificò sui fondi mobili la presenza di 5 zoocenosi (i binomi scientifici sono gli originali dell'epoca):

Chione gallina e la sua facies *Chione gallina* + *Owenia* (sulle sabbie litorali fino a 13-14 metri di profondità); *Schizaster-chiajei* (sui fanghi alle foci del Po, al largo della Laguna veneta e nella parte più profonda del Golfo di Trieste); *Tellina* (su sabbie con detriti organogeni nella parte centrale del Golfo di Venezia); *Amphioxus* (limitata ai fondi di sabbia grossolana tra Grado e Venezia); *Turritella* (sul fondo melmoso fangoso al largo del delta e lungo la direttrice meridionale di dispersione pelitica del Po) (Orel *et al.*, 1989).

Successivamente, grazie alla classificazione dei popolamenti bentonici proposta dalla scuola di Endoume a Marsiglia, Pérès e Picard (1964) introdussero dei metodi essenzialmente qualitativi per identificare le biocenosi, basati sulla presenza di specie caratteristiche esclusive e preferenziali. In alcuni casi è possibile individuare delle corrispondenze tra le biocenosi di Pérès e Picard e le zoocenosi di Vatova, come ad esempio la biocenosi infralitorale delle Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC) con la zoocenosi *Chione gallina* + *Owenia*, la biocenosi circolitorale dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC) con la zoocenosi *Turritella* e la zoocenosi *Amphioxus*, che presenta tutte le caratteristiche faunistiche e sedimentologiche della biocenosi indipendente dal piano delle Sabbie Grossolane a Correnti di Fondo (SGCF) (Orel *et al.*, 1989).

Pertanto sulla base di questi presupposti vennero indirizzati i primi lavori di caratterizzazione biocenotica dei fondi mobili nel Golfo di Trieste: dalle sabbie ad anfiosso (Rossi e Orel, 1968), alle biocenosi dei fondali fangosi (Orel e Mennea, 1969), ai popolamenti dei fondali antistanti la Laguna di Marano e Grado (Orel *et al.*, 1981/82).

Parallelamente prese avvio una serie di ricerche volte ad identificare la relazione tra le pressioni ambientali e la struttura dei popolamenti bentonici, in particolare nella Baia di Muggia, area portuale ed industriale di Trieste (Specchi e Orel, 1968; Ghirardelli e Pignatti, 1968; Ghirardelli *et al.*, 1973). Relativamente a quest'area inquinata del Golfo di Trieste, Solis-Weiss *et al.* (2004) analizzarono e discussero l'evoluzione delle comunità macrozoobentoniche, confrontando i dati delle campagne di campionamento del 1975, 1981 e 1994, ed applicando, per la prima volta nel Friuli Venezia Giulia, l'indice AMBI (Borja *et al.*, 2000) per valutare lo stato ecologico dei popolamenti di fondo mobile, al quale è seguito l'indice M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007), attualmente utilizzato per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) macroinvertebrati bentonici, secondo quanto indicato nel D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii che ha recepito la Direttiva 2000/60/CE.

Nel presente lavoro vengono presentati e discussi i risultati relativi ad un decennio di monitoraggio sui popolamenti a macroinvertebrati bentonici dei fondi mobili nell'area marina costiera del Friuli Venezia Giulia.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il Golfo di Trieste è il bacino più settentrionale del Mar Mediterraneo, delimitato geograficamente dalla linea congiungente Punta Tagliamento e Punta Salvore in Croazia. È un bacino ampio e poco profondo, con una superficie di circa 600 km² ed una profondità massima di 25 m (Ogorelec *et al.*, 1991), raggiunta ai margini di una soglia sottomarina situata all'incirca lungo la congiungente Grado-Salvore (Brambati e Catani, 1988). Il litorale settentrionale è costituito prevalentemente da spiagge caratterizzate da sabbie fini o peliti, interrotte dalle bocche fluviali e da quelle della Laguna di Marano e Grado, la più estesa in Italia dopo quella di Venezia.

Le caratteristiche oceanografiche del golfo sono molto variabili a causa di una marcata stagionalità, con temperature superficiali che possono raggiungere valori minimi di 5 °C negli inverni particolarmente freddi sotto la spinta dei forti venti di Bora, a valori massimi estivi superiori a 26 °C. Il gradiente di salinità risulta pure molto variabile tra 25 e 38 PSU (Malačič e Petelin, 2001) a causa degli apporti fluviali dei fiumi Isonzo, Tagliamento e di altri corsi d'acqua minori, nonché dalla presenza degli interscambi delle masse d'acqua con la laguna. La circolazione è prevalentemente ciclonica ed è influenzata dalla corrente istro-dalmata che risale l'Adriatico orientale, la quale convoglia masse d'acqua più calde, più salate e maggiormente oligotrofiche (Poulain e Cushman-Roisin, 2001), inoltre la circolazione è condizionata dallo spirare della Bora dal primo quadrante come pure dallo Scirocco (Querin *et al.*, 2007).

Nel Golfo di Trieste la distribuzione tessiturale dei sedimenti evidenzia che la sedimentazione è controllata essenzialmente dagli apporti fluviali e dalla morfologia dei fondali (Brambati e Catani, 1988). Pertanto i sedimenti sono distribuiti subparallelamente alla costa, seguendo la direzione della massa liquida che si propaga alternativamente in direzione SW e NE se proveniente dal Tagliamento, oppure prevalentemente a SE se derivante dall'Isonzo (Orel *et al.*, 1987).

La distribuzione dei sedimenti presenta una fascia costiera costituita da sabbie che si estende con continuità tra la foce del Tagliamento e quella dell'Isonzo, tranne un'interruzione al largo di Grado, fino ad una profondità di 5-7 m. Segue poi una fascia di transizione costituita da sabbie pelitiche e peliti sabbiose che separano le sabbie litorali dalle peliti presenti più al largo. Questa fascia pelitica si presenta discontinua ma la si localizza bene in corrispondenza delle foci dei fiumi. Una successiva zona di transizione verso il largo porta progressivamente alle sabbie di piattaforma nell'area cosiddetta delle Trezze, caratterizzata dalla presenza di numerosissimi affioramenti rocciosi (Orel *et al.*, 1987; Caressa *et al.*, 2001). Nella zona più orientale del golfo, in prossimità di Trieste, le sabbie medio-fini e fini e le sabbie pelitiche

sono presenti dalla linea di riva fino a circa 1500 m. Più oltre i sedimenti superficiali sono costituiti via via da peliti molto sabbiose, peliti sabbiose e peliti fino alle maggiori profondità del bacino (Brambati e Catani, 1988). La figura 1 riporta la mappa di distribuzione dei sedimenti nel Golfo di Trieste (Brambati *et al.*, 1983), in base alla classificazione di Nota (1958) effettuata sulla percentuale in peso delle sabbie: S – sabbia >95%, SP – sabbia pelitica (70%<95%), PMS – pelite molto sabbiosa (30%<70%), PS – pelite sabbiosa (5%<30%) e P – pelite <5%.

Le unità biocenotiche di fondo mobile più diffuse nel Golfo di Trieste sono quelle legate ai fondi fangosi o fangoso detritici. Tuttavia attorno a Punta Sdobba (foce del fiume Isonzo), nella Baia di Panzano, su tratti più o meno ampi della costiera triestina ed attorno Punta Sottile (nel litorale mugessano al confine con la Slovenia) si sviluppano alcune biocenosi tipiche dei fondi sabbiosi o sabbioso-fangosi costieri (Orel, 1988). Queste biocenosi a sabbie, tipiche del piano infralitorale, sono invece ben più estese lungo il tratto costiero prospiciente la Laguna di Marano e Grado, compreso tra la foce dell'Isonzo e quella del fiume Tagliamento (Orel e Mennea, 1969; Orel, 1988).

I fondali compresi tra Grado e Punta Tagliamento sono caratterizzati da una successione caratteristica delle biocenosi: dalla riva verso il largo si assiste ad un passaggio da biocenosi infralitorali quali Sabbie Fini Superficiali (SFS) e Sabbie Fini Ben Calibrate (SFBC), quest'ultima dominante fino ad una profondità di 6-7 m, fino ad una lingua di origine fluviale (Tagliamento) dove prevale la biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri

(VTC) arrivando ad una profondità di circa 15 m. A questi seguono i fondali ad elevata affinità per le biocenosi del Detritico Costiero (DC), Sabbie Grossolane a Correnti di Fondo (SGCF) e delle praterie di *Posidonia* (HP) (Orel *et al.*, 1987).

Più al largo, fino al limite delle acque internazionali, i fondali sono costituiti infatti da sabbie più grossolane ricche di detrito organogeno. Si tratta di un'area con fondale a morfologia irregolare per la presenza di terrazzamenti la cui sommità è consolidata da un intreccio di radici morte di *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813, sviluppate in particolar modo nella zona denominata Trezza al largo della Laguna di Marano (Orel *et al.*, 1981/82; Gordini *et al.*, 2003). Nella stessa area sono presenti affioramenti di substrato duro localmente denominati "grebeni" e sostanzialmente simili alle "tegnùe" dei fondali al largo del Veneto, i quali ospitano comunità bentoniche ascrivibili anche alla biocenosi del coralligeno.

Nel Golfo di Trieste sono stati finora individuati circa 250 affioramenti, ad una distanza dalla linea di costa compresa tra 2 e 17 km ed una profondità variabile tra 8,3 e 21,5 m (Gordini e Ciriaco, 2010). Viceversa i fondali più orientali e profondi del Golfo di Trieste, a cavallo del confine italo sloveno, sono fangosi o fangoso detritici ed ospitano le biocenosi dei VTC e del Detritico Fangoso (DE). Questa comunità è rappresentata anche da una caratteristica macroepifauna denominata ORM, nella quale sono dominanti i generi *Ophiothrix*, *Reniera* e *Microcosmus*, ovvero organismi filtratori sessili e vagili che sono presenti in aggregati sparsi a macchia sul fondale (Fedra *et al.*, 1976; Stachowitsch e Fuchs, 1995).

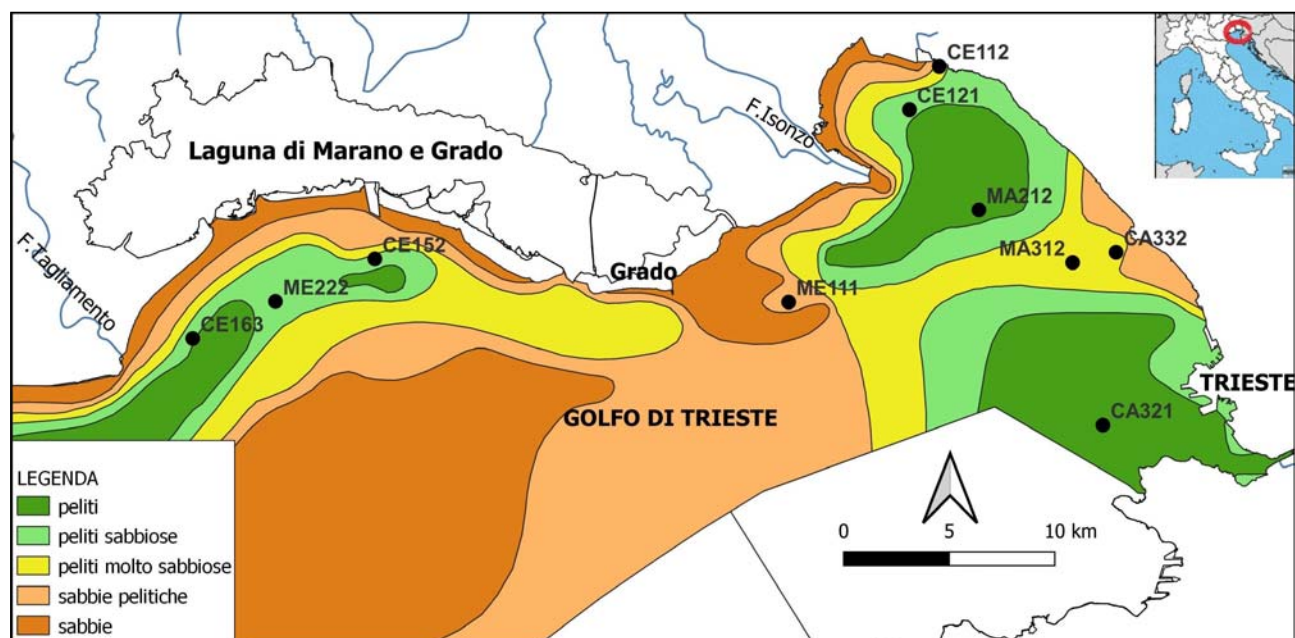


Fig. 1. Carta sedimentologica del Golfo di Trieste (tratto da Brambati *et al.*, 1983) e stazioni di campionamento.

Trattandosi dell'area più profonda del golfo (23-25 m), a ridosso di una soglia entro la linea congiungente Grado-Punta Salvore in Croazia, è stata soggetta in passato a ricorrenti episodi di ipossia/anossia, anche causati dal fenomeno delle mucillagini, i quali hanno determinato una mortalità di massa degli organismi bentonici per asfissia (Orel *et al.*, 1993; Stachowitsch e Fuchs, 1995; Solis-Weiss *et al.*, 2001).

Le fanerogame marine lungo l'arco costiero regionale sono per lo più abbondanti nel tratto compreso tra la foce del Tagliamento e Monfalcone, fino ad una profondità limite di 6-7 m dovuta alla scarsa trasparenza dell'acqua (Gordini *et al.*, 2003). Le più abbondanti specie di fanerogame sono *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch. e *Zostera noltei* Hornemann, 1832. *P. oceanica* invece è presente in due uniche zolle vitali circoscritte da un substrato roccioso (resti archeologici), nelle immediate vicinanze della diga di Grado (Gordini *et al.*, 2003).

Campionamento ed analisi dei dati

I risultati del presente lavoro sono relativi ai campionamenti di macrozoobenthos in 10 stazioni durante le stagioni primaverile ed autunnale degli anni 2009, 2010, 2013, 2016 e 2019, per un totale di 90 prelievi. Il campionamento è stato eseguito con una benna modello van Veen avente una superficie di presa pari a 0,1 m². Tre bennate o repliche sono state prelevate per ogni stazione ed il contenuto di ciascuna è stato setacciato a bordo su di una rete a maglia di 1 mm di lato. Il residuo con gli organismi bentonici è stato raccolto in appositi barattoli e fissato con formalina al 10% colorata con rosa bengala. Il *sorting* dei campioni è stato effettuato in laboratorio, con la successiva identificazione e conteggio degli organismi al più basso livello tassonomico possibile, generalmente alla specie.

Contestualmente a ciascun campione di macrozoobenthos è stato prelevato anche un campione di sedimento per le analisi granulometriche, quest'ultime condotte attraverso un analizzatore di dimensione delle particelle. La trattazione del dato di granulometria è stata fatta sulla base della sopracitata classificazione di Nota (1958). L'analisi dei dati relativi al macrozoobenthos è stata condotta a partire dalla matrice specie-stazione, considerando i valori di abbondanza relativa come somma delle tre repliche per ciascun campione.

Per quanto riguarda l'applicazione della Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE), la classificazione dello stato ecologico dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "macroinvertebrati bentonici" nelle acque marino costiere è stata effettuata in base a quanto riportato nel D.M. 260/2010 (per ulteriori approfondimenti sull'applicazione degli indici biotici nelle acque marino costiere e di transizione nel Friuli Venezia Giulia si veda: Mattassi *et al.*, 2012). La valutazione di questo EQB si effettua applicando l'indice M-AMBI, un indice multi-

variato che deriva da una evoluzione dell'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) integrato con l'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') e il numero di specie (S) (Muxika *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2008).

L'indice AMBI considera la composizione del popolamento, inserendo ciascuna specie in un gruppo ecologico a seconda della sua sensibilità o tolleranza allo stress ambientale. La formula applicata è la seguente:

$$\text{AMBI} = \{(0 \cdot \%GI) + (1,5 \cdot \%GII) + (3 \cdot \%GIII) + (4,5 \cdot \%GIV) + (6 \cdot \%GV)\} / 100$$

dove %GI, %GII, %GIII, %GIV, %GV sono rispettivamente la percentuale relativa dei diversi gruppi ecologici (GI=specie sensibili; GII=specie indifferenti; GIII=specie tolleranti; GIV=specie opportuniste di secondo ordine; GV=specie opportuniste di primo ordine). Pertanto il valore dell'indice varia da 0 in condizione indisturbata a 6 in condizione di estremo disturbo ambientale.

L'indice di Shannon-Wiener è una misura della diversità che tiene conto sia della ricchezza specifica, sia della proporzione rappresentata da ciascuna specie all'interno della comunità ed è, senza dubbio, uno degli indici di diversità più ampiamente utilizzati.

Il calcolo dell'indice M-AMBI prevede l'elaborazione delle tre componenti con tecniche di analisi multivariata; il valore dell'indice varia tra 0 ed 1 e corrisponde al Rapporto di Qualità Ecologica (RQE). Il limite di classe del M-AMBI tra lo stato elevato e lo stato buono è pari a 0,81, mentre quello tra lo stato buono e sufficiente è 0,61. Il test di Mann-Kendall è stato applicato per l'analisi della tendenza temporale dei valori di S, H', AMBI e M-AMBI.

Attraverso l'analisi multivariata è stato elaborato un dendrogramma di somiglianza ottenuto dal valore medio delle abbondanze degli individui per ogni stazione, determinato per mezzo della procedura "average" nel software Primer 7; il relativo dendrogramma è stato ricavato per mezzo dell'indice di somiglianza di Bray-Curtis applicando il legame completo. L'andamento della dominanza cumulativa rappresentato dalle curve di k-dominanza è stato analizzato per i valori medi di abbondanza specifica in ciascuna stazione ed anche per comparare la struttura dei campioni effettuati durante la stagione primaverile ed autunnale. In seguito è stata saggiata la procedura "taxdtest" (taxonomic distinctness test) del software Primer 7, la quale è in grado di fornire informazioni sulle relazioni tassonomiche fra le specie. In tale contesto è stata calcolata la distanza tassonomica media tra tutte le specie della comunità (Delta+, AverageTaxonomicDistinctness) e la variabilità nella distanza tassonomica (Lambda+, VariationTaxonomicDistinctness), che riflette il grado di equitabilità nella distribuzione delle specie all'interno della gerar-

chia tassonomica (Bevilacqua *et al.*, 2021).

Il quadro bionomico della comunità, infine, è stato delineato con il metodo qualitativo di Pérès e Picard (1964), per mezzo dell'identificazione delle specie caratteristiche esclusive e preferenziali. La determinazione dell'affinità bionomica percentuale (A%) prevede un calcolo preliminare del coefficiente di correzione C, ovvero la percentuale delle specie caratteristiche della biocenosi j rispetto alle altre biocenosi individuate. Segue quindi il calcolo dell'affinità assoluta per ciascuna stazione come: $A_j = n_j (100 - C_j)$ dove A_j è l'affinità della stazione per la biocenosi j, n_j è il numero di specie caratteristiche della biocenosi j della stazione considerata e C_j il coefficiente di correzione della biocenosi j. Il tutto viene poi espresso come A% attraverso una semplice proporzione. Per semplificare l'interpretazione e l'illustrazione dei risultati è stato anche calcolato un valore di A% rappresentativo delle biocenosi del piano infralitorale, circalitorale e delle biocenosi indipendenti dal piano.

Al fine di valutare la presenza dei fattori di aggregazione fra le stazioni sulla base dei valori di affinità biocenotica media è stata applicata l'analisi delle componenti principali (PCA – Principal Component Analysis), sempre per mezzo del programma di analisi multivariata Primer 7. Il binomio scientifico delle specie citate è quello aggiornato secondo la nomenclatura del World Register of Marine Species (WoRMS) (<https://www.marinespecies.org/>).

RISULTATI

Complessivamente nel corso del monitoraggio sono stati identificati 432 taxa, dei quali 97 molluschi, 205

anellidi policheti, 68 crostacei, 20 echinodermi e 42 ascrivibili ad altri gruppi tassonomici tra i quali poriferi, cnidari, nemertini, plattelminti, sipunculidi e cordati. Quest'ultimo gruppo è rappresentato dalla classe delle ascidie e dal cefalocordato *Branchiostoma lanceolatum* (Pallas, 1774) o anfirosso. Il numero medio di taxa (S) per stazione è stato di 65 ± 21 , con un'abbondanza media pari a 514 ± 404 individui, mentre il valore medio dell'indice di diversità di Shannon-Wiener (H') è stato di $4,7 \pm 0,5$.

Le specie più abbondanti presenti in oltre l'80% dei campioni sono state gli anellidi policheti *Eunice vittata* (Delle Chiaje, 1828), *Lumbrineris geldiaiy* Carrera-Parra, Çinar e Dagli, 2011 e *Pseudoleiacapitella fauvelii* Harmelin, 1964 ed i crostacei anfipodi del genere *Ampelisca* Krøyer, 1842.

Il valore medio di S per singola stazione è risultato compreso tra 46 taxa in CA321 e 83 in ME111, mentre il valore medio di H' è risultato tra 4,2 in CE163 e 5,2 in CA332. I valori di S e H' sono rimasti sostanzialmente stabili durante il periodo di monitoraggio; il test di Mann-Kendall ha rilevato un incremento significativo di S nella stazione ME222 (Tab. I).

Il valore medio dell'indice AMBI è risultato compreso tra 1,25 nella stazione CA321 e 2,60 in CE112, il quale denota uno stato di disturbo lieve in tutte le stazioni. I valori di tale indice sono risultati stabili nel corso del monitoraggio, ad eccezione della stazione CE112 nella quale il test di Mann-Kendall ha rilevato un decremento significativo del valore di AMBI sebbene il grado di disturbo sia rimasto inalterato in tutti i campionamenti (Tab. I). Il valore medio del relativo indice M-AMBI è risultato compreso tra 0,80 nella stazione CE163 e 0,98 in CA332. Pertanto lo stato di qualità ecologica

Tab. I. Valore medio e deviazione standard per ogni stazione di campionamento del numero di taxa (S), indice di Shannon-Wiener (H'), valore degli indici AMBI, M-AMBI e stato di qualità ecologica (EcoQS). Esito dell'analisi della tendenza temporale (test di Mann-Kendall): no trend, crescente, decrescente.

	S	H'	AMBI	M-AMBI	EcoQS
CA321	46±23 no trend	4.4±0.7 no trend	1.25±0.17 no trend	0.89±0.09 no trend	Elevato
CA332	64±9 no trend	5.2±0.3 no trend	1.31±0.21 no trend	0.98±0.04 no trend	Elevato
CE112	71±25 no trend	4.7±0.5 no trend	2.60±0.49 decrescente	0.83±0.11 crescente	Elevato
CE121	56±14 no trend	4.4±0.3 no trend	2.38±0.25 no trend	0.81±0.06 no trend	Elevato
CE152	78±13 no trend	4.8±0.3 no trend	2.17±0.39 no trend	0.89±0.05 no trend	Elevato
CE163	56±19 no trend	4.2±0.5 no trend	2.21±0.12 no trend	0.80±0.07 no trend	Buono
MA312	55±21 no trend	4.8±0.5 no trend	1.72±0.19 no trend	0.90±0.08 no trend	Elevato
MA212	70±17 no trend	5.1±0.3 no trend	1.62±0.25 no trend	0.96±0.05 no trend	Elevato
ME111	83±16 no trend	4.9±0.4 no trend	1.84±0.35 no trend	0.94±0.06 no trend	Elevato
ME222	68±24 crescente	4.5±0.6 no trend	1.99±0.37 no trend	0.87±0.09 crescente	Elevato

per ciascuna stazione è risultato mediamente Elevato in tutte le stazioni ad eccezione di CE163 in stato Buono. Il test di Mann-Kendall ha rilevato un incremento significativo del valore di M-AMBI nelle stazioni CE112 e ME222 (Tab. I).

Per quanto riguarda l'analisi multivariata, il dendrogramma ottenuto dai dati medi di abbondanza specifica in ciascuna stazione ha identificato tre gruppi di stazioni: le tre stazioni con una profondità inferiore a 10 m (ME111, CE112, CE152) hanno un grado di somiglianza di circa il 10% rispetto alle restanti, le tre stazioni con profondità pari a 10 m (CE121, CE163, ME222) hanno presentato un grado di somiglianza di circa il 25% rispetto alle 4 stazioni più profonde (CA321, MA312, CA332, MA212) (Fig. 2).

Le curve di k-dominanza hanno evidenziato una sostanziale equitabilità nei valori di dominanza cumulativa. Solamente nella st. CE163 è possibile osservare un lieve scostamento nella parte iniziale della curva (Fig. 3); tra l'altro questa stazione è stata l'unica ad avere un valore medio di M-AMBI leggermente inferiore rispetto alle altre.

Dal punto di vista della stagionalità, le curve di k-dominanza ottenute dai valori medi di abbondanza specifica per le stagioni di campionamento primavera ed autunno sono risultate del tutto sovrapponibili (Fig. 4), con un valore del grado di somiglianza dell'indice di Bray-Curtis pari all'84%.

L'analisi della diversità tassonomica, rappresentata nella Fig. 5 dalla relazione spaziale tra i valori di distanza tassonomica media (Delta+) e quelli di variabilità nella distanza tassonomica (Lambda+), ha validato ulteriormente la classificazione espressa dal dendrogramma. È possibile osservare infatti che i valori più elevati di Delta+ sono stati riscontrati nelle 4 stazioni più profonde, viceversa quelli più elevati di Lambda+ nelle 3 stazioni meno profonde, le quali presentano una variabilità più accentuata della distanza tassonomica.

Per quanto riguarda l'aspetto della bionomia bentonica *sensu* Pérès e Picard (1964), sono state identificate

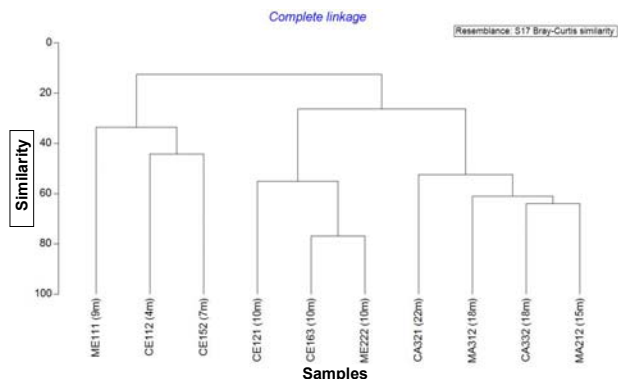


Fig. 2. Dendrogramma di somiglianza calcolato sui valori medi di abbondanza specifica per singola stazione.

72 specie caratteristiche esclusive o preferenziali di 9 unità biocenotiche, denominate con l'acronimo francese secondo la classificazione originale dei due autori. In particolare 5 biocenosi risultano ascrivibili al piano infralitorale (SFBC, sabbie fini ben calibrate; SFS, sabbie fini superficiali; SVMC, sabbie fangose di moda

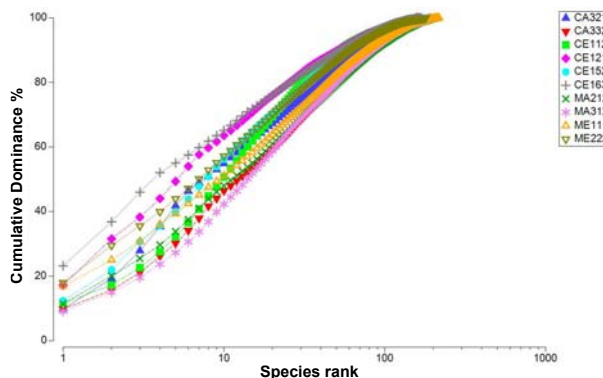


Fig. 3. Curve di k-dominanza rispetto ai valori medi di abbondanza specifica per ogni singola stazione.

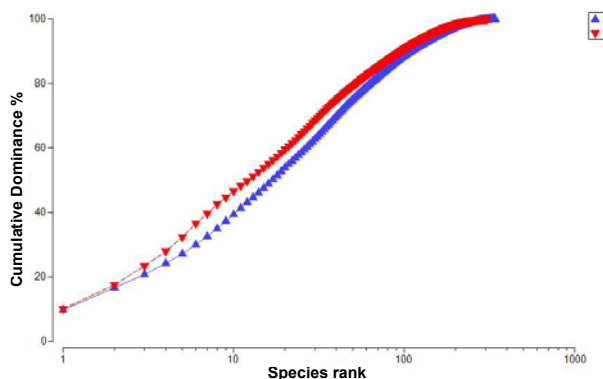


Fig. 4. Curve di k-dominanza rispetto ai valori medi di abbondanza specifica per la stagione primavera (P) ed autunno (A).

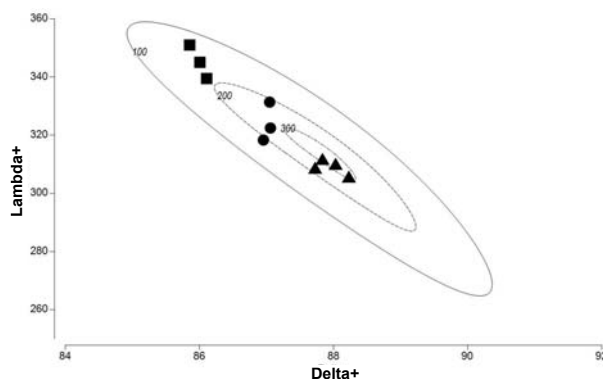


Fig. 5. Valori della distanza tassonomica media (Delta+) rispetto alla variabilità della distanza tassonomica (Lambda+) delle singole stazioni rispetto alla profondità: St. ■ CE112 (4m), CE152 (7m), ME111 (9m); st. ● CE121 (10m), CE163 (10m), ME222 (10m); st. ▲ MA212 (15m), MA312 (18m), CA332 (18m), CA321 (22m).

calma; HP, praterie di *Posidonia* e AP, alghe fotofile), 3 al piano circalitorale (VTC, fanghi terrigeni costieri; DC, detritico costiero e DE, detritico fangoso) ed una biocenosi indipendente dal piano (SGCF, sabbie grossolane a correnti di fondo). Le classi granulometriche rilevate variano dalle sabbie pelitiche (SP) con una percentuale di sabbia pari a 93,9 nella stazione ME111, fino alle peliti sabbiose (PS) con 6,8% in sabbia nella stazione più profonda (st. CA321) (Tab. II).

Le stazioni con batimetria fino a 9 m presentano delle unità biocenotiche appartenenti in prevalenza al piano infralitorale, caratterizzate da sabbie pelitiche o peliti molto sabbiose (CE112, CE152 e ME111). La stazione ME111, in cui la percentuale in sabbia corrisponde quasi al 95%, è l'unica in cui sono stati trovati esemplari di *B. lanceolatum*, specie caratteristica della biocenosi SGCF. A partire dai 10 m di profondità sono invece prevalenti le unità di popolamento ascrivibili alle biocenosi del piano circalitorale e la classe sedimentologica prevalente è costituita da peliti sabbiose (Tab. II). Il coefficiente di correlazione lineare di Pearson ha fatto rilevare in maniera statisticamente significativa che la prevalenza di biocenosi pertinenti al piano infralitorale o circalitorale è strettamente dipendente dalla tessitura sedimentaria e dalla relativa profondità (Tab. III).

L'analisi delle componenti principali (PCA), inoltre, ha rappresentato in maniera spaziale l'affinità media delle singole stazioni per le biocenosi rilevate nell'area di studio (Fig. 6). In particolare è risultata evidente la maggiore correlazione delle tre stazioni a batimetria compresa tra 4 e 9 con la biocenosi infralitorale SFBC, la transizione poi verso popolamenti pertinenti alle biocenosi circalitorali già a 10 m di profondità, in particolare nella st. CE121 situata proprio nelle peliti isontine, infine il raggruppamento delle 4 stazioni più profonde (15-22

m) caratterizzate da più unità biocenotiche sovrapposte a carattere più pelofilo nel piano circalitorale.

Infine, dal raggruppamento delle stazioni in funzione della batimetria, è stato osservato che quelle a 10 m di profondità sono più ricche in termini di numero di taxa, individui e numero delle specie con una frequenza superiore all'80% (Tab. IV).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Nonostante la presenza di numerose e diffuse pressioni antropiche insistenti sul Golfo di Trieste, quali ad esempio la portualità industriale, gli insediamenti urbani, la pesca e la maricoltura, il turismo, il diportismo, le condotte fognarie e gli apporti fluviali, la classificazione dell'EQB macroinvertebrati bentonici ha sempre soddisfatto i requisiti stabiliti dalla Direttiva quadro sulle acque per il raggiungimento dello stato ecologico almeno buono. Anzi i valori dell'indice M-AMBI hanno evidenziato nella quasi totalità delle stazioni esaminate nel decennio considerato uno stato elevato dei popolamenti per le acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia (Tab. I), sulla base delle condizioni di riferimento definite dal D.M.260/10. Tali requisiti sono stati raggiunti anche in altre regioni adriatiche, quali ad esempio Emilia Romagna e Marche, dove lo stato di

Tab. III. Valori del coefficiente di correlazione lineare di Pearson (**in grassetto**) e significatività (*in italico*).

	prof.	% sabbia	% infralit.	% circalit.
prof.	x	<i>0,032812</i>	<i>0,014144</i>	<i>0,015543</i>
% sabbia	-0,67337	x	<i>0,0053488</i>	<i>0,001698</i>
% infralit.	-0,7413	0,80106	x	<i>9,24E-05</i>
% circalit.	0,73453	-0,85313	-0,99321	x

Tab. II. Profondità delle stazioni di campionamento in metri, percentuale in peso di sabbia e classe sedimentologica secondo la scala di Nota (1958), valore medio % dell'affinità biocenotica secondo Pérès e Picard (1964) delle biocenosi infralitorali, circalitorali e della biocenosi indipendente dal piano SGCF. SP – sabbia pelitica, PMS – pelite molto sabbiosa, PS – pelite sabbiosa.

	Latitudine (WGS84)	Longitudine (WGS84)	prof. (m)	% sabbia	classe sed.	% infralit.	% circalit.	% SGCF
CE112	45.77350	13.59350	4	55	PMS	77,5	22,5	0
CE152	45.68750	13.25167	7	65	PMS	68,2	31,8	0
ME111	45.67287	13.50423	9	93,9	SP	55	36,2	8,8
CE163	45.65218	13.14208	10	14,9	PS	28,7	71,3	0
ME222	45.66863	13.19185	10	45	PMS	28	72	0
CE121	45.66863	13.19185	10	9,2	PS	18,7	81,3	0
MA212	45.71323	13.61915	15	12,2	PS	20,8	79,2	0
MA312	45.69167	13.67667	18	13,6	PS	29,1	70,9	0
CA332	45.69633	13.70300	18	7,4	PS	21	79	0
CA321	45.62333	13.69667	22	6,8	PS	19,5	80,5	0

qualità ecologica è stato mediamente buono per tutti i corpi idrici della costa romagnola durante il triennio di monitoraggio 2017-2019 (ARPAE, 2021) e perlopiù elevato in quelli della costa marchigiana secondo i dati del triennio 2018-2020 (Report-ARPAM, 2021). Per quanto riguarda l'area tirrenica, ARPA Toscana riporta

i dati del 2019 relativi al triennio di monitoraggio 2019-2021, in cui sulla base dei valori dell'indice M-AMBI lo stato di qualità ecologica è risultato elevato nella quasi totalità delle stazioni di campionamento (ARPAT). Tali risultati sono in linea con quanto è emerso a livello di bacino Mediterraneo, in cui su 284 siti indagati per il

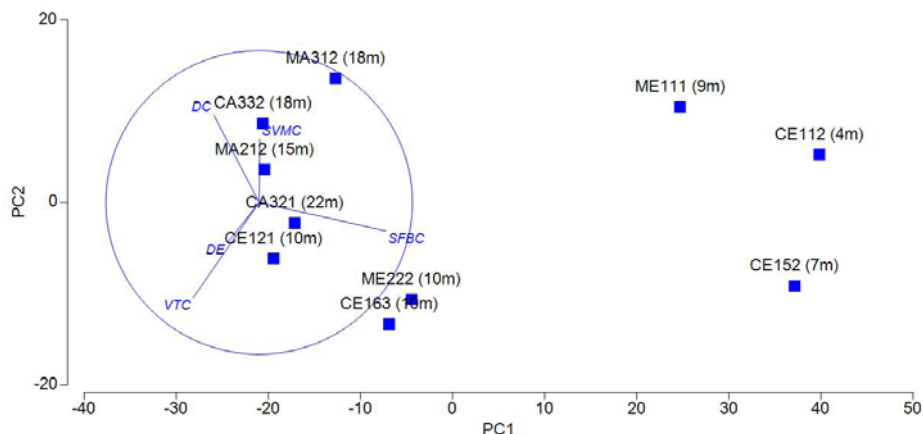


Fig. 6. Analisi delle componenti principali (PSA) in base ai valori medi % dell'affinità biocenotica secondo il metodo di Pérès e Picard (1964) rispetto alle stazioni di campionamento.

Tab. IV. Elenco delle specie con una frequenza >80%, n. taxa totali e n. individui totali per i rispettivi raggruppamenti batimetrici delle stazioni indagate.

	15-22 m	10 m	4-9 m
<i>Lumbrineris geldiaiy</i> Carrera-Parra, Çinar & Dagli, 2011	92	100	100
<i>Eunice vittata</i> (Delle Chiaje, 1828)	92	92	81
<i>Pseudoleiocardia fauveli</i> Harmelin, 1964	83	100	100
<i>Varicorbula gibba</i> (Olivi, 1792)	86		85
<i>Maldane glebifex</i> Grube, 1860	83		
<i>Terebellides stroemii</i> Sars, 1835	83		
<i>Labioleanira yhleni</i> (Malmgren, 1867)	83		
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes, 1843		92	100
<i>Antalis inaequicostata</i> (Dautzenberg, 1891)		84	93
<i>Moerella distorta</i> (Poli, 1791)		100	89
<i>Kurtiella bidentata</i> (Montagu, 1803)			81
<i>Levinsenia gracilis</i> (Tauber, 1879)			81
<i>Prionospio caspersi</i> Laubier, 1962		96	
<i>Aponuphis bilineata</i> (Baird, 1870)		96	
<i>Prionospio cirrifera</i> Wirén, 1883		96	
<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)		92	
<i>Sigambra tentaculata</i> (Treadwell, 1941)		88	
<i>Prionospio fallax</i> Söderström, 1920		84	
<i>Euclymene oerstedii</i> (Claparède, 1863)		84	
n. taxa	323	338	260
n. individui	8557	24671	13072

macrozoobenthos di fondo mobile, circa il 79% dei siti sono stati caratterizzati da uno stato ambientale dal buono all'elevato, mentre i rimanenti sono risultati in stato da sufficiente a cattivo. Le condizioni peggiori invece sono state rilevate per i popolamenti di fondo roccioso, dove solamente il 33% dei siti è risultato in uno stato dal buono all'elevato (Bevilacqua *et al.*, 2020).

Sebbene lo stato di qualità ecologico dei popolamenti macrozoobentonici di fondo mobile nel Golfo di Trieste sia risultato mediamente elevato e stabile durante tutto il decennio di monitoraggio, l'indice AMBI ha costantemente rilevato un grado di disturbo lieve, tipico di un'area antropizzata con un quadro ambientale estremamente variabile come il Golfo di Trieste (Mavrič *et al.*, 2010). Bisogna sottolineare il fatto che la classificazione ottenuta per mezzo di M-AMBI è determinata dalle condizioni di riferimento definite dal D.M. 260/2010 e non prendono in considerazione l'aspetto sedimentologico. Le stazioni più ricche in termini di specie ed individui sono state quelle ricadenti nella fascia batimetrica dei 10 m, ma con un indice di diversità (H'), grado di disturbo (AMBI) e stato di qualità ecologica (M-AMBI) sostanzialmente comparabile con le stazioni più profonde e superficiali indagate durante il monitoraggio.

I fondali del Golfo di Trieste, infatti, sono caratterizzati da una cospicua eterogeneità in cui coesistono biocenosi appartenenti sia al piano infralitorale che a quello circalitorale e che risultano altamente embricate tra loro in tutte le stazioni campionate. La composizione faunistica risulta essenzialmente determinata dalla tessitura del sedimento e soprattutto dalla profondità, come testimoniato anche dall'analisi multivariata (dendrogramma di somiglianza, curve di dominanza, distanza tassonomica ed analisi delle componenti principali). Tale constatazione è stata rilevata anche in passato nelle stazioni di campionamento attigue alle condotte di scarico a mare dei reflui urbani (Solis-Weiss *et al.*, 2007). La comunità a macroinvertebrati bentonici del Golfo di Trieste appare infatti molto resistente ed è in grado di preservare la sua struttura in termini di abbondanza, biodiversità e strategie alimentari,

con un grado di variabilità che risulta più accentuato esaminando i dati a cadenza annuale piuttosto che stagionale (Nasi *et al.*, 2017).

Allo stato attuale viene praticato un monitoraggio di tipo operativo (a cadenza triennale con campionamenti semestrali), in quanto le acque costiere dell'Adriatico Settentrionale sono state definite aree sensibili (art. 91 D.Lgs. 152/2006) e quindi a rischio di non raggiungere o mantenere lo stato di qualità buono. Grazie però ad un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva 2000/60/CE è stato possibile verificare che lo stato ecologico dei popolamenti in oggetto è risultato sempre stabile ed al di sopra dei requisiti minimi richiesti dalla norma. Pertanto la frequenza del monitoraggio potrebbe essere ridotta ad una sola campagna di campionamento a cadenza triennale, senza considerare l'effetto stagionalità che invece appare di scarsa rilevanza ai fini della definizione dello stato di qualità ecologico.

Va infine aggiunto che nell'ultimo decennio non sono accaduti fenomeni acuti, quali ipossia/anossia e/o mucillagini, in grado di causare una mortalità di massa per asfissia dei popolamenti bentonici. Tuttavia, sotto la spinta di forzanti climatiche, la struttura della rete trofica nel Mare Adriatico potrebbe avere delle conseguenze significative sullo stato di qualità delle acque (Vichi *et al.*, 2003). I decrementi significativi nelle abbondanze della comunità fitoplanctonica, osservati dopo la metà degli anni '80 (Giani *et al.*, 2012) e l'importanza degli organismi bentonici filtratori nella modulazione del flusso di sostanza organica tra il comparto bentonico e pelagico (Mussap e Zavatarelli, 2017) potrebbero determinare delle modificazioni nella struttura delle comunità macrozoobentoniche nel medio e lungo periodo.

Pertanto il costante monitoraggio di queste comunità, con una campagna triennale di campionamento, risulta utile non solo alla definizione dello stato di qualità ecologico ai sensi della succitata Direttiva, ma anche per avere una solida base di dati nel lungo periodo, al fine di rilevare eventuali segnali di modificazione nell'intera struttura trofica delle acque marino costiere.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAE, 2021. *Monitoraggio delle acque marino costiere e classificazione dello stato di qualità – Triennio 2017-2019 e sessennio 2014-2019*. Regione Emilia Romagna, Assessorato all'ambiente, difesa del suolo e della costa, protezione civile, 139 pp.
- Bevilacqua S., Katsanevakis S., Micheli F., Sala E., Rilov G., Sarà G., Abdul Malak D., Abdulla A., Gerovasileiou V., Gissi E., Mazaris A. D., Pipitone C., Sini M., Stelzenmüller V., Terlizzi A., Todorova V., Fraschetti S., 2020. The status of coastal benthic ecosystems in the Mediterranean Sea: evidence from ecological indicators. *Frontiers in Marine Sciences*, 7: 1-8.
- Bevilacqua S., Anderson M.J., Ugland K.I., Somerfield P.J., Terlizzi A., 2021. The use of taxonomic relationships among species in applied ecological research: baseline, steps forward and future challenges. *Austral Ecology*, 46: 950-964.
- Borja A., Franco J., Perez V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja A., Mader J., Muxika I., Rodriguez J.G., Bald J., 2008. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1377-1379.
- Brambati A., Ciabatti M., Fanzutti G.P., Marabini F., Marocco, R., 1983. A new sedimentological textural map of the northern and central Adriatic Sea. *Bollettino di Oceanologia Teorica e Applicata*, 4: 267-271.

- Brambati A., Catani G., 1988. Le coste e i fondali del Golfo di Trieste dall'Isonzo a Punta Sottile: aspetti geologici, geomorfologici, sedimentologici e geotecnici. *Hydrores*, **6**: 13-28.
- Caressa S., Gordini E., Marocco R., Tunis G., 2001. Caratteri geomorfologici degli affioramenti rocciosi del Golfo di Trieste (Adriatico Settentrionale). *Gortania. Atti del Museo friulano di Storia Naturale*, **23**: 5-29.
- Fedra K., Ölscher E.M., Scherübel C., Stachowitsch M., Wurzian R.S., 1976. On the ecology of a North Adriatic benthic community: distribution, standing crop and composition of the macrobenthos. *Marine Biology*, **28** (2): 129-145.
- Ghirardelli E., Pignatti S., 1968. Consequences de la pollution sur le peuplements du 'Vallone de Muggia' pres de Trieste. *Revue International Oceanographia Mediterranean*, **10**: 111-122.
- Ghirardelli E., Orel G., Giaccone G., 1973. L'inquinamento del Golfo di Trieste. *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste*, **28**: 431-450.
- Giani M., Djacovac T., Degobbi D., Cozzi S., Solidoro C., Fonda Umani S., 2012. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **115**: 1-13.
- Gordini E., Caressa S., Marocco R., 2003. Nuova carta morfosedimentologica del Golfo di Trieste (da Punta Tagliamento alla foce dell'Isonzo). *GORTANIA Atti del Museo Friulano di Storia Naturale*, **25**: 5-29.
- Gordini E., Ciriaco S., 2010. *Trezze o "grebeni": biotopi e geotipi dell'Alto Adriatico. Introduzione*. Regione Friuli Venezia Giulia (novembre 2010), 241 pp.
- Malačić V., Petelin B., 2001. Regional studies. Gulf of Trieste. In: Cushman-Roisin, B., Gačić M., Poulain P. M. Artegiani A. (eds), *Physical Oceanography of the Adriatic Sea. Past, Present and Future*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht The Netherlands: 167-181.
- Mattassi G., Aleffi I.F., Bettoso N., Milani L., Tamberlich F., 2012. Applicazione di indici biotici negli ambienti di transizione e marino-costieri del Friuli Venezia Giulia. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 3-14.
- Mavrič B., Orlando-Bonaca M., Bettoso N., Lipej L., 2010. Soft-bottom macrozoobenthos of the southern part of the Gulf of Trieste: faunistic, biocoenotic and ecological survey. *Acta Adriatica*, **51** (2): 203-216.
- Mussap G., Zavatarelli M., 2017. A numerical study of the benthic-pelagic coupling in a shallow shelf sea (Gulf of Trieste). *Regional Studies in Marine Science*, **9**: 24-34.
- Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 16-29.
- Nasi F., Auriemma R., Bonsdorff E., Cibic T., Aleffi I.F., Bettoso N., Del Negro P., 2017. Biodiversity, feeding habits and reproductive strategies of benthic macrofauna in a protected area of the northern Adriatic Sea: a three-year study. *Mediterranean Marine Science*, **18** (2): 292-309.
- Nota D.J.G., 1958. *Sediments of the western Guyana shelf. Report of Orinoco shelf expedition, 2, Mendedel*. Landbombvhogedrool, Wegeningera, 98 p.
- Ogorelec B., Mišič M., Faganeli J., 1991. Marine geology of the Gulf of Trieste (northern Adriatic): sedimentological aspects. *Marine Geology*, **99**: 79-92.
- Orel G., Mennea B., 1969. I popolamenti bentonici di alcuni tipi di fondo mobile del Golfo di Trieste. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **37** (2): 261-276.
- Orel G., Vio E., Brunello-Zanitti C., 1981/82. I popolamenti bentonici dei fondi antistanti le lagune di Grado e Marano (Alto Adriatico). *Nova Thalassia*, **5**: 31-56.
- Orel G., Marocco R., Vio E., Del Piero D., Della Seta G., 1987. Sedimenti e biocenosi bentoniche tra la foce del Po ed il Golfo di Trieste (Alto Adriatico). *Bulletin d'ecologie*, **18** (2): 229-241.
- Orel G., 1988. Aspetti della bionomia bentonica e della pesca del Golfo di Trieste con particolare riferimento ai fondali prospicienti il promontorio di Miramare. *Hydrores*, **6**: 57-70.
- Orel G., Vio E., Aleffi F., 1989. Biocenosi bentoniche dell'Alto Adriatico e loro modificazioni in seguito a stress anossici. In: Atti del Convegno Nazionale "Per la difesa dell'Adriatico", Ancona, 4 aprile 1989: 59-63.
- Orel G., Fonda Umani S., Aleffi F., 1993. *Iposie e anossie di fondali marini. L'Alto Adriatico e il Golfo di Trieste*. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia – Direzione regionale dell'Ambiente (marzo 1993), 104 pp.
- Péres J.M., Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, Marseille, **31** (47): 5-137.
- Poulain P.M., Cushman-Roisin B., 2001. Chapter 3: Circulation. In: Cushman-Roisin, B., Gačić M., Poulain P. M. Artegiani A. (eds), *Physical Oceanography of the Adriatic Sea. Past, Present and Future*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht The Netherlands: 67-109.
- Querin S., Crise A., Deponte D., Solidoro C., 2007. Numerical study of the role of wind forcing and freshwater buoyancy input on the circulation in a shallow embayment (Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea). *Journal of Geophysical Research*, **111**, C03S16, doi:10.1029/2006/JC003611.
- Report-ARPAM, 2021. *Relazione triennale sulla qualità dei corpi idrici marino costieri della Regione Marche – Triennio 2018-2020*. Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale delle Marche, ottobre 2021, 32 pp.
- Rossi S., Orel G., 1968. Nota preliminare sulle "Sabbie ad Anfiosso" da Punta Sdokka a Chioggia. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze*, Trieste, **16** (2): 234-242.
- Solis-Weiss V., Rossin P., Aleffi F., Bettoso N., Orel G., Vrišer B., 2001. Gulf of Trieste: sensitivity areas using benthos and GIS techniques. In: *Proceedings 5th International Conference on the Mediterranean coastal environment, Medcoast 2001*. Hammamet, Tunisia, **3**: 1567-1578.
- Solis-Weiss V., Aleffi F., Bettoso N., Rossin P., Orel G., Fonda Umani S., 2004. Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *Science of the Total Environment*, **328**: 247-263.
- Solis-Weiss V., Aleffi I.F., Bettoso N., Rossin P., Orel G., 2007. The benthic macrofauna at the outfalls of the underwater sewage discharges in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea, Italy). *Annales Series Historia Naturalis*, **17** (1): 1-16.
- Specchi M., Orel G., 1968. I popolamenti dei fondi e delle rive del Vallone di Muggia presso Trieste. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze*, **56** (1): 137-161.
- Stachowitsch M., Fuchs A., 1995. Long-term changes in the benthos of the northern Adriatic Sea. *Annales Series Historia Naturalis*, **7**: 7-16.
- Vatova A., 1949. La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, **1** (3): 1-110.
- Vichi M., May W., Navarra A., 2003. Response of a complex ecosystem model of the northern Adriatic Sea to a regional climate change scenario. *Climate Research*, **24**: 141-158.

**INFORMAZIONE
&
DOCUMENTAZIONE**

Azioni di ripristino ambientale presso un sito urbano: un esempio di *Citizen management* (Italia centrale)

Riccardo Casini^{1*}, Massimiliano Scalici¹, Corrado Battisti²

¹ Department of Sciences, University Roma Tre, Viale G. Marconi 446, 00146, Rome, Italy

² 'Torre Flavia Wetland' LTER (Long Term Ecological Research) Station, Protected Areas Città Metropolitana di Roma Capitale, Rome, Italy

* Referente per la corrispondenza. E-mail: ric.casini@stud.uniroma3.it

Pervenuto il 11.1.2022; accettato il 28.1.2022

Riassunto

Le aree verdi urbane e periurbane costituiscono elementi naturali che possono fornire molteplici servizi ecosistemici. Gli interventi descritti nel presente lavoro hanno interessato un'area verde pubblica inserita in un contesto periurbano, sottoposta ad una precedente opera di ripristino ambientale. Essi consistono nella collocazione all'interno dell'area di strutture attrattive per la componente faunistica (anfibi, rettili, uccelli e mammiferi) e nello svolgimento di un primo monitoraggio della fauna presente. Il coinvolgimento dei cittadini ha riscosso un notevole successo, portando ad un aumento dell'interesse comune verso le tematiche ambientali e verso la valorizzazione del territorio. Benché i dati, ancora preliminari, non abbiano consentito di valutare l'efficacia del progetto sulle componenti naturali, è emerso come questa area verde urbana possa comunque svolgere un ruolo di laboratorio di ecologia applicata, in un'ottica di *Citizen management*, con il coinvolgimento operativo dei cittadini.

PAROLE CHIAVE: biodiversità / aree verdi / fauna / gestione ecosistemica / Citizen Management

Environmental restoration actions at an urban site: an example of Citizen management

Urban and periurban green areas are natural elements that can provide multiple ecosystem services. The interventions described in the present work has been carried out in a public green area inserted in a peri-urban context, subjected to a previous work of environmental requalification. They consisted in placing within the area attractive structures for the fauna component (amphibians, reptiles, birds and mammals) and in carrying out an initial monitoring of the fauna present. The involvement of citizens has been very successful, leading to an increase in common interest in environmental issues and the enhancement of the territory. Although the preliminary data did not allow to evaluate the effectiveness of the project on natural components, it has emerged as this urban green area can still play a role as a laboratory of applied ecology, in a perspective of Citizen Management, with the operational involvement of citizens.

KEYWORDS: biodiversity / green areas / fauna / ecosystem management / Citizen Management

INTRODUZIONE

L'ecosistema costituito dagli spazi verdi urbani e periurbani rappresenta un capitale prezioso (ISPRA, 2010). L'espansione urbana sta portando alla frammentazione e all'isolamento di spazi verdi dalle aree verdi rurali (Niemelä *et*

al., 2010; Wilcox e Murphy, 1985). Nel contesto di un mondo in rapida urbanizzazione, la comprensione e la gestione delle interazioni uomo-ambiente all'interno delle aree edificate è vitale per la conservazione della biodiversità presente in aree

a forte pressione antropica (Ash *et al.*, 2008; Bettencourt e West, 2010; Clark, 2007). Numerosi studi confermano che un'area verde ben gestita, a prescindere dalle sue dimensioni, può rivestire un ruolo fondamentale in termini di servizi

ecosistemici culturali per coloro che vivono nelle sue vicinanze (Kaplan e Kaplan, 1989; Kaplan, 1993, 2001; Kaplan e Austin, 2004).

In questo lavoro si riporta il caso di un ripristino di un'area verde pubblica inserita in un contesto periurbano all'interno del Comune di Albano Laziale (Roma), seguito dal monitoraggio di alcune componenti ambientali. Nello specifico, si è provveduto (i) alla costruzione e collocazione all'interno dell'area di strutture attrattive per la componente faunistica, limitatamente ad alcuni gruppi target di vertebrati eterotermi e omeotermi (anfibi, rettili, uccelli e mammiferi) con l'obiettivo di incrementare le loro densità a scala locale; (ii) al coinvolgimento dei cittadini tramite eventi di didattica ambientale (*Citizen science* e *Citizen Management*) e conseguente raccolta di dati, tramite questionari, al fine di promuovere e comunicare la gestione ecosistemica nelle aree verdi urbane. Per *Citizen Science* si intende il coinvolgimento dei cittadini come parte di un'indagine scientifica, mentre per *Citizen Management* si intende quel processo dove i cittadini, adeguatamente formati al *problem solving*, possono cambiare lo stato di un sistema ambientale, con effetti positivi su questi ultimi e su sé stessi (Battisti e Cerfolli, 2021).

Pur trattandosi di un progetto pilota, limitato nella sua estensione spaziale e durata temporale, questo lavoro rappresenta un esempio di progetto di *Citizen Management*, condotto in occasione di una tesi di laurea magistrale in Biodiversità e Gestione degli Ecosistemi.

MATERIALI E METODI

Area di studio

L'area di studio è situata all'interno dei confini amministra-

tivi del Comune di Albano Laziale – Città Metropolitana di Roma (41° 73' N; 12° 64' E), nell'area attigua al Parco Regionale dei Castelli Romani. L'area si sviluppa per un'estensione di 2129 m² ed un'altitudine di 400 m slm.

L'area (Fig. 1) è occupata per il 70% da una superficie prativa, per il 20% da 16 alberi di varie specie e per il restante 10% da piccoli orti didattici. Le specie arboree presenti sono: castagno (*Castanea sativa*), olivo (*Olea europaea*), prugno (*Prunus domestica*), biricocco (*Prunus dasycarpa*), fico (*Ficus carica*), ciliegio (*Prunus avium*) e nocciolo (*Corylus avellana*).

L'area confina a Nord/Nord-Est e a Sud con delle strutture abitative, a Sud-Est con una palestra e a Ovest con una strada pubblica, dove si colloca l'accesso principale. L'area è inserita in un paesaggio rurale che, nei primi anni 2000, è stato frammentato dalla edificazione di nuove strutture abitative. Durante questo periodo, l'area è stata fortemente degradata dal riversamento di scarti edilizi al suo interno e dallo spianamento del terreno che ha portato all'eradicazione della copertura prativa, allo sfalcio degli arbusti e all'abbattimento di alcuni ulivi secolari. Nel 2008 un'associazione scoutistica ha svolto un intervento di ripristino dell'area, effettuando attività di manutenzione ordinaria, come la semina del manto prativo e la messa a dimora di nuovi alberi e la creazione di un orto didattico. La presenza degli scout rappresenta tutt'oggi un valore sociale rilevante nel coinvolgimento dei cittadini in attività di sensibilizzazione ambientale.

Approccio metodologico

Il lavoro ha previsto una fase consultiva con la componente politica, una serie di azioni operative e

un'attività finale di monitoraggio. Al fine di effettuare un monitoraggio della fauna ed una parallela gestione dell'area verde, si è deciso di agire su due piani, uno riguardante lo studio della componente naturale e l'altro incentrato sulla componente sociale.

Fase consultiva con la componente politica

Nel gennaio 2021 è stata presentata all'Amministrazione Comunale una proposta di progetto contenente un inquadramento generale dell'area, gli obiettivi prefissati (riqualificazione ambientale, coinvolgimento dei cittadini con attività di *Citizen Management*, didattica ambientale), gli interventi di gestione previsti e il relativo cronoprogramma. L'iter amministrativo si è concluso il 18 marzo 2021 con l'approvazione della convenzione ai fini dello svolgimento di attività scientifiche (Delibera n°41 18/03/2021). Il lavoro (fase progettuale e fase operativa) è stato svolto tra ottobre 2020 e agosto 2021.

Posizionamento delle strutture attrattive

Le strutture attrattive per la fauna sono state costruite nel novembre 2020 e posizionate nell'area tra febbraio e marzo 2021.

Cassette nido per l'avifauna

Al fine di favorire la presenza di specie di uccelli nidificanti all'interno delle cavità degli alberi sono state utilizzate 10 cassette nido in legno di pino con un foro largo 5 cm che permette l'entrata a specie di passeriformi e impedisce l'accesso a specie predatrici di nidi, come la cornacchia grigia (*Corvus cornix*). Le cassette nido sono state costruite artigianalmente e non sono stati utilizzati prodotti chimici o colle per evitare la presenza di odori estranei (Fig. 2). Le cassette

sono state fissate sui rami degli alberi ad un'altezza di 2-2,5 m ed esposte verso S, S-E per evitare i venti freddi del Nord e favorire l'esposizione al sole. Queste condizioni possono rappresentare un vantaggio per la termoregolazione

durante il periodo d'incubazione a basse temperature ambientali (Dell'Olmo *et al.*, 2005).

Posatoi per la chiropterofauna (bat box)

La disponibilità di questi disposi-

tivi gioca un ruolo cruciale nell'ecologia dei pipistrelli (Russo *et al.*, 2004). Per garantire rifugi per l'ibernazione, il riposo ed eventualmente la riproduzione dei chiroteri, sono state quindi utilizzate 10 *bat box* di dimensioni 23 x 9 x 33 cm. Le *bat box* sono state posizionate sugli alberi con una chioma più folta per assicurare una buona copertura dalla luce artificiale e fissate al tronco nelle zone libere dal fogliame, per evitare un eventuale disturbo all'accesso. Per avvantaggiare la riproduzione e lo stanziamento delle femmine è stata appositamente costruita una *bat box nursery* di dimensioni maggiori con una rete interna provvista di maglie di 0,5 cm per agevolare il sostegno dei pipistrelli. Le *bat box* sono state posizionate a 3-4 m da terra e a diverse esposizioni: 3 verso N e 4 verso S-E, mentre la *nursery* è stata posizionata verso S-E. L'influenza delle ore di sole è collegata alla diversa esigenza microclimatica legata al sesso dei chiroteri: i maschi preferiscono rifugi più freddi, mentre le femmine riproduttive hanno bisogno di rifugi più caldi, adatti ad una rapida gestazione (Lanza, 1959).



Fig. 1. L'area verde, dopo la collocazione delle strutture attrattive per la fauna (cassette nido per l'avifauna, posatoi per la chiropterofauna, muretto a secco e stagno) (16/06/2021).



Fig. 2. Cassette nido per l'avifauna in fase di costruzione.

Muretto a secco per i rettili

Per incrementare la presenza di rettili nell'area, è stato costruito un muretto a secco (1 x 1,5 x 0,5 m) utilizzando delle pietre di peperino. Gli spazi tra le singole pietre possono rappresentare un ottimo rifugio per i rettili e la capacità della pietra di trattenere il calore può avvantaggiare i processi di termoregolazione delle specie colonizzatrici. La temperatura corporea dei rettili terrestri diurni può infatti essere alzata o abbassata per conduzione di calore da o verso il substrato o l'aria, o può essere aumentata dall'assorbimento del calore radiante del sole (Bogert, 1949). Il muretto è stato posizionato lungo il lato N-O dell'a-

rea per garantire una buona esposizione alla luce solare. Per assicurare una buona stabilità alla struttura è stata scavata una fossa profonda 30 cm. Al termine dei lavori è stata collocata una recinzione perimetrale di 3 lati di misure 2x4 m. È stato lasciato uno spazio libero di circa 10 cm tra il terreno e la base della recinzione per permettere il passaggio della fauna.

Stagno degli anfibii e delle macrofite acquatiche

Per attrarre individui di anfibii in dispersione, è stato costruito uno stagno di 4 x 3 x 0,80 m. È stata scavata una fossa nel terreno, di tali dimensioni, in un'area sufficientemente ombrosa per evitare il surriscaldamento dell'acqua, e successivamente appianata e livellata. Nella fossa è stato posizionato un telo impermeabile in PVC da 800 g/m², sopra il quale è stato posizionato uno strato di terra spesso 10 cm. Intorno allo stagno è stata collocata una recinzione di sicurezza in legno di 5 x 4 m lasciando uno spazio libero di 15 cm tra il suolo e la base della staccionata per permettere l'ingresso degli anfibii. Lo specchio d'acqua è stato appositamente lasciato in condizioni di stagnazione senza un riciclo. Lo stagno è stato riempito ogni qualvolta l'acqua è scesa sotto la soglia di 10 cm dal bordo. Tra aprile e maggio 2021 sono state inserite alcune macrofite acquatiche, selezionando specie autoctone e facilmente adattabili ad ambienti artificiali:

- *Lemna minor*, "Lenticchia d'acqua" (fam. Lemnaceae), una pianta galleggiante con lo scopo di creare uno strato superficiale utile a prevenire il surriscaldamento e l'evaporazione dell'acqua, contribuendo in modo significativo anche alla fitodepurazione dello stagno (Stomp, 2005).
- *Utricularia australis* (fam.

Lentibulariaceae) e *Spirodela polyrhiza* (fam. Lemnaceae), inserite direttamente in acqua.

- *Lythrum salicaria* (fam. Lythraceae) e *Carex pendula* (fam. Cyperaceae), interrate ai bordi del laghetto.
- *Iris pseudacorus* (fam. Iridaceae) ed *Equisetum variegatum* (fam. Equisetaceae) immerse in acqua fino a 30 cm dal limite superiore dell'apparato radicale.

Cartellonistica e comunicazione sulle specie

Accanto ad ogni struttura attrattiva sono stati disposti cartelli informativi (formato A3) con informazioni sintetiche riguardanti la funzione della struttura e l'ecologia delle specie associate. All'entrata principale dell'area è stato posizionato un cartello di 50x70 cm riportante gli obiettivi del progetto. Per rendere visivamente attraente il cartello, è stata richiesta la collaborazione di un artista illustratore.

Attività di monitoraggio delle componenti faunistiche

Il monitoraggio di alcune componenti faunistiche è stato effettuato da fine aprile a fine luglio, utilizzando il metodo del *time constrained* tramite percorsi casuali, che consiste nell'osservazione e nell'ascolto diretto delle specie all'interno dell'area per un tempo prefissato. I campionamenti sono stati effettuati per due giorni a settimana, tutte le settimane, posizionandosi in diversi punti dell'area per un'ora al tramonto. La posizione dell'osservatore è stata selezionata in modo da non interferire con la normale attività della fauna, scegliendo punti di osservazione con un'abbondante copertura vegetazionale.

Uccelli

Le specie appartenenti all'avifauna sono state campionate per osser-

vazione diretta e punti di ascolto, posizionandosi al centro dell'area vicino ad un albero. Sono state campionate tutte le specie osservate all'interno dell'area, intente in attività di ricerca del cibo, trasporto del materiale e nidificazione (Bibby *et al.*, 2000). Le cassette nido sono state controllate ogni due settimane per verificare la presenza di un'eventuale nidificazione o colonizzazione da parte di altre specie.

Altri gruppi

I chiroterri, i rettili e gli anfibii sono stati censiti per osservazione diretta a ridosso della struttura attrattiva di riferimento. Per i campionamenti dei vari gruppi si è fatto riferimento alle tecniche consolidate indicate in Sutherland (2006). Nell'area sono state inoltre posizionate 2 fototrappole Scout Guard SG520 attive 24h/24 con inquadratura fissa sul laghetto, sul muretto a secco e sul prato centrale dell'area. Le schede SD di memoria sono state prelevate ogni settimana per poter scaricare le immagini ed archiviare le foto.

Coinvolgimento dei cittadini: didattica e questionari.

Eventi di didattica ambientale

Durante lo svolgimento del progetto sono stati organizzati degli eventi di didattica ambientale rivolti ai fruitori dell'area, soprattutto ai bambini di fascia di età compresa tra i 5 e i 12 anni. Gli argomenti affrontati sono stati: (1) conoscenza delle specie presenti all'interno del Parco Regionale dei Castelli Romani; (2) cenni sull'ecologia delle specie animali e vegetali presenti nell'area e finalità delle strutture attrattive; (3) importanza della gestione ecosistemica delle aree verdi urbane, (4) cenni di storia del territorio e conoscenza di tecniche di coltivazione tramite l'utilizzo dell'orto didattico.

Al fine di delineare una memoria storico-paesaggistica dell'area verde, sono state effettuate delle brevi interviste rivolte ai cittadini residenti nella zona, al termine delle quali sono stati poi raccolti dei dati sulle eventuali osservazioni di specie animali nell'area da parte dei cittadini. Infine, sono state contattate diverse associazioni di volontariato ambientale con lo scopo di promuovere il progetto ed ampliare la rete di contatti con altre realtà.

È stata condotta una analisi della componente sociale tramite l'utilizzo di questionari, cartacei e digitali, intitolati "Questionario per l'Indagine pilota dell'area verde pubblica - La piccola Oasi delle Mole di Albano Laziale", 100 in totale. I questionari sono stati divisi in 3 sezioni: A, B e C.

- Sezione A: atteggiamenti generali dei cittadini nei confronti dell'area verde pubblica.
- Sezione B: progetto di monitoraggio della fauna e della gestione ecosistemica attuato dal Dipartimento di Scienze dell'Università degli Studi Roma Tre all'interno dell'area verde.
- Sezione C: metadati sociodemografici (età, sesso, formazione e occupazione) e fonti informative che hanno contribuito a formare l'opinione pubblica sulle tematiche ambientali.

ANALISI DEI DATI

Analisi della componente faunistica

Dai dati raccolti sono stati ottenuti i valori medi (e deviazione standard) di abbondanza (= n di individui contattati) per ciascuna specie e per 3 mesi di campionamento. I valori mediani sono stati comparati utilizzando un test non parametrico (Kruskal-Wallis) ponendo come soglia il livello di significatività a 0,05, utilizzando il

programma PAST (Hammer *et al.*, 2001). Per ciascuna specie sono stati ottenuti dati di frequenza relativa ($Fr_i = n$ individui della specie i -esima / n tot individui) che hanno consentito di ottenere i seguenti indici a livello di comunità: indice di diversità di Shannon-Wiener $H' = -\sum Fr_i \times (\ln Fr_i)$; indice di ricchezza normalizzata di Margalef [$D = (S-1)/\ln N$, dove per S si intende il numero di specie contattate e per N il numero di individui]; indice di equiripartizione ($J = H'/H'_{max}$ dove $H'_{max} = \ln S$; Magurran e McGill, 2011). Quest'ultimo indice esprime la ripartizione delle frequenze delle specie in una comunità consentendo di ottenere informazioni sul livello di stress di quest'ultima.

Analisi sociale

È stata effettuata un'analisi statistica dei dati emersi dai questionari utilizzando il test non parametrico del χ^2 (McHugh, 2013) impostando l'intervallo di confidenza al 90%, per valutare la significatività del risultato di ogni quesito.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Strutture Attrattive

Cassette nido per l'avifauna

Durante il periodo di osservazione, nessuna delle 10 cassette nido per l'avifauna è stata colonizzata. L'assenza di colonizzazione è stata attribuita ad un fattore temporale, in quanto le strutture posizionate necessitano di un tempo maggiore per poter essere considerate come un luogo ideale alla nidificazione.

Posatoi per la chiroterofauna (bat box)

Sono state colonizzate 2 bat box su 7 posizionate, tra cui la bat box nursery. Questa bassa ten-

denza alla colonizzazione è stata attribuita ad un probabile disturbo di origine antropica, come l'inquinamento sonoro e luminoso. Quest'ultimo è un fattore che può portare dei vantaggi ai chiroterteri insettivori, avvantaggiandoli nell'attività di foraggiamento, ma che spesso risulta essere anche un fattore negativo che induce l'individuo a non scegliere l'area come zona di riposo (Patriarca e Debernardi, 2010).

Stagno degli anfiabi e delle macrofite acquatiche

Il muretto dei rettili è stato colonizzato da una popolazione di *Podarcis muralis* a fine marzo.

Dallo stagno sono stati ottenuti dei dati esclusivamente dalle macrofite acquatiche, in quanto non è stata osservata la presenza di anfiabi. *Lemna minor* ha formato una copertura omogenea sulla superficie dell'acqua già dalla sua prima introduzione. La riproduzione delle Lemnacee è infatti quasi esclusivamente vegetativa e i tassi di crescita possono essere elevati (Lemon *et al.*, 2001; Ziegler *et al.*, 2015). In condizioni ottimali di crescita, le Lemnacee possono formare densi strati galleggianti sulla superficie dell'acqua (Dusart *et al.*, 1993; Smith e Moelyowati, 2001; Ceschin *et al.*, 2016). I range di temperatura durante i mesi primaverili (18°C-25°C) ed estivi (25°C-39°C) hanno contribuito ad una rapida espansione di *L. minor*, che è arrivata a coprire circa il 90-95% della superficie dell'acqua. Lo strato compatto di *L. minor* ha impedito la crescita di alghe all'interno del corpo d'acqua, bloccando la luce e limitando anche la presenza di cianobatteri che spesso si verificano in acqua ferme (Körner e Vermaat, 1998; Parr *et al.*, 2002).

Nello stagno è stata notata la totale assenza di larve di culicidi

(Diptera, Culicidae). Recenti studi dimostrano come *Lemna* spp. possa contribuire all'aumento del tasso di mortalità delle larve di zanzara tramite la formazione di una barriera meccanica che impedisce la respirazione delle larve o la schiusa delle uova (Hobbs e Molina, 1983), anche se non è ancora del tutto chiarito se anche *L. minor* svolga questo ruolo (Cuthbert *et al.*, 2020).

Durante l'estate è stato necessario reintrodurre diverse quantità di *L. minor* nello stagno, soprattutto a seguito di un evento di disturbo antropico (lancio di oggetti in acqua). Insieme a *L. minor* sono stati inseriti alcuni individui di *Spirodela polyrhiza* al fine di osservarne l'adattamento all'interno dello stagno. A fine giugno 2021, nello stagno è stata notata la presenza di larve di *Cataclysta lemnata*, una falena della sottofamiglia Crambidae Acentropinae. Le larve di *C. lemnata* sono acquatiche e possiedono adattamenti morfologici e funzionali alla vita subacquea (Hasenfuss, 1960). Le lamine delle Lemnacee sono utilizzate da *C. lemnata* sia come risorsa trofica sia come materiale per la costruzione di involucri protettivi per le larve e le pupe contro la predazione (Petrischak, 2000). Tutte le larve e le pupe erano infatti ricoperte da uno strato protettivo di *L. minor* e di *S. polyrhiza*. La presenza di *C. lemnata* ha provocato la riduzione sia di *L. minor* (successivamente reinserita) sia di *S. polyrhiza*. La maggior parte degli individui di *C. lemnata* sono stati rimossi al fine di impedire un'ulteriore riduzione dello strato di *L. minor*.

In agosto è stata osservata un'elevata proliferazione e fioritura di *Utricularia australis*, che è arrivata ad occupare circa il 50% dell'intera superficie. La riproduzione di molte specie europee di

Utricularia, tra cui *U. australis* e *U. vulgaris*, è prevalentemente vegetativa e la fioritura può essere rara (Thor, 1988; Taylor, 1991; Astuti e Peruzzi, 2018; De Lange, 2021). Le specie di *Utricularia* hanno piccole vescicole cave utilizzate come trappole aspiranti a pressione negativa che utilizzano per catturare piccole prede, come larve di insetti (Plachno, 2019). *Utricularia* spp. non catturano le loro prede in maniera selettiva ma in base alla comunità di prede disponibili nell'habitat (Mette *et al.*, 2000) e sono noti predatori di piccoli crostacei come Copepoda, Phyllozoa e Ostracoda (Harms, 2002), nonché di larve di Ceratopogonidae, Chironomidae, Culicidae, Ephemeroptera e Odonata (Andrikovics *et al.*, 1988; Baumgartner, 1987; Couret 2020; Martens e Grabow, 2011). L'assenza di larve di zanzara all'interno dello stagno potrebbe essere collegata anche all'azione di *U. australis*, oltre che alla presenza di *L. minor*.

Le piante di *Lythrum salicaria*, *Carex pendula*, *Iris pseudacorus* *Equisetum variegatum* si sono mantenute vitali per tutta la durata dello studio.

Attività di monitoraggio delle componenti faunistiche

Durante la fase di monitoraggio della fauna sono state osservate diverse specie di rettili, uccelli e mammiferi, riportate in Tab. I.

Rettili

Sono state contattate due specie di rettili: *Podarcis siculus* e *Podarcis muralis* (fam. Lacertidae). *P. siculus* è stata osservata esclusivamente nei pressi dello stagno, *P. muralis* è risultata invece più abbondante in diversi punti dell'area. Le due specie mostrano una sovrapposizione di habitat relativamente alta, come dimo-

strato da uno studio condotto nei parchi urbani di Roma (Capula *et al.*, 1993). *P. muralis* mostra un incremento significativo di individui da maggio a luglio. Ciò può essere un effetto all'azione progettuale poiché il muretto a secco collocato nell'area ha una funzione ecologica di sito di rifugio, di termoregolazione e riproduttivo. *P. muralis* risulta la specie dominante in tutti i mesi di campionamento. L'analisi dei parametri strutturali mostra una comunità erpetologica molto povera e questo spiega i bassi valori degli indici di biodiversità di Shannon e di equiripartizione.

Uccelli

Nelle 56 sessioni di campionamento sono stati ottenuti 1505 record complessivi appartenenti a 16 specie di uccelli di cui 537 in maggio, 468 in giugno, 500 in luglio. I dati relativi alla composizione di specie, alla numerosità di individui, al loro range, ai valori medi mensili e alle frequenze relative sono riportati in Tab. II. Le specie di uccelli più osservate sono tra quelle generalmente presenti in habitat urbani e periurbani, come *Passer italiae*, *Turdus merula*, *Corvus cornix*, *Hirundo rustica* e *Streptopelia decaocto*. Tra queste, *P. italiae* e *T. merula* sono risultate le specie più contattate.

Considerando le specie che hanno ottenuto un minimo di 10 contatti in almeno un mese, è emerso come le uniche che hanno mostrato un trend significativo durante il periodo di studio sono state *Motacilla alba* (decescente da maggio a luglio) e *Muscicapa striata*, che mostra un picco in giugno. Ciò è probabilmente dovuto: per il primo caso alla fine del loro periodo riproduttivo, momento in cui gli individui sono generalmente meno contattabili, nel secondo caso alla particolare fenologia di questa specie che inizia a migra-

Tab. I. Specie osservate nell'area verde durante i monitoraggi della fauna e loro interesse conservazionistico. All. II Dir. 2009/147 = specie di interesse comunitario, inclusa nell'Allegato II della Direttiva 2009/147/CEE Uccelli; All. I Dir. 2009/147 = specie di interesse comunitario, inclusa nell'Allegato I della Direttiva 2009/147/CEE Uccelli; All. IV/UE = specie di interesse comunitario, inclusa nell'Allegato IV della Direttiva 92/43/CEE; VU= Vulnerabile; LC= Minor preoccupazione; EN= In pericolo

Specie Osservate	Nome comune	Direttiva 2009/147/CEE Direttiva 92/43/CEE	IUCN red list
<i>Passer italiae</i>	Passera d'Italia		VU
<i>Corvus cornix</i>	Cornacchia grigia		LC
<i>Turdus merula</i>	Merlo	All. II Dir. 2009/147	LC
<i>Motacilla alba</i>	Ballerina bianca		LC
<i>Muscicapa striata</i>	Pigliamosche		LC
<i>Hirundo rustica</i>	Rondine comune		NT
<i>Apus apus</i>	Rondone		LC
<i>Upupa epops</i>	Upupa		LC
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tortora dal collare		LC
<i>Parus major</i>	Cinciallegra		LC
<i>Erithacus rubecula</i>	Pettirosso		LC
<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore	All. I Dir. 2009/147	LC
<i>Jynx torquilla</i>	Torcicollo		EN
<i>Falco tinnunculus</i>	Gheppio		LC
<i>Sylvia melanocephala</i>	Occhiocotto		LC
<i>Psittacula krameri</i>	Parrocchetto dal collare		
<i>Podarcis siculus</i>	Lucertola campestre	All. IV Dir. 92/143	LC
<i>Podarcis muralis</i>	Lucertola muraiola	All. IV Dir. 92/143	LC
<i>Pipistrellus</i> spp.	Chiroptera indeterminato (gen. <i>Pipistrellus</i>)	All. IV Dir. 92/143	LC
<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe comune		LC

re già all'inizio della primavera (Cramp e Perrins, 1993; Taylor, 2006; Martínez, 2011).

Comunque, la maggior parte delle specie non mostra una differenza significativa nelle densità durante il periodo di campionamento. Ciò può essere dovuto al fatto che il monitoraggio è stato preliminare e focalizzato solo in un periodo fenologico (periodo riproduttivo e post riproduttivo), pertanto tutte le oscillazioni legate agli andamenti fenologici di svernamento, migratori, ecc. non

sono state intercettate dallo studio. *P. italiae*, *C. cornix*, *T. merula* e *H. rustica* sono risultate sempre dominanti nei 3 mesi (*P. krameri* è risultato dominante in luglio). I dati relativi ai parametri strutturali della comunità ornitica ottenuti per i 3 mesi di campionamento sono riportati in Tab. III.

Benché il numero di specie, sia assoluto che normalizzato attraverso l'indice di ricchezza normalizzata di Margalef, diminuisca da maggio a luglio, probabilmente a causa del comportamento migra-

torio di alcune di esse e della bassa contattabilità delle stesse durante il periodo estivo, gli indici di diversità e di equiripartizione rimangono relativamente costanti. Dai dati raccolti si può affermare che gli effetti delle strutture attrattive installate non si sono ancora pienamente manifestati; ciò potrebbe essere dovuto all'inerzia iniziale degli ecosistemi nelle prime fasi della successione, sia perché il sistema reagisce in ritardo, sia perché l'area è di dimensioni ridotte e soggetta a diversi eventi casuali e

Tab. II. Dati sulla composizione di specie, numerosità degli individui (N), range minimo (Min) e massimo (Max), valori medi (Media \pm Deviazione standard) e frequenze relative mensili (F) della comunità ornitica. Valori emersi dal test Kruskal-Wallis (H) e relativi p-value ($p < 0,05$). I valori significativi sono riportati in grassetto.

SPECIE	MAGGIO			GIUGNO			LUGLIO			KW Test				
	N	Media \pm Dev. St.	Range (Min-Max)	F	N	Media \pm Dev. St.	Range (Min-Max)	F	N	Media \pm Dev. St.	Range (Min-Max)	F	H	P
<i>Passer italiae</i>	259	13,63 \pm 7,10	0 - 25	0,482	199	12,43 \pm 7,68	2 - 27	0,425	188	8,95 \pm 7,26	0 - 26	0,376	2,41	0,12
<i>Turdus merula</i>	111	5,84 \pm 5,77	0 - 17	0,207	110	6,87 \pm 4,70	0 - 16	0,235	152	7,24 \pm 4,79	0 - 18	0,304	1,26	0,53
<i>Hirundo rustica</i>	41	2,15 \pm 3,15	0 - 9	0,076	40	2,5 \pm 3,16	0 - 9	0,085	26	1,24 \pm 1,76	0 - 5	0,052	1,29	0,52
<i>Streptopelia decaocto</i>	22	1,16 \pm 1,92	0 - 6	0,041	35	2,18 \pm 2,69	0 - 6	0,075	42	2 \pm 2,49	0 - 7	0,084	1,65	0,43
<i>Corvus cornix</i>	33	1,73 \pm 1,45	0 - 4	0,061	28	1,75 \pm 1,95	0 - 5	0,060	31	1,48 \pm 2,06	0 - 7	0,062	1,15	0,56
<i>Psittacula krameri</i>	7	0,37 \pm 0,76	0 - 2	0,013	13	0,81 \pm 1,33	0 - 3	0,028	34	1,62 \pm 2,25	0 - 6	0,068	3,10	0,21
<i>Motacilla alba</i>	23	1,21 \pm 1,32	0 - 4	0,043	9	0,56 \pm 1,21	0 - 4	0,019	3	0,14 \pm 0,36	0 - 1	0,006	11,91	0,002
<i>Upupa epops</i>	9	0,47 \pm 0,77	0 - 2	0,017	3	0,18 \pm 0,40	0 - 1	0,006	11	0,52 \pm 0,93	0 - 3	0,022	1,18	0,55
<i>Apus apus</i>	5	0,26 \pm 0,65	0 - 2	0,009	8	0,5 \pm 0,97	0 - 3	0,017	6	0,29 \pm 0,56	0 - 2	0,012	0,56	0,75
<i>Muscicapa striata</i>	2	0,1 \pm 0,32	0 - 1	0,004	12	0,75 \pm 1,00	0 - 3	0,026	1	0,05 \pm 0,22	0 - 1	0,002	11,20	0,003
<i>Erithacus rubecula</i>	7	0,37 \pm 0,68	0 - 2	0,013	6	0,38 \pm 0,72	0 - 2	0,013	0	0,00	-	0,000	6,27	0,04
<i>Parus major</i>	5	0,26 \pm 0,56	0 - 2	0,009	4	0,25 \pm 0,58	0 - 2	0,009	1	0,05 \pm 0,22	0 - 1	0,002	2,55	0,27
<i>Sylvia melanocephala</i>	5	0,26 \pm 0,56	0 - 2	0,009	1	0,06 \pm 0,25	0 - 1	0,002	0	0,00	-	0,000	5,59	0,06
<i>Falco tinnunculus</i>	1	0,05 \pm 0,23	0 - 1	0,002	0	0,00	0 - 0	0,000	5	0,24 \pm 0,54	0 - 2	0,010	4,50	0,10
<i>Jynx torquilla</i>	5	0,26 \pm 0,65	0 - 2	0,009	0	0,00	0 - 0	0,000	0	0,00	-	0,000	6,05	0,04
<i>Dendrocopos major</i>	2	0,1 \pm 0,32	0 - 1	0,004	0	0,00	0 - 0	0,000	0	0,00	-	0,000	3,96	0,13

Tab. III. Parametri strutturali della comunità ornitica. Indice di diversità di Shannon-Wiener (H'); numero delle specie contattate (S); numero degli individui contattati (N); indice di ricchezza normalizzata di Margalef (D); evenness o equiripartizione (J).

	Maggio	Giugno	Luglio
H	1,72	1,76	1,68
S	16	13	12
N	537	468	500
D Margalef	2,39	1,95	1,77
J (Evenness)	0,62	0,69	0,68

non dipendenti dalla scala locale di riferimento del progetto.

Mammiferi

I chiroterri sono stati i mammiferi più osservati. Non potendo identificare in maniera dettagliata la specie a causa della mancanza di attrezzature adeguate, la popolazione osservata è stata identificata con il genere *Pipistrellus*, uno tra i generi di chiroterri maggiormente presenti nel Parco Regionale dei Castelli Romani, comprendente la specie *Pipistrellus pipistrellus* e *P. kuhlii* (Ferri, 2018). *Pipistrellus* è un genere che comprende specie sinantropiche che utilizzano spesso i rifugi artificiali per chiroterri. La dieta è a base di insetti di piccola e media taglia che vengono catturati normalmente in volo (Barlow, 1997; Ciechanowski, 2002).

L'analisi quantitativa relativa ai chiroterri mostra un incremento al limite della significatività statistica, ciò può essere dovuto sia alla presenza di una nuova fonte d'acqua (stagno) che al numero delle cassette nido collocate (7 in totale). Ulteriori ricerche su periodi più lunghi e campioni più ampi potrebbero confermare questa ipotesi. Oltre ai chiroterri, una osservazione occasionale di *Vulpes vulpes* è stata ottenuta durante le ore notturne grazie alle fototrappole.

La scarsa colonizzazione delle varie componenti faunistiche potrebbe essere correlata all'effetto della frammentazione dell'ambiente rurale che ha portato all'isolamento dell'area verde in questione dalle zone naturali circostanti (Fig. 3). La perdita di habitat e il suo isolamento determinano una riduzione delle piccole popolazioni faunistiche (Adams e Dove, 1989; Rolstad, 1991), limitando i movimenti e le migrazioni della fauna selvatica, processi chiave che determinano la sopravvivenza delle

metapopolazioni. Tali movimenti sono direttamente correlati alla connettività del paesaggio (Schippers et al, 1996).

Rapporti con le amministrazioni ed eventi di didattica ambientale

L'Amministrazione comunale si è dimostrata particolarmente interessata al progetto, apprezzandone la gestione partecipativa dell'area ed il coinvolgimento dei cittadini negli eventi di didattica ambientale.

La partecipazione agli eventi di didattica ambientale è stata particolarmente alta. I cittadini coinvolti, soprattutto i bambini, si sono mostrati interessati alle tematiche affrontate. L'attività svolta dal gruppo scout è risultata fondamentale durante lo svolgimento del lavoro, contribuendo al mantenimento dell'orto didattico e ai lavori di manutenzione ordinaria dell'area.

La cartellonistica ha contribuito a chiarire gli aspetti principali del lavoro.



Fig. 3. Mappa satellitare del paesaggio rurale in cui è inserita l'area verde (in giallo). L'area risulta isolata dal resto delle zone naturali circostanti, soprattutto a causa della presenza di una strada (ovest) e dai perimetri delle abitazioni (nord, est, sud).

Dalle interviste ai cittadini è stato delineato un breve quadro storico-paesaggistico della zona rurale limitrofa. In generale è emerso come il paesaggio sia stato modificato nel tempo, soprattutto a causa dell'espansione urbanistica attiva dagli anni '70.

Lo studio della fauna ha suscitato un elevato interesse da parte dei cittadini. È stata promossa un'attività di *Citizen science*, proponendo ai cittadini di effettuare dei monitoraggi sulla fauna locale in autonomia, contribuendo in questo modo alla raccolta dei dati sulle osservazioni. Diversi cittadini hanno risposto positivamente alla proposta, condividendo del materiale fotografico raccolto nel corso degli anni nelle zone limitrofe all'area.

Il lavoro ha messo in evidenza come l'area verde in questione possa erogare ai cittadini alcuni "servizi ecosistemici culturali" (CES) che si riflettono principalmente nell'arricchimento spirituale, sviluppo cognitivo, riflessione, ricreazione ed esperienza estetica del cittadino (Assessment M.E., 2005). Altri servizi che l'area verde, come ecosistema, può offrire sono la possibilità di sperimentare il contatto diretto con i cicli naturali e gli elementi floristici e faunistici, contribuendo in questo modo all'educazione ambientale di giovani e adulti, alla ricerca scientifica e alla formazione di una cultura di conoscenza e rispetto del verde (ISPRA, 2009).

Sono stati compilati 90 questionari su 100 proposti. I compilatori sono stati tutti cittadini maggiorenni che hanno visitato almeno una volta l'area verde da gennaio a settembre. Nella sessione A è emerso come i cittadini abbiano un atteggiamento positivo nei confronti dell'area verde. L'area viene utilizzata principalmente per attività di relax o passeggiate e

frequentata soprattutto da cittadini che vivono nelle sue vicinanze. La maggior parte dei cittadini è venuta a conoscenza dell'area tramite il passaparola. La maggior parte degli intervistati ritiene insufficiente il numero di aree verdi presenti nel proprio Comune e sarebbe disponibile a collaborare alla gestione operativa dell'area. Il *lockdown* derivato dalla pandemia Covid19 non ha inciso in maniera rilevante sulla frequentazione dell'area verde. Il lavoro svolto dagli scout è considerato uno dei fattori di maggior interesse dell'area da parte dei cittadini. Gli animali che hanno destato il maggior interesse sono stati gli Uccelli, più facilmente contattabili all'interno delle aree verdi. La struttura attrattiva che ha richiamato più interesse è stato lo stagno.

Nella sessione B, emerge come il lavoro svolto abbia contribuito ad aumentare la conoscenza e la sensibilizzazione dei cittadini nei confronti della biodiversità urbana e delle tematiche ambientali, contribuendo inoltre al miglioramento estetico e della fruizione dell'area. La maggior parte degli intervistati non è a conoscenza di altre attività a sfondo ambientale promosse all'interno del territorio del Parco dei Castelli Romani, ma vorrebbe che l'Amministrazione Comunale si facesse promotore di attività di questo tipo.

Dai risultati emersi dalla sessione C, la differenza tra il sesso degli intervistati non ha influito sulle risposte date. Il range di età degli intervistati è compreso tra i 28 ed i 29 anni e tra i 60 ed i 65 anni. La maggior parte degli intervistati ha un buon livello di istruzione che va dalla scuola secondaria all'università. La maggior parte di essi è residente all'interno del Comune di Albano Laziale. Infine, gli intervistati vorrebbero ricevere in futuro nuove informazioni

relative alla gestione ecosistemica delle aree verdi urbane; i mezzi di informazione che hanno maggiormente contribuito a formare la loro opinione sono documentari, libri o riviste specializzate e siti web.

CONCLUSIONI

Il lavoro ha messo in evidenza come un'area verde periurbana ripristinata mostri diverse potenzialità di divenire un laboratorio di ecologia applicata.

Il monitoraggio della fauna è stato concepito come un lavoro preliminare, che necessita quindi di tempistiche più lunghe per poter raccogliere un quantitativo più ampio di dati. Lo stagno è stata la struttura che ha riportato più risultati: l'introduzione delle macrofite autoctone ha consentito l'osservazione di eventi anche rari, come la fioritura di *Utricularia australis*, suggerendo ipotesi da approfondire in futuro, come l'assenza di culicidi.

Il coinvolgimento dei cittadini nel progetto ha contribuito ad un netto ampliamento dell'interesse comune verso le tematiche ambientali e la valorizzazione del proprio territorio.

Infine, i risultati ottenuti, sia in campo naturalistico che sociale, suggeriscono come anche aree verdi di ridotta dimensione, inserite in contesti urbanizzati, possano svolgere un ruolo nella comunicazione di valori ambientali, in un'ottica di *Citizen management* (Battisti e Cerfolli, 2021).

RINGRAZIAMENTI

Ringraziamo il Sindaco del Comune di Albano Laziale M.B e i membri dell'amministrazione comunale, la Professoressa Simona Ceschin (Università degli studi Roma Tre), tutti i membri del gruppo scout e il gran numero di volontari che hanno preso parte alla realizzazione del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Adams L.M., Dove L.E., 1989. In: *Wildlife reserves and corridors in the urban environment: a guide to ecological landscape planning and resource conservation*. National Institute for Urban Wildlife, Colombia: 5-10.
- Andrikovics S., Forró L., Zsunic E., 1988. The zoogenic food composition of *Utricularia vulgaris* in the Lake Fertő. *Opuscula Zoologica*, **23**: 65-70.
- Ash C., Jasny B.R., Roberts L., Stone R., Sugden A.M., 2008. Reimagining cities. Introduction. *Science*, **319**: 739.
- Assessment M.E., 2005. *Ecosystems and human well-being*. United States of America: Island press, **5**: 563.
- Astuti G., Peruzzi L., 2018. Are shoots of diagnostic value in Central European bladderworts (*Utricularia* L., Lentibulariaceae)? *Plant Biosystems*, **152** (6): 1214-1226.
- Barlow K.E., 1997. The diets of two phonic types of the bat *Pipistrellus pipistrellus* in Britain. *Journal of Zoology*, **243**: 597-609.
- Battisti C., Cerfolli F., 2021. From Citizen Science to Citizen Management: Suggestions for a pervasive fine-grained and operational approach to biodiversity conservation. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, **1**: 1-5.
- Baumgartner D.L., 1987. Laboratory evaluation of the bladderwort plant, *Utricularia vulgaris* (Lentibulariaceae), as a predator of late instar *Culex pipiens* and assessment of its biocontrol potential. *Journal of the American Mosquito Control Association*, **3**: 504-508.
- Bettencourt L.M.A., West G., 2010. A unified theory of urban living. *Nature*, **467**: 912-913.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hillis D.M., Hill D.A., Mustoe S., 2000. *Bird census techniques*. Elsevier, Academic Press, London: 42-64.
- Bogert C.M., 1949. Thermoregulation in reptiles, a factor in evolution. *Evolution*, **3**: 195-211.
- Capula M., Luiselli L., Rugiero L., 1993. Comparative ecology in sympatric *Podarcis muralis* and *P. sicula* (Reptilia: Lacertidae) from the historical centre of Rome: What about competition and niche segregation in an urban habitat? *Italian Journal of Zoology*, **60**: 287-291.
- Ceschin S., Della Bella V., Piccari F., Abati S., 2016. Colonization dynamics of the alien macrophyte *Lemna minuta* Kunth: a case study from a semi-natural pond in Appia Antica Regional Park (Rome, Italy). *Fundamental and Applied Limnology*, **188**: 93-101.
- Ciechanowski M., 2002. Community structure and activity of bats (Chiroptera) over different water bodies. *Mammalian biology*, **67**: 276-285.
- Clark W.C., 2007. Sustainability science: A room of its own. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**: 1737-1738.
- Couret J., Notarangelo M., Veera S., Le Claire-Conway N., Ginsberg H.S., LeBrun R.L., 2020. Biological control of *Aedes* mosquito larvae with carnivorous aquatic plant, *Utricularia macrorhiza*. *Parasites & vectors*, **13**: 1-11.
- Cramp S., Perrins C.M., 1993. The birds of the western Palearctic. Vol. 7. Flycatchers to shrikes. In: *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford, 1-577 pp.
- Cuthbert R.N., Vong G.Y., Paolacci S., Dick J.T., Callaghan A., Coughlan N.E., 2020. Aquatic plant extracts and coverage mediate larval mosquito survivorship and development. *Biological Control*, **145**: 104263.
- De Lange P.J., 2021. *Utricularia australis* Fact Sheet. New Zealand plant conservation network. <https://www.nzpcn.org.nz/flora/species/utricularia-australis/>. Accessed 05 Sept 2021.
- Dell'Omo G., Costantini D., Di Lieto G., Casagrande S., 2005. Gli uccelli e le linee elettriche. *Ahula*, **12**: 103-114.
- Dussart G., Robertson J., Bramley J., 1993. Death of a lake. *Biological Sciences Rev.*, **5**: 8-10.
- Ferri V., 2018. *La Chiropterofauna del Parco Regionale dei Castelli Romani: Ricerche 2018*. Parco dei Castelli Romani: 36-37.
- Hammer Ø., Harper D.A., Ryan P., 2001. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, **4**: 9.
- Harms S., 2002. The effect of bladderwort (*Utricularia*) predation on microcrustacean prey. *Freshwater Biology*, **47**: 1608-1617.
- Hasenfuss I., 1960. *Die larval systematik der zünsler (Pyralidae)*. *Abh. Larvalsystem. Insekten*, **5**: 1-263.
- Hobbs J.H., Molina P.A., 1983. The influence of the aquatic fern *Salvinia auriculata* on the breeding of *Anopheles albimanus* in coastal Guatemala. *Mosquito News*, **43**: 456-457.
- ISPRA, 2010. *Verso una gestione ecosistemica delle aree verdi urbane e peri-urbane*, 5 pp.
- ISPRA, 2009. *Gestione ecosistemica delle aree verdi urbane: Analisi e proposte*, 52 pp.
- Kaplan R., 1993. The role of nature in the context of the workplace. *Landscape and Urban Planning*, **26**: 193-201.
- Kaplan R., 2001. The nature of the view from home: Psychological benefits. *Environment and Behavior*, **33**: 507-542.
- Kaplan R., Austin M.E., 2004. Out in the country: Sprawl and the quest for nature nearby. *Landscape and Urban Planning*, **69**: 235-243.
- Kaplan R., Kaplan S., 1989. *The experience of nature: A psychological perspective*. New York: Cambridge University Press: 117-121.
- Körner S., Vermaat J.E., 1998. The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*, **32**: 3651-3661.
- Lanza B., 1959. Chiroptera. In: Toschi A., Lanza B. (eds.), *Fauna d'Italia IV*. Mammalia. Calderini, Bologna: 187-473.
- Lemon G.D., Gordon D., Posluszny U., Husband B.C., 2001. Potential

- and realized rates of vegetative reproduction in *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, and *Wolffia borealis*. *Aquatic Botany*, **70**: 79-87.
- Magurran A.E., McGill B.J. (Eds.), 2011. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press: 1-8.
- Martens A., Grabow K., 2011. Early stadium damselfly larvae (Odonata: Coenagrionidae) as prey of an aquatic plant, *Utricularia australis*. *International Journal of Odonatology*, **14** (1): 101-104.
- Martínez J.L., 2011. Spotted flycatcher (*Muscicapa striata*). In: Gargallo G., Barriocanal C., Castany J., Clarabuch O., Escandell R., López-Iborra G., Rguibi-Idrissi H., Robson D., Suárez M. (eds), Spring migration in the western Mediterranean and NW Africa: the results of 16 years of the Piccole Isole project. *Monografies del Museu de Ciències Naturals*, **6**: 246-253.
- McHugh M.L., 2013. The Chi-square test of independence. *Biochemia Medica*, **23**: 143-149.
- Mette N., Wilbert N., Barthlott W., 2000. Food composition of aquatic bladderworts (*Utricularia*, Lentibulariaceae) in various habitats. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen*, **72**: 1-13.
- Niemelä J., Saarela S.R., Söderman T., Kopperoinen L., Yli-Pelkonen V., VäreS., Kotze D.J., 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, **19**: 3225-3243.
- Parr L.B., Perkins R.G., Mason C.F., 2002. Reduction in photosynthetic efficiency of *Cladophora glomerata*, induced by overlying canopies of *Lemna* spp. *Water Research*, **36**: 1735-1742.
- Patriarca E., Debernardi P., 2010. *Pipistrelli e inquinamento luminoso*. Ente di Gestione del Parco Naturale Laghi di Avigliana: 2-7.
- Petruschak H., 2000. Untersuchungen zur lebensweise des wasserschmetterlings *Cataclysta lemnata* L. 1758 in einem schleswig-holsteinischen Kleingewasser. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen*. **8**: 61-99.
- Płachno B.J., Świątek P., Adamec L., Carvalho S., Miranda V.F.O., 2019. The Trap Architecture of *Utricularia multifida* and *Utricularia westonii* (subg. *Polypompholyx*). *Frontiers in Plant Science*, **10**: 336.
- Rolstad J., 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, **42**: 149-163.
- Russo D., Cistrone L., Jones G., Mazzoleni S., 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilinidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, **117**: 73-81.
- Schippers P., Verboom J., Knaapen J.P., Van Apeldoorn R.C., 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model. *Ecography*, **19**: 97-106.
- Smith M.D., Moelyowati I., 2001. Duckweed based wastewater treatment (DWWT): design guidelines for hot climates. *Water Science e Technology*, **43**: 291-299.
- Stomp A.M., 2005. The Duckweeds: A Valuable Plant for Biomanufacturing. *Biotechnology Annual Review*, **11**: 69-99.
- Sutherland W.J. (Ed.), 2006. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press: 33-38.
- Taylor B., 2006. Family Muscicapidae (Old World flycatchers). In: del Hoyo J., Elliott A. and Christie D.A. (eds), *Handbook of the birds of the World. Old World flycatchers to Old World warblers*. Lynx Editions, **11**: 56-163.
- Taylor P., 1991. *The Genus Utricularia: A Taxonomic Monograph*. London: Kew Bulletin, Additional SeriesXIV. *Kew Bulletin*, **46**: 183-185.
- Thor G., 1988. The genus *Utricularia* in the Nordic countries, with special emphasis on *U. stygia* and *U. ochroleuca*. *Nordic journal of botany*, **8**: 213-225.
- Wilcox B.A., Murphy D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, **125**: 879-887.
- Ziegler P., Adelman K., Zimmer S., Schmidt C., Appenroth K.J., 2014. Relative in vitro growth rates of duckweeds (Lemnaceae)—the most rapidly growing higher plants. *Plant Biology*, **17**: 33-41.

Analisi dell'interazione tra metodi di caccia al cinghiale, parametri ambientali e densità di lepre e fagiano nelle aziende faunistiche venatorie toscane

Simone Paoletti^{1*}, Sandro Sacchelli², Marco Ferretti³

1 Laureato in Scienze e gestione delle risorse faunistico-ambientali

2 Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali, Università degli Studi di Firenze, p.le delle Cascine 18 – 50144 Firenze, sandro.sacchelli@unifi.it

3 Regione Toscana - Direzione Agricoltura e Sviluppo Rurale, Settore Attività Faunistico Venatoria, Pesca Dilettantistica, Pesca in Mare e Rapporti con i Gruppi Locali di Azione della Pesca (FLAGS), marco.ferretti@regione.toscana.it

** Referente per la corrispondenza: simone.paoletti28@gmail.com*

Pervenuto il 3.2.2022; accettato il 10.6.2022

Riassunto

A causa di interventi umani errati eseguiti a partire dagli anni settanta, ad oggi la situazione faunistica toscana presenta un ecosistema fortemente squilibrato in quanto caratterizzato da specie generaliste in continuo incremento a discapito di specie maggiormente specializzate e più legate al territorio. Lo scopo di questo lavoro è impostare una prima indagine che indichi se esiste una correlazione tra questi fenomeni e capire quale possa essere la miglior gestione da attuare nel presente ed in futuro. Per cui si è cercato di analizzare la correlazione tra i dati riferiti alla popolazione di cinghiale e di fauna selvatica minore, le caratteristiche territoriali e le modalità di caccia all'interno delle Aziende Faunistiche Venatorie (AFV) toscane. Sono stati scelti, come aree di studio, i territori ricadenti nelle AFV toscane sottoponendo i dati forniti dalla Regione Toscana a due analisi: 1. Analisi qualitativa, che ha permesso di conoscere la situazione attuale sia a livello ambientale, che faunistico-venatorio; 2. Analisi quantitativa, che ha permesso di valutare i possibili effetti che possono avere le caratteristiche ambientali ed il prelievo al cinghiale, sulle densità di fagiano e di lepre. In conclusione il lavoro svolto dimostra come esista un collegamento tra l'incremento del cinghiale e la crisi di fagiano e lepre; evidenzia inoltre come il tipo di gestione, attuato in territori come le AFV per il controllo del cinghiale, ha un effetto sulla densità di fagiano e di lepre.

PAROLE CHIAVE: Biodiversità / Densità sostenibile / Ecosistema agroforestale / Fasianidi / Ibrido / Lagomorfi / Specie in pericolo / Ungulati

Analysis of the interaction between wild boar hunting methods, environmental parameters and density of hare and pheasant in the Tuscan Faunistic Venatorie Factories

Due to incorrect human interventions carried out since the seventies, the Tuscan wildlife situation presents a strongly unbalanced ecosystem as it is characterized by generalist species in continuous increase to the detriment of more specialized species and more linked to the territory.

The aim of this work is to set up a first investigation that indicates if there is a correlation between these phenomena and to understand what may be the best management to be implemented in the present and in the future. So we tried to analyze the correlation between the data referring to the population of wild boar and minor wildlife, the territorial characteristics and the hunting methods within the Tuscan Wildlife Hunting Companies (AFV). The territories falling within the Tuscan AFVs were chosen as study areas, subjecting the data provided by the Tuscany Region to two analyses: 1. Qualitative analysis, which has allowed us to know the current situation both at the environmental level, and wildlife-hunting; 2. Quantitative analysis, which allowed us to evaluate the possible effects that can have the environmental characteristics and the wild boar harvesting, on the density of pheasant and hare. In conclusion, the work carried out shows how there is a link between the increase in wild boar and the pheasant and hare crisis; also highlights how the type of management, implemented in territories such as AFVs for wild boar control, has an effect on the density of pheasant and hare.

KEY WORDS: Biodiversity / Sustainable density / Agroforestry ecosystem / Phasianids / Hybrid / Lagomorphs / Endangered species / Ungulates

INTRODUZIONE

La caccia, e più in generale le attività faunistico-venatorie, hanno radici profonde di ordine storico e culturale per i tanti significati assunti nell'accompagnare l'evoluzione dell'umanità. Dai tempi più remoti la caccia è stata un mezzo di sussistenza e anche una forma di cultura, tanto da potere affermare che il suo studio contribuisce a interpretare le relazioni tra ambiente, mondo animale e società umana attraverso il tempo. In Toscana stiamo assistendo all'affermazione degli ungulati quale realtà faunistica prevalente e che attrae sempre più gli interessi del mondo venatorio, anche in relazione alla generale diminuzione della cosiddetta piccola selvaggina stanziale e agli andamenti fluttuanti della migrazione, ad esempio di specie come la beccaccia. Il territorio toscano ospita circa 300.000 cinghiali selvatici (Regione Toscana, 2021), una popolazione superiore a qualunque allevamento.

L'obiettivo di questo lavoro è quello di analizzare la correlazione tra i dati riferiti alle popolazioni di cinghiale e di fauna selvatica minore, alle caratteristiche territoriali e alle modalità di caccia all'interno delle aziende faunistico-venatorie (AFV) toscane. Al fine di verificare se i metodi di contenimento attualmente in uso (braccata, caccia di selezione, ecc.) siano efficaci per contenere il numero di ungulati a favore di un ritorno di lepre e fagiano.

Origine geografica e fenomeni di ibridazione del cinghiale

Il cinghiale, negli ultimi decenni, ha ricolonizzato molti territori d'Italia ed è quasi ovunque in costante e incontrollata espansione, con problemi anche dal punto di vista genetico; una volta esisteva infatti, sul territorio nazionale, una ben definita distinzione degli

areali occupati dalle tre diverse sottospecie di *Sus scrofa*:

- *Sus scrofa scrofa*, di grossa taglia, occupava l'arco alpino e si trova tutt'oggi in Europa centrale e settentrionale;
- *Sus scrofa majori*, di minori dimensioni e non molto prolifico, che era insediata nella Maremma toscana e nell'Italia centro-meridionale;
- *Sus scrofa meridionalis*, che si trova ancora in Sardegna e Corsica. La sottospecie presente in Sardegna si differenzia, sia morfologicamente che geneticamente, dai cinghiali presenti nella restante parte della penisola facendo ipotizzare una sua origine da suini domestici anticamente inselvatichiti.

Esclusa la popolazione sarda, le altre risultano inquinate geneticamente, per cui oggi questa distinzione non è più rispondente alla realtà, in quanto le popolazioni di cinghiale presenti in Italia, e particolarmente in Toscana, provengono da incroci della sottospecie *Sus scrofa majori* con la sottospecie *Sus scrofa scrofa* e il suino domestico. L'abbandono delle colture agricole nelle zone marginali ha avuto una forte influenza sullo sviluppo delle popolazioni del suide, come l'uomo vi ha contribuito in maniera diretta con l'immissione più o meno clandestina di soggetti incrociati, attuate sia da cacciatori che da amministrazioni provinciali a partire dagli anni '50 e che ha favorito allo stesso tempo anche l'espansione sul territorio della sottospecie *Sus scrofa scrofa*.

La situazione di fagiano e lepre e possibili impatti del cinghiale

La semplificazione dell'habitat agro-forestale toscano avvenuto negli ultimi decenni, se da un lato ha favorito la crescita di faune

generaliste come ungulati e corvidi, dall'altra ha ridotto specie più specializzate come fagiano e lepre.

Per la lepre, già nel secondo dopoguerra, la situazione complessiva delle popolazioni in Italia è stata caratterizzata da una riduzione di densità soprattutto nelle aree centro-meridionali; agli inizi degli anni '70 tale riduzione si è estesa a tutto il paese. La densità sul territorio è quindi molto variabile e risente anche della prassi gestionale basata sui ripopolamenti, ancora in larga parte diffusa. In Italia sono presenti le seguenti specie: lepre italiana (*Lepus corsicanus*), endemica, distribuita in Italia centro-meridionale e in Sicilia, introdotta prima del sedicesimo secolo; lepre bianca (*Lepus timidus*) anch'essa endemica presente nell'arco alpino; lepre sarda (*Lepus capensis mediterraneus*) endemica della Sardegna; lepre europea (*Lepus europaeus*) la più diffusa in Italia centrale e che, a sua volta, è rappresentata dalla sottospecie *Lepus europaeus meridiei* (Naldi *et al.*, 2021).

A causa dei ripopolamenti avvenuti in Italia e in altri paesi, principalmente con la sottospecie europea, risulta spesso difficile attribuire una popolazione all'una o all'altra sottospecie. Per conseguenza si ritiene che le popolazioni autoctone della penisola siano state rimpiazzate da popolazioni di *L. europaeus* di composizione genetica mista fuorché in Sicilia dove l'unica forma presente è rimasta *L. corsicanus*.

Se c'è una specie che negli ultimi anni ha visto compromessa la propria situazione è senza dubbio il fagiano, introdotto in Italia dai romani importandolo dalla Crimea. A partire dal secondo dopoguerra, la consistenza delle sue popolazioni selvatiche ha subito una progressiva quanto inarrestabile riduzione, che dall'inizio degli

anni 2000, soprattutto in alcune aree dell'Italia, ha avuto un'ulteriore accelerazione. Le popolazioni presenti contengono ibridi delle sottospecie dei gruppi *colchicus*, *mongolicus* e *torquatus* e delle due sottospecie di *Phasianus versicolor*. Le ibridazioni sono la conseguenza di immissioni attuate con contingenti allevati e selezionati con criteri industriali, per aumentarne il peso e la fertilità, di molte generazioni e anche da fughe di esemplari dagli stessi allevamenti.

Per entrambe le specie (lepre, fagiano) i principali fattori di disturbo sono: la meccanizzazione agricola; l'abbandono delle colture promiscue e delle rotazioni agrarie; l'introduzione degli erbicidi; la distruzione su larga scala di siepi, calanchi, prode erbose, cespugliati e boschetti; l'aumento dei predatori e l'immissione di animali d'allevamento. Altri possibili aspetti da tenere in considerazione per la riduzione del fagiano e della lepre, sono la competizione con i cinghiali e la possibile influenza indiretta della braccata. Il cinghiale infatti può essere sia specie predatrice che competitorice; competitorice in quanto studi evidenziano i seguenti effetti dell'attività di grufolio (*rooting*):

- diminuzione della ricchezza di specie di piante vascolari (Bratton, 1975; Welander, 1995; Hone, 2002);
- danni al reclutamento e alla distribuzione spaziale delle piante di leccio (*Quercus ilex*) ed effetti sulla crescita delle popolazioni (Gomez e Hodar, 2008);
- danni alla copertura erbacea

fino ad una riduzione dell'80-95% della stessa (Howe e Bratton, 1976; Howe *et al.*, 1981);

- riduzione della copertura di vegetazione e lettiera e conseguente impatto su piccoli roditori e insettivori (Singer *et al.*, 1984; Munoz *et al.*, 2008);
- alterazione del ciclo dei nutrienti (Singer *et al.*, 1984; Massei e Genova, 2004);
- possibile impatto sull'entomofauna terricola e sull'avifauna, soprattutto su quella nidificante a terra.

Il cinghiale è inoltre considerato specie predatrice, per la predazione di nidi delle specie nidificanti al suolo (Mori, 2020). L'autore ha stimato che può essere responsabile di oltre il 25% delle predazioni sui nidi di fagiano; inoltre sia il fagiano che la lepre possono essere ambedue vittime, assieme a tante altre specie, della «fame di carne» primaverile delle scrofe.

La braccata, invece, può favorire il rischio di frammentare i gruppi familiari di cinghiale, poiché difficilmente permette un tiro preciso e selettivo su animali in fuga, soprattutto se inseguiti da segugi, provocando in conseguenza un allontanamento incontrollato dei cinghiali verso zone favorevoli a lepri e fagiani (ISPRA, 2020). Inoltre, anche lo stesso rumore e lo scorrazzare dei cani possono disturbare tali specie e le altre presenti sul territorio anche se non obiettivo della cacciata (ISPRA, 2020).

Questo può inoltre comporta-

re dei problemi a livello ecologico, a causa della perdita di biodiversità (lepre, fagiano). La braccata, però, non può essere limitata in quanto è pratica tradizionale (prima caccia attuata in Toscana), importante economicamente e garantisce abbattimento di un elevato numero di cinghiali; gli attuali indirizzi degli enti gestori del territorio sembrano comunque essere quelli di migliorarla e affiancarla ad altri metodi di caccia più selettivi, come ad esempio quelli riportati in tabella I.

MATERIALI E METODI

I territori ricadenti nelle AFV toscane sono stati scelti come aree di studio per i seguenti motivi:

- rappresentano un'area circoscritta in cui è possibile valutare l'azione, in modo più analitico, che i vari metodi di caccia al cinghiale hanno sulla specie stessa e sulle altre presenti;
- rappresentano istituti che permettono, se gestiti correttamente, una valida soluzione per soddisfare allo stesso tempo le esigenze di cacciatori e agricoltori, in quanto gli uni beneficiano dell'irradiamento della selvaggina e gli altri del fatto che non si può cacciare liberamente nei loro territori;
- se non gestite correttamente possono divenire dei serbatoi di cinghiali.

Il lavoro ha preso in considerazione tre tipi di dati riguardanti le AFV:

- caratteristiche ambientali delle aziende;

Tab. I. Caratteristiche dei vari metodi di caccia al cinghiale applicate in Toscana.

Tipo di caccia	Selettività	Disturbo	Coinvolgimento nella gestione
Girata	Medio	Medio	Medio
Braccata	Nulla	Elevato	Medio
Selezione	Elevata	Nulla	Elevato
Singola	Medio	Basso	Medio

- risultati del prelievo al cinghiale durante l'attività venatoria nel periodo di caccia aperta, suddivisi per classe di età e metodo di abbattimento;
- dati relativi a lepre e fagiano, ovvero immissioni, abbattimenti e densità.

Database utilizzati

Geodati

Il geoportale per accedere alla cartografia regionale della Toscana in formato Open-Data (Geoscopio) ha permesso la consultazione e l'estrazione del piano faunistico venatorio (PFV). Il PFV riporta numerose informazioni come la suddivisione del territorio in aziende agrituristico venatorie (AAV) e fondi chiusi. Per le elaborazioni necessarie sono stati scaricati dal PFV i confini in formato vettoriale degli Ambiti Territoriali di Caccia (ATC) e delle AFV con gli attributi relativi alle caratteristiche aziendali (nome, area ecc.). Altri geodati applicati sono: i) la mappa degli usi del suolo al 2019 (UDS19), ii) il reticolo idrografico, nel quale sono individuati i corsi d'acqua principali e secondari e iii) la mappa altimetrica (DTM).

Piani di prelievo per il cinghiale

Il piano 2020/21 riporta il resoconto degli abbattimenti di cinghiale (Regione Toscana, 2020/2021) prodotti in ogni AFV durante il periodo di caccia aperta, suddivisi per classe e sesso (maschio adulto – MA, femmina adulta – FA, maschio piccolo – MP, femmina piccola – FP), metodo di abbattimento e numero di uscite.

I dati del piano di prelievo sono i seguenti:

- nome, codice e localizzazione dell'azienda;
- numero totale di uscite effettuate per azienda, suddivise in:

braccata, singola, girata, selezione;

- capi abbattuti in braccata, singola, girata e selezione, suddivisi per classe di età (adulti e capi di età inferiore a 1 anno) e sesso (maschi e femmine). La divisione in classi di età e sesso è fondamentale per capire la struttura della popolazione e per comprendere l'effetto di ogni metodo di caccia sulla popolazione presente.

Piani di prelievo per lepre e fagiano

Relativamente alle annate 2019/20 e 2020/21 sono disponibili anche i piani di prelievo per lepre e fagiano nelle AFV e per i periodi di caccia aperta, che riportano (Regione Toscana, 2020/2021):

- il numero di abbattimenti;
- il numero di immissioni, invernali ed estive;
- il numero di catture;
- la densità media (capi/100ha);
- il numero di recinti di ambientamento.

Elaborazioni effettuate

Analisi delle caratteristiche ambientali

Attraverso il software **GRASS GIS**, per ogni AFV sono stati realizzati elaborati cartografici implementati su un buffer di 300 metri dai confini di ciascuna AFV per poter valutare gli spostamenti degli animali sia in ingresso che in uscita, contenenti:

- indice di Shannon: indica la biodiversità territoriale basata sui diversi usi del suolo;
- percentuale di bosco: percentuale di aree forestali presenti in azienda sul totale della superficie;
- percentuale di aree idonee a lepre e fagiano: percentuale di aree idonee a lepre e fagiano sul totale della superficie. Gli ha-

bitat idonei sono stati definiti analizzando le schede del progetto Rete Ecologica Nazionale (REN) (Progetto Rete Ecologica Nazionale, 1999). Considerando che generalmente lepre e fagiano prediligono lo stesso habitat si è preferito inserire un unico valore d'idoneità per entrambi;

- distanza dai corsi d'acqua: distanza media delle AFV dal reticolo idrografico, considerando fiumi, affluenti e torrenti secondari;
- altimetria: valore medio di quota sul livello del mare;
- lunghezza dei margini: rappresenta la densità dei margini (misurata in metri lineari per unità di superficie, m/ha).

Piani di prelievo per il cinghiale

L'elaborazione dei dati relativi ai piani di prelievo per il cinghiale ha permesso di definire i seguenti parametri:

- tipo di gestione aziendale: le AFV sono state suddivise in base ai metodi di caccia utilizzati così da poter individuare le seguenti combinazioni: braccata, braccata-girata, braccata-girata-selezione, braccata-selezione, braccata-singola, braccata-singola-girata-selezione, braccata-singola-selezione, girata, girata-selezione, nessun intervento, selezione, singola, singola-girata-selezione, singola-selezione;
- percentuale di abbattimento di capi di età inferiore all'anno sul totale: percentuale rispetto al totale dei capi abbattuti considerando anche gli adulti (serve a valutare l'effetto del metodo di caccia sulla struttura della popolazione: secondo Tack e Williams 2018, un corretto rapporto sarebbe 60% piccoli e 40% adulti);
- sforzo di caccia: dato dal prodotto tra il numero di uscite e

il numero medio dei cacciatori partecipanti ad ogni tipologia di caccia; serve per ottenere il numero totale di cacciatori coinvolti in ogni metodo di caccia.

Tale variabile è stata calcolata assumendo le seguenti ipotesi di cacciatori partecipanti:

- numero medio per braccata = 30 uomini/uscita (Giango, 2014; Riviello, 2006; Regione Toscana, 2019/2020);
- numero medio per singola = 2 uomini/uscita (media tra 1 e 3 ammessi per legge);
- numero medio per girata = 7 uomini/uscita (media tra 4 e 10 ammessi per legge);
- numero medio per selezione = 1 uomini/uscita (1 ammesso per legge).

Piani di prelievo per lepore e fagiano

Dai piani di prelievo sono state estratte le densità (espresse in capi/100ha), di fagiano e di lepore presenti in ogni azienda, per poter calcolare successivamente la densità media.

RISULTATI

Caratteristiche ambientali

Il territorio toscano è suddiviso dal piano faunistico venatorio in 14 ATC, previsti dalla legge 157/92, al cui interno sono presenti 225 AFV. Partendo dai dati di base e da quelli elaborati è stata prodotta la seguente tabella in cui i valori dei parametri per le AFV sono stati raggruppati per ATC e provincia (Tab. II).

Analisi combinata

Anche per i dati relativi al piano di prelievo di lepore e fagiano e per quelli elaborati, sono state prodotte delle tabelle, in cui le AFV sono classificate per Provincia e ATC, in modo da ottenere una visione d'insieme realistica dei fattori che influenzano le popolazioni toscane e dell'andamento delle densità dall'anno 2019/20 al 2020/21. Per motivi di sintesi, tali tabelle vengono riportate di seguito come analisi combinata.

Difatti, dopo aver analizzato separatamente le caratteristiche ambientali e quelle legate alle variabili delle singole specie presenti nelle AFV, risulta di interesse effettuare un approfondimento derivante dalla combinazione dei sud-

Tab. II. Caratteristiche ambientali medie delle AFV per ATC e provincia.

Provincia	ATC	N° aziende	Indice di Shannon medio	% foreste media	% aree idonee media	Altitudine media (m s.l.m.)	Area media (ha)	Lunghezza margini media (m/ha)	Distanza dai fiumi media (m)
Arezzo		17	1,76	58,68%	37,84%	424,05	823,53	4,18	384,68
	AR01	13	1,80	56,39%	39,75%	337,80	744,00	5,15	356,63
	AR02	4	1,61	66,13%	31,64%	704,39	1082,00	1,05	475,87
Firenze		54	1,87	51,77%	44,36%	314,01	558,83	10,33	439,55
	FI04	21	1,66	61,77%	35,71%	449,22	578,14	7,67	487,74
	FI05	33	2,00	45,40%	49,86%	227,97	546,55	12,01	408,88
Grosseto		50	1,63	42,44%	52,20%	150,50	891,14	8,43	660,51
	GR06	15	1,66	40,04%	52,80%	102,17	671,93	7,01	517,75
	GR07	35	1,62	43,46%	51,94%	171,21	985,09	9,03	721,70
Livorno		6							
	LI09	6	1,60	43,32%	49,64%	80,60	735,33	14,50	615,65
Lucca		2							
	LU12	2	1,59	78,24%	19,94%	746,61	2565,50	1,00	486,43
Massa		4							
	MS13	4	1,51	82,33%	18,45%	898,95	1288,25	8,21	433,87
Pisa		31	1,69	40,09%	56,84%	138,77	649,65	15,70	563,93
	PI14	12	1,59	38,74%	56,81%	132,64	846,50	4,80	517,27
	PI15	19	1,75	40,95%	56,87%	142,64	525,32	22,58	593,40
Pistoia		3							
	PT11	3	1,81	43,61%	42,57%	474,67	598,33	1,00	344,50
Siena		58	2,30	40,44%	56,36%	290,31	654,81	11,56	506,91
	SI03	43	2,53	42,36%	52,63%	263,94	668,42	14,69	507,99
	SI08	15	1,63	34,93%	67,09%	365,89	615,80	2,59	503,79

detti parametri al fine di analizzare eventuali trend significativi.

Partendo dall'influenza della superficie forestale e della superficie di aree idonee a fagiano e lepre sull'attività venatoria riferita al cinghiale emergono i risultati riportati nella tabella III.

Passando all'analisi dell'influenza delle caratteristiche ambientali su lepre e fagiano, la tabella IV riporta le densità medie in funzione di: superficie boscata, percentuale di aree idonee, distanza da fiumi, densità dei margini, quota altitudinale, superficie totale aziendale.

La densità più alta per il fagiano (20 capi/100ha) si ha con una presenza di bosco inferiore al 25% sul totale del territorio aziendale, mentre le densità minime, sia per il fagiano (7 capi/100ha) che per la lepre (10 capi/100ha), sono state riscontrate nelle AFV con percentuale boscata superiore al 75%. In generale, si nota una proporzionalità inversa tra percentuale di bosco e densità delle specie.

Anche la distanza da fiumi sembra avere una correlazione inversa con la densità di lepre e fagiano. Per entrambe le specie, le densità maggiori si hanno alle quote inferiori a 600 m e le densità più basse alle quote superiori a 900 m. Sia per il fagiano che per la lepre, non risultano correlazioni significative tra densità dei margini e densità delle specie.

Si osserva infine che l'incremento della dimensione territoriale non sembra avere un effetto benefico sulle specie; per entrambe le specie la densità massima si ha nelle AFV più piccole.

Dagli effetti dell'attività venatoria al cinghiale su lepre e fagiano emerge la densità media delle due specie in funzione del tipo di caccia attivata nelle AFV.

Dalla tabella V si evince che nelle AFV che praticano solamente la caccia in singola o la girata si registrano le densità maggiori di lepre (23 capi/100 ha e 21 capi/100 ha); sono state censite densità elevate anche nelle AFV in cui tali

metodi di caccia sono utilizzati assieme alla braccata o alla selezione (valori compresi tra le 15 e le 19 lepri/100ha). Nelle aziende che attuano solamente la braccata o la selezione o che non praticano interventi di abbattimento al cinghiale, si hanno le densità più basse (da 14 a 11 lepri/100 ha). La densità media peggiore, per la lepre, si osserva nelle aziende che praticano la selezione in combinazione con la caccia in singola (10 lepri/100 ha).

Dove la girata è praticata in combinazione con la selezione si hanno in media le densità più alte di fagiano (38 capi/100 ha); si osservano densità elevate anche nelle aziende in cui girata e selezione sono praticate assieme alla braccata e alla singola (da 16 a 26 capi/100 ha). Le AFV che attuano solamente la caccia in girata fanno registrare una densità media di 25 fagiani/100ha, mentre in quelle che permettono solo la selezione, la densità di fagiano risultante è inferiore (18 capi/100 ha). Così come per la lepre, le densità più

Tab. III. Valori medi, nelle Aziende faunistiche toscane, dei parametri legati all'attività venatoria calcolati sulla percentuale di bosco e sulla percentuale di aree idonee al fagiano e alla lepre. *Media capi Tot*: si riferisce al numero medio di capi totale abbattuti, adulti più giovani; *Media capi di età inferiore all'anno*: si riferisce al numero medio di capi abbattuti tra quelli non ancora in grado di riprodursi; *Media di % CAPI < 1 anno*: si riferisce alla quota di capi abbattuti di età inferiore all'anno rispetto al totale; *MEDIA capi abbattuti/USCITA*: si riferisce al successo dell'uscita di caccia espressa come numero medio di capi abbattuti ad uscita; *MEDIA sforzo di caccia*: si riferisce al numero medio di cacciatori impiegati per la stagione venatoria in azienda faunistica; *Media capo/cacciatore*: si riferisce alla probabilità che ha un cacciatore di abbattere un capo in un'uscita di caccia.

	Media CAPI TOT	Media di CAPI < 1 anno	Media di % CAPI < 1 anno	MEDIA uscite	MEDIA capi abbattuti/USCITA	MEDIA sforzo di caccia	Media capo/cacciatore
% Bosco							
da 0 a 25%	12	4	33%	13	2	71	23%
da 25% a 50%	33	11	30%	19	5	156	31%
da 50% a 75%	41	13	29%	23	4	193	25%
>75%	34	10	24%	19	4	228	30%
% aree idonee							
da 0 a 25%	15	5	32%	17	2	82	23%
da 25% a 50%	32	10	30%	19	5	154	30%
da 50% a 75%	42	14	30%	22	5	194	26%
>75%	34	10	24%	19	4	228	30%

Tab. IV. Densità media di fagiano e di lepre risultanti dalle classi AFV riferite alle caratteristiche ambientali presenti in AFV.

	Media di densità fagiano (capi/100ha)	Media di densità lepre (capi/100ha)
% Bosco		
da 0 a 25%	20	15
da 25% a 50%	15	16
da 50% a 75%	14	14
>75%	7	10
Distanza fiumi (metri)		
da 200 a 400	18	17
da 400 a 600	13	15
da 600 a 800	11	12
> 800	15	11
Densità margini (ml/ha)		
da 1 a 5	15	14
da 6 a 10	12	15
da 11 a 15	18	16
> 15	14	15
Quota (m s.l.m.)		
da 0 a 300	15	15
da 300 a 600	16	16
da 600 a 900	11	11
> 900	6	6
Superficie tot (ha)		
da 200 a 600	17	16
da 600 a 1000	14	14
da 1000 a 1400	8	13
> 1400	8	11

Tab. V. Densità media di lepre in base al tipo di gestione al cinghiale attuata in AFV.

Tipo di gestione	Media di densità lepre (capi/100ha)	Media di densità fagiano (capi/100ha)
singola	23	7
girata	21	25
girata, selezione	19	38
braccata, girata, selezione	18	19
braccata, singola	18	12
braccata, singola, girata, selezione	18	17
braccata, girata	15	16
braccata, singola, selezione	15	26
braccata, selezione	14	15
braccata	14	12
singola, girata, selezione	12	16
selezione	11	18
no interventi	11	13
singola, selezione	10	18

basse si registrano per le aziende che gestiscono il cinghiale solamente con la braccata o la singola o che non praticano interventi (da 13 a 7 fagiani/100 ha).

Nella tabella VI vengono analizzati gli aspetti più specifici di questi metodi di caccia per valutare l'impatto che possono avere sul fagiano e sulla lepre.

Come si può vedere dalla tabella VI, la densità media più alta per il fagiano è stata censita nelle aziende che hanno fatto registrare un abbattimento inferiore a ventiquattro capi (17 fagiani/100 ha), mentre per la lepre la densità media più alta è stata censita nelle aziende in cui si sono abbattuti tra i venticinque e i settantacinque cinghiali (16 lepri/100 ha).

Il dato sulla percentuale di capi di età inferiore all'anno sul totale, ci permette di valutare realmente l'effetto che può avere un abbattimento più selettivo della popolazione di cinghiale: si evince che la densità più alta per il fagiano è stata censita nella classe superiore al 45% (16 fagiani/100 ha); mentre l'abbattimento dei cinghiali < 1 anno sembra piuttosto ininfluente.

Il dato sul numero totale di uscite autorizzate da ogni AFV in braccata, selezione, girata o singola, mostra che, specialmente per il fagiano, si registrano le densità più alte (22 fagiani/100 ha) dove si effettuano più di sessanta uscite di caccia al cinghiale; per la lepre le differenze sembrano poco significative.

Infine lo sforzo di caccia, determinato dal numero di cacciatori coinvolti in funzione dei vari metodi di caccia autorizzati in ogni AFV, fa vedere che le densità più alte di lepre e fagiano (19 fagiani/100 ha; 17 lepri/100 ha) si registrano in media nelle aziende che hanno coinvolto per i vari metodi di caccia autorizzati, da cento a duecento

to cacciatori; i valori più negativi si osservano nelle AFV che hanno coinvolto più di trecento cacciatori.

DISCUSSIONE

Dall'analisi dei risultati emerge che le caratteristiche ambientali più idonee per la minuta selvaggina stanziale (presenza di vigneti, seminativi, oliveti ecc.) sono maggiormente rilevabili nelle provincie di Siena, Grosseto e Pisa. I metodi di caccia più indicati per questi contesti sono la selezione, la singola e la girata, più difficoltosi da applicare in territori più boscosi.

Nei territori di Massa e Lucca si hanno invece quote altitudinali (oltre i 750 m s.l.m.) e percentuali di bosco più elevate (oltre il 75%), che le rendono aree più vocate al

cinghiale e ad una caccia come la braccata; tra queste aree può essere incluso anche l'ATC ARO2.

Il resto dei territori ricadenti in provincia di Firenze, Pistoia, Livorno e l'ATC ARO1 (con all'incirca il 50% di bosco e il 45% di aree idonee) si possono considerare come livelli intermedi, ovvero senza una netta separazione tra il territorio vocato al cinghiale e quello idoneo a lepre e fagiano. Per questo, considerando solamente l'aspetto ambientale, esse rappresentano le situazioni sia di maggior interazione e competizione tra queste specie (con svantaggi principalmente per fagiano e lepre), che di maggior indecisione per la scelta sul metodo di caccia da utilizzare.

L'analisi delle densità di fagiano e lepre mostra che le popolazioni di fagiano sono per la mag-

gior parte in riduzione rispetto alle densità censite nel 2019/20, diminuzione che nella maggior parte dei casi è lieve (1-2 capi/100 ha). In provincia di Pisa e di Pistoia la situazione è più grave: si è evidenziata infatti la perdita di 10 capi/100 ha e di ben 25 capi/100 ha rispettivamente; la lepre invece è in aumento o è stabile nella maggior parte delle situazioni, registrando riduzioni evidenti solo in MS13 e PT11.

Per capire le possibili cause di questi andamenti –pur nella consapevolezza del limitato arco temporale oggetto di analisi– è stato preso in considerazione anche l'andamento delle densità di cornacchia (*Corvus cornix*), volpe (*Vulpes vulpes*) e gazza ladra (*Pica pica*), oltre che il possibile impatto di immissioni, catture e abbattimenti sulle specie. Tali fattori, pur incidendo sulla densità di lepre e di fagiano, sembrano non spiegare totalmente il trend della densità stessa.

L'analisi combinata evidenzia come l'aumento della percentuale di bosco, della quota e della distanza dai fiumi, abbiano un impatto negativo su fagiano e lepre. Una maggior eterogeneità di confini sembra avere un impatto positivo sia sulla lepre che sul fagiano anche se tale effetto dipende dai tipi di usi del suolo presenti; ad esempio campi incolti e colture a perdere sono sicuramente benefiche, mentre colture agricole ad alta meccanizzazione e intensamente lavorate no.

In generale si può dire che un territorio più diversificato a livello di habitat garantisce conseguenze quasi sempre benefiche sulla fauna presente. La dimensione della superficie aziendale ha invece un impatto negativo; tale aspetto si spiega nel fatto che molto spesso aree più grandi sono caratterizzate da una maggior percentuale di bosco.

Tab. VI. Densità media di fagiano e di lepre risultanti dalle classi AFV riferite ai vari aspetti riguardanti i metodi di caccia al cinghiale impiegati in AFV.

	Media di densità fagiano (capi/100ha)	Media di densità lepre (capi/100ha)
capi totali abbattuti		
da 0 a 24	17	14
da 25 a 49	12	16
da 50 a 75	12	16
> 75	11	12
% capi abbattuti di età < 1 anno sul totale		
da 0 % a 14%	16	14
da 15 % a 29%	13	15
da 30 % a 45%	14	15
> 45%	16	13
uscite di caccia totali		
da 0 a 19	13	14
da 20 a 39	20	15
da 40 a 60	22	15
> 60	22	16
Sforzo di caccia		
da 0 a 99	15	14
da 100 a 199	19	17
da 200 a 300	11	15
> 300	9	13

Questo è abbastanza intuitivo visto che mantenere ampie superfici a seminativo o colture a perdere è molto impegnativo sia a livello economico che lavorativo, mentre il bosco, in espansione in tutta la regione, è il naturale dominatore delle superfici collinari in caso di abbandono.

Le maggiori densità di lepre sono registrate in aziende che praticano solamente la singola o la girata, per cui questi metodi di caccia al cinghiale risultano essere poco impattanti sulla specie; questo fatto si può spiegare per il basso numero di cani utilizzati, soprattutto se confrontiamo la girata con la braccata, il che rende tale caccia molto indicata ad essere praticata in quelle zone limite tra macchie o strisce di bosco impenetrabili e seminativi o vigneti.

Queste due tecniche di caccia risultano favorevoli alla lepre anche in quelle aziende in cui vengono praticate assieme alla braccata o alla selezione; in particolare la combinazione braccata, girata, selezione può essere considerata un tipo di gestione equilibrata da attuare in quelle AFV situate in aree vocate/non vocate. Negative per la lepre invece risultano sia la selezione che la braccata attuate singolarmente; inoltre risultano densità molto basse anche in quelle aziende in cui non sono permesse attività di controllo del cinghiale.

Per il fagiano la miglior densità si ha nelle aziende in cui si pratica la selezione in combinazione con la girata; questo perché le due cacce, sia in zone non vocate al cinghiale che in zone intermedie, si completano perfettamente visto che la girata, disperdendo meno gli individui rispetto alla braccata, permette alla selezione di poter essere attuata nelle migliori condizioni. La braccata risulta avere un basso impatto se attuata in combinazione con gli altri metodi.

I tipi di gestione con l'impatto più sfavorevole sono la singola per il basso numero di cinghiali abbattuti, la braccata per l'elevato disturbo sulla specie e anche l'assenza di interventi di gestione. Si evince pertanto la necessità di praticare la braccata solo in zone ad alta vocazione per il cinghiale, anche in controllo, e di attuare la selezione non come unico metodo, ma in combinazione con la girata.

Il numero di capi totali abbattuti di cinghiale non sembra avere un effetto positivo su fagiano e lepre; difatti un elevato tasso di abbattimento, soprattutto se poco strutturato, porta come fenomeno naturale della specie, l'incremento della prolificità e della dispersione dei branchi; inoltre tale dato è influenzato dal tipo di metodo di caccia utilizzato.

Un dato più importante è la quota di capi abbattuti di età inferiore all'anno; difatti, anche se per la lepre e fagiano la differenza sulla densità è trascurabile, a livello ecosistemico la messa in opera di un'attività venatoria che comporti abbattimenti più coerenti con la mortalità dovuta alla selezione naturale avrebbe sicuramente dei risvolti positivi per il contenimento della specie, garantendo popolazioni di cinghiali più strutturate nelle varie classi di età.

Il risultato legato al numero di uscite va a confermare l'ipotesi che l'attività di caccia non sia negativa a priori; se si osservano le densità delle specie, si registra un incremento delle densità all'aumentare delle uscite, il cui impatto risulta positivo o sicuramente almeno non di disturbo.

Il dato più significativo per valutare il disturbo dell'attività venatoria rispetto alle uscite è lo sforzo di caccia il cui risultato conferma che l'aumento dei cacciatori e, in conseguenza, dei cani coinvolti dipende dai metodi di caccia

autorizzati, ha un effetto negativo sulle densità; un giusto bilanciamento di tali variabili risulta invece benefico.

In conclusione si può dire che il tipo di gestione per il controllo del cinghiale, attuato in territori come le AFV, ha un effetto sulla densità di lepre e fagiano e che i parametri fondamentali per la scelta dei metodi di caccia sembrano essere la percentuale di capi inferiori all'anno abbattuti e lo sforzo di caccia.

CONCLUSIONI

A partire dagli anni settanta, a causa di interventi errati quali ad esempio le importazioni di animali dall'estero, gli incroci tra le specie selvatiche con specie allevate e pratiche agricole intensive o a monocultura, oggi la situazione faunistica toscana presenta comunità fortemente squilibrate in quanto caratterizzato da specie generaliste in continuo incremento a discapito di specie maggiormente specializzate e più legate al territorio.

Negli ultimi dieci anni si è cercato di tutelare tali specie tramite una serie di interventi, attuati a vari livelli. Ad esempio a livello legislativo, per proteggerle maggiormente dall'attività venatoria, sono state inserite delle limitazioni sul carniere e sono state istituite delle aree protette; a livello agricolo si è cercato di favorire un'agricoltura più biologica. Entrambe le azioni sono state positive per il fagiano e la lepre, ma non hanno risolto in pieno il problema, in quanto le popolazioni di specie generaliste sono tuttora in crescita e continuano ad avere un forte impatto su quelle più specializzate.

Un ruolo importante per permettere all'ecosistema di ritrovare un equilibrio lo ha la gestione faunistica che fino ad ora è stata distinta sia da scelte non sempre efficienti che da una sempre minor

disponibilità di risorse economiche e umane.

In questo contesto, il lavoro svolto dimostra come esista un collegamento tra la crescita demografica del cinghiale e la crisi di fagiano e lepri; evidenzia inoltre come sia possibile migliorare in parte la situazione agendo sulla gestione del cinghiale.

Tale gestione dovrebbe: i) prevedere la braccata (non eliminarla) in zone vocate alla specie e problematiche per le produzioni, dove sia inoltre attestata una bassa presenza di fagiani e di lepri; ii) prevedere la caccia selettiva in combinazione con la girata nelle aree non vocate al cinghiale (in particolare nelle aree vocate alla piccola selvaggina) e in quelle intermedie di transizione tra bosco e incolti, in seminativi, in colture a perdere o con la presenza di boschetti e di macchie impenetrabili. In queste aree, infatti, come in quelle problematiche per le produzioni agrarie, il cinghiale risulta negativo in quanto svolge un ruolo di predatore di nidi, di piccoli, di giovani e talvolta perfino di adulti di questa minuta selvaggina.

Per poter attuare tale gestione il primo passo da intraprendere per una lungimirante e oculata conservazione del cinghiale potrebbe essere una riclassificazione del territorio in tre distinte categorie: “aree vocate al cinghiale”, “aree problematiche” e “aree vocate alla piccola selvaggina”, che possa sostituire quella attuale basata solamente sulla presenza di colture suscettibili di danno. Ovviamente-

te nelle “aree vocate alla piccola selvaggina”, la presenza del cinghiale dovrebbe essere limitata al minimo, nell’interesse tanto dell’agricoltura quanto della selvaggina nobile stanziale.

A fianco di questo si dovrebbe cercare di migliorare l’efficienza della caccia selettiva autorizzando anche durante il periodo di caccia libera, e non solo in controllo, l’uso del visore termico e permettere la possibilità di poter foraggiare gli animali, in modo sostenibile; metodi che favorirebbero la riuscita di questa tecnica visto che il cinghiale, a differenza ad esempio del capriolo, non è un animale abitudinario ed esce soprattutto al calar del sole.

Inoltre è necessario un incremento dei controlli regionali e provinciali e l’introduzione di un nuovo indicatore, da aggiungere alla densità minima della specie d’indirizzo, per garantire la concessione ad AFV. Questo potrebbe ad esempio essere basato su un numero minimo di capi che devono essere abbattuti o censiti sia all’interno dell’AFV che in un buffer dai confini aziendali. I controlli e i censimenti dovrebbero seguire metodi standardizzati per la creazione di una banca dati unica a livello regionale sia per le specie in indirizzo che per quelle nocive.

Come conseguenza si avrebbe anche una gestione del cinghiale più strutturata e pianificata per prevenire non solamente i danni alle colture agricole, già comunque protette da recinzioni elettrificate o fisse, ma anche con finalità di

prevenire possibili impatti negativi sulle popolazioni di fagiano e lepri, prodotti sia da alcune tecniche di caccia, esempio la braccata, che dallo stesso cinghiale.

Infine ciò che si evince dal lavoro è l’importanza del ruolo che hanno i cacciatori nel mantenimento di un ecosistema equilibrato e sano sia per il controllo attuato su specie come gli ungulati, senza o con scarsità di predatori naturali, sia per la cura ed i miglioramenti ambientali attuati sul territorio stesso che comportano benefici per specie appartenenti alla piccola selvaggina; difatti, come dimostrano i risultati, considerando il possibile impatto dell’attività venatoria sulla gestione dell’ecosistema, nelle AFV in cui non si attuano interventi di abbattimento programmato si hanno densità più basse di specie appartenenti alla piccola selvaggina, rispetto a quelle aziende che permettono la caccia al cinghiale.

Questo evidenzia che non è l’attività venatoria il principale problema di specie come fagiano e lepri, specialmente se essa è incentrata su una gestione attiva e consapevole della piccola selvaggina, ma la necessità di affrontare e risolvere il problema di una cultura venatoria oramai antica e legata a dinamiche ambientali non più reali; una buona prassi dovrebbe essere quella di formare i cacciatori, anche durante i corsi per il conseguimento del porto d’armi, con una serie di nozioni pratiche per consentire loro di realizzare una corretta attività venatoria, anche inerente l’abbattimento di fagiani e lepri.

BIBLIOGRAFIA

- Franzetti B., 2020. *Parere riguardo al prolungamento della Caccia collettiva al Cinghiale nel mese di gennaio - calendario venatorio 2020/2021*. Isprambiente, prot. 56445, 3pp.
- Giango A.M., 2014. *Cacciare il Cinghiale*. Libri Caccia e Pesca, Firenze, 60 pp.
- Gomez H., 2017. Progetto per la conservazione della biodiversità denominato: "Impatto degli ungulati sulla biodiversità dei parchi italiani". *Parco Nazionale delle Cinque Terre*, **33**: 1-33.
- Howe T.D., Bratton S.P., 1976. Winter Rooting Activity of the European Wild Boar in the Great Smoky Mountains National Park. *Castanea*, **41**(3): 256-264.
- L. 147/1992. Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio, Gazzetta Ufficiale: 1-40.
- L.R. Toscana 10/2016. Legge obiettivo per la gestione degli ungulati in Toscana. Modifiche alla L.R. 3/1994.
- Massei G., Genov P.V., 2004. The environmental impact of wild boar. *Galemys Spanish Journal of Mammalogy*, **16** (n° especial): 135-145.
- Menghini M., 1999. Evoluzione del paesaggio agrario in aziende faunistico-venatorie dell'Appennino emiliano-romagnolo e valorizzazione del territorio. *Agribusiness Paesaggio & Ambiente*, **3**: 1-13.
- Monaco A. *et al.*, 2015. Gestione faunistica e venatoria del cinghiale. *agricoltura.regione.emilia-romagna*: 1-22.
- Mori, 2020. The wild boar (*Sus scrofa*) as a threat to ground-nesting bird species: an artificial nest experiment. *Journal of Zoology*, **314**(4): 10-20.
- Naldi L., Grego I., Ferretti M., Zaccaroni M., 2021. Alla ricerca della lepre arcana: presenza della *Lepus europaeus meridiei* nell'Appennino Pistoiese. *Rivista di agraria*, **339**: 1-10.
- Salvadori G., 2015. Piano faunistico venatorio. *PRAF REGIONE TOSCANA*, **355**: 231-255.
- Santilli F., Mani P., Paci G., Bagliacca M., Mazzoni Della Stella R., 2004. *Manuale pratico per l'ambientamento, la sopravvivenza e l'incremento della piccola selvaggina*. Geographica, Pisa, 116 pp.
- Santilli F., 2018. *Fagiano, cause ecologiche e gestionali del declino e possibili soluzioni*. Disponibile su: <https://iocaccio.it/>
- Tack J., Williams J., 2018. *Le popolazioni di cinghiale (Sus scrofa) in Europa: Un'analisi scientifica sulle tendenze della popolazione e le conseguenze sulla gestione*. European Landowners' Organization, Bruxelles, 56 pp.
- VerCauteren K.C., Beasley J.C., Ditchkoff S.S., Mayer J.J., Roloff G.J., Strickland B.K., 2020. *Invasive Wild Pigs in North America. Ecology, Impacts, and Management*. CRC Press, Boca Raton, 496 pp.

Autoctonia della trota peninsulare *Salmo ghigii* nell'arco alpino: stato attuale delle conoscenze e rischi associati alle semine di "trota fario mediterranea" in Nord Italia

Gianluca Polgar*, Mattia Iaia, Pietro Volta

Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA)–CNR, Largo Tonolli 50 – 28922 Verbania Pallanza, VB, Italia

* Referente per la corrispondenza: gianluca.polgar@irsa.cnr.it

Pervenuto il 30.6.2022; accettato il 8.7.2022

Riassunto

La trota peninsulare, comunemente denominata "trota fario mediterranea" e qui classificata come *Salmo ghigii*, ricopre un ruolo importante nell'acceso dibattito in corso sui ripopolamenti ittici. La normativa italiana definisce autoctone specie o popolazioni differenziate che appartengono alla flora o fauna di una determinata area, o che vi sono giunte senza l'intervento dell'uomo. Definisce alloctone specie o popolazioni differenziate che non appartengono alla flora o fauna originaria di una determinata area, ma che vi sono giunte per l'intervento volontario o involontario dell'uomo. In Italia si definiscono "parautoctone" specie non originarie del territorio italiano introdotte e naturalizzate in Italia prima del 1500, oppure introdotte e naturalizzate altrove prima del 1500 e successivamente arrivate in Italia senza l'intervento dell'uomo. Questo concetto è attualmente applicato, per legge, alle sole specie omeoterme (mammiferi e uccelli). L'unico salmonide autoctono ad ampia diffusione nella regione alpina e subalpina italiana è la trota marmorata (*S. marmoratus*). Forti evidenze scientifiche indicano che *S. ghigii* sia autoctona solo nelle Alpi Sud-occidentali (Marittime e Cozie) e che l'introduzione di materiale d'allevamento di origine varia generalmente denominato "trota fario mediterranea" in altre aree di questa regione ponga alti rischi di introgressione ibrida con *S. marmoratus*. Queste introduzioni rischiano anche di compromettere futuri tentativi di comprendere meglio la storia filogeografica dei salmonidi nativi italiani e perialpini. Per questi motivi, si propone per le popolazioni autoctone di *S. ghigii* la massima attenzione conservazionistica e allo stesso tempo la massima cautela circa il suo utilizzo in attività di ripopolamento. In generale, le popolazioni di salmonidi italiani nativi dovrebbero essere sempre gestite come Unità Evolutivamente Significative, a scala di bacino e sottobacino.

PAROLE CHIAVE: parautoctonia / specie parautoctone / trota fario mediterranea / specie native / specie non native / alloctonia / autoctonia / semine / alieutica / pesca sportiva / impianti ittigenici / ibridazione

Autochthony of the peninsular trout *Salmo ghigii* in the Alpine region: state of art and risks associated with stocking of the "Mediterranean brown trout" in northern Italy

The peninsular trout, commonly referred to as the "Mediterranean brown trout" and here classified as *Salmo ghigii*, has an important role in the ongoing conflict on fish stocking. The Italian law defines as autochthonous species or differentiated populations that are part of the original flora or fauna of a certain area, or that arrived there without human intervention. It defines as allochthonous species or differentiated populations that are not a part of the original flora or fauna of a certain area, but arrived there due to intentional or accidental human intervention. In Italy, the law defines as "parautochthonous" those species that are not a part of the original flora or fauna of a certain Italian territory, but were here introduced and naturalised before 1500, or were introduced elsewhere before 1500 and arrived in Italy without human intervention. This concept is presently only applied, by law, to homeotherms (mammals and birds). The only autochthonous and widely distributed salmonid in the Alpine and subalpine Italian region is the marble trout (*S. marmoratus*). There is strong scientific evidence that *S. ghigii* is autochthonous only in the South-western Alps (Maritime and Cottian Alps), and that the introduction of stocked "Mediterranean brown trout" of variable origin in other areas of this region implies high risks of introgressive hybridization with *S. marmoratus*. Such introductions also risk compromising future attempts of better understanding the phylogeographic history of native Italian and Alpine salmonids. For these reasons, we propose to dedicate to native populations of *S. ghigii* the utmost attention and caution, when utilising it for stocking activities. In general, Italian salmonid populations should always be managed as Evolutionary Significant Units, at the basin and sub-basin scales.

KEY WORDS: parautochthony / parautochthonous species / Mediterranean brown trout / native species / non-native species / allochthony / autochthony / stocking / recreational fishing / sportfishing / fish-culture industry / hybridisation

1. Introduzione

Negli ultimi 150 anni, le comunità ittiche di laghi e corsi d'acqua italiani hanno subito profonde trasformazioni a causa del degrado degli ambienti lacustri e fluviali e dell'introduzione* di specie alloctone (sezione 5). Alcune di queste ultime, come i coregoni (genere *Coregonus* Linnaeus, 1758), sono diventate parte importante dell'economia dei territori localizzati intorno ai grandi laghi italiani, costituendone un elemento distintivo e peculiare (Dionigi *et al.*, 2022). Altre, come la trota fario atlantica *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, sono oggetto di intensa pesca sportiva, in particolare nei torrenti dell'arco alpino. L'introduzione ed intensa propagazione di specie ittiche alloctone ha apparentemente contribuito a favorire lo sviluppo economico di molti territori depressi del Paese, quali aree rivierasche dei grandi laghi e comunità collinari e montane dell'Italia centro-settentrionale. D'altro canto, le massicce introduzioni di specie alloctone hanno contribuito in molti casi ad alterare sia la struttura ecologica delle comunità ittiche che la struttura genetica delle popolazioni autoctone. Questo è particolarmente evidente nei salmonidi, a causa della diffusa interfertilità fra le diverse specie del genere *Salmo* (per es., Sanz, 2018; Segherloo *et al.*, 2021).

Per fare fronte al sempre più drammatico problema della erosione della biodiversità nativa e arrestarne il processo di declino, la normativa ambientale italiana, già a partire dalla fine del XX secolo, si è espressa in modo chiaro sui rischi associati alla introduzione di specie o popolazioni alloctone. Espressione di ciò sono, da un lato, il recepimento della Direttiva Ha-

bitat 92/43/CE (Council Directive, 1992) con il DPR 357/97 e delle sue successive modifiche e, dall'altro, le indicazioni normative inerenti agli impianti ittiogenici che operano con lo scopo di fornire materiale ittico da ripopolamento (incubatoi di valle; MSAL, 2014). Queste due normative sono ispirate al medesimo principio, ovvero quello di conservare non solo le specie, ma anche e soprattutto la diversità locale delle singole specie, vale a dire le singole popolazioni.

Nel primo caso, l'introduzione di specie e popolazioni alloctone (DPR, 1997, MATTM, 2020) è stata vietata, a meno che uno specifico studio del rischio non valuti la "probabilità di insediamento della specie (...) nell'area di immissione e di diffusione nelle aree circostanti", analizzi i "possibili rischi diretti e indiretti (...) su specie selvatiche autoctone, specie allevate e habitat naturali" e i "possibili benefici ambientali ed ecologici", pianifichi piani di "monitoraggio (...) per valutare gli effetti dell'immissione" e "di interventi gestionali nel caso di impatti negativi impreveduti", descrivendo le "ragioni di rilevante interesse pubblico, connesse a esigenze di tipo ambientale, economico, sociale e culturale" (MATTM, 2020). Per quanto riguarda la fauna ittica, sempre nel 2020, il Ministero della Transizione Ecologica ha proposto, con il supporto tecnico-scientifico dell'Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (AIAD) e dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) (Maturani, 2021), una lista di specie ittiche autoctone e alloctone di interesse alieutico. In questa seconda categoria è stata inclusa la trota fario atlantica *S. trutta* Linnaeus 1758, colonna portante della pratica alieutica sportiva italiana per quasi due secoli e identificata come una fra

le 100 specie invasive più dannose a livello mondiale (Lowe *et al.*, 2000). Tuttavia, la suddetta lista ha profondamente scontentato gli interessi gestionali della fauna ittica italiana e in particolare, quelli legati alle semine di salmonidi. In seguito alla pressione politica effettuata dalle principali associazioni di pesca sportiva, sono stati prodotti nuovi cambiamenti normativi in materia di semine di pesci alloctoni. Un recente emendamento (SDR, 2022) alla Legge di Bilancio 2022 (PDR, 2021) ha però autorizzato fino al 2023 Regioni, Province e Parchi all'immissione nelle acque pubbliche delle specie alloctone la cui immissione era già consentita nelle carte ittiche prima del decreto dell'aprile 2020. Il Ministero della Transizione Ecologica ha poi specificato (MiTE, 2022) che l'introduzione intenzionale di specie e di popolazioni non autoctone è comunque vietata, a esclusione di quelle specie autorizzate prima dell'emanazione del Decreto del 2 Aprile 2020 (MATTM 2020) e cioè, si presume, autorizzate secondo le modalità previste dalla normativa sovraordinata (n.d.a.).

Nel secondo caso, il Ministero della Salute (MSAL, 2014) ha descritto e regolato le funzioni dei cosiddetti "incubatoi di valle", assegnando loro obiettivi unicamente conservazionistici. Tali linee guida sono state recepite a livello regionale in modo specifico (per es., Regione Piemonte, 2015). Gli incubatoi di valle devono contribuire alla conservazione della diversità delle popolazioni ittiche autoctone, anche di interesse alieutico, mediante la riproduzione artificiale di pesci provenienti dallo stesso bacino di riferimento. Contrariamente agli impianti di allevamento a ciclo chiuso, gli incubatoi di valle non possono avere finalità commerciali e la stabulazione dei pesci

* Per la puntuale definizione dei termini sottolineati si rimanda al Glossario.

(per es. riproduttori) per più di sei mesi deve essere autorizzata dagli Enti competenti, previa identificazione degli esemplari che rimangono nell'incubatoio, ad es. mediante microchip.

Le trote, oggetto di ripopolamento da almeno 150 anni, si trovano al centro del dibattito. Da un lato vi è la necessità di proteggere e conservare la diversità ecologica e genetica di quanto rimane delle popolazioni native di salmonidi italiani, dall'altra la volontà di continuare a sfruttare le risorse ittiche delle acque interne per la pesca, utilizzando i ripopolamenti per incrementare artificialmente la produttività ittica naturale anche in quegli ambienti dove la riproduzione naturale si svolge con successo.

Al centro del dibattito sulle trote del Nord Italia, un ruolo importante viene ricoperto dalla "trota fario mediterranea", qui chiamata "trota peninsulare" e classificata come *Salmo ghigii* Pomini, 1941 (Zanetti *et al.*, 2013; Lorenzoni *et al.*, 2019; Polgar *et al.*, 2022), recentemente introdotta in molte acque del Nord Italia come "trota fario mediterranea" nativa (per es., Gibertoni e Pensierini, 2008) e considerata un'alternativa "sostenibile" alla trota fario atlantica non nativa. La diffusione di questa trota è ancora oggi facilitata dalla comunicazione alle associazioni di pescatori ed Enti preposti alla gestione delle acque interne che il suo areale di distribuzione naturale si estenda in un'ampia area geografica ad ovest del Lago di Garda (Gibertoni *et al.*, 2014; Esposito *et al.*, 2022; D'Agaro *et al.*, 2022). Questa informazione si basa unicamente su una narrativa divulgativa ad oggi priva di supporto scientifico e, soprattutto, senza tenere conto della molteplicità degli scenari possibili.

Alla luce della necessità di

fare chiarezza sulla autoctonia della trota peninsulare *S. ghigii* nell'Italia settentrionale, in questo contributo ci proponiamo di passare in rassegna le attuali conoscenze scientifiche relative alla sua distribuzione, alla sua storia demografica e filogeografica e ai rischi associati alla sua gestione, nel contesto della normativa ambientale oggi in vigore. Discutiamo infine i rischi potenzialmente associati ad attività di ripopolamento e reintroduzione di questa specie.

2. Stato della trota peninsulare (*Salmo ghigii*) nella regione alpina italiana

L'avvento della biologia molecolare applicata all'ittologia e alla tassonomia ha rivoluzionato la conoscenza dell'ecologia ed evoluzione dei salmonidi. L'utilizzo di alcuni marcatori mitocondriali

(D-loop) ha consentito, nell'ambito del cosiddetto *Salmo trutta complex*, di distinguere diverse linee evolutive di geni caratterizzate da diversi aplogruppi (per es., AT o "Atlantico", MA o "Marmoratus", ME o "Mediterraneo", AD o "Adriatico", DA o "Danubiano"; Bernatchez *et al.*, 1992; Bernatchez 2001; Sanz, 2018; Fig. 1), e di ricostruire la loro storia nello spazio e nel tempo. Tuttavia, alcune ricostruzioni filogenetiche e filogeografiche basate su geni nucleari sono discordanti con quelle fatte utilizzando geni mitocondriali (Pustovrh *et al.*, 2011; 2014; Segherloo *et al.*, 2021). Questo fenomeno è comune quando popolazioni o specie incipienti si differenziano parzialmente durante periodi di isolamento geografico e poi, ancora interfertili, rientrano in contatto, ibridandosi e per-

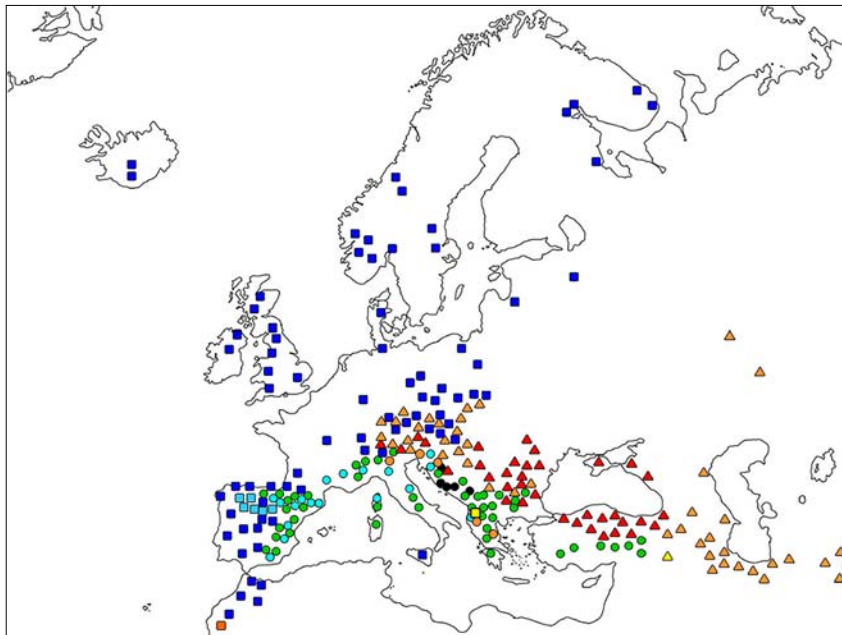


Fig. 1. Distribuzione geografica approssimativa delle linee mitocondriali (aplogruppi della regione di controllo del D-loop) del *S. trutta complex*, *S. obtusirostris* (Heckel, 1851) e *S. ohridanus* Steindachner, 1892; *cerchi arancioni*: linea MA o "Marmoratus"; *cerchi azzurri*: linea ME o "Mediterranea"; *cerchi neri*: *S. obtusirostris*; *cerchi verdi*: linea AD o "Adriatica"; *quadrato giallo*: *S. ohridanus*; *quadrati arancioni*: linea DAD o "Dades"; *quadrati azzurri*: linea DU o "Duero"; *quadrati blu*: linea AT o "Atlantica"; *triangoli arancioni*: linea DA-ES o "Danubiana orientale"; *triangoli gialli*: linea TI o "Tigri"; *triangoli rossi*: linea DA-BS o "Danubiana-Mar Nero". Modificato da Sanz (2018).

mettendo il passaggio di diversi aplogruppi (come di altre varianti genetiche) di specie in specie. A seguito dei cambiamenti climatici e geografici avvenuti durante le glaciazioni pleistoceniche, questo è probabilmente avvenuto molte volte nella storia delle popolazioni e delle specie europee del genere *Salmo* (per es., Gratton *et al.* 2014). Molte delle attuali specie europee di *Salmo* sono di fatto ancora oggi parzialmente interfertili e possono generare ibridi fertili se entrano in contatto. Un'altra possibile causa di discordanza fra filogenesi ricostruite utilizzando geni differenti è il cosiddetto “campionamento incompleto della linea evolutiva”, in cui alcune varianti polimorfiche ancestrali possono non essere trasmesse ai discendenti nel corso di uno o più eventi di speciazione. Di conseguenza, è possibile osservare aplogruppi differenti in popolazioni di specie ecomorfologicamente e geneticamente affini. Per esempio, nella regione nord-adriatica *S. marmoratus* è tipicamente associato all'aplogruppo MA, mentre nei Balcani può trovarsi associato all'aplogruppo AD (Pustovhr *et al.*, 2014); nelle Alpi Sud-occidentali così come in centro Italia *S. ghigii* può trovarsi associato agli aplogruppi AD, ME, o MA (per es., Splendiani *et al.*, 2020). In altre parole, anche se una determinata specie o popolazione può trovarsi associata prevalentemente a un determinato aplogruppo, non esiste una corrispondenza biunivoca fra aplogruppo (linea mitocondriale) e specie, come a volte si tende ad assumere (per es., fra AD e *S. ghigii*, o MA e *S. marmoratus*). Non si può in alcun caso inferire la specie dalla semplice conoscenza dell'aplogruppo, come quando si utilizza l'espressione “linea genetica” assumendo l'esistenza di una corrispondenza biu-

nivoca fra linea di geni e specie o popolazione. Dal momento che le normative si riferiscono a specie e popolazioni, è scorretto fare riferimento ad “aplogruppi” o “linee genetiche” quando le normative vengono applicate.

Per quanto riguarda *S. ghigii*, le uniche popolazioni autoctone e vitali nella regione alpina italiana scientificamente documentate sono state trovate nelle Alpi Sud-occidentali (bacini dell'alto Stura di Lanzo, alto Dora Riparia, alto Chisone, alto Pellice, alto Po, alto Stura Demonte, alto Gesso e alto Tanaro; Alpi Cozie e Marittime, Marazzi, 2005; Fig. 2). Qui è stata descritta una zona di contatto fra *S. ghigii* e *Salmo marmoratus* (Cuvier, 1829), lungo un gradiente di distribuzione di varianti di geni mitocondriali (Giuffra *et al.*, 1994; 1996; Meraner *et al.*, 2007; 2010; 2013; Lobón-Cerviá *et al.*, 2019; Splendiani *et al.*, 2016; 2017; 2020; Bovero *et al.*, 2021). In particolare, nel più recente di questi lavori (Splendiani *et al.*, 2020), le trote analizzate mostravano un “fenotipo fario” ed erano caratterizzate da un basso livello di introgressione degli aplotipi AT, aplotipi unici e una specifica distribuzione spaziale delle varianti genetiche, indicando chiaramente che provenivano da popolazioni native. In quest'area, la relazione tra altitudine e la distribuzione delle varianti genetiche (Splendiani *et al.*, 2020) mostra che la trota marmorata è la specie dominante fra 0 m e 1.000 m sopra il livello del mare (slm), mentre *S. ghigii* è più abbondante fra 1.000 m e 2.000 m slm. Le popolazioni contenenti combinazioni di aplogruppi AD-MA o ME-MA sono state trovate ad altitudini intermedie tra quelle con fenotipo marmorato e aplogruppo MA studiate in precedenza (Giuffra *et al.*, 1994; 1996), e quelle con fenotipo fario

e combinazioni AD, ME o AD-ME. Questo suggerisce che trote marmorate e trote peninsulari formino in quest'area una transizione ecologica (ecotono) ad altitudini intermedie, dove hanno generato ibridi con fenotipo fario. Anche questo potrebbe essere un caso di un passato contatto secondario e ibridazione fra le due specie. Tale zonazione nelle acque delle Alpi Sud-occidentali è in apparente accordo con la distribuzione di trote con diverso fenotipo descritta da alcuni resoconti storici e studi delle ittiofaune di quest'area (Casalis, 1833; 1852; Festa, 1892).

Nel corso dell'ultima glaciazione, le Alpi Sud-occidentali non sono state interamente coperte dai ghiacci, consentendo, in limitate aree rimaste disponibili (rifugi glaciali), la sopravvivenza di popolazioni di queste due specie di trote durante l'Ultimo Massimo Glaciale (UMG, circa 20.000 anni fa) (Splendiani *et al.*, 2016). Al contrario, nella maggior parte delle Alpi Nord-occidentali e Orientali (Marazzi, 2005) solo i corsi inferiori dei fiumi non vennero coperti dai ghiacci durante l'UMG. Assumendo che la trota marmorata e *S. ghigii* vivessero in habitat simili a quelli odierni, la prima fu in grado di sopravvivere ad altitudini inferiori, mentre *S. ghigii* fu ragionevolmente spinta nell'habitat della trota marmorata dall'avanzare dei ghiacci. La competizione fra le due specie avrebbe dunque causato una rapida e diffusa estirpazione delle popolazioni di *S. ghigii* in tutta l'area (Splendiani *et al.*, 2016). Va notato che la capacità di *S. marmoratus* di causare l'estinzione locale di altre specie di trota è stata osservata anche nel recente passato da Sommani (1960), che osservò come in specifici corsi d'acqua la trota marmorata fosse in grado di soppiantare rapidamente la “trota fario” (*S. trutta fario* = *S.*

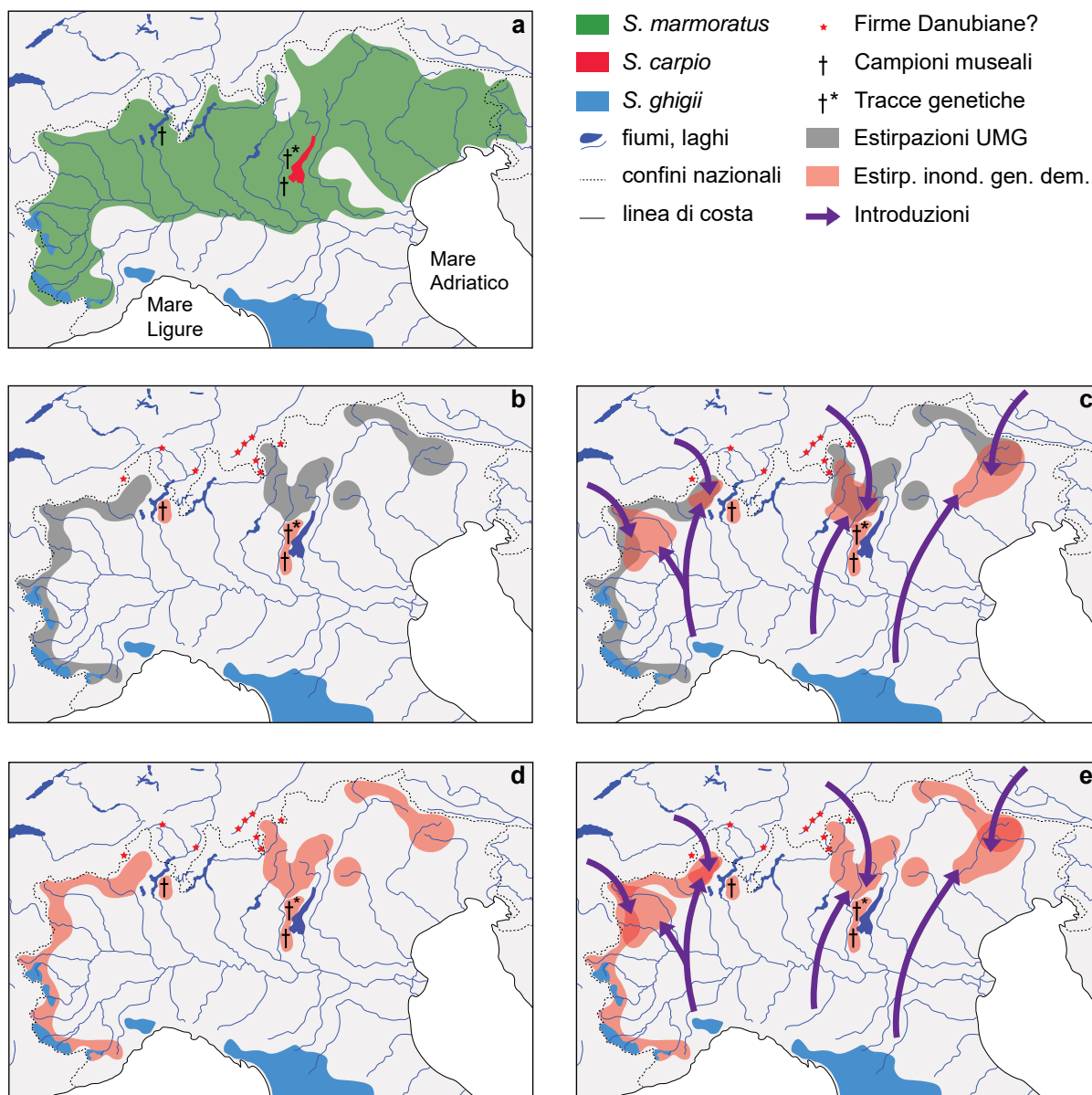


Fig. 2. Distribuzione attuale di trote in Nord Italia e ricostruzioni ipotetiche della storia demografica di *S. ghigii* in quest'area; **(a)** Distribuzione delle popolazioni di trote alpine e subalpine sul territorio italiano, modificata da Sommani (1960), Lobón-Cerviá *et al.* (2019), Splendiani *et al.* (2020), e Merati *et al.* (2021); **(b)** Distribuzione ipotetica di *S. ghigii* prima dell'UMG, successive estirpazioni durante l'UMG eccetto i rifugi glaciali, mancanza di successive introduzioni di questa specie in epoca storica ed estirpazione delle native popolazioni relitte nei rifugi glaciali (eccetto le Alpi Sud-occidentali) durante le massicce semine di *S. trutta* dal 19° secolo a oggi; **(c)** Come in (b), ma con successive introduzioni in epoca storica da aree al di fuori della distribuzione originale; **(d)** Distribuzione ipotetica di *S. ghigii* dopo la UMG, senza estese estirpazioni dovute all'UMG, mancanza di successive introduzioni in epoca storica ed estirpazione delle popolazioni relitte nei rifugi glaciali, eccetto le Alpi Sud-occidentali, durante le massicce semine di *S. trutta*; **(e)** Come in (d), ma con successive introduzioni di *S. ghigii* da aree al di fuori della sua distribuzione originale. In **legenda**, distribuzione attuale delle tre specie di trota: *S. marmoratus* (area verde), *S. carpio* (area rossa), *S. ghigii* (area blu); *Firme Danubiane?* si riferisce alla possibile presenza di varianti genetiche introdotte dal bacino del Danubio (vedi testo); *Campioni museali*: tracce genetiche mitocondriali (AD-cs1) trovate in campioni del 19° secolo (Splendiani *et al.* 2017); *Tracce genetiche*: tracce genetiche di popolazioni di *S. ghigii* estirpate (Stefani *et al.* 2020); *Estirpazioni UMG*: distribuzione ipotetica (area grigia) di popolazioni di *S. ghigii* estirpate dall'UMG; *Estirp. inond. gen. dem.*: distribuzione ipotetica (area rosa) delle popolazioni di *S. ghigii* estirpate dalle inondazioni genetiche o demografiche causate dalle massicce semine di *S. trutta* in epoca storica; *Introduzioni*: direzioni (frecche viola) delle introduzioni di *S. ghigii* effettuate dall'uomo da aree poste al di fuori del suo areale originario.

trutta o *S. ghigii*: questo autore non era in grado di discriminare tassonomicamente fra queste due specie), quando quest'ultima non veniva più seminata. Dopo l'UMG, i corsi alti dei fiumi e i laghi alpini vennero solo in parte ricolonizzati dalla trota marmorata, rimanendo probabilmente senza salmonidi. In epoca storica, l'uomo immise salmonidi in questi corsi d'acqua, inclusa la trota fario atlantica alloctona, per favorire la pesca di sostentamento e ricreativa (Siebold, 1863; Monti, 1864; Fatio, 1890).

Nelle Alpi Sud-orientali (Marazzi, 2005), e più precisamente nel bacino del Lago di Garda, un altro rifugio glaciale durante l'UMG (Schönswetter *et al.*, 2005), sono state trovate (Stefani *et al.*, 2020) tracce dell'aplotipo ADcs-1 (aplogruppo AD, tipicamente associato in questa regione a *S. ghigii* = 'Adriatic grouping' di *S. trutta fario*, sensu Giuffra *et al.*, 1994), suggerendo che alcune popolazioni relitte di uno o più salmonidi associati all'aplogruppo AD potrebbero essere sopravvissute all'UMG. La presenza in epoca preistorica di queste popolazioni in quest'area è anche congruente con il ritrovamento in *S. carpio* Linnaeus, 1758, specie endemica del Lago di Garda, di aplotipi fileticamente vicini ad aplogruppi AD che MA, questi ultimi tipicamente associati a *S. marmoratus* nella regione nord-adriatica (Giuffra *et al.*, 1994). Ciò suggerisce che nel lago siano avvenuti uno o più eventi antichi di ibridazione fra queste due specie di trote (Giuffra *et al.*, 1994; 1996; Gratton *et al.*, 2014; Splendiani *et al.*, 2020), in linea con altre ricostruzioni filogeografiche (Gratton *et al.*, 2014). L'aplotipo ADcs-1 è poi stato trovato in due esemplari museali raccolti nella seconda metà del 19° secolo nel Lago di Garda (campionato nel 1877) e nel Lago Maggiore (1879), in trote con

fenotipo lacustre (Splendiani *et al.*, 2017). La presenza di due esemplari non è sufficiente a dimostrare la presenza di popolazioni vitali in epoca storica in questi bacini. Ad esempio, questi esemplari potrebbero essere stati qui trasportati da aree esterne durante le prime traslocazioni e introduzioni di trote in Italia nella seconda metà del diciannovesimo secolo (Sommani 1948) o derivare da traslocazioni ancora più antiche (si veda più sotto). Ciò premesso, assumendo che popolazioni vitali di trote con aplogruppo AD fossero qui presenti, queste osservazioni potrebbero suggerire la presenza di popolazioni relitte di *S. ghigii* nei rifugi glaciali del bacino del Lago di Garda e del Lago Maggiore (Schönswetter *et al.*, 2005; Schorr *et al.*, 2012) prima delle immissioni di *S. trutta*. Tuttavia, ciò non esclude altre possibilità. Per esempio, i due esemplari museali potrebbero appartenere a una specie oggi estinta associata all'aplogruppo AD e che viveva nel Lago Maggiore. Esistono infatti testimonianze storiche nel Lago di Garda di una specie di trota (*S. lacustris* sensu Pomini, 1940) oggi probabilmente estinta (D'Ancona e Merlo, 1959; Behnke, 1972; Giuffra *et al.*, 1996).

La completa assenza di popolazioni vitali di *S. ghigii* in Italia settentrionale con l'unica eccezione delle Alpi Sud-occidentali, le evidenze di estesi contatti secondari fra *S. marmoratus* e *S. ghigii* in epoca precedente l'UMG e la presenza di tracce genetiche (aplogruppo AD) nei rifugi glaciali potrebbero suggerire che popolazioni relitte di *S. ghigii*, sopravvissute all'UMG in rifugi glaciali nelle Alpi Nord-occidentali e Sud-orientali, possano essere state estirpate in epoca storica da inondazioni genetiche o demografiche (Todesco *et al.*, 2016) indotte dalle continue semine di trota fario atlanti-

ca nel corso degli ultimi due secoli. Questo tipo di scenario è stato supportato con un approccio probabilistico da Stefani *et al.* (2020), mostrando come tracce genetiche di popolazioni estirpate di trote con aplotipi AD potrebbero ancora oggi trovarsi in alcune aree all'interno di rifugi glaciali, nonostante le massicce introduzioni di *S. trutta*. Se queste tracce genetiche corrispondessero alla passata presenza di popolazioni di *S. ghigii*, forti differenze numeriche fra le popolazioni di *S. ghigii* e le massicce introduzioni di *S. trutta*, una bassa capacità adattativa degli ibridi e deboli barriere riproduttive potrebbero aver facilitato l'estirpazione delle popolazioni native di *S. ghigii* nelle Alpi Nord-occidentali e Orientali, specialmente dove si concentravano le massicce immissioni di trota fario atlantica. Al contrario, la presenza di barriere riproduttive parziali fra *S. marmoratus* e l'alloctona *S. trutta* (Meldgaard *et al.*, 2007; Meraner *et al.*, 2010), unitamente a un probabile vantaggio competitivo (Sommani, 1960) potrebbero aver prevenuto l'estirpazione delle popolazioni di trote marmorate dal loro naturale areale di distribuzione. Nonostante la presenza di alti tassi di ibridazione introgressiva fra popolazioni di *S. ghigii* native dell'Appennino e *S. trutta* qui introdotte, a oggi non sono state osservate inondazioni genetiche o demografiche ed estirpazioni di popolazioni di *S. ghigii* in quest'area. D'altra parte, durante l'UMG queste popolazioni sono state colpite in modo molto meno forte dai cambiamenti di habitat o dalla competizione con *S. marmoratus* e quindi erano probabilmente di maggiori dimensioni e meno frammentate quando iniziarono le immissioni di trote alloctone.

Largiadèr e Scholl (1995) hanno trovato delle varianti allozimiche (LDH-C1*100 e TF*102) ti-

picamente associate a popolazioni di *S. ghigii* francesi e del sud-ovest del Piemonte in campioni raccolti a est delle Alpi Sud-occidentali, suggerendo la presenza di popolazioni di *S. ghigii* al di fuori della citata zona di contatto con *S. marmoratus*. Sulla base di questi dati, di studi molecolari condotti in Piemonte sud-occidentale (Giuffra, 1993) e di studi morfologici, incapaci tuttavia di discriminare fra *S. trutta* e *S. ghigii* (Sommani, 1948), questi autori hanno quindi assunto lo stato nativo di una “*fario* adriatica” in un’ampia porzione del bacino del Po. Tuttavia, tali varianti molecolari sono anche associate a popolazioni di specie differenti di *Salmo*, native nel bacino del Danubio (Hamilton *et al.*, 1989; Giuffra, 1993; Presa *et al.*, 1994). In particolare, Largiadè e Scholl (1995) hanno trovato un’elevata frequenza (circa 20%-30%) delle varianti allozimiche LDH-C1*100 e TF*102 in Engadina (bacino del Danubio), nel Müstair (affluente del fiume Adige) e nella val Poschiavo (bacino del Po, torrente Poschiavino, affluente del fiume Adda), mentre hanno rilevato una bassa frequenza (circa 0%-10%) di queste varianti nei bacini del Ticino e del Vallese, incluso un affluente del torrente Diveria (Crummbach). Nessun individuo geneticamente “puro” è mai stato trovato in questo studio. Va notato tuttavia, che tutte queste popolazioni erano state direttamente o indirettamente rimpiazzate o intensamente seminate con trote del bacino del Danubio tramite gli incubatoi di Poschiavo per almeno un secolo, al momento della campagna di campionamento (Largiadè e Scholl, 1995). Ciò potrebbe spiegare la somiglianza genetica fra le trote delle valli del Poschiavino e del Ticino, in seguito ritrovata da altri autori utilizzando altri marcatori genetici nucleari (microsatelliti e marcato-

ri AFLP; Keller *et al.*, 2011; 2012). Anche questi autori hanno assunto la presenza di una “trotta adriatica” in queste valli (*Salmo cenerinus* Nardo, 1847, *sensu* Kottelat e Freyhof, 2007= *S. ghigii*) sulla base della letteratura (Sommani, 1948; Largiadè e Scholl, 1995; Kottelat e Freyhof, 2007). Tuttavia, senza conoscere lo spettro delle varianti alleliche delle popolazioni di trote del bacino del Danubio (*Salmo labrax* Pallas, 1814; Keller *et al.*, 2011; 2012), non è possibile sapere se le tracce genetiche osservate nelle valli del Poschiavino e del Ticino siano effettivamente ascrivibili a popolazioni “adriatiche” di *Salmo ghigii* originariamente presenti in questo bacino, o se invece siano originarie di stock ittici alloctoni introdotti dal Danubio (Keller *et al.*, 2011), come invece suggerirebbe la presenza di varianti genetiche mitocondriali danubiane (D-loop: aplogruppo DA) nel bacino del Ticino (Pujolar *et al.*, 2011). Keller *et al.* (2011; 2012) hanno anche trovato evidenze di introgresione fra la popolazione del Poschiavo e la popolazione del bacino del Reno più vicina al bacino del Danubio fra quelle studiate, suggerendo passate attività di traslocazione e semina fra questi tre sistemi.

Esistono numerose descrizioni aneddotiche (ricette di cucina, racconti, poesie e persino dipinti: ADO, 2022) di trote provenienti dalle Alpi Nord-occidentali e Sud-orientali (per es. bacini dei laghi di Como e di Garda) che precedono la rapida espansione dell’industria ittigenica che ha promosso l’enorme diffusione della trota *fario* atlantica nella seconda metà del 19° secolo (Bianco, 1998). Fra questi, Sacchi (1475), Giovio (1527), Salviani (1554), Porcacchi (1569), Scappi (1570), Grattarolo (1599), Stefani (1662) e Roberti (1767). Diversi fra questi documenti descri-

vono trote senza marmoreggiatura e con una “livrea *fario*” a punti rossi e neri, compatibile con diverse specie di trote, oppure con livrea a punti scuri su sfondo argentato, compatibile con una generica morfa pelagica di trota anadroma. Sebbene gli adulti di trota marmorata esibiscano una tipica livrea marmoreggiata (Delling, 2002), individui anadromi in condizioni pelagiche (mare o lago) possono, come diverse altre specie di *Salmo*, esibire una livrea a punti neri su sfondo argentato o chiaro, persino causando errori tassonomici (per es. Snoj *et al.*, 2010). Giovani esemplari di trota marmorata hanno una tipica “livrea *fario*” a punti scuri o punti scuri e rossi, con una larga macchia preopercolare (Delling, 2002; Fig. 3a). In individui subadulti, la “livrea *fario*” a punti può cambiare in livrea marmoreggiata in pochi mesi (Fig. 4a-d); e adulti che vivono in piccoli corsi d’acqua a carattere torrentizio possono raggiungere la maturità sessuale a una taglia di circa la metà della tipica taglia di prima maturità, mantenendo la “livrea *fario*” a punti scuri e rossi (Pontalti, 2020; Fig. 3b,c).

Esistono inoltre numerose evidenze di introduzioni antiche di salmonidi da aree esterne alla penisola italiana. Pratiche di domesticazione e traslocazioni di pesci d’acqua dolce, quest’ultime persino attraverso catene montuose, risalgono al Medio Evo e forse al Neolitico, continuando senza soluzione di continuità fino al 18° e 19° secolo, ben prima della nascita dell’industria ittigenica (Huitfeldt-Kaas, 1918; Bianco, 1998; Sønstebø *et al.*, 2007; Miró e Ventura, 2015; Tiberti e Splendiani, 2019). Di conseguenza, trote alloctone con “livrea *fario*” potrebbero essere state introdotte in Italia settentrionale da regioni d’oltralpe (p.es. dal bacino del Danubio), come per esem-

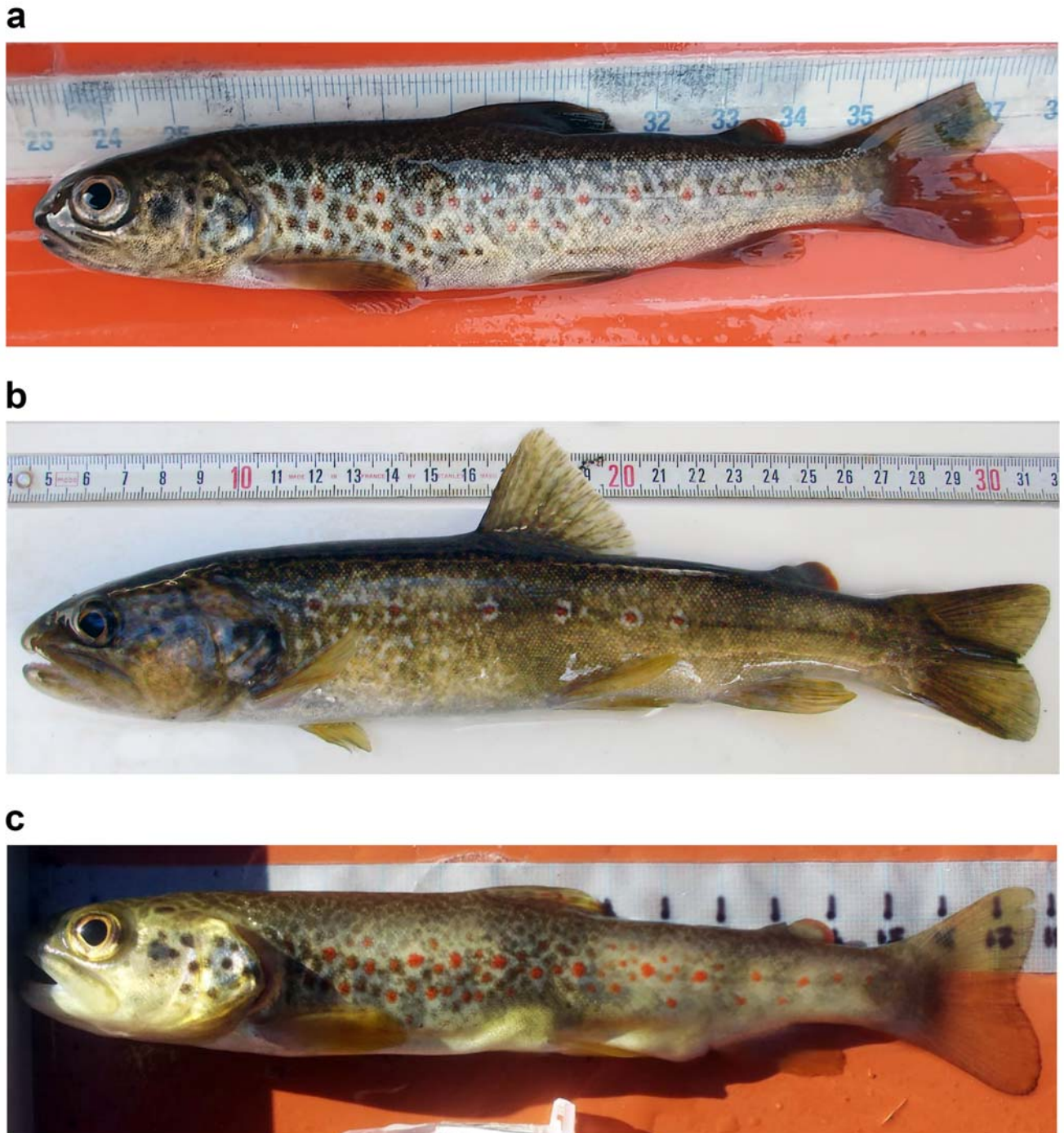


Fig. 3. Esempi di colorazione punteggiata in *S. marmoratus*: livrea giovanile (a) e adulti cresciuti in piccoli corsi d'acqua a carattere torrentizio (b, c). **Foto a:** giovanile da Roledo (Piemonte, Verbano-Cusio-Ossola: VCO; 46°10'16.7"N 8°18'49.7"E), 15.5 cm lunghezza totale – TL, 29.0 g massa umida, 22 mesi, livrea a punti neri e rossi, aplogruppo MA, q_{Ma} 0.995 (proporzione di mescolamento genetico di un gruppo che include riferimenti genetici “puri” di *S. marmoratus*, stimata utilizzando microsatelliti). **Foto b:** adulto riproduttivo dal Rio Ischielle, affluente del torrente Avisio (provincia di Trento); l'esemplare proviene da una popolazione residente per 2 generazioni in questo piccolo corso d'acqua, discesa da esemplari raccolti nel fiume Adige con colorazione marmorata e allevati in impianto (Pontalti, 2020); 26.9 cm TL, per gentile concessione di Leonardo Pontalti. **Foto c:** adulto riproduttivo dal Rio della Balma, affluente del fiume Sangone (provincia di Torino), 18.5 cm TL, aplogruppo MA, q_{Ma} 0.996, 90% BCI 0.978-1.000, per gentile concessione di Paolo Lo Conte.

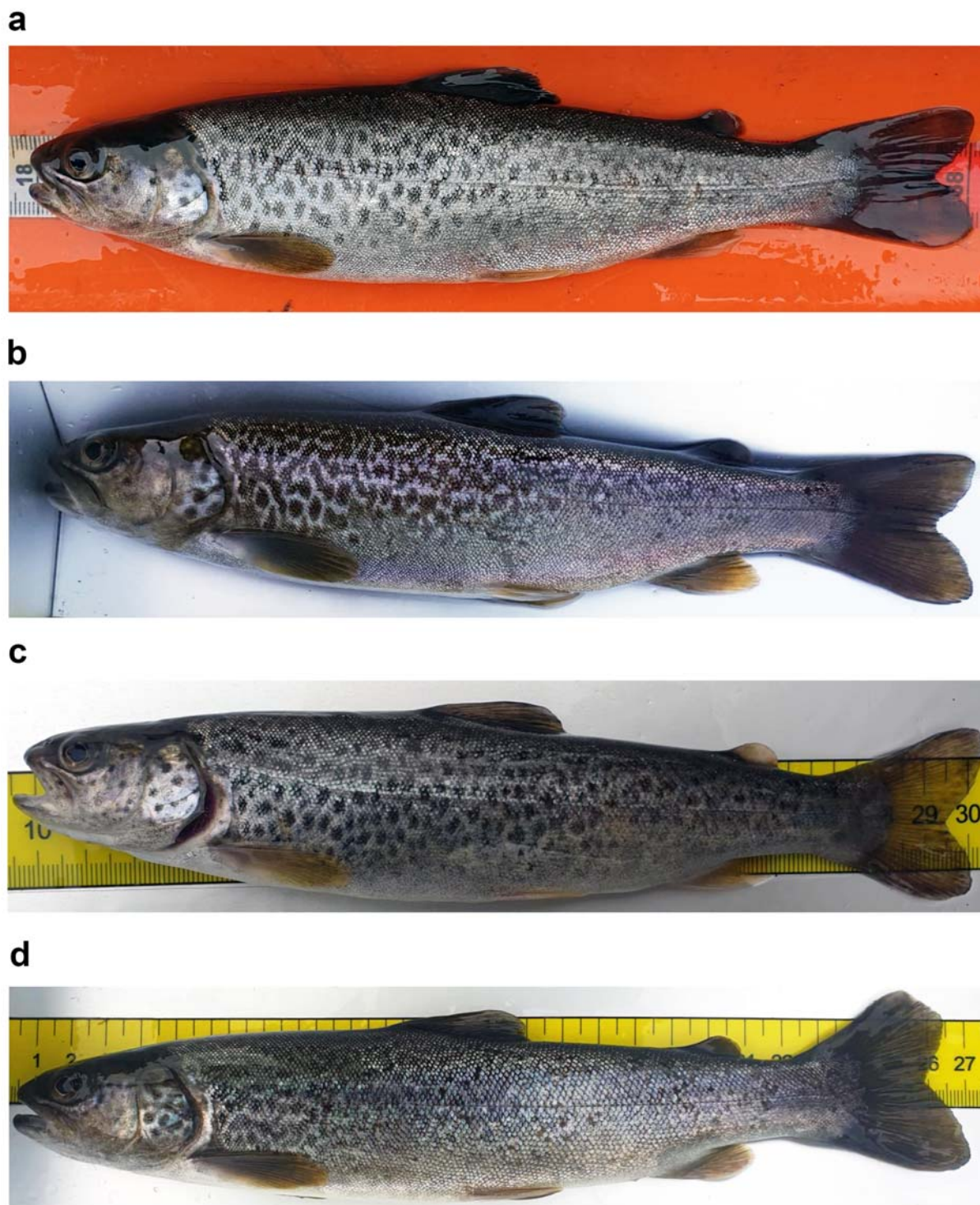


Fig. 4. Esempi di colorazione punteggiata in *S. marmoratus*: cospicuo cambiamento cromatico durante la crescita in individui marcati con chip (pit-tag), ricatturati in momenti differenti. **Foto a, b:** subadulto campionato a Roledo (Piemonte, Verbano-Cusio-Ossola: VCO; 46°10'16.7"N 8°18'49.7"E), età e dati genetici non disponibili; a: campionato il 28 aprile 2021, 20.0 cm TL, 86 g, livrea punteggiata; b: ricatturato nello stesso sito il 28 ottobre 2021, 23.4 cm TL, 122 g, livrea marmoreggiata. **Foto c, d:** subadulto campionato a Prata di Vogogna (Piemonte, VCO; 46°1'40.8"N 8°17'2.2"E), età e dati genetici non disponibili; c: campionato il 26 aprile 2021, 20.6 cm TL, peso non disponibile, livrea punteggiata; d: ricatturato nello stesso sito il 19 ottobre 2021, 26.4 cm TL, 166.0 g, livrea marmoreggiata.

pio è avvenuto per la carpa comune *Cyprinus carpio* L. in epoca Romana (Bianco, 1998; Vilizzi, 2011), oppure dagli affluenti di destra del fiume Po (vedi sotto, Fig. 2 c,e).

Amnesso e non concesso che le tracce genetiche dell'aplogruppo AD rinvenute nell'Italia settentrionale siano associate alla sola *Salmo ghigii* e non ad altre specie di trota e considerando (i) l'assenza di popolazioni vitali di *S. ghigii* nella regione alpina e subalpina, con l'eccezione delle Alpi Sud-occidentali e la presenza di tracce genetiche (aplogruppo AD) di popolazioni estirpate in rifugi glaciali (Fig. 2a); (ii) la presenza di *S. ghigii* in quest'area prima dell'UMG, supportata dalle stime di flusso genico occorso per decine di migliaia di anni fra la linea peninsulare e quella marmorata; (iii) l'ipotesi di un'estesa estirpazione della maggior parte delle popolazioni native di *S. ghigii* in quest'area durante l'UMG; (iv) la possibilità di recenti estirpazioni di popolazioni di *S. ghigii* a causa di inondazioni genetiche o demografiche causate dalle massicce introduzioni di *S. trutta* non nativa nel corso degli ultimi due secoli; e (v) i resoconti aneddotici che potrebbero riportare la presenza di trote con livrea "fario" in quest'area 4-5 secoli prima del fiorire dell'industria ittiogenica nel 19° secolo; si possono ipotizzare quattro scenari (Fig. 2):

1. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono state estirpate in gran parte del loro areale di distribuzione in Italia settentrionale durante l'UMG, eccetto le Alpi Sud-occidentali e alcuni altri rifugi glaciali. *S. ghigii* non è mai stata successivamente introdotta da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni relitte autoctone (per es. rifugi glaciali del Lago Maggiore e del Lago di Garda), eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state

estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2b).

2. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono state estirpate in gran parte del loro areale di distribuzione in Italia settentrionale durante l'UMG, eccetto le Alpi Sud-occidentali e alcuni altri rifugi glaciali. *S. ghigii* è stata successivamente introdotta dall'uomo da aree esterne all'area geografica nella quale si trovava prima del suo intervento. In seguito, sia le sue popolazioni alloctone che quelle relitte autoctone (rifugi glaciali), eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2c).

3. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono sopravvissute all'UMG in diverse aree della regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale, inclusi i rifugi glaciali. *S. ghigii* non è mai stato successivamente introdotto da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni autoctone, eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2d).

4. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono sopravvissute all'UMG in diverse aree della regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale, inclusi i rifugi glaciali. *S. ghigii* è stato successivamente introdotto da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni alloctone e autoctone, eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2e).

3. Dalla ricostruzione della storia demografica di *S. ghigii* alla sua conservazione in Nord Italia

In ognuno dei 4 scenari ipotetici illustrati nella sezione 2, *S. ghigii* è stata estirpata in tutto il Nord Italia, senza lasciare nessun'altra popolazione vitale, eccetto le popolazioni delle Alpi Sud-occidentali. Qualsiasi introduzione di *S. ghigii* effettuata in Nord Italia che utilizzi individui di popolazioni differenti da quelle delle Alpi Sud-occidentali e che venga effettuata in qualsiasi altro bacino al di fuori dell'areale di documentata presenza naturale (definizione in Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007) di questa specie dev'essere dunque considerata un'immissione di individui alloctoni.

Più in dettaglio, negli scenari 1 e 2 le popolazioni di *S. ghigii* dell'Italia settentrionale sarebbero state estirpate ovunque tranne che nei rifugi glaciali durante l'UMG, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo e infine estirpate a causa delle introduzioni di *S. trutta*, tranne che nelle Alpi Sud-occidentali (Fig. 2b,c; sezione 2). Dopo l'UMG, *S. ghigii* sarebbe dunque diventata non nativa in tutta l'area, esclusi i rifugi glaciali, come indicato dalle evidenze scientifiche. Ne consegue che *S. ghigii* non sarebbe in questo caso una specie autoctona in Italia settentrionale, eccetto che nelle Alpi Sud-occidentali (sezione 5). Nelle aree in cui le estirpazioni sarebbero avvenute in epoca storica, come, se fosse dimostrato da evidenze empiriche, potrebbe essere avvenuto per le popolazioni di *S. ghigii* che sopravvissero all'UMG nei rifugi glaciali subalpini, come i laghi di Garda e Maggiore, qualsiasi reintroduzione dovrebbe prima valutare lo stato delle attuali condizioni ambientali, delle potenziali

interazioni all'interno della comunità e della disponibilità di habitat, che potrebbero nel frattempo essere divenute inadatte a ospitare nuovamente questa specie.

Negli scenari 3 e 4 le popolazioni di *S. ghigii* dell'Italia settentrionale sarebbero sopravvissute all'UMG in diverse aree inclusi i rifugi glaciali, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo e infine estirpate a causa delle introduzioni di *S. trutta*, tranne che nelle Alpi Sud-occidentali (Fig. 2 d, e). Questi due scenari sono in antitesi con le attuali evidenze scientifiche, che non hanno dimostrato la presenza di tracce genetiche di *S. ghigii* al di fuori dei rifugi glaciali. Tuttavia, se nel futuro si dimostrasse la passata presenza di *S. ghigii* in altre aree, varrebbero le stesse considerazioni di cui sopra per gli scenari 1 e 2, nel caso di estirpazioni avvenute in epoca storica.

Negli scenari 2 e 4, in cui si ipotizza che *S. ghigii* sia stata introdotta da aree esterne alla sua distribuzione originale in epoca storica, con o senza estesa estirpazione delle popolazioni dopo l'UMG, eccetto che nei rifugi glaciali (Fig. 2 c, e), si potrebbe pensare di applicare il concetto di parautoctonia e quindi reintrodurre *S. ghigii* in aree dove si riescano a documentare popolazioni naturalizzate di questa specie precedenti al 1500 e, successivamente, estirpate (sezione 5). Tuttavia, allo stato dell'arte riteniamo questa opzione del tutto improponibile, come verrà spiegato in dettaglio (sezione 5).

Va inoltre notato che nella Lista Rossa IUCN globale (International Union for Conservation of Nature: Unione Internazionale per la Conservazione della Natura; Freyhof e Kottelat, 2008) e nella Lista Rossa IUCN italiana (Bianco *et al.*, 2013) le popolazioni di trote peninsulari, classificate come *Salmo cettii* Rafinesque-Schmaltz,

1810, sono catalogate come specie "quasi minacciata" (Near Threatened) e "in pericolo critico", rispettivamente. Nell'allegato II della Direttiva Habitat (1992), dove vengono classificate come *Salmo macrostigma* Duméril, 1858, vengono definite "specie (...) d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione". Per una trattazione tassonomica dettagliata della trota peninsulare si rimanda a Polgar *et al.* (2022). Dal momento che si sta parlando di specie in Lista Rossa e in Direttiva Habitat, la gestione di *S. ghigii* non può che essere condotta con finalità conservazionistiche e non, semplicemente, commerciali. Ne consegue che, alla luce della distribuzione geografica originaria delle popolazioni di *S. ghigii* in Italia settentrionale, caratterizzate da ristretto areale, estrema frammentarietà e piccole dimensioni, l'unica gestione sensata è la loro conservazione. Quanto detto viene riassunto bene dall'indicazione di "gestione passiva" di queste popolazioni, contenuta nel Piano Ittico Regionale del Piemonte attualmente in vigore (Regione Piemonte, 2015).

4. Rischi associati alle semine di *S. ghigii* in Italia settentrionale: introduzioni e reintroduzioni

Da almeno 15 anni le semine di "trote fario mediterranee" sono ampiamente praticate anche in Italia settentrionale, facilitate da normative che non forniscono alcun riferimento a standard e protocolli specifici per la caratterizzazione del materiale utilizzato per le semine, rendendo difficoltosa se non impossibile una distinzione univoca fra individui alloctoni e autoctoni, o fra individui geneticamente 'puri' e 'ibridi'. In quest'ultimo caso, lo stesso concetto di in-

dividuo 'ibrido' o 'non puro' deve necessariamente essere convenzionale, a causa del continuum della variabilità del livello di introggressione ibrida di una specie in un'altra.

L'allevamento e commercio di "trota fario mediterranea" allo scopo di introduzione e ripopolamento è ancora facilitato dalla diffusa comunicazione alle associazioni di pescatori ed Enti preposti alla gestione delle acque interne che l'areale di distribuzione naturale della *S. ghigii* si estenda in un'ampia area geografica ad ovest del Lago di Garda. Questa definizione dell'areale naturale di *S. ghigii* in Italia settentrionale non è supportata da alcuna argomentazione scientifica.

Lo stesso concetto di "areale naturale" viene utilizzato in modo ambiguo, ignorandone, intenzionalmente o meno, la complessità. Infatti, uno scenario in cui *S. ghigii* fosse stata attualmente presente in quest'area senza soluzione di continuità temporale in assenza di interventi umani e, dunque, debba essere qui definita autoctona, prevede un tipo di pianificazione gestionale (ripopolamenti) differente da uno scenario in cui *S. ghigii* fosse qui presente in epoca storica o preistorica e quindi fosse stata estirpata in seguito a cause antropogeniche (reintroduzioni). Ancora differente è uno scenario in cui l'estirpazione fosse avvenuta in seguito a cause naturali, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo, e dunque *S. ghigii* dovesse considerarsi alloctona in quest'area (paragrafi 1 e 2). Un'ulteriore fonte di ambiguità riguarda l'effettiva estensione di questo "areale naturale": se diffuso in modo imprecisato in questa intera regione, oppure limitato ad altri rifugi glaciali (p. es., Lago Maggiore, Lago di Garda) dove popolazioni relitte di *S. ghigii* sarebbero potute essere sopravvis-

sute all'UMG (sezione 2). Tuttavia, le attuali pratiche di introduzione di "trota fario mediterranea" nell'area alpina vengono effettuate senza chiarire in alcun modo quale di questi possibili scenari venga ipotizzato e supportato da evidenze scientifiche.

La vulgata secondo cui "l'areale naturale" di *S. ghigii* si estende ad est del rifugio glaciale delle Alpi Sud-occidentali, vale a dire ad est della zona di contatto con *S. marmoratus* sopra descritta, l'unico supportato da solide evidenze scientifiche (sezione 2), si basa esclusivamente (i) sul rinvenimento di due trote con aplogruppo AD in campioni museali raccolti nel Lago Maggiore e nel Lago di Garda nella seconda metà del 19° secolo; (ii) sulla presenza di trote di fenotipo "fario" con aplogruppi AD ed ME nel "bacino della Dora Riparia"; e (iii) su non meglio precisate segnalazioni di Cuvier e Valenciennes attorno alla metà del XIX secolo (presumibilmente: Cuvier e Valenciennes, 1848) (Gibertoni *et al.*, 2014; Esposito *et al.*, 2022; D'Agaro *et al.*, 2022). Tuttavia, (1) il ritrovamento di aplotipi AD in due esemplari di museo nei bacini del Lago Maggiore e del Lago di Garda (Splendiani *et al.*, 2017) non è un'evidenza scientifica della presenza di attuali e autoctone popolazioni vitali suggerendo, di fatto, uno spettro di scenari ipotetici (sezione 2); (2) Giuffra *et al.* (1994) trovarono AD ed ME in 5 siti (Stura di Demonte Sambuco; torrente Ripa, tributario della Dora Riparia; Chisone P. Argentina; Chisone S. Germano; Chisone Finestrelle): tutti questi siti sono all'interno della citata zona di contatto fra *S. ghigii* e *S. marmoratus* (sezione 2); (3) Cuvier e Valenciennes (1848) descrissero 54 specie di trote e salmoni, la maggior parte oggi riconosciute come non valide o sinonimi di altri taxa

in vari generi di salmonidi; fra i taxa sinonimi di specie oggi valide del genere *Salmo* (Fricke *et al.*, 2022), gli unici riportati anche in Italia settentrionale sono *Fario lemanus* (Cuvier, 1829) (Reno, Lago di Ginevra, Lago di Como; probabilmente una morfa lacustre di *S. trutta*; Fricke *et al.*, 2022) e la "truite vulgaire" *Salar ausonii* Valenciennes, 1848 (Belgio, Germania occidentale, Francia settentrionale e meridionale e Italia centrale, Lago Maggiore, Moncenisio e Nizza; gli ultimi due nella zona di contatto fra *S. ghigii* e *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali). Si noti che *S. ausonii* include anche *S. marmoratus*, considerato una varietà cromatica. Nonostante anche *S. ausonii* venga considerato sinonimo junior di *S. trutta* (sensu Fricke *et al.*, 2022), appare evidente che il campione di *S. ausonii* di Valenciennes è altamente eterogeneo e non consente, senza un'accurata analisi del materiale originale, di dedurre alcunché sulla distribuzione di specie oggi valide.

L'accettazione acritica dell'idea di un areale naturale di *S. ghigii* in un'ampia area geografica a est del ristretto areale nelle Alpi Sud-occidentali supporta evidentemente il libero ripopolamento della trota peninsulare in un territorio definito da confini amministrativi senza alcun valore ecologico e biogeografico, ignorando così lo status autoctono delle singole popolazioni e quindi senza tenere conto di quanto indicato dalle stesse normative nazionali in tema di introduzioni, ripopolamenti e reintroduzioni di fauna selvatica (DPR, 1997; 2003; Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007; MATTM, 2015; 2020; sezione 1).

Recenti indagini hanno tuttavia messo in evidenza che stock venduti come "trota fario mediterranea" in realtà contenevano un'al-

ta proporzione di individui ibridati con stock atlantici (Splendiani *et al.*, 2019). D'altra parte, la richiesta, nonostante l'enorme offerta di "trote fario mediterranee", è divenuta talmente pressante in Nord Italia che difficilmente l'offerta riuscirà a soddisfare la domanda. A causa dell'incertezza normativa relativa all'identificazione delle specie e alla soglia di tollerabilità del livello di introgressione genetica, nei rari casi in cui vengono condotte analisi genetiche accurate, è piuttosto facile utilizzare la selezione artificiale dei riproduttori per operare un vero e proprio maquillage, producendo così materiale da ripopolamento con livrea "mediterranea" (ad es., fitta puntinatura rossa e nera, macchia preopercolare, macchie parr negli adulti), sia incrociando in incubatoio trote fario atlantiche e trote peninsulari, ottenendo ibridi con "fenotipo mediterraneo", che incrociando trote peninsulari di diversa provenienza omogeneizzando il prodotto sotto il nome generico di "trota fario mediterranea" per l'introduzione su larga scala, erodendone così l'originale diversità genetica e peculiarità genetiche locali, laddove ancora presenti. Non sorprende quindi che in una nostra recentissima indagine svolta su riproduttori di trota mantenuti in ciclo chiuso in incubatoi di valle nel Nord Italia si siano trovate trote con aplotipo atlantico e livrea "mediterranea" insieme a trote con varianti aplotipiche caratteristiche di popolazioni di trota peninsulare del Centro Italia, Sud Italia e bacino Tirrenico (dati non ancora pubblicati). Il recente sviluppo della tecnica della conservazione dello sperma (criobanca del seme), qualora non opportunamente normato e strettamente finalizzato alla conservazione delle singole popolazioni locali, potrebbe amplificare notevolmente la perdita di variabilità del genoma di *Salmo ghigii*, favo-

rendo un approccio di tipo prettamente commerciale su larga scala e del tutto contrario alla finalità della conservazione delle singole popolazioni native.

Accanto alle problematiche di conservazione delle popolazioni autoctone di *Salmo ghigii* all'interno del loro areale originario nelle Alpi Sud-occidentali, l'introduzione massiccia nella regione alpina e subalpina italiana di individui di *S. ghigii* derivanti da popolazioni alloctone, quali quelle del Centro e Sud Italia, d'oltralpe, o degli affluenti orografici di destra del Po, così come l'introduzione in aree esterne all'areale originario di individui di *S. ghigii* provenienti dall'areale originario, comportano il rischio di ibridazione introgressiva con la specie nativa *S. marmoratus*. Tale rischio non è solo suggerito dalla diffusa interfertilità fra le specie del genere *Salmo* (Sanz, 2018), ma è indicato dalla stessa presenza di tracce di flusso genico antico fra linea marmorata e linea peninsulare durante numerosi contatti secondari precedenti l'UMG (Gratton *et al.*, 2014). Il rischio di introgressione ibrida è particolarmente elevato nel caso di popolazioni native frammentate e relativamente piccole, rispetto alla quantità di individui alloctoni seminati (Splendiani *et al.*, 2016), in condizioni ecologiche virtualmente identiche a quelle che hanno causato l'introggressione in atto fra *S. marmoratus* e *S. trutta* in quest'area geografica (Lucarda *et al.*, 2000).

Le semine di *S. ghigii* ottenute da popolazioni non native determinano tuttavia rischi anche maggiori. Rispetto all'introduzione di stock alloctoni e puri infatti, l'introduzione di stock ibridi comporta il rischio aggiuntivo che gli ibridi possano fungere da ponte genetico, facilitando l'ibridazione introgressiva fra specie riproduttivamente isolate (McDonald *et al.*, 2008).

5. Si può applicare a *Salmo ghigii* il concetto di "parautoctonia" nell'arco alpino?

Circa 15 anni fa, allo scopo di regolare l'immissione sul territorio italiano di specie animali e vegetali, l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS, oggi ISPRA) e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007) hanno pubblicato delle linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Questo documento è dichiaratamente in linea con due precedenti decreti presidenziali (DPR, 1997; 2003), relativi alla conservazione degli habitat e della flora e fauna selvatiche. Sono quindi stati definiti i concetti autoctonia e alloctonia, applicandoli sia a specie che a entità faunistiche di livello inferiore, come sottospecie e popolazioni geneticamente differenziate (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Nel documento si definiscono autoctone o indigene (native) quelle specie o popolazioni differenziate presenti nell'area geografica nella quale si sono originate, o che vi sono giunte senza l'intervento accidentale o intenzionale dell'uomo. Si definiscono alloctone o aliene (non native) quelle specie o popolazioni differenziate che non appartengono alla fauna o flora originaria di una determinata area geografica, ma che vi sono giunte per l'intervento intenzionale o accidentale dell'uomo. Si definiscono quindi specie o popolazioni "alloctone naturalizzate" in una determinata area geografica quelle che "da tempo" si sono insediate con successo e sono in grado di autosostenersi nel lungo periodo; e specie o popolazioni "alloctone acclimatate" quelle che, introdotte "in tempi recenti", non sono in grado di autosostenersi nel "lungo periodo" (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Le specie alloctone si definiscono invasive quando la loro espansione rappresenta una "mi-

naccia per la diversità biologica" (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Queste definizioni sono congruenti con la Convenzione per la Diversità Biologica e suoi allegati (CBD, 1992) e in generale con la letteratura scientifica (Ambrogio-Occhipinti e Galil, 2004; Valéry *et al.*, 2008).

I criteri per le immissioni faunistiche di queste linee guida spiegano come il divieto di immissione intenzionale (= traslocazione: introduzione, reintroduzione, rimpolamento) o accidentale di una specie sia finalizzato a prevenire impatti dall'immissione di specie alloctone sull'ambiente. Sempre in linea con i decreti presidenziali (DPR, 1997; 2003) si estende il divieto di introduzione in natura a tutte le specie o popolazioni alloctone, eccetto quelle per le quali sia stato accertato, tramite una rigorosa analisi scientifica (valutazione di impatto ambientale), che non comportino rischi per la conservazione dell'ambiente e delle specie autoctone (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007).

Il documento definisce quindi specie "parautoctone", presumibilmente estendendo il concetto anche a popolazioni geneticamente differenziate, specie non originarie del territorio italiano introdotte intenzionalmente o accidentalmente e naturalizzate in Italia prima del 1500, oppure introdotte e naturalizzate in altri paesi prima del 1500 e successivamente arrivate in Italia senza l'intervento dell'uomo attraverso naturali fenomeni di espansione (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). La definizione del limite temporale, puramente convenzionale, è presumibilmente da ascrivere alla data della scoperta del Nuovo Mondo (1492), che ha portato all'introduzione di molte specie non native in Europa (per es., Boggero *et al.*, 2014). Esempi di specie parautoctone sono il ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*)

cus) con area di parautoctonia in tutto il territorio italiano, e il cervo (*Cervus elaphus*), parautoctono in Sardegna (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007). Secondo le linee guida, le specie italiane definite parautoctone in specifiche aree geografiche (popolazioni), di cui si fornisce una lista (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007), andrebbero gestite come se fossero autoctone, con due eccezioni: (i) se c'è "incertezza sui rischi" ambientali o per altre specie native conseguenti alla loro introduzione, va adottato il principio di precauzione, trattandole come alloctone; e (ii) al contrario delle specie autoctone è possibile eradicarle, se necessario (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Le definizioni e indicazioni delle citate linee guida sono state accolte da un decreto ministeriale (MATTM, 2015) e hanno definito i rispettivi criteri di gestione. Attualmente, dal punto di vista normativo, la lista delle specie parautoctone italiane contiene solo mammiferi e uccelli (MATTM, 2015) e dunque nessuna specie ittica può essere definita parautoctona ex lege. Quand'anche il concetto di parautoctonia si estendesse alla fauna ittica dal punto di vista normativo, la parautoctonia di *Salmo ghigii* potrebbe essere presa in considerazione esclusivamente se, in futuro, si dimostrasse scientificamente la sua avvenuta introduzione, naturalizzazione prima del 1500, e successiva estirpazione in specifiche aree di questa regione. Anche in questo caso, sussisterebbe comunque l'obbligo di condurre un'attenta valutazione del rischio per l'ambiente, specie e popolazioni autoctone, come prescritto dalla normativa vigente e come indicato dalle numerose evidenze del potenziale impatto negativo delle introduzioni e reintroduzioni di salmonidi nei sistemi lotici e lentici (sezione 7). Allo stato dell'ar-

te, il Principio di Precauzione (EC, 2017) prevede dunque che reintroduzioni di *S. ghigii* in aree dove si presume che siano avvenute estirpazioni in epoca storica, indipendentemente dallo stato (alloctono o, eventualmente, "parautoctono") precedente gli eventi di estinzione locale, non siano consentite.

6. *Salmo ghigii* specie "di interesse gestionale"?

Dal punto di vista scientifico, risulta a questo punto evidente che allo stato dell'arte (i) *S. ghigii* è alloctona in Italia settentrionale, ad esclusione delle Alpi Sud-Occidentali; (ii) considerare questa specie "parautoctona" in altre aree dell'Italia settentrionale, a seguito di possibili future modifiche della normativa vigente, è improponibile (sezioni 3, 5); (iii) introduzioni massicce di trote geneticamente introgresse e di dubbia origine geografica vendute come "trote fario mediterranee" vengono massicciamente seminate in un'area che va dalle Alpi Sud-Occidentali al Lago di Garda da oltre 15 anni.

A fronte di questi fatti, si sta facendo strada la proposta che per la "trota fario mediterranea" si possa coniare lo status di "specie di interesse gestionale". È questo un concetto inconsistente dal punto di vista scientifico, ma il cui significato è cristallino nei risvolti applicativi. Una specie di interesse gestionale è una specie alloctona il cui utilizzo ai fini del ripopolamento delle acque è svincolato dalla normativa ambientale vigente. In sostanza, si vorrebbe creare un'ulteriore categoria arbitraria per classificare l'ittiofauna in modo da poter continuare ad introdurre "trote fario mediterranee" senza chiara identità genetica e provenienza nelle acque interne dell'Italia settentrionale. Peraltro, nel caso specifico della trota peninsulare, ciò renderà sempre più difficile, se

non impossibile, qualsiasi studio scientifico che tentasse di valutare lo stato di alloctonia o autoctonia di popolazioni vitali di *S. ghigii* che in futuro venissero identificate in Nord Italia. Difatti, qualsiasi nuova variante biologica che qui venisse scoperta, e che non fosse presente in nessuna delle popolazioni di *Salmo ghigii* da cui provengono gli individui utilizzati per le introduzioni, potrebbe semplicemente non essere ancora stata descritta.

7. I corsi d'acqua di montagna: se e cosa seminare?

Le dispute su *S. ghigii* e sulla "trota fario mediterranea" in Italia settentrionale vertono prevalentemente intorno al tema della pesca nei torrenti di montagna, siti spesso di grande valore naturalistico e di non minore interesse turistico e ricreativo. Questi ambienti vengono storicamente ripopolati con la trota fario atlantica *S. trutta*, rappresentandone nell'immaginario collettivo l'habitat di elezione. Questi ripopolamenti sono veri e propri interventi di rifornimento, indipendentemente dalla possibilità di riproduzione naturale dei pesci che vi si trovano e, dunque, di una comunità salmonicola che può automantenersi nel tempo. Le semine di *S. marmoratus* vengono invece effettuate solo in quello che si considera il suo habitat vocazionale: il corso medio-basso dei fiumi con maggior portata (<1.500 m slm; Sommani, 1960) e i laghi. La consapevolezza del rischio associato ai ripopolamenti con *S. trutta*, maturata anche nel mondo della pesca sportiva, ha spinto a trovare una soluzione alternativa, immettendovi trote provenienti da stock alloctoni di *S. ghigii*. Tuttavia, come si è spiegato, questa "alternativa" non solo genera rischi ecologici analoghi a quelli dell'immissione di trota atlantica, ma non tiene in considerazione la stessa

normativa italiana, che mira a gestire non solo le specie, ma tutte le subunità rilevanti dal punto conservazionistico, incluse le popolazioni (DPR, 1997; MATTM, 2020).

Prima che l'uomo vi introducesse salmonidi, la maggior parte di questi corsi d'acqua ne era probabilmente priva (sezione 2). Tuttavia, anche se questa ipotesi venisse falsificata, l'immissione in questi sistemi di *S. ghigii* provenienti da popolazioni alloctone è comunque in contrasto con gli attuali principi normativi (sezione 5). Eventuali reintroduzioni di *S. ghigii* in bacini o sottobacini per i quali si riesca a documentare la sua presenza in epoca storica e successiva estirpazione, al netto dei rischi citati, dovrebbero comunque essere effettuate utilizzando riproduttori provenienti da popolazioni il più geneticamente simili alle popolazioni estirpate.

In alternativa, laddove la pesca ricreativa e agonistica necessitino di ripopolamenti specifici, l'introduzione di salmonidi sterili consentirebbe di prevenire l'ibridazione con specie native, se presenti nel bacino di riferimento. Tuttavia, è noto che introduzioni massicce di salmonidi possono avere impatti significativi sulla struttura e sulla funzione degli ecosistemi d'acqua dolce, causati dalle interazioni fra i pesci introdotti, le comunità native e gli ambienti riceventi, sia a valle che a monte dei luoghi di introduzione, a causa della loro grande vagilità e del trasporto passivo verso valle causato da eventi alluvionali. I potenziali impatti negativi sono numerosi, inclusi aumento della competizione e della predazione, modificazioni dell'ambiente e diffusione di patogeni (Knapp *et al.*, 2001; Aprahamian *et al.*, 2003; Epanchin *et al.*, 2010; Alvarez *et al.*, 2014; Hammock e Johnson, 2014; Arlinghaus *et al.*, 2015; Jel-

lyman *et al.*, 2018; Schöffmann *et al.*, 2019; Tiberti e Brighenti, 2019; Zarco *et al.*, 2020). Di conseguenza, la sostenibilità di queste strategie gestionali va comunque considerata con cautela, attentamente valutata e, se attuata, monitorata.

8. Conclusioni

Attualmente, robuste evidenze scientifiche indicano che *S. marmoratus* è l'unica specie di trota autoctona presente in Italia settentrionale, con l'unica eccezione di una zona di contatto con popolazioni native di *S. ghigii* nelle Alpi Sud-occidentali. L'introggressione di geni dell'alloctona *S. trutta* in *S. marmoratus* nella regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale è stata ampiamente dimostrata da numerosi studi. Considerando l'evidenza di ibridazione introgressiva antica fra la linea peninsulare e quella marmorata, l'eventualità di ibridazione e introggressione da *S. ghigii* alloctone in *S. marmoratus* autoctone è altamente probabile.

Le tracce genetiche, tipiche ma non esclusive di *S. ghigii* nella regione alpina italiana al di fuori della zona di contatto con *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali sono troppo frammentarie per permettere, allo stato dell'arte, di stimare se popolazioni vitali di questa specie fossero presenti in epoca storica, oppure se le estirpazioni abbiano avuto luogo durante l'Ultimo Massimo Glaciale. La presenza di aplotipi danubiani nel bacino del Ticino e le documentate attività di traslocazione fra i bacini del Poschiavino, Ticino e Danubio suggeriscono che le tracce genetiche trovate nelle valli del Poschiavino e del Ticino, associate sia a popolazioni "adriatiche" che a popolazioni danubiane, potrebbero semplicemente derivare da stock ittici alloctoni introdotti dal Danubio. Anche per questa ragione, l'areale naturale di distribuzione di *Salmo*

ghigii nella regione subalpina non può essere esteso oltre la citata zona di contatto con *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali.

L'alto grado di interfertilità fra molti taxa di salmonidi rende estremamente difficile un approccio razionale alla gestione ecosistemica (Brussard *et al.*, 1998) delle loro popolazioni. Qualsiasi introduzione di trote provenienti da una popolazione alloctona definita da criteri genetici e filogeografici, pur se della stessa specie della popolazione recipiente, pone seri rischi di generare sciami ibridi fra linee filetiche alloctone e autoctone e quindi contribuire in modo determinante al declino della diversità genetica e biologica delle popolazioni native. Più in generale, la presenza di specie o popolazioni alloctone nelle acque pubbliche riduce drasticamente il valore naturalistico dell'ambiente, rendendo meno cogente la necessità di tutelarlo e quindi rendendone più facile l'ulteriore depauperamento.

Per questi motivi, le popolazioni native di salmonidi dovrebbero essere sempre gestite come Unità Evolutivamente Significative per la conservazione (UES: Evolutionary Significant Units – ESUs; Moritz, 1994; Almodóvar *et al.*, 2006; Meraner e Gandolfi, 2018). La possibilità di gestire le popolazioni a scala di bacino e sottobacino, secondo il paradigma delle UES, rende le azioni di gestione alieutica coerenti con la funzione basilare che la normativa italiana assegna agli incubatoi di valle, nati per la conservazione delle popolazioni ittiche autoctone e della diversità biologica locale, riconoscendo il valore fondamentale di quest'ultima per la sopravvivenza delle singole specie ittiche.

Occorre infine sottolineare l'estrema urgenza di sviluppare una chiara normativa nazionale di riferimento che, al pari di quanto fatto per altre Direttive Europee (per

es. la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/EC e il DM 260/2010), definisca modalità analitiche, standard e protocolli univoci o almeno intercalibrati per descrivere la genetica delle popolazioni di sal-

monidi e in generale dell'ittiofauna italiana e dare ai gestori delle acque uno strumento affidabile e di riferimento. Solo così sarà possibile creare le condizioni per conciliare le esigenze del mondo del-

la pesca sportiva con quelle della conservazione della biodiversità dell'ittiofauna italiana e garantire una durevole e sostenibile protezione del capitale naturale per le generazioni future.

Ringraziamenti

Questo studio è stato realizzato nel contesto dei progetti LIFE15 NAT/IT/000823 IdroLIFE e Interreg ITA-CH SHARESALMO. Desideriamo ringraziare Tommaso Righi (CNR IRSA) e Andrea Splendiani (Università Politecnica delle Marche) per gli utili e costruttivi commenti sul testo. Ringraziamo Leonardo Pontalti (Ufficio faunistico della Pro-

vincia di Trento) e Paolo Lo Conte (Città Metropolitana di Torino) per le foto di *S. marmoratus* provenienti dal Rio Ischielle e dal Fiume Sangone, rispettivamente. Ringraziamo anche Andrea Gandolfi (Fondazione Edmund Mach), Andrea Splendiani (Univ. Politecnica delle Marche), Leonardo Pontalti, Antonino Duchi (Legambiente Ragusa), Pa-

olo Lo Conte, Cesare Puzzi (G.R.A.I.A. srl), Pierpaolo Gibertoni (M.T.R.G.), Valter Bianchini (U.P.S. Sondrio), Luigi Guglielmetti (A.P.S. Como), Giancarlo Perosino (C.R.E.S.T. Piemonte) e i numerosi appassionati di pesca del Nord Italia incontrati negli ultimi due anni per le stimolanti conversazioni sugli argomenti di questo contributo.

GLOSSARIO

Allozima: una delle forme strutturali dello stesso enzima codificata da uno degli alleli (varianti) dello stesso gene nucleare.

Anadromo: specie o popolazione o gruppo di individui che risale dal mare o da un lago per riprodursi nei fiumi.

Aplotipo e aplogruppo: Un aplotipo mitocondriale è una variante genetica di una specifica regione di DNA mitocondriale. Il DNA mitocondriale è presente nei mitocondri delle cellule e viene tipicamente trasmesso allo zigote solo dalla cellula uovo (eredità materna). Un aplogruppo mitocondriale è una famiglia di aplotipi mitocondriali che risalgono tutti a un antenato comune più recente.

Campionamento incompleto della linea evolutiva (incomplete lineage sorting): trasmissione incompleta delle varianti polimorfiche di un gene ancestrale. Una filogenesi basata su un gene le cui varianti vengono trasmesse solo ad alcuni discendenti durante uno o più eventi di speciazione non riflette la reale sequenza evolutiva e quindi differisce dalla filogenesi delle specie.

Complesso di specie (species complex): gruppo di organismi strettamente imparentati e difficilmente distinguibili a livello tassonomico.

Contatto secondario: processo nel quale due popolazioni geograficamente separate vengono riunite dopo un periodo di isolamento, p.es. a causa di espansioni di areale geografico e di cambiamenti ambientali. Il contatto può determinare scambio di materiale genetico fra le popolazioni, a seconda del livello di isolamento riproduttivo evolutosi nel corso della precedente separazione.

Estirpazione: sinonimo di estinzione locale, a livello di popolazione. Al contrario, il termine estinzione si riferisce propriamente alla scomparsa di una specie.

Filogenesi: diversificazione per evoluzione biologica di un gruppo di organismi che condividono tutti un antenato comune più recente, rappresentata dalla ricostruzione delle relazioni di parentela fra sottogruppi e ipotetici antenati comuni intermedi. Il termine "filetico" viene usato come sinonimo, riferendosi alle relazioni di parentela fra diverse linee filogenetiche (o filetiche).

Filogeografia: studio e ricostruzione della struttura spaziale (geografica) dei genotipi di un gruppo di organismi che condividono tutti un antenato comune più recente, a livello di popolazione o specie e a diverse scale spaziotemporali.

Flusso genico: scambio di materiale genetico tramite incrocio fra popolazioni della stessa specie o per ibridazione fra popolazioni di specie differente.

Gestione ecosistemica: il termine (ecosystem management) si riferisce a una gestione delle risorse naturali che tenta di assicurare la sostenibilità a lungo termine e la conservazione di funzioni ecosistemiche e servizi ecosistemici, soddisfacendo al contempo esigenze socioeconomiche, politiche e culturali.

Ibridazione introgressiva (introgressive hybridisation): trasferimento di materiale genetico da una specie a un'altra a causa del ripetuto reincrocio fra ibridi delle due specie e una delle specie parentali.

Immissione: "trasferimento e rilascio, intenzionale o accidentale, di una specie. Un'immissione intenzionale viene indicata con il termine traslocazione. Reintroduzioni, ripopolamenti e introduzioni rappresentano casi specifici di immissioni intenzionali (traslocazioni)" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Inondazione demografica (demographic swamping): quando due specie che possono produrre ibridi fertili (interfertili) hanno una diversa abbondanza in una determinata area geografica, la crescita demografica della specie più rara può essere ridotta dalla produzione di ibridi peggiori adattati alle condizioni ambientali e contesto ecologico.

Inondazione genetica (genetic swamping): quando due specie che possono produrre ibridi fertili (interfertili) hanno una diversa abbondanza in una determinata area geografica, la specie più rara può essere interamente sostituita dagli ibridi.

Introduzione: traslocazione (immissione intenzionale) di una specie "in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza in tempi storici". Il termine viene adottato anche nel caso in cui la specie in questione, benché immessa nel suo areale documentato, "acquisisce in seguito all'immissione uno status fenologico diverso da quello originario" (tratti ecologici legati alla mutazione stagionale delle condizioni climatiche) (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Ponte genetico: introgressione genetica fra due specie riproduttivamente isolate A e B indotta dall'ibridazione fra una o entrambe queste specie e un'altra specie C, poiché le barriere riproduttive fra A o B e gli ibridi AxC o BxC sono meno forti che fra A e B. Nel caso in esame, anche se *S. marmoratus* non ibridasse con *S. ghigii* in natura, potrebbe ibridare con un ibrido *S. ghigii* x *S. trutta*.

Popolazione: gruppo di individui della stessa specie che vive e si riproduce in una determinata area (nel caso dei salmonidi, tipicamente a livello di bacino o sottobacino idrogeografico). I membri di una popolazione spesso utilizzano le stesse risorse, sono soggetti agli stessi vincoli ambientali e dipendono dagli altri membri della popolazione per persistere nel tempo. Un gruppo di individui in una determinata area (A) si può definire una popolazione quando la variabilità genetica stimata all'interno di A è inferiore a quella stimata fra A e un altro gruppo di individui in un'altra area (B). La popolazione A si dice in questo caso geneticamente differenziata dalla popolazione B.

Popolazione relitta: popolazione che durante la sua storia demografica e filogeografica ha significativamente ridotto il suo areale di distribuzione o la sua diversità biologica.

Popolazione vitale: popolazione le cui dimensioni e condizioni biologiche ne permettono la persistenza a fronte di impatti ecologici di vario tipo. Un concetto largamente utilizzato è la minima popolazione vitale (Minimum Viable Population: MPV), stimata come la dimensione minima che una popolazione deve avere per assicurarne una determinata probabilità di persistenza per una determinata quantità di tempo nel futuro.

Reintroduzione: traslocazione (immissione intenzionale) "finalizzata a ristabilire una popolazione di una determinata specie autoctona in una parte del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici nella quale risulta estinta" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Rifugio glaciale: regione geografica in cui le condizioni climatiche locali hanno reso possibile la sopravvivenza di flore e faune durante le glaciazioni. Da queste aree, durante i successivi periodi interglaciali, più caldi, sono ripartite le ricolonizzazioni post-glaciali.

Ripopolamento: traslocazione (immissione intenzionale) "di individui appartenenti ad una specie che è già presente nell'area di rilascio" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Sciame ibrido (hybrid swarm): popolazione di ibridi altamente vitali e interfertili con le specie parentali sopravvissuta alla prima generazione ibrida, che producono progenie fertile incrociandosi sia con le specie parentali che con altri ibridi.

Specie endemica o endemismo: specie il cui areale di distribuzione è ristretto a una particolare area geografica o habitat, le cui popolazioni non si trovano naturalmente in alcuna altra parte del mondo.

Specie incipiente o semispecie: popolazione di una determinata specie che si sta isolando riproduttivamente e quindi sta divergendo evolutivamente dalle altre popolazioni della propria specie.

Specie interfertili: specie fra cui esistono barriere riproduttive solo parziali o nulle e sono quindi in grado di produrre progenie ibrida vitale, che a sua volta può ibridare con altri ibridi oppure con una o entrambe delle specie parentali (reincrocio). Il termine si può riferire sia a specie che ibridano in natura, oppure a specie che non ibridano in natura, ma possono ibridare se vengono in contatto in condizioni opportune (potenzialmente interfertili), come nel caso di una specie autoctona che entra in contatto con una specie alloctona.

Traslocazione: immissione intenzionale. Vedi Immissione.

Ultimo Massimo Glaciale (UMG): periodo di massima espansione dei ghiacci durante l'ultima glaciazione, la Würm.

Unità Evolutivamente Significativa per la conservazione: specie o entità subspecifica (popolazione, razza geografica, sottospecie, ecc.) di organismi considerata evolutivamente distinta e storicamente isolata, caratterizzata da una struttura genetica divergente dalle altre popolazioni e con distinto potenziale evolutivo e alto interesse conservazionistico a lungo termine.

Zona di contatto: area dove le distribuzioni geografiche di due popolazioni evolutivamente divergenti o di due specie strettamente imparentate si sovrappongono. Se le specie producono ibridi, la zona di contatto si definisce 'zona ibrida' (Johannesson *et al.*, 2020).

BIBLIOGRAFIA

- ADO, 2022. Analisi dell'opera. Natura morta con pesci di Evaristo Baschenis. Natura morta con pesci, ~1670, oil on canvas, 65 cm x 108 cm. Bergamo, Accademia delle Belle Arti di Carrara. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Almodóvar A., Nicola G.G., Elvira B., García-Marín J.L., 2006. Introgression variability among Iberian brown trout evolutionary significant units: the influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology*, **51**: 1175-1187. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01556.x.
- Alvarez M., Peckarsky B.L., 2014. Cascading effects of predatory fish on the composition of benthic algae in high-altitude streams. *Oikos*, **123**: 120-128. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00397.x.
- Ambrogi-Occhipinti A., Andreotti A., Audisio P., Baccetti N., Blasi C., Celesti-Grappow L., Gherardi F., Giusti F., Guberti V., Randi E., Riga F., Sbordoni V., Serra L., Spina F., Toso S., Trocchi V., Vigna-Taglianti A., Zapparoli M., Zerunian S., Zuffi M., 2007. *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quaderni della Conservazione della Natura, 27. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Istituto Nazionale di Fauna Selvatica, Bologna, 51 pp.
- Ambrogi-Occhipinti A., Galil B.S., 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, **49**: 688-694.
- Aprahamian M.W., Smith K.M., McGinnity P., McKelvey S., Taylor J., 2003. Restocking of salmonids - opportunities and limitations. *Fisheries Research*, **62**: 211-227. DOI: 10.1016/S0165-7836(02)00163-7.
- Arlinghaus R., Lorenzen K., Johnson B.M., Cooke S.J., Cowx I.G., 2015. Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and

- fishes. In: Craig J.F. (ed.), *Freshwater fisheries ecology*. Wiley & Blackwell, Oxford: 557-579. DOI: 10.1002/9781118394380.
- Behnke R.J., 1972. The systematics of salmonid fishes of recently glaciated lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **29**: 639-671.
- Bernatchez L., Guyomard R., Bonhomme F., 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*, **1**: 161-173.
- Bernatchez L., 2001. The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*, **55**, 351-379. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2001.tb01300.x>.
- Bianco P.G., 1998. Freshwater fish transfers in Italy: history, local modification of fish composition, and a prediction on the future of native populations. In: Cowx I.G. (ed.), *Stocking and introductions of fishes*. Fishing News Book, Blackwell Science, Oxford: 167-185.
- Bianco P.G., Caputo V., Ferrito V., Lorenzoni M., Nonnis Marzano F., Stefani F., Sabatini A., Tancioni L., 2013. *Salmo cettii*. Lista Rossa Italiana dell'IUCN. <http://www.iucn.it/scheda.php?id=1082856409>.
- Boggero A., Basset A., Austoni M., Barbone E., Bartolozzi L., Bertani I., Campanaro A., Cattaneo A., Cianferoni F., Corriero G., Dörr A.M., Elia A.C., Ficetola G.F., Kamburska L., La Porta G., Lauceri S., Ludovisi A., Gaino E., Goretti E., Lorenzoni M., Manca M., Marchetto A., Morabito G., Nonnis Marzano F., Oggioni A., Pierricci C., Riccardi N., Rossetti G., Ungaro N., Volta P., Zaupa S., Fontaneto D., 2014. Weak effects of habitat type on susceptibility to invasive freshwater species: an Italian case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **24**: 841-852.
- Bovero S., Candiotta A., Ceppa L., Giuntoli F., Pascale M., Perosino G.C., 2021. Stato dell'ittiofauna nei fiumi e torrenti del Piemonte. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **42**: 135-160.
- Brussard P.F., Reed J.M., Tracy C.R., 1998. Ecosystem management: what is really? *Landscape and Urban Planning*, **40**: 9-20. DOI: 10.1016/S0169-2046(97)00094-7.
- Casalis G., 1833. *Dizionario geografico storico-statistico-commerciale degli Stati di S.M. il Re di Sardegna*, Vol. I, Maspero, Torino.
- Casalis G., 1852. *Dizionario storico-statistico-commerciale degli Stati di S.M. il Re di Sardegna*, Vol. XXII, Maspero, Torino.
- CBD (Convention on Biological Diversity), 1992. United Nations. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Council Directive, 1992. *On the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. 92/43/EEC 21 May, OJ L 206, 22.7.1992, 7-50. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Cuvier G., Valenciennes A., 1848. *Histoire naturelle des poissons*. Tome vingt et unième. Suite du Livre vingt et unième et des Clupéoides. Livre vingt-deuxième. De la Famille des Salmonoides; Bertrand P., at Berger-Levrault: Strasbourg, France.
- D'Agaro E., Gibertoni P., Marroni F., Messina M., Tibaldi E., Esposito S., 2022. Genetic and phenotypic characteristics of the *Salmo trutta* complex in Italy. *Applied Sciences*, **12**, 3219. DOI: 10.3390/app12073219.
- Ancona I.J., Merlo S., 1959. La speciazione delle trote italiane ed in particolare di quelle del lago di Garda. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti*, **117**: 19-26.
- Delling B., 2002. Morphological distinction of the marble trout, *Salmo marmoratus*, in comparison to marbled *Salmo trutta* from River Otra, Norway. *Cybium*, **26**: 283-300. DOI: 10.26028/cybium/2002-264-004.
- Dionigi R., Stella A., Volta P., 2022. *I coregoni: "in lacubus territorij nostri"*. Interlinea, 178 p.
- DPR – Decreto del Presidente della Repubblica, 1997. Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 23 ottobre 1997, n. 248: 1-52. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- DPR – Decreto del Presidente della Repubblica, 2003. Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003, n. 120. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana 30 maggio 2003, n. 124: 19-28. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- EC – European Commission, 2017. The Precautionary Principle: decision making under uncertainty. Future Brief 18. Produced for the European Commission DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Epanchin P.N., Knapp R.A., Lawler S.P., 2010. Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic-insect subsidies. *Ecology*, **91**: 2406-2415. DOI: 10.1890/09-1974.1.
- Esposito S., Gibertoni P.P., Penserini M., D'Agaro E., 2022. Inquadramento sistematico e strategie di conservazione e gestione dei salmonidi autoctoni. In: Comi G., D'Agaro E. (eds.) *Strategie di conservazione e gestione dei salmonidi autoctoni italiani*. Forum, Editrice Universitaria Udinese, Ladispoli: 11-51.
- Fatio V., 1890. *Faune des Vertébrés de la Suisse*. Vol. V. Histoire naturelle des Poissons. II part. Georg H., Geneva and Basel: 354-355.
- Festa E., 1892. I pesci del Piemonte. *Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia comparata della Reale Università di Torino*, **7**(129): 1-125.
- Freyhof J., Kottelat M., 2008. *Salmo cettii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T135528A4139018. <https://www.iucnredlist.org/species/135528/4139018>.
- Fricke R., Eschmeyer W.N., Van der Laan R. (eds) 2022. *Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references*. Disponibile [online](#) (accesso: 1 giugno 2022).
- Gibertoni P., Penserini M., Esposito S., Foglia A., Dagani D., Bazzoni P., Rubin J.-F., Fumagalli L., 2014. Presence of a migratory lacustrine life-history strategy in the marble trout (*Salmo marmoratus*): The case of the native trout population

- of Lake Maggiore spawning in the Toce River (Italy). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **1**: 25-37.
- Gibbertoni P., Pensierini M., 2008. Trote native degli Appennini. *H2O Magazine*, **1**: 56-62.
- Giovi P., 1527. *Novocomensis de piscibus marinis, lacustribus, fluvialibus, item de testaceis ac salsa-mentis liber*. Minitii Calvi F, Rome.
- Giuffra E., 1993. *Identificazione genetica e filogenia delle popolazioni di trota comune, Salmo trutta L., del bacino del Po*. Tesi di dottorato, Università di Torino, Torino.
- Giuffra E., Bernatchez L., Guyomard R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding gene sequence variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* from Northern Italy. *Molecular Ecology*, **3**(2): 161-172. DOI: 10.1111/j.1365-294x.1994.tb00117.x.
- Giuffra E., Guyomard R., Forneris G., 1996. Phylogenetic relationships and introgression patterns between incipient parapatric species of Italian brown trout (*Salmo trutta* L. complex). *Molecular Ecology*, **5**: 207-220. DOI: 10.1046/j.1365-294x.1996.00074.x.
- Grattarolo B., 1599. *Historia della riviera di Salò*. Sabbio V., Brescia.
- Gratton P., Allegrucci G., Sbordoni V., Gandolfi A., 2014. The evolutionary jigsaw puzzle of the surviving trout (*Salmo trutta* L. complex) diversity in the Italian region. A multilocus Bayesian approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **79**: 292-304. DOI: 10.1016/j.ympev.2014.06.022.
- Hamilton K.E., Ferguson A., Taggart J.B., Tómasson T., Walker A., Fahy E., 1989. Post-glacial colonization of brown trout, *Salmo trutta* L.: Ldh-5* as a phylogeographic marker locus. *Journal of Fish Biology*, **35**: 651-664. DOI:10.1111/j.1095-8649.1989.tb03017.x.
- Hammock B.G., Johnson M.L., 2014. Trout reverse the effect of water temperature on the foraging of a mayfly. *Oecologia*, **175**: 997-1003. DOI: 10.1007/s00442-014-2955-1.
- Huitfeldt-Kaas H., 1918. *Ferskvands-fiskenes utbredelse og indvandring i Norge*. Central Trykkeriet, Oslo.
- Jellyman P.G., McHugh P.A., Simon K.S., Thompson R.M., McIntosh A.R., 2018. The effects of brown trout on the trophic webs of New Zealand streams. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown trout: biology, ecology and management*. Wiley, Hoboken: 569-598.
- Johannesson K., Le Moan A., Perini S., André C., 2020. A Darwinian laboratory of multiple contact zones. *Trends in Ecology & Evolution*, **35**(11): 1021-1036. DOI: 10.1016/j.tree.2020.07.015.
- Keller I., Schuler J., Bezault E., Seehausen O., 2012. Parallel divergent adaptation along replicated altitudinal gradients in Alpine trout. *BMC Evolutionary Biology*, **12**: 210. DOI:10.1186/1471-2148-12-210.
- Keller I., Taverna A., Seehausen O., 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. *Molecular Ecology*, **20**(9): 1888-1904. DOI:10.1111/j.1365-294x.2011.05067.x.
- Knapp R., Matthews K.R., Sarnelle O., 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs*, **71**: 401-421. DOI: 10.1890/0012-9615(2001)071[0401:raroal]2.0.co;2.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat M. and Freyhof J., Cornol and Berlin, 646 pp.
- Largiadèr C.R., Scholl A., 1995. Effects of stocking on the genetic diversity of brown trout populations of the Adriatic and Danubian drainages in Switzerland. *Journal of Fish Biology*, **47**(Suppl. A): 209-255. DOI:10.1111/j.1095-8649.1995.tb06057.x.
- Lobón-Cerviá J., Esteve M., Berrebi P., Duchi A., Lorenzoni M., Young K.A., 2019. Trout and char of central and southern Europe and northern Africa. In: Kirschner J.L., Williams J.E., Gresswell R.E., Lobón-Cerviá J. (eds.), *Trout and char of the world*. American Fisheries Society, Bethesda: 379-410.
- Lorenzoni M., Borghesan F., Carosi A., Ciuffardi L., De Curtis O., Delmastro G.B., Di Tizio L., Franzoi P., Maio G., Mojetta A., Nonnis Marzano F., Pizzul E., Rossi G., Scalici M., Tancioni L., Zanetti M., 2019. The check-list of the Italian freshwater fish fauna. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **5**: 239-254.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission of the International Union for the Conservation of Nature), Auckland, 12 pp.
- Lucarda A.N., Patarnello T., Forneris G., Pascale M., 2000. Population genetics of *S. trutta marmoratus*, *S. trutta trutta* and their hybrid of the Pellice River basin (Piemonte, Italy). *Quaderni ETP*, **29**: 13-21.
- Marazzi S., 2005. *Atlante orografico delle Alpi. SOIUSA. Suddivisione orografica internazionale unificata del Sistema Alpino*. Priuli & Verlucca.
- MATTM – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2015. Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2-bis, della legge n. 157/1992. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 7 febr. 2015 n. 31: 5-6. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- MATTM – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2020. Criteri per la reintroduzione e il ripopolamento delle specie autoctone di cui all'allegato D del decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, e per l'immissione di specie e di popolazioni non autoctone (20A02112). Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 14 apr. 2020 n. 98: 2-6. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Maturani A., 2021. Ministero della Transizione Ecologica, decreto direttoriale della Direzione Generale per il Patrimonio naturalistico, 24 maggio 2021, 3 pp.
- McDonald D.B., Parchman T.L., Bower M.R., Hubert W.A., Rahel F.J., 2008. An introduced and a native vertebrate hybridize to form a ge-

- netic bridge to a second native species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(31): 10837-10842. DOI: 10.1073/pnas.0712002105.
- Meldgaard T., Crivelli A.J., Jesensek D., Poizat G., Rubin J.-F., Berrebi P., 2007. Hybridization mechanisms between the endangered marble trout (*Salmo marmoratus*) and the brown trout (*Salmo trutta*) as revealed by in-stream experiments. *Biological Conservation*, **136**(4): 602-611. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.01.004.
- Meraner A., Baric S., Pelster B., Dalla Via J., 2007. Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia*, **579**: 337-349. DOI: 10.1007/s10750-006-0479-3.
- Meraner A., Baric S., Pelster B., Dalla Via J., 2010. Microsatellite DNA data point to extensive but incomplete admixture in a marble and brown trout hybridization zone. *Conservation Genetics*, **11**: 985-998. DOI: 10.1007/s10592-009-9942-9.
- Meraner A., Gandolfi A., 2018. Genetics of the genus *Salmo* in Italy: Evolutionary history, population structure, molecular ecology and conservation. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown trout: biology, ecology and management*. Wiley & Sons Ltd, Hoboken: 65-102.
- Meraner A., Gratton P., Baraldi F., Gandolfi A., 2013. Nothing but a trace left? Autochthony and conservation status of Northern Adriatic *Salmo trutta* inferred from PCR multiplexing, mtDNA control region sequencing and microsatellite analysis. *Hydrobiologia*, **702**: 201-213. DOI: 10.1007/s10750-012-1321-8.
- Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2021. *Storia della trota mediterranea in Piemonte*. Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio (CREST). Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Miró A., Ventura M., 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions*, **17**: 791-803. DOI: 10.1007/s10530-014-0769-z.
- MiTE – Ministero della Transizione Ecologica, 2022. Direzione Generale Patrimonio Naturalistico e Mare. Nota prot. 24488, 28 febbraio 2022.
- Monti M., 1864. *Notizie dei pesci delle provincie di Como e Sondrio e del Cantone Ticino*. Franchi C.
- Moritz C., 1994. Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **9**: 373-375. DOI: 10.1016/0169-5347(94)90057-4.
- MSAL – Ministero della Salute, 2014. *Linee guida per la gestione di attività connesse agli impianti ittiogenici*. Registro classificazione I.l.a.e/2014/15.
- PDR – Presidente della Repubblica, 2021. Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2022 e bilancio pluriennale per il triennio 2022-2024 del 31 dicembre 2021 (21G00256). Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 31 dic. 2021 n. 310 (suppl.), 404 pp. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Polgar G., Mattia I., Righi T., Volta P., 2022. The Italian Alpine and subalpine trouts. Taxonomy, evolution, and conservation. *Biology*, **11**(4), 576. DOI: 10.3390/biology11040576.
- Pomini F.P., 1940. La livrea delle trote ed il reale significato del suo polimorfismo. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale in Milano*, **79**(2): 69-84.
- Pontalti L., 2020. La trota marmorata dai fiumi ai ruscelli: possibilità, per una specie in pericolo, di allungare il proprio habitat. Seconda parte: acclimatamento di una popolazione. *Dendronatura*, **1**: 76-83.
- Porcacchi T., Giolito de Ferrari G., Gesuiti: Collegio, R., 1569. *La nobiltà della città di Como descritta da Thomaso Porcacchi da Castiglione arretino. Con la tavola delle cose notabili*. Giolito G. di Ferrarii, Venice.
- Presa P., Krieg F., Estoup A., Guyomard R., 1994. Diversité et gestion génétique de la truite commune: apport de l'étude du polymorphisme des locus protéiques et microsatellites. *Génétique, Sélection, Evolution*, **26**(Suppl. 1): 183s-202s. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Pujolar J.M., Lucarda A.N., Simonato M., Patarnello T., 2011. Restricted gene flow at the micro- and macrogeographical scale in marble trout based on mtDNA and microsatellite polymorphism. *Frontiers in Zoology*, **8**(7). DOI: 10.1186/1742-9994-8-7.
- Pustovrh G., Snoj A., Bajec S.S., 2014. Molecular phylogeny of *Salmo* of the western Balkans, based upon multiple nuclear loci. *Genetics Selection Evolution*, **46**, 7. DOI: 10.1186/1297-9686-46-7.
- Pustovrh G., Sušnik Bajec S., Snoj A., 2011. Evolutionary relationship between marble trout of the northern and the southern Adriatic basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **59**: 761-766. DOI: 10.1016/j.ympev.2011.03.024.
- Regione Piemonte, 2015. Piano Ittico Regione Piemonte. *Piano regionale degli ambienti e della fauna acquatica e l'esercizio della pesca (stralcio relativo alla componente ittica)*. Regione Piemonte, Assessorato Agricoltura, caccia e pesca Settore Tutela e gestione della fauna selvatica e acquatica, 244 pp. Disponibile [online](#): (accesso: marzo 2022).
- Roberti G., 1767. *Lettera sopra il canto de' pesci*. della Volpe L., Bologna.
- Sacchi B. (Platina), 1475. *Platine de Honesta voluptate et valetudine*. de Aquila L., Venice.
- Salviani I., 1554. *Aquatilium animalium historiae, liber primus: cum eorumdem formis, aere excusis*. Hippolytum Saluianum, Rome.
- Sanz N., 2018. Phylogeographic history of brown trout: A review. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, Wiley, Hoboken: 17-64.
- Scappi B., 1570. *Opera di Bartolomeo Scappi, mastro dell'arte del cucinare, divisa in sei libri*. de' Vecchi A., Venezia.
- Schöffmann J., Marić S., Snoj A., 2019. Trout of Southeast Europe, Western and Central Asia. In: Kershner J.L., Williams J.E., Gresswell R.E.,

- Lobón-Cervía J. (eds), *Trout and char of the world*. American Fisheries Society, Bethesda: 411-456.
- Schönswetter P., Stehlik I., Holderegger R., Tribsch A., 2005. Molecular evidence for glacial refugia of mountain plants in the European Alps. *Molecular Ecology*, **14**: 3547-3555. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2005.02683.x.
- Schorr G., Holstein N., Pearman P.B., Guisan A., Kadereit J.W., 2012. Integrating species distribution models (SDMs) and phylogeography for two species of Alpine Primula. *Ecology and Evolution*, **2**(6): 1260-1277. DOI: 10.1002/ece3.100.
- SDR – Senato della Repubblica, 2022. XVIII Legislatura, Disegno di legge n. 2536. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 30 dicembre 2021, n. 228, recante disposizioni urgenti in materia di termini legislativi. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Segherloo I.H., Freyhof J., Berrebi P., Ferchaud A.-L., Geiger M., Laroche J., Levin B.A., Normandeau E., Bernatchez L., 2021. A genomic perspective on an old question: *Salmo* trouts or *Salmo trutta* (Teleostei: Salmonidae)? *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **162**: 107204. DOI: 10.1016/j.ympev.2021.107204.
- Siebold C.T.E. von, 1863. Ueber die Fische des Ober-Engadins. In: *Proceedings: Verhandlungen der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft zu Samaden*, Samaden, 24th-26th agosto 1863: 173-190.
- Snoj A., Glamuzina B., Razpet A., Zabolckij J., Bogut I., Lerceteau-Köhler E., Pojskić N., Sušnik S., 2010. Resolving taxonomic uncertainties using molecular systematics: *Salmo dentex* and the Balkan trout community. *Hydrobiologia*, **651**: 199-212. DOI: 10.1007/s10750-010-0297-5.
- Sommani E., 1960. Il *Salmo marmoratus* CUV.: sua origine e distribuzione nell'Italia settentrionale. *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, **15**: 40-47.
- Sommani E., 1948. Sulla presenza del *Salmo fario* (L.) e del *Salmo marmoratus* (Cuv.) nell'Italia settentrionale: loro caratteristiche ecologiche e considerazioni relative ai ripopolamenti. *Bollettino di pesca piscicoltura e idrobiologia*, **3**: 136-145.
- Sønstebo J.H., Borgstrøm R., Heun M., 2007. Genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the Hardangervidda mountain plateau (Norway) analyzed by microsatellite DNA: A basis for conservation guidelines. *Conservation Genetics*, **8**: 33-44. DOI: 10.1007/s10592-006-9145-6.
- Splendiani A., Berrebi P., Tougard C., Righi T., Reynaud N., Fioravanti T., Lo Conte P., Delmastro G.B., Baltieri M., Ciuffardi L., Candiotta A., Sabatini A., Caputo Barucchi V., 2020. The role of the south-western Alps as a unidirectional corridor for Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* complex) lineages. *Biological Journal of the Linnean Society*, **131**(4): 909-926. DOI: 10.1093/biolinnean/blaa125.
- Splendiani A., Fioravanti T., Giovannotti M., Olivieri L., Ruggeri P., Nisi Cerioni P., Vanni S., Enrichetti F., Caputo Barucchi V., 2017. Museum samples could help to reconstruct the original distribution of *Salmo trutta* complex in Italy. *Journal of Fish Biology*, **90**: 2443-2451. DOI: 10.1111/jfb.13307.
- Splendiani A., Giovannotti M., Righi T., Fioravanti T., Cerioni P.N., Lorenzoni M., Carosi A., La Porta G., Caputo Barucchi V., 2019. Introgression despite protection: The case of native brown trout in Natura 2000 network in Italy. *Conservation Genetics*, **20**: 343-356. DOI: 10.1007/s10592-018-1135-y.
- Splendiani A., Ruggeri P., Giovannotti M., Pesaresi S., Occhipinti G., Fioravanti T., Lorenzoni M., Nisi Cerioni P., Caputo Barucchi V., 2016. Alien brown trout invasion of the Italian peninsula: the role of geological, climate and anthropogenic factors. *Biological Invasions*, **18**: 2029-2044. DOI: 10.1007/s10530-016-1149-7.
- Stefani B., 1662. *L'arte di ben cucinare, et instruire i men periti in questa lodevole professione: Dove anco s'insegna a far pasticci, saporì, salse, gelatine, torte, et altro*. Osanna, Mantova.
- Stefani F., Anzani A., Marieni A., 2020. Echoes from the past: a genetic trace of native brown trout in the Italian Alps. *Environmental Biology of Fishes*, **102**: 1327-1335. DOI: 10.1007/s10641-019-00899-y.
- Tiberti R., Brighenti S., 2019. Do alpine macroinvertebrates recover differently in lakes and rivers after alien fish eradication? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **420**: 37. DOI: 10.1051/kmae/2019029.
- Tiberti R., Splendiani A., 2019. Management of a highly unlikely native fish: The case of arctic charr *Salvelinus alpinus* from the Southern Alps. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **29**(2): 312-320. DOI: 10.1002/aqc.3027.
- Todesco M., Pascual M.A., Owens G.L., Ostevik K., Moyers B.T., Hubner S., Heredia S.M., Hahn M.A., Caseys C., Bock D.G., Rieseberg L.H., 2016. Hybridization and extinction. *Evolutionary Applications*, **9**(7): 892-908. DOI: 10.1111/eva.12367.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C., Simberloff D., 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, **10**: 1345-1351. DOI: 10.1007/s10530-007-9209-7.
- Vilizzi L., 2011. The common carp, *Cyprinus carpio*, in the Mediterranean region: origin, distribution, economic benefits, impacts and management. *Fisheries Management and Ecology*, **19**(2): 93-110. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2011.00823.x.
- Zanetti M., Nonnis Marzano F., Lorenzoni M., 2013. *I salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità*. A.I.I.A.D. (Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci) Gruppo di Lavoro Salmonidi. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Zarco A., Corbalán V., Debandi G., 2020. Predation by invasive rainbow trout on the critically endangered Pehuenche spiny-chest frog. *Journal of Fish Biology*, **98**(3): 878-880. DOI: 10.1111/jfb.14609.

PLASTICA: UNA GRANDE FAMIGLIA FRA CHIARI E SCURI

Sebbene nell'uso comune si utilizzi il termine *plastica*, in realtà quella delle *materie plastiche* è una famiglia cui appartiene una gran varietà di polimeri sintetici o semi-sintetici.

Le materie plastiche interessano quasi ogni settore della vita umana, apportando miglioramenti e risparmi sui costi: pur se la loro storia ebbe inizio intorno al 1861 –quando l'inglese Parker brevettò il primo materiale plastico semisintetico a base di nitrato di cellulosa– il loro secolo fu il '900.

Nel 1910 venne brevettata la *bakelite*, nel 1912 venne messo a punto il processo per la produzione del *PVC* (polivinilcloruro) e nel 1913 quello del *cellophane*.

Negli anni '30 iniziò la creazione dell'industria moderna per la produzione della plastica e nel 1935 venne sintetizzato il *nylon* mentre nel 1941 il *PET* (polietilene tereftalato), il cui ingresso nel mondo dell'imballaggio alimentare risale al 1973.

Nel 1945 fu registrato il *teflon* (politetrafluoroetilene) da cui derivò nel 1970 il *Gore-Tex*, entrambi utilizzati per una grande varietà di applicazioni: guarnizioni e isolanti, e tessuti tecnici ad alte prestazioni ([Wikipedia](#))

Negli anni '50 comparve la *formica* e nel 1954 Giulio Natta vinse il Premio Nobel per la scoperta del polipropilene isotattico, prodotto industrialmente come *moplen*; negli anni '60 divenne famosissima una fibra tessile poliestere commercializzata con il nome di *terital*.

I decenni successivi furono quelli dello sviluppo dei *tecnopolimeri* (come il polimetilpentene, le poliimmidi, le resine acetaliche, il policarbonato e molti altri) che si affermarono –e si affermano– per applicazioni sempre più sofisticate grazie alla loro versatilità ([Corepla](#)). Alcuni di questi tecnopolimeri per ingegneria sono dotati di caratteristiche fisico-meccaniche e di resistenza al calore così elevate da consentire loro di sostituire i metalli ([Treccani](#)).

I materiali polimerici puri si distinguono in due categorie: termoplastici e termoindurenti. I termoplastici si ammorbidiscono con il calore e tornano rigidi per raffreddamento, e possono essere modellati e rimodellati molte volte; i termoindurenti si ammorbidiscono per riscaldamento ma, se vengono riscaldati dopo l'indurimento, si carbonizzano.

A questi si aggiungono gli elastomeri, copolimeri che possono essere sia termoplastici che termoindurenti.

In linea generale, le plastiche si ottengono dalla lavorazione del petrolio; in funzione dell'applicazione a cui la materia plastica è destinata vengono aggiunte sostanze ausiliarie quali plastificanti, coloranti, antiossidanti, lubrificanti o elasticizzanti ([Wikipedia](#)).

Produzione, consumo, recupero

Oggi la plastica è il terzo materiale umano più diffuso sulla Terra dopo l'acciaio e il cemento ([Sofidel](#)).

La filiera delle materie plastiche è composta da quattro soggetti: i produttori, i trasformatori, i riciclatori e i produttori delle macchine utilizzate dai primi tre.

Il rapporto [Plastic - the Facts 2020](#), pubblicato dall'associazione europea dei produttori di materie plastiche, riporta dati relativi al 2019 e nel contempo segnala come nell'immediato futuro si registreranno gli effetti della pandemia da Covid-19 sulla filiera.

Ecco i principali dati:

- nel 2019 la produzione di plastica a livello mondiale ha raggiunto 368 milioni di tonnellate, il 31% delle quali prodotte in Cina e il 16% in Europa;
- nel biennio 2018-2019 la domanda a livello europeo è stata di 50,7 milioni di tonnellate, il 40% circa per il mercato dell'imballaggio e il 20% circa per quello delle costruzioni;
- nel periodo 2006-2018 la quantità dei rifiuti di plastica avviati al riciclaggio in Europa è raddoppiata, ma nel 2018 ancora il 25% della plastica post-consumo veniva portata in discarica;
- a livello europeo nel 2018 sono state raccolte 29,1 milioni di tonnellate di plastica post-consumo, di cui 17,8 rappresentate da imballaggi il 42% dei quali riciclati; l'esportazione dei rifiuti di plastica è diminuita del 39% dal 2016 al 2018;
- in Italia nel 2018 sono state raccolte 3,6 milioni di tonnellate di plastica post-consumo, di cui 2,3 milioni facenti capo agli imballaggi (domestici, industriali

e commerciali), il cui riciclaggio ha raggiunto la quota del 44,6% (Fig. 1 e 2).

Il riciclaggio dei rifiuti plastici provenienti dalla raccolta differenziata

La filiera di recupero inizia a livello delle amministrazioni comunali e dei cittadini, il cui comportamento virtuoso consente di migliorare la raccolta delle materie plastiche e di raggiungere gli obiettivi fissati dalla normativa.

La raccolta differenziata dei rifiuti di imballaggi in plastica viene effettuata dal gestore del servizio (generalmente il Comune o un consorzio di Comuni) e i materiali vengono conferiti ai *centri di raccolta* convenzionati con i consorzi di riciclo: questi centri fungono da piattaforma di conferimento e di pressatura (con o senza pre-pulizia) dei rifiuti.

L'attività di selezione degli imballaggi viene effettuata nei *centri di selezione* dove i rifiuti sono sottoposti a selezione automatizzata. I rifiuti viaggiano su nastri ad alta velocità ove potenti soffi d'aria separano gli imballaggi leggeri dai più pesanti; all'interno di un vaglio rotante viene eseguita una selezione di tipo meccanico separando le famiglie di plastiche in funzione della dimensione; intervengono anche i lettori ottici, che eseguono una separazione in base ai polimeri presenti nel prodotto da riciclare e all'eventuale colorazione. Segue poi una cernita manuale di quella piccola parte di rifiuti che le macchine non riescono a separare automaticamente.

I materiali selezionati vengono pressati e legati in balle per poi essere avviati alle vere e proprie operazioni di riciclo (Corepla).

Nel riciclo meccanico il rifiuto plastico, già selezionato per polimero, viene sottoposto a operazioni quali triturazione, depolve-

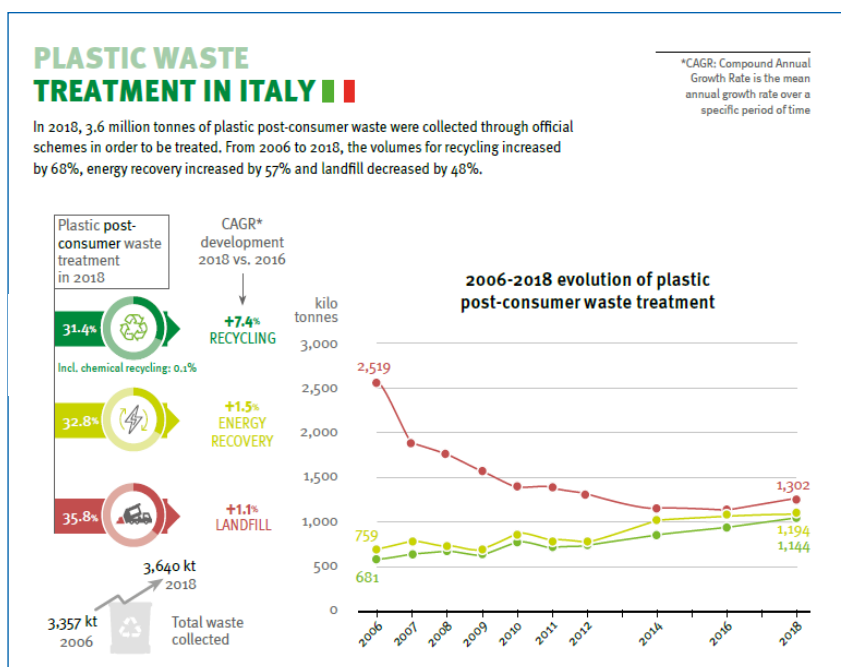


Fig. 1. Andamento del destino della plastica post-consumo in Italia (da Plastic-the Fact 2020).

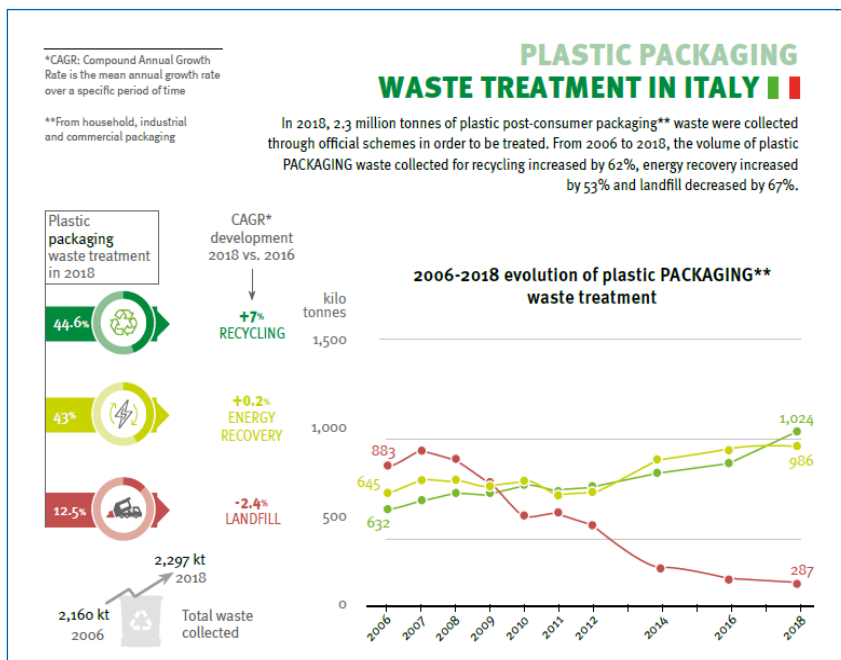


Fig. 2. Andamento del destino degli imballaggi in plastica post-consumo in Italia (da Plastic-the Fact 2020).

razione e lavaggio per generare un materiale chiamato scaglia. Questa viene successivamente trattata nelle macchine granulatrici per l'ottenimento di granuli di plastica

conformi alla serie di norme UNI 10667 "Materie plastiche prime-secondarie".

È evidente che la bontà del risultato del riciclo meccanico di-

pende dal grado di selezione ottenuto e ciò spiega la crescente attenzione nello sviluppo di sistemi industriali in grado di raffinare sempre meglio il materiale plastico.

Le frazioni plastiche non riciclabili derivanti dal processo di selezione costituiscono materiale di scarto non idoneo al recupero di materia; possono però essere sottoposte a recupero energetico negli impianti di produzione di CSS (Combustibile Solido Secondario), che può trovare impiego in impianti (come cementifici, acciaierie o centrali termoelettriche) in sostituzione dei combustibili tradizionali ([arpav](#)). La criticità dell'impiego energetico è legata all'intrusione di plastiche contenenti cloro –come il comune PVC– che ad alte temperature producono diossine; per questo motivo, gli impianti che utilizzano il CSS devono essere caratterizzati da tecnologie di combustione e depurazione dei fumi in grado di rispettare i limiti normativi ([Wikipedia](#)).

Plastica biodegradabile, plastica compostabile, bioplastica

La plastica biodegradabile e quella compostabile possono essere prodotte a partire da materie prime a base biologica oppure fossile, e la plastica a base biologica può essere progettata per essere compostabile o biodegradabile o meno.

La sostenibilità ambientale dei materiali a base biologica dipende dalle tecniche di produzione, dalla durata dei prodotti e dal trattamento post-consumo. E lo stesso vale per le plastiche a base fossile.

A termini di legge, biodegradabilità e compostabilità degli imballaggi sono definite dalla Direttiva 94/62/CE, alcune delle cui lacune interpretative sono sta-

te colmate dalla normativa UNI EN 13432:2002 *Requisiti per imballaggi recuperabili mediante compostaggio e biodegradazione*, normativa su base volontaria armonizzata a livello di Unione Europea ([consulenza-qualità](#)).

I diversi tipi di plastica biodegradabile e compostabile sono progettati per biodegradarsi in determinate condizioni operative: in altre condizioni potrebbero biodegradarsi lentamente o frammentarsi in microplastiche.

Ad esempio, i prodotti in “plastica compostabile industrialmente” sono progettati per degradarsi in condizioni specifiche e controllate negli impianti di compostaggio industriale; potrebbero invece non essere completamente compostabili nelle compostiere domestiche in cui le temperature raggiunte non sono sufficientemente alte e in cui condizioni quali l'umidità e la carica microbica sono molto variabili ([greenreport](#)).

All'interno degli impianti industriali di compostaggio, invece, la presenza di bioplastiche diverse dai sacchetti in bioplastica con cui vengono conferiti i rifiuti organici potrebbe determinare –soprattutto in prospettiva– alcune criticità nella fase di trattamento. Le condizioni e i tempi di compostabilità degli imballaggi in bioplastica potrebbero essere diversi da quelli del materiale organico trattato negli impianti di compostaggio ad oggi esistenti, progettati per trattare prevalentemente rifiuti biodegradabili di cucine e mense e rifiuti biodegradabili di giardini e parchi: ciò potrebbe determinare difficoltà nel successivo utilizzo del compost per la visibile presenza di frazioni bioplastiche non completamente compostate ([greenreport](#)).

Le plastiche biodegradabili e compostabili sono tecnicamente riciclabili, ma attualmente il processo non viene generalmente atti-

vato; esse, inoltre, sono considerate come un'impurità nel processo convenzionale di riciclaggio della plastica ([EEA](#)).

Da una recente [intervista](#) ad un'esperta nel campo dell'uso sostenibile delle risorse e dei rifiuti dell'Agenzia Europea dell'Ambiente è possibile estrapolare tre aspetti principali:

- la riduzione all'origine dei rifiuti di plastica resta la massima priorità;
- occorre individuare i prodotti per i quali è ragionevole utilizzare plastiche biodegradabili o compostabili e i casi in cui questi prodotti potrebbero arrecare più danni che benefici;
- è necessario informare i consumatori perché conoscano tutte queste differenze, e sensibilizzare l'opinione pubblica.

Microplastiche e nanoplastiche

Presenti soprattutto nei mari e nei corsi d'acqua, le microplastiche corrispondono alle particelle di plastica di dimensioni comprese tra 0,1 e 5000 µm, e le nanoplastiche a quelle di dimensioni comprese fra 0,001 e 0,1 µm ([EFSA](#)).

Le microplastiche originano da differenti fonti e possono essere distinte in due categorie: le microplastiche primarie –contaminanti prodotti dall'uso diretto dei materiali da parte dell'uomo– e le microplastiche secondarie, che originano dalla frammentazione dei rifiuti in plastica attraverso l'esposizione prolungata alla luce ultravioletta e l'abrasione fisica. Le nanoplastiche possono derivare da composti di natura industriale oppure dall'ulteriore frammentazione delle microplastiche.

Le forme primarie rappresentano il 15-31% delle microplastiche presenti nell'oceano (e hanno come origini principali il lavaggio dei capi sintetici e l'abrasione degli

pneumatici durante la guida) mentre le forme secondarie rappresentano il 68-81% delle microplastiche presenti nell'oceano.

Le quantità di microplastiche presenti negli ambienti marini sono in aumento; esse possono essere inghiottite dagli animali a livello di tutte le comunità marine, e arrivare nel cibo dell'uomo attraverso la catena alimentare ([Euro-parl](#)).

I frammenti di plastica possiedono proprietà fisiche e idrofobicità superficiale paragonabili a quelle della materia organica sospesa naturale e possono quindi influenzare il destino ambientale degli inquinanti organici persistenti (POP). Grandi quantità di POP idrofobici –inclusi IPA, PCB e PBDE– possono dunque essere captati dalle microplastiche e concentrati di più ordini di grandezza rispetto alle concentrazioni presenti nell'acqua marina. Le microplastiche contaminate rappresentano dunque una via attraverso la quale i POP possono entrare nella rete alimentare marina ([Danieli A., 2020](#)).

In uno studio del 2019 condotto nella baia di Monterey, a sud di San Francisco, sono state raccolte acque a dieci profondità di campionamento (cinque fino a 100 m e altre cinque fino a 1000 m) dimostrando la presenza di microplastiche nell'intera colonna d'acqua: la concentrazione di microplastiche vicino alla superficie del mare è risultata fra le più basse mentre quella a 200 m è risultata la più alta, con 15 particelle per metro³ ([Nature](#)).

Un altro studio del 2020 condotto al largo della Corsica evidenzia come il trasporto, l'accumulo e la potenziale risospensione delle microplastiche siano governati dagli stessi processi che regolano il trasporto e il deposito dei sedimenti più fini, e quindi siano governati dalle correnti marine

profonde. Queste correnti sono le stesse che governano il trasporto dei nutrienti e dell'ossigeno, elementi che condizionano la localizzazione degli hotspots di biodiversità nelle acque più profonde: lo studio ripropone quindi il tema della sovrapposizione tra hotspots di biodiversità marina e di microplastiche ([Science](#)).

Le isole di plastiche

I rifiuti che giorno dopo giorno si riversano in mare da tutte le coste del mondo vengono spinti dalle correnti, andando a concentrarsi in determinate zone ove rimangono intrappolati in vortici acquatici: questo meccanismo crea degli accumuli di rifiuti (per lo più plastici) e detriti così densi e grandi da sembrare vere e proprie isole.

I rifiuti e i detriti che costituiscono queste isole sono di varia natura e dimensione: le microplastiche sono particolarmente dannose ma anche i rifiuti più grandi possono determinare gravi danni alla fauna marina ([viviamosostenibile](#)).

Le isole di plastica che nel mondo hanno raggiunto dimensioni allarmanti sono almeno sei: due sono nell'Oceano Atlantico (una a nord e una a sud), due nell'Oceano Pacifico (una a nord e una a sud), una nell'Oceano Indiano e una nel Mare di Barents.

La più nota –e più grande e più vecchia– è la *Great Pacific Garbage Patch* (o *Pacific Trash Vortex*), la cui estensione viene spesso paragonata a quella della Penisola Iberica. Si trova nel Pacifico tra la California e l'Arcipelago Hawaiano e si sposta seguendo la corrente oceanica del vortice subtropicale del Nord Pacifico; la plastica è assolutamente prevalente, ma sono presenti anche metalli leggeri e residui organici in decomposizione ([CorriereInnovazione](#)).

Anche il Mar Mediterraneo è colpito da questo problema: secondo gli studi dell'IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER) tra l'isola d'Elba e la Corsica è possibile intravedere un'isola di plastica temporanea lunga parecchi chilometri: essa si forma ciclicamente a seconda delle correnti del mare (che nel Mediterraneo hanno un andamento stagionale), persiste da poche settimane a qualche mese per poi scomporsi ([francebleu](#)).

Per studiare il fenomeno dei rifiuti in mare, a livello europeo è stato istituito uno specifico Gruppo Tecnico nell'ambito della strategia comune di implementazione della *Marine Strategy Framework Directive*. Tale Gruppo rende disponibili numerosi documenti tecnici che spaziano dall'identificazione dei rifiuti in mare ai danni che essi determinano, dal monitoraggio dei rifiuti portati al mare dai fiumi alla contaminazione delle spiagge ([jrc](#)).

Da molti anni i rifiuti plastici in mare sono causa di morte per gli animali marini. Ecco un piccolo esempio: nel lontano 1984 un capodoglio maschio di circa 10 anni –occasionalmente presente nelle poco profonde acque dell'Adriatico– si spiaggiò sulla battigia di Silvi (TE); il capodoglio fu rimesso vivo in mare e si allontanò nuotando autonomamente. Il giorno successivo fu rinvenuto senza vita e le cause della morte furono attribuite alla presenza nello stomaco di notevoli quantità di rifiuti in materiale plastico e di spezzoni di reti da pesca in materiale sintetico; fu perfino ritrovato un proiettile nello sfiatatoio ([Torre del Cerrano](#)).

La bonifica in acqua

Liberare gli oceani e i mari dai rifiuti di plastica estraendo

grossi quantitativi di scarti è una sfida già iniziata. Non sembra però realistico pensare a una pulizia completa in quanto moltissima plastica si trova sotto la superficie dell'acqua fino ad elevate profondità; non sembra inoltre prospettarsi a breve una soluzione per recuperare le microplastiche, operazione probabilmente impossibile a causa della vastità del fenomeno e delle dimensioni delle particelle.

Questa carrellata non esaustiva descrive otto proposte.

– Il sistema più noto è quello ideato dall'organizzazione senza scopo di lucro *The Ocean Cleanup*, rappresentato da una barriera galleggiante; dopo tre anni di tentativi senza successo e molte modifiche al sistema sperimentale, recentemente sta finalmente raccogliendo i primi risultati positivi.

Si tratta di una grande barriera galleggiante che, trasportata dai venti e dalle correnti, passa attraverso le isole di plastica e rifiuti; per raccogliere quanto più materiale possibile, è dotata di una fitta rete che raggiunge i tre metri di profondità. La barriera viene trainata da un rimorchiatore fino al punto desiderato, e nel momento in cui viene sganciata assume la forma a U; dopo alcune settimane di raccolta il rimorchiatore torna a richiudere la rete galleggiante e traina i rifiuti raccolti per il successivo trattamento ([ilpost](#)).

Questa proposta ha suscitato numerose critiche a causa del fatto che potrebbe determinare rischi per la fauna marina. La barriera potrebbe infatti simulare i risultati del FAD (Fish Aggregating Device), il dispositivo utilizzato dai pescatori per aggregare i pesci d'altura verso un'area centrale per poterli catturare più facilmente ([national-geographic](#)).

– Il progetto britannico *Ocean Savour* propone un catamarano lungo 70 metri progettato per individuare, raccogliere e riciclare in situ la plastica oceanica. I materiali plastici vengono raccolti con un apparato che si dispiega sui fianchi dell'imbarcazione (comunque in grado di liberare gli animali accidentalmente catturati); le plastiche vengono immesse in un trasportatore di bordo, triturate finemente, macinate e lavorate attraverso un impianto di gassificazione a plasma che le distrugge completamente (generando emissioni in atmosfera minime); il syngas prodotto viene utilizzato per alimentare la nave, che diviene quindi auto-alimentata ([marinecuc](#)).

– Anche il progetto dell'associazione *The SeaCleaners* è un'imbarcazione oceanica in grado di raccogliere i macro-rifiuti galleggianti prima che si frammentino: per questo motivo – e per far arrivare meno plastica al largo – l'imbarcazione opererà (presumibilmente a partire dal 2022) prevalentemente alla foce dei fiumi, responsabili di trasportare oltre l'80% della plastica presente in ambiente marino.

Si tratta di un catamarano dalla forma di una manta, alimentato ad energia solare ed eolica, che in navigazione utilizzerà un impianto sonoro per allontanare pesci e cetacei durante le operazioni di raccolta dei rifiuti; a bordo i rifiuti saranno selezionati e compattati e successivamente portati a terra per il riciclaggio ([swissinfo](#); [el-ledecor](#)).

– Anche la proposta *Great Bubble Barrier* è finalizzata a impedire che le plastiche raggiungano il mare attraverso le vie d'acqua terrestri. Consiste semplice-

mente nel posizionare sul fondo del fiume o del canale un tubo forato in cui pompare aria ad elevata pressione, creando così una barriera di bolle; il tubo va posizionato diagonalmente, in modo tale che la plastica galleggiante possa essere incanalata verso la zona di raccolta situata vicino alla riva. La barriera di bolle non infastidisce i pesci e ha inoltre il benefico effetto di ossigenare l'acqua.

Dal 2019 la barriera viene utilizzata ad Amsterdam, in un punto in cui la rete di canali della città sfocia nel lago IJ (il lungomare di Amsterdam); a sua volta, esso è direttamente collegato al Mare del Nord grazie all'omonimo Canale ([thegreatbubblebarrier](#)).

– Paragonabile alla precedente la proposta della start up SEADS (*Sea Defence Solutions*) che prevede l'installazione di barriere galleggianti e rigide progettate per resistere a condizioni di piena e a oggetti di dimensioni rilevanti come i tronchi d'albero, e nel contempo per non interferire con la fauna del fiume e non impedire il passaggio di barche. Le barriere –almeno due per progetto, sfalsate e posizionate in diagonale rispetto al flusso dell'acqua– presentano una parte sommersa per circa un metro sotto il pelo dell'acqua, creano una corrente trasversale al flusso del fiume e trasportano le plastiche verso il bacino laterale di collezione; qui vengono accumulate, raccolte periodicamente e indirizzate verso il riciclo. Le barriere seguono le variazioni di livello dell'acqua, rimanendo efficaci; la struttura è comunque dotata di un sistema di apertura in caso di eventi imprevisti ([tekneco](#)).

Il primo test a scala reale di que-

ste Blue Barriers è stato realizzato nel 2019 sul fiume Lamone e i risultati della raccolta sono stati molto incoraggianti ([sea-defencesolutions](#)).

- La società *Green Tech Solution* propone invece un servizio di pattugliamento sistematico denominato *Litter Hunter*. Si tratta di un sistema integrato per l'identificazione e il recupero dei rifiuti galleggianti composto da tre elementi: il rilevamento in aria mediante droni, il recupero in acqua attraverso imbarcazioni automatizzate (robot marino ad energia elettrica dotato di un filtro di tre metri d'ampiezza), e il coordinamento terrestre (per supervisionare le unità automatiche e verificare le condizioni meteomarine). Ovviamente *Litter Hunter* può essere utilizzato sia in ambito marino che in contesto di acque interne, in particolare per prevenire lo spiaggiamento dei rifiuti solidi galleggianti ([premiobestpractices](#)).

Il sistema è stato utilizzato per la prima volta in campagne svolte sulla Costiera Amalfitana nell'estate del 2019 ([meteoweb](#)).

- Dall'Australia arriva il *Seabin*, cestino della spazzatura marina da posizionare all'interno dei porti e in grado di catturare anche microplastiche e microfibre. Il *Seabin* generalmente viene fissato al pontile con la parte superiore del dispositivo a livello della superficie dell'acqua; gra-

zie al vento e alle correnti l'acqua entra nel bidone ove viene filtrata ed espulsa mediante una pompa elettrica, mentre i rifiuti restano all'interno del contenitore. Se posizionato correttamente un *Seabin* può raccogliere oltre 500 kg di rifiuti all'anno, filtrando 25000 l di acqua all'ora; le operazioni di svuotamento (ogni due settimane) sono molto facili e i rifiuti raccolti vengono conferiti negli appositi contenitori.

Numerosi *Seabin* sono già attivi in Italia da alcuni anni, sia in ambito marino che lacustre e fluviale ([nonsprecare](#)).

- Tutta italiana la proposta del *robot-granchio Silver2* progettato per ripulire i fondali marini dalla microplastica (e che prossimamente verrà dotato di un braccio robotico per raccogliere le macroplastiche). Il robot può scendere fino a 200 m di profondità ed è dotato di sei zampe articolate e molleggiate che gli permettono di saltellare sul terreno senza danneggiarlo e di aggirare gli ostacoli; può essere guidato a distanza grazie a una boa superficiale che riceve i dati e li trasmette al computer dell'operatore; è inoltre dotato di carotatori per raccogliere campioni del fondale ([santanapisa](#)).

Le capacità del robot-granchio sono state saggiate in campo per la prima volta nel 2019, a profondità comprese fra 0,5 e 12 m ([robotics.sciencemag](#)).

Conclusioni

Da oltre cento anni le materie plastiche sono parte integrante della vita umana a livello mondiale, e nel contempo il loro smaltimento rappresenta una delle più grandi sfide ambientali.

Le qualità di questi materiali sono anche la loro condanna: le plastiche non si degradano, ma si possono frammentare in particelle microscopiche che rappresentano una forma di inquinamento molto insidioso.

È quindi necessario lavorare sulla composizione chimica dei materiali e sulla tracciabilità delle categorie polimeriche perché possano essere separate efficacemente in forma pura e possano essere sempre più riciclate.

È soprattutto necessario ridurre all'origine la quantità dei rifiuti di plastica post-consumo.

E per quanto riguarda l'inquinamento del mare non si può non essere d'accordo con quanto sostiene il navigatore francese Yvan Bourgnon: *la soluzione al problema della plastica in mare si trova sulla terraferma*.

Rossella Azzoni
Riccardo Spaggiari

Informazioni sugli autori:

Rossella Azzoni: Socio fondatore ed ex Presidente CISBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia; e-mail: ross.azzoni@yahoo.com

Riccardo Spaggiari: Tecnologo alimentare, referente ambientale SABAR RE; e-mail: rcrspg@gmail.com

L'uso dei droni nel monitoraggio ambientale

L'interesse nei confronti dei droni è in continua crescita, e non solo tra gli esperti.

Piccole macchine volanti che possono essere utilizzate in moltissimi ambiti grazie alla loro grande versatilità, i droni consentono di effettuare rapidamente osservazioni dall'alto senza dover ricorrere a mezzi aerei più impegnativi e costosi.

Qualche informazione sui droni

Il mercato offre diversi tipi di droni che si differenziano principalmente per le ali e per il meccanismo di volo, ma anche per i sensori con i quali vengono equipaggiati e per il tipo di output che restituiscono.

Con termine tecnico, i droni aerei vengono generalmente chiamati UAV (Unmanned aerial vehicle) o APR (Aeromobili a Pilotaggio Remoto).

I droni ad ala fissa sono dotati di un'ala rigida e appaiono simili a un aeromodello; utilizzando solo parzialmente la spinta delle eliche (poiché in volo si avvalgono della portanza aerodinamica) garantiscono una buona durata della batteria; possono raggiungere quote molto elevate e quindi mappare grandi superfici; non possono cambiare facilmente direzione di moto né girare sul loro asse in tempi rapidi e per questo le diverse attrezzature vengono montate su dispositivi pivotanti che le orientano senza muovere il drone.

I droni ad ala rotante si spostano invece grazie alla spinta esercitata dalle eliche e non pos-

siedono capacità di planata; si spostano verso l'alto e cambiano direzione grazie al continuo movimento dei motori e per questo il consumo delle batterie è molto elevato; decollano e atterrano verticalmente; possono restare immobili nell'aria e correggere facilmente l'assetto. I droni multiroto sono i più comuni e sono classificati in base al numero di eliche possedute: i più diffusi sono i quadricotteri (droni a quattro rotori) (robotdazero.it).

Un insieme di queste due tipologie è rappresentato dai sistemi VTOL (Vertical Take-off and Landing); sono velivoli a decollo e atterraggio verticale che durante il volo traslato (cioè il volo vero e proprio) utilizzano le ali dell'aeromobile, coniugando i vantaggi della manovrabilità e dell'autonomia; garantiscono inoltre ottime prestazioni in termini di distanze percorse, durata del volo e capacità di carico. Secondo EASA (European Union Aviation Safety Agency) i sistemi VTOL consentiranno di rendere reale la mobilità aerea urbana (UAM o Urban Air Mobility) entro i prossimi 3-5 anni; le prime operazioni UAM dovrebbero riguardare la consegna delle merci tramite droni e il trasporto passeggeri per servizi quali taxi o ambulanze aerei (quadricottero.com).

Ulteriori tipologie di droni – ma non volanti – sono rappresentate dai droni marini e subacquei, in termini tecnici chiamati ROV (Remoted Operated Vehicle); a seconda della destinazione d'uso, essi possono essere equipaggiati

con particolari videocamere e fari led o con sonar, possono essere collegati ad un cavo o essere pilotati da remoto.

L'elaborazione dei dati ricavati attraverso la mappatura con i droni consente di creare mappe 2D, modelli 3D e altri modelli. L'ortomosaico 2D è una mappa costruita unendo insieme centinaia o migliaia di foto digitali, e può essere georeferenziata e precisa al centimetro. Un modello 3D viene invece realizzato con i dati della nuvola di punti, migliaia di punti ognuno dei quali è una coordinata geometrica; le nuvole di punti possono fornire informazioni molto interessanti quali osservazioni e misurazioni sulla profondità, l'elevazione o la geometria di un oggetto (eliteconsulting).

Per lavorare con i droni aerei occorre diventare Operatore UAS (Unmanned Aircraft System), figura che può coincidere con quella del pilota; l'Operatore ha la responsabilità di utilizzare o far utilizzare il drone a scopo ricreativo, professionale o di ricerca nel rispetto delle leggi attuali in termini di sicurezza, privacy e obblighi assicurativi. Ha inoltre l'obbligo di far pilotare il drone a un pilota in possesso di adeguate competenze, ottenibili superando la prova di completamento della formazione on line predisposta dall'Ente Nazionale per l'Aviazione Civile (ENAC).

Per effettuare alcuni voli, infine, è necessario essere autorizzati: ad esempio, occorre l'autorizzazione per sorvolare i parchi e le aree protette (3dmetrica).

I campi di applicazione ambientale

In termini generali e in ambito scientifico, un drone può essere definito un aeromobile a pilotaggio remoto che consente di accedere a immagini ad altissima risoluzione in qualunque momento e praticamente in qualunque luogo ([ingv.it](#)). Può essere definito anche come un laboratorio volante che, attraverso complessi sistemi di sensori, è in grado di produrre mappe tridimensionali e fornire indicazioni sul tipo di ambiente sorvolato ([montagna.tv](#)).

I droni vengono equipaggiati con sensori sofisticati come le telecamere RGB (rosso, verde e blu e loro combinazioni), le telecamere RGB+NIR (per l'infrarosso vicino), le fotocamere termiche, la tecnologia Lidar (Laser Imaging Detection and Ranging) o i sensori per monitorare la qualità dell'aria potendo effettuare, se ben equipaggiati, il monitoraggio di NO_x, SO₂, CO, CO₂, O₃, COV e altre molecole nonché polveri sottili contemporaneamente.

Con i droni diventa così possibile monitorare i movimenti del terreno, il rischio idrogeologico e alluvionale, il rischio valanghivo, il rischio vulcanico, l'aumento del livello marino, la subsidenza. Diventa possibile ricercare le discariche abusive e le coperture in amianto, seguire il trasporto solido nelle correnti marine e negli estuari, assicurare l'efficienza e la sicurezza dei campi fotovoltaici o scoprire gli abusi edilizi. Nell'agricoltura di precisione l'uso dei droni consente non solo di valutare i danni causati alla vegetazione ma anche di monitorare la produzione di biomassa o di calcolare le dosi di concimazione azotata. Nella gestione forestale l'uso dei droni permette di migliorare la pianificazione, di rilevare parassiti e malattie, di identificare l'origine

degli incendi boschivi e valutarne le caratteristiche in luoghi difficilmente raggiungibili dagli operatori a terra, e di gestire le piantagioni ([instadrone.fr](#); [officinaseo.it](#)).

Con i droni marini e subacquei è possibile ispezionare fondali, monitorare la qualità delle acque, ispezionare condotte o rilevare pesci con elevata precisione di identificazione ([dronezine](#), [droneblog](#)).

I droni e l'acqua

La tecnologia dei veicoli senza pilota sta collaborando con la tutela della risorsa idrica attraverso numerose applicazioni.

La più intuitiva riguarda la raccolta di campioni nei fiumi, nei laghi e nelle aree costiere. I droni progettati per questo scopo sono in grado di trasportare pesi significativi e possono essere dotati di dispositivi in grado di determinare la profondità o misurare l'altezza dello strato fotico ([inn03](#)). Una soluzione di questo tipo può rendere più agevole la raccolta di campioni in luoghi difficili da raggiungere quali i circa 4000 laghi d'alta montagna presenti nell'arco alpino e situati prevalentemente nella fascia altimetrica 1500-3000 m s.l.m.

Un recente studio americano si è invece posto l'obiettivo di sviluppare modelli affidabili per stimare parametri di qualità dell'acqua rilevabili otticamente (Solidi sospesi totali, Clorofilla *a* e trasparenza) e non (fosforo totale e azoto totale) in ambienti oligotrofi ed eutrofi utilizzando immagini raccolte con un sensore multispettrale veicolato da un drone ([Aran-go J.C. e R.W. Nairn, 2020](#))

In ambiente marino un drone equipaggiato con una camera multispettrale è stato utilizzato per il monitoraggio di alghe in acque basse con la finalità di individuare le prime fasi di crescita subacquea dell'alga: il monitoraggio precoce

è infatti indispensabile per poter effettuare interventi di rimozione tempestivi prima dell'insorgere di condizioni potenzialmente dannose per gli allevamenti di molluschi e per la fauna ittica ([Taddia et al.](#)).

Il malfunzionamento degli impianti di depurazione, gli scarichi fognari abusivi, gli sversamenti illegali di liquami restano ancora oggi fra i responsabili del deterioramento delle acque dolci e salate. In molte realtà nazionali il contrasto allo sversamento di acque non depurate, le cui bocche di uscita sono solitamente situate in zone inaccessibili per gli operatori a campo, viene sempre più attuato attraverso l'utilizzo di droni equipaggiati con termocamere in grado di rilevare la diversità di temperatura dei liquami rispetto a quella dell'acqua del corpo recettore ([droneblog](#)).

Le perdite d'acqua in distribuzione rappresentano invece uno dei principali problemi dei sistemi di approvvigionamento idrico; secondo il *Censimento delle acque per uso civile 2018* in Italia si perde il 42% dell'acqua immessa in rete e le perdite più consistenti sono dovute al volume d'acqua che fuoriesce dal sistema di distribuzione ([ISTAT](#)). Tali perdite sono molto spesso difficili da localizzare; esse però fanno aumentare l'umidità del suolo e/o la turgidità della vegetazione e ciò induce cambiamenti di temperatura legati all'evaporazione dal terreno o alla traspirazione delle piante. Utilizzando un drone corredato da una termocamera è possibile identificare le perdite valutando anche deboli cambiamenti di temperatura, rendendo quindi possibile effettuare l'intervento manutentivo con minor spreco di tempo e risorse ([Cordis](#)).

I droni e le ARPA

Attraverso una ricerca (da non ritenersi esaustiva) effettuata

sul sito del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente è stato rilevato che almeno 12 Agenzie regionali utilizzano (o hanno utilizzato) i droni –in proprio o in collaborazione– per il monitoraggio ambientale, seppure con finalità differenti fra loro ([snpambiente](#)).

Nel 2021 ARTA Abruzzo si è dotata di droni per potenziare il controllo, il monitoraggio e la vigilanza ambientali; l'utilizzo più urgente riguarda il monitoraggio delle aree critiche in prossimità di una imponente discarica abusiva: i droni vigileranno sulle azioni di ripristino ambientale.

Il Centro Regionale Strategia Marina di ARPA Calabria è attualmente dotato di un ROV di ultima generazione –dalle prestazioni oceanografiche molto elevate – per il monitoraggio e la mappatura dei bassi fondali e degli ecosistemi marini.

Anche ARPA Friuli Venezia Giulia è dotata di un veicolo subacqueo che può arrivare alla profondità di 300 m –che opera quindi ben al di sotto della zona eufotica– e dotato di una telecamera ad alta risoluzione per indagare i fondali e le acque dell'ecosistema marino, di laser per quantificare le dimensioni degli organismi o delle morfologie visionate e di un sistema per il rilevamento della posizione geografica subacquea.

Tecnici di ARPA Lazio, in vista dell'innovazione delle metodologie per monitorare e controllare il territorio, hanno partecipato a corsi di formazione in cui sono stati esaminati gli aspetti teorici e pratici nell'impiego di dati satellitari e droni per il monitoraggio ambientale; inoltre l'Agenzia si è dotata di un ROV per il monitoraggio e la mappatura dei bassi fondali e degli ecosistemi marini.

ARPA Liguria ha costituito una squadra di operatori abilitati a operazioni in scenari critici dotata

di un quadricottero equipaggiato con fotocamera ad alta definizione. Le applicazioni riguardano sia il dissesto idrogeologico (innescò di frane veloci, creazione di curve di livello e altro) sia il monitoraggio aereo dell'ambiente marino.

ARPA Lombardia ha avviato il monitoraggio degli impianti di trattamento rifiuti autorizzati e la ricerca delle raccolte illegali, avvalendosi anche di droni aerei per la mappatura e la valutazione quantitativa; ha inoltre avviato l'aggiornamento della mappatura delle coperture in cemento-amianto con l'obiettivo di stimare il tempo necessario per completarne la rimozione.

ARPA Molise impiega un drone per la ricerca dei siti contaminati nel sottosuolo, di cui non si conosce né numero né ubicazione; la finalità è quella di poter consentire la bonifica dei rifiuti interrati, dei depositi incontrollati, dei manufatti contenenti amianto abbandonati, e altro.

Anche ARPA Piemonte sta integrando i precedenti rilievi delle coperture in cemento-amianto con un nuovo monitoraggio che utilizza un drone; sta anche sperimentando sistemi di *machine learning* per analizzare i dati telerilevati, sistemi in grado di apprendere e riconoscere differenti tipologie di coperture degli edifici.

In ARPA Puglia sei funzionari –operanti in differenti unità operative per poter diversificare le applicazioni– sono in possesso dell'attestato per il pilotaggio dei droni. Con i velivoli in dotazione è così possibile monitorare ecosistemi terrestri e acquatici, compresi quelli marini.

ARPA Toscana ha avviato il monitoraggio delle cave del bacino marmifero apuano e versiliese tramite droni per ottenere cartografia a supporto della modellazione idraulica e idrogeologica, per

individuare stoccaggi abusivi degli scarti di lavorazione e per caratterizzare lo stato dei lavori di escavazione in un ambiente soggetto a frequenti trasformazioni.

ARPA Valle d'Aosta dedica i droni al monitoraggio dei movimenti superficiali dei versanti alpini interessati da permafrost, delle variazioni frontali e del bilancio di massa di alcuni ghiacciai, della fenologia e dei parametri strutturali della vegetazione nonché alla valutazione di danni biotici (fitopatie) e abiotici (aree percorse da valanghe) a carico degli ecosistemi vegetali.

ARPA Veneto utilizza i droni per calcolare l'indice di qualità morfologica dei corpi idrici in ambienti montani, caratterizzati da difficile accessibilità; per il monitoraggio dei laghi sta inoltre sperimentando la funzionalità di droni dotati di sonde per la misura di alcuni parametri chimico-fisici quali la temperatura e l'ossigeno disciolto.

Conclusioni

La rivoluzione tecnologica certamente modifica il lavoro, ma l'intravedere un rapporto di opposizione fra le macchine e l'uomo può rappresentare un grave errore in campo ambientale. Molte attività possono trarre vantaggio dall'interazione fra uomo e tecnologia, a patto che essa sia d'ausilio e non sostitutiva dell'azione umana che rimane sempre in primo piano concentrandosi in quella parte del lavoro che richiede pensiero critico e creativo nonché capacità di risolvere i problemi e di prendere decisioni.

Salvatore De Bonis

Informazione sull'autore:

vicepresidente del CISBA; biologo dei sistemi acquatici, attualmente biologo presso l'Unità Risorse Idriche di Arpa Lazio sede di Roma.
e-mail: salvatore.debonis@arpalazio.it

L'invasione degli ippopotami

Nel 1985 il famigerato narcotrafficante Pablo Escobar importò illegalmente dagli Stati Uniti quattro ippopotami (un maschio e tre femmine) per arricchire lo zoo allestito nella sua tenuta in Colombia, l'*Hacienda Napoles*.

Dopo la cattura di Escobar nel 1991 la maggior parte degli animali presenti nel suo zoo fu ricollocata negli zoo colombiani ma non gli ippopotami in quanto creavano troppe difficoltà e molti rischi durante il trasporto a causa dell'enorme mole. Così gli esemplari rimasero nella Hacienda, si riprodussero e si spinsero ai limiti della vastissima tenuta cercando poi di fuggirne.

Oggi il numero degli ippopotami è valutato in un centinaio di esemplari; essi vivono nel bacino del Magdalena, uno dei principali fiumi della Colombia: ippopotami allo stato libero (soprattutto giovani maschi) sono stati avvistati a più di 200 km dal punto iniziale

d'introduzione, sia verso nord che verso sud.

Attualmente la *Hacienda Napoles* è un parco a tema e accoglie la più grande popolazione di ippopotami al di fuori del continente africano (Gallina-Tessaro, 2019; Castelblanco-Martinez, 2021).

Questa invasione biologica rappresenta un "esperimento" senza precedenti: l'interesse del mondo scientifico è rivolto allo studio e alla valutazione degli effetti sugli ecosistemi fluviali, quello dei media internazionali all'eccezionalità di questo avvenimento.

Hippopotamus amphibius

L'ippopotamo è un grande mammifero erbivoro nativo dell'Africa; è considerato un animale estremamente pericoloso a causa della mole gigantesca e dell'enorme forza.

È una creatura anfibia: passa il giorno in acqua ed emerge la notte. Usa l'ambiente acquatico

solo come luogo di riposo: non si nutre infatti di vegetazione acquatica ma pascola l'erba a distanza anche notevole dal rifugio acquatico, che può essere un fiume, un lago o un'area umida.

Nei territori originari in cui vivono gli ippopotami contribuiscono alla sopravvivenza di numerose altre specie: spargendo sterco (sotto forma di particelle minutissime evacuate a pressione) concimano sia le praterie sia il fondo dei fiumi e degli stagni, ove tale apporto trofico velocemente biodegradabile favorisce le biocenosi e in particolare la fauna ittica. Strappando l'erba raso al suolo nelle zone di pascolo contribuiscono a evitare gli incendi di savana per qualche chilometro lungo le sponde dei corsi d'acqua ([Wikipedia](#)).

L'area di distribuzione naturale dell'ippopotamo è africana e attualmente fa capo a una quarantina di stati dell'Africa subsahariana ([worldlandtrust](#)).

Nel 2006 IUCN (International Union for Conservation of Nature) ha classificato l'ippopotamo come *Vulnerabile* (VU), rischio confermato nel 2016; la precarietà dello stato dell'ippopotamo è dovuta al continuo declino del suo habitat, sia in estensione che in qualità ([iucnredlist](#)).

In Colombia l'ippopotamo è classificato come specie aliena invasiva: la popolazione cresce rapidamente in quanto gli adulti in grado di riprodursi vivono molto a lungo (40-45 anni); inoltre nel paese sudamericano non si verificano periodi di siccità, non sono presenti predatori dei cuccioli né compe-



Mosaico del Nilo (fine II secolo a.C.): particolare degli ippopotami. Museo archeologico nazionale di Palestrina.

titori per il pascolo; in sostanza in Colombia non sono presenti elementi che possano garantire una forma di controllo naturale delle popolazioni, contrariamente a quanto accade in Africa (Molsalve Buritica e Ramirez Guerra, 2018).

Nell'areale originario, quindi, la specie è in progressiva riduzione mentre in quello di introduzione è in fase di crescita esponenziale.

QUALE IMPATTO SULL'ECOSISTEMA?

L'ippopotamo è considerato un *ecosystem engineer* cioè uno di quegli organismi in grado di regolare –sia direttamente che indirettamente mediante il cambiamento dello stato fisico dei materiali biotici e abiotici– la disponibilità di risorse per le altre specie: in tal modo esso modifica o mantiene o crea habitat; in particolare l'ippopotamo è un ingegnere allogenico, cioè apporta cambiamenti all'ambiente biofisico modificando meccanicamente i materiali. L'impatto di un *ecosystem engineer* –che fa dunque variare la disponibilità di risorse utilizzate dalle altre specie, sia in termini di qualità che di quantità e di distribuzione– dipende dalla scala spaziale e temporale della sua azione; in linea di massima gli ingegneri ecologici più noti sono rappresentati da specie che generano grandi effetti pro-capite, che sono rappresentate da popolazioni con alte densità, che occupano vaste aree per lungo tempo e che possono dare origine a strutture che modificheranno il flusso delle risorse e persisteranno per centinaia di anni (Jones *et al.*, 1994).

In Africa, nel loro areale originario, gli ippopotami hanno un impatto importante sul territorio poiché modellano struttura e funzioni degli ecosistemi acquatici e terrestri, facilitando la connettività fra i due. Come detto, si nutrono di

erbe a terra ma defecano anche in acqua veicolando quindi sostanze nutritive dagli ambienti terrestri a quelli acquatici e alterando la composizione chimica dell'acqua (favoriscono i produttori primari acquatici e procurano materiale organico per i detritivori). Con il loro movimento disturbano i sedimenti risospesando i nutrienti e la sostanza organica nella colonna d'acqua e quindi modificano l'idrodinamica del corpo idrico; in più, spostando i loro pesanti corpi attraverso zone fangose possono creare canali di flusso dell'acqua alterando la struttura delle paludi. L'impatto sugli ecosistemi acquatici africani è generalmente maggiore nella stagione secca quando la densità dei megamammiferi è alta e l'esportazione di materia organica attraverso il flusso idrico è bassa.

Gli ippopotami che vivono in Colombia si comportano in identico modo ma si rapportano con livelli idrici più consistenti e meno variabili stagionalmente, e con maggiori precipitazioni annue: il loro ruolo nel territorio d'adozione rimane quindi ancora tutto da definire (Shurin *et al.*, 2020).

IL CARISMA DELL'IPPOPOTAMO

La rappresentazione antropomorfa dell'ippopotamo ha contrassegnato l'infanzia di ognuno di noi, qualunque sia la nostra età: dalle graziose ballerine della *Danza delle ore* del classico Disney *Fantasia* degli anni '40 a *Pippo* l'ippopotamo blu degli anni '70, testimonial trentennale di uno spot pubblicitario conosciuto anche da chi *Carosello* non l'ha mai visto; la più giovane *Gloria* è invece l'ippopotamo femmina protagonista dei recenti film della serie *Madagascar*.

In tutte queste rappresentazioni gli ippopotami sono giocosi, positivi, ispirano allegria e infon-

dono tenerezza ma nella realtà essi sono animali poco pacifici: hanno denti temibili, possono attaccare le barche nelle acque in cui trascorrono la giornata e ogni anno causano la morte di molte persone in Africa.

Grazie a queste rappresentazioni l'ippopotamo è quindi considerato carismatico, attributo che influenza in modo significativo la percezione che gli uomini hanno di un certo organismo.

Il carisma delle specie è un concetto complesso sulla cui definizione non vi è ancora un consenso generalizzato: il termine viene comunemente utilizzato per riferirsi all'attrattività, al fascino o alla bellezza di una specie, sia animale che vegetale.

Gli aspetti che creano il carisma possono essere visivi, acustici, olfattivi, comportamentali o simbolici. Il carisma dipende sia dalle caratteristiche fisiche della specie sia dalla percezione soggettiva e dal valore attribuito dagli umani a tale specie; essendo molto soggettivo, la sua percezione può cambiare nel tempo, o può essere indotta attraverso apposite campagne di marketing.

Il carisma ha inoltre margini di ambiguità: una specie può essere contemporaneamente carismatica e spaventosa o pericolosa: esempi ne sono gli squali, i grandi serpenti, la tigre.

Nella biologia della conservazione il termine viene applicato a quelle specie le cui caratteristiche e il cui comportamento tendono a ispirare risposte positive negli umani: il carisma è quindi strettamente associato al concetto di specie bandiera, utilizzato per la comunicazione e per la ricerca di finanziamenti.

Nel caso delle invasioni biologiche il carisma della specie gioca un ruolo sostanziale in alcune parti del processo in quanto modifica la

“percezione pubblica” del problema e l’atteggiamento della popolazione nei confronti della gestione della specie stessa.

È noto quanto il carisma possa avere un forte effetto sulla fase di stabilizzazione e di espansione di quegli animali alloctoni che vengono nutriti dagli uomini (ad esempio gli uccelli); possa giocare contro l’eradicazione delle specie graziose o attrattive favorendone quindi l’invasione (esempio: gli scoiattoli), e come il carisma abbia anche inciso sull’introduzione delle piante ornamentali e degli animali d’affezione alieni (esempi: il giacinto d’acqua e le tartarughe).

Il carisma rappresenta dunque un ostacolo per costruire, realizzare e gestire piani di contenimento o eradicazione delle specie aliene invasive in quanto scatena l’opposizione del grande pubblico e genera conflitti fra i sostenitori di differenti opinioni scientifiche (Jaric *et al.*, 2020).

Gli ippopotami –che sono fra gli animali più carismatici grazie alla loro imponente mole (a cui contribuisce poco grasso, nonostante le apparenze) e al loro aspetto– hanno generato queste stesse problematiche in Sud America, ove negli anni sono state prese in considerazione numerose soluzioni per contenere l’esplosione della colonizzazione.

Dopo alcuni tentativi infruttuosi, recentemente l’agenzia colombiana responsabile della gestione della popolazione di ippopotami (Cornare: Corporación Autónoma Regional De Las Cuen-

cas De Los Ríos Negro y Nare) ha avviato una campagna di sterilizzazione mediante inoculazione di un contraccettivo che controlla la produzione degli ormoni sessuali ed è attivo sia sui maschi che sulle femmine (Smithsonian).

Secondo un modello PVA (*Population Viability Analysis*) si prevede infatti che –in assenza di un’intensa pressione di contenimento– la dimensione della popolazione di ippopotami colombiana continuerà a crescere costantemente, coerentemente con quanto osservato negli ultimi decenni; lo studio ha inoltre dimostrato che –in assenza di fattori limitanti alla dispersione– la colonizzazione occuperà territori molto ampi, probabilmente favorita anche dai cambiamenti climatici ([A hippo in the room](#)).

Nonostante l’urgenza di assumere provvedimenti a proposito della gestione degli ippopotami, le comunità locali colombiane considerano questi animali una risorsa in quanto possono attirare turisti nell’area di insediamento e avviare un processo economicamente vantaggioso: la loro immagine viene infatti sempre più frequentemente utilizzata per decorare spazi pubblici e commerciali (Jaric *et al.*, 2020; Castelblanco-Martinez, 2021).

CONCLUSIONI

La Colombia è l’unico paese al mondo che ospita una popolazione di ippopotami al di fuori del continente africano: qui sono ormai diventati un simbolo di molte comunità e fonte di attrazione turistica

ma nel contempo stanno deteriorando gli ecosistemi colonizzati.

Il problema di questi megamammiferi invasori è oggetto di discussione da tempo: c’è chi chiede di eliminarli e chi chiede di salvarli. Al momento la scelta delle istituzioni colombiane sembra essere quella di sterilizzarne il maggior numero possibile nella speranza di fermarne l’impressionante crescita.

Bibliografia

- Castelblanco-Martinez N., 2021. Goergeus villains: When the charisma plays against effective conservation strategies. *Mammalogy Notes*, **7**(1): 252.
- Gallina-Tessarò S. (ed.), 2019. Ecology and Conservation of Tropical Ungulates in Latin America. Springer Publisher.
- Jaric *et al.*, 2020. The role of species charisma in biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **18**(6): 345-353.
- Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, **69**(3): 373-386.
- Monsalve Buriticá S., Ramírez Guerra A., 2018. Estado actual de los hipopótamos (*Hippopotamus amphibius*) en Colombia. *Rev. CES Med. Zootec*, **13**(3): 338-346.
- Shurin J.B. *et al.*, 2020. Ecosystem effects of the world’s largest invasive animal. *Ecology* **0**(0), e02991.

Rossella Azzoni

Informazioni sull’autore

Socio fondatore ed ex Presidente CI-SBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia.
e-mail: ross.azzoni@yahoo.com

Guida delle lucciole d'Italia - Lampyridae.

Fabrizio Fanti, Ed. Effigi, Grosseto, 2022, 478 pp.

Pochi insetti suscitano emozioni profonde e piacevoli come quelle evocate dalle lucciole. In Italia questi insetti hanno sempre rappresentato un elemento di connotazione dei paesaggi notturni a fine primavera e inizio estate. Ben visibili nelle campagne e nei boschi fino a qualche decennio fa, sono poi state vittima di un preoccupante declino in seguito all'avvento dell'agricoltura intensiva e alla massiccia urbanizzazione registratasi soprattutto nei fondivalle, nelle pianure e nei territori costieri italiani. Malgrado la loro magia e la suggestione che sono capaci di regalare, le lucciole restano - in ambito scientifico - un pianeta affascinante, ma relativamente poco conosciuto.

Un contributo essenziale e significativo che va incontro all'esigenza di colmare la carenza di informazioni sui vari aspetti della biologia di questi insetti è l'articolato e rigoroso volume "Guida delle lucciole d'Italia - Lampyridae" scritto da Fabrizio Fanti, massima autorità scientifica italiana in materia di studio di Coleotteri Lampi-



ridi. Nel libro l'Autore condensa i risultati del suo lavoro sui lampiridi italiani e sintetizza i contributi che nei decenni entomologi italiani ed europei hanno messo a disposizione.

Dopo una parte generale che prende in esame miti, leggende, usanze e curiosità intorno a questi suggestivi e piccoli animali, il volume passa a scansionare in dettaglio i diversi aspetti della loro biologia e fisiologia.

Seguono i capitoli dedicati ai metodi di studio, alle azioni di conservazione e tutela, quanto mai urgenti di fronte ai già citati motivi

di minaccia (urbanizzazione, agricoltura intensiva) e ad altri fattori critici, come i mutamenti climatici e l'inquinamento luminoso.

Nell'ultima parte di questo corposo volume la trattazione si focalizza sulle 19 specie presenti in Italia, compresi alcuni endemismi: descrizione, distribuzione, ecologia, status di conservazione. Il testo mette a disposizione tavole dicotomiche corredate da opportuni disegni che sono preziosa guida grafica all'identificazione delle diverse specie, per le quali vengono fornite anche le cartine di distribuzione. A supporto del lavoro è una ponderosa e completa bibliografia.

La pubblicazione del volume è stata occasione per ridefinire la classificazione di alcune delle specie italiane da parte dell'Autore.

Il volume spicca in termini qualitativi per la completezza e la rigosità della trattazione: si tratta di un lavoro fondamentale e meritevole di essere parte della bibliografia di tutte le persone desiderose di avvicinarsi all'affascinante mondo dei Coleotteri Lampiridi presenti nel territorio italiano. Ulteriori informazioni sul volume sono disponibili sulla home page del sito www.lampyridae.it.

Giuseppe Camerini

Manuale per la gestione sostenibile del rifiuto antropogeno spiaggiato.

A. Brusco, C. Battisti, R. Marchianò. Ed. Amici della terra/Ente gestore Riserva Tarsia-Crati, Trasia (Cs), 2021, 154 p.

La gestione delle coste, siano esse in concessione, libere o comprese in riserve naturali, è ormai un tema molto dibattuto per la serie di implicazioni economiche, sociali e ambientali che ne derivano. In modo particolare per quelle



sabbiose, più interessate dalla presenza antropica e dove il fenomeno dello spiaggiamento è più evidente, specie se poste in prossimità di corsi d'acqua, assume un ruolo importante l'aspetto ambientale. La gestione dei variegati materiali che dall'ambiente marino vengono riversati sulle rive correntemente e, in misura maggiore, per effetto delle mareggiate, richiede comportamenti differenziati a seconda delle situazioni. Cittadini sensibili, associazioni ambientaliste, imprenditori turistici e enti si trovano

spesso ad affrontare il problema con soluzioni a volte diametralmente opposte.

Prendendo spunto dall'esperienza maturata nell'ambito di azioni svoltesi nelle riserve naturali del Lago di Tarsia e della foce del fiume Crati, il manuale di Brasco e collaboratori percorre varie tappe del progetto di gestione dei materiali spiaggiati, inserendo capitoli dedicati alla conoscenza di questi particolari ambienti. Il manuale si sofferma inizialmente sulle caratteristiche della vegetazione e dei suoi aspetti funzionali, sulla descrizione degli ambienti costieri e le classificazioni che discendono dalla Direttiva Habitat (92/43/CEE), non trascurando affatto le minacce che incombono sulla fragilità e la vulnerabilità di questi ormai preziosi ecosistemi. A tal proposito appare interessante l'inserimento di schede a supporto dei vari capitoli, come quelle che guidano il lettore alla valutazione del valore di conservazione delle dune costiere e di quello ricreativo ("uno dei tanti servizi ecosistemici offerti da questi ambienti").

La lettura procede affrontando una delle maggiori pressioni che gravano sugli ambienti rivieraschi, quella dei rifiuti spiaggiati, appunto, i cosiddetti *beach litter*, strettamente legata alla ormai diffusa presenza di rifiuti solidi marini (*marine litter*). Il manuale illustra in modo puntuale quest'ultimo fenomeno descrivendone le origini e le dinamiche, gli impatti sulla

fauna e quelli socio-economici, la situazione nel Mediterraneo e le azioni indotte dalla sua presenza, come la rimozione dei rifiuti, che stanno alla base di molte criticità che gravano sugli habitat costieri.

Dopo un breve cenno ad alcune iniziative sulla prevenzione del fenomeno, gli Autori affrontano gli aspetti operativi della presenza di rifiuti spiaggiati per giungere alla loro rimozione diretta. È forse il capitolo più importante, un po' il cuore del manuale da cui attingere le informazioni necessarie all'attuazione delle varie fasi che compongono un progetto di rimozione. La contestualizzazione dell'evento, la formazione dei gruppi di lavoro, l'analisi *swot* e la ricerca delle soluzioni, sono solo alcuni dei numerosi aspetti affrontati. Una serie di schede fornisce poi suggerimenti per attività complementari alla raccolta. Questo importante capitolo del manuale cede il passo a un argomento non meno importante, quello del monitoraggio: la motivazione e la preparazione degli operatori, l'attendibilità del campione, l'utilizzo delle schede, l'ottimizzazione operativa (raccolgere e monitorare), l'analisi dei dati, ecc. sono argomenti indispensabili per la buona riuscita dell'azione.

Una parte consistente del manuale è dedicata a casi studio sulla riserva naturale del Fiume Crati, preceduti da capitoli dedicati alla sua particolare biodiversità e alla vegetazione caratterizzante gli habitat che lo compongono. Dati,

tabelle, grafici e iconografia faunistica supportano la descrizione dei risultati ottenuti con il progetto *Plastic Blitz*, con il quale si evidenziano gli effetti del fenomeno sugli aspetti paesaggistici dell'area ma anche sulle comunità entomologiche che la colonizzano. Aspetto quest'ultimo che ha consentito la rilevazione di emergenze naturalistiche di una certa importanza ed evidenziato un risvolto non sempre ben valutato sull'effetto trappola esercitato dai contenitori piaggiati. La ricchissima documentazione fotografica raccolta nell'Atlante e nel Report ad essa dedicati, contribuisce a illustrare in modo inequivocabile la nuova diversità che sta caratterizzando le nostre coste.

Il problema dei rifiuti spiaggiati sta sensibilizzando sempre più cittadini e associazioni che, volontariamente, si dedicano con entusiasmo ad attività di raccolta e censimento. Il manuale di Brasco, Battisti e Marchianò fornisce un solido contributo all'affinamento e all'organizzazione di queste utili pratiche non sempre svolte con le dovute cautele.

Il Manuale è disponibile in formato pdf e in formato cartaceo. Può essere scaricato da [qui](#) oppure richiesto in entrambi i formati a: Riserva naturale Lago di Tarsia - Foce Crati, info@riserve-tarsiacrati.it

Gilberto Baldaccini

La rivista. Per favorire la tempestiva pubblicazione dei lavori e consentire grafici e illustrazioni a colori, i singoli articoli accettati sono pubblicati *online* sul sito del CISBA (<http://www.cisba.eu/rivista/tutti-i-numeri-della-rivista>) nell'area riservata ai Soci; il riassunto degli articoli e le recensioni sono disponibili a tutti nell'area a libero accesso. Ogni lavoro è accompagnato dal DOI (Digital Object Identifier), un identificatore unico e persistente di proprietà intellettuale immediatamente azionabile in rete dai motori di ricerca. Alla chiusura del numero tutti gli articoli sono raccolti nel fascicolo della Rivista *online*.

Manoscritti. I lavori (in italiano o inglese) proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali*, accompagnati dalla dichiarazione che l'articolo non è già stato pubblicato o sottoposto ad altro editore, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti paragrafi: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Di norma, la lunghezza dei manoscritti non deve superare 25 pagine (figure e tabelle comprese). Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'Autore. Prima di essere accettati, i contributi vengono sottoposti a revisione del Comitato Scientifico. Qualora un lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori (circostanza che deve essere chiaramente segnalata) potrà essere preso in considerazione per essere pubblicato, in forma sintetica, nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata a favorire la circolazione di informazioni, esperienze, note tecniche, articoli divulgativi e resoconti, non richiede la struttura editoriale tipica dei *Lavori Originali*. Le fonti informative potranno essere riportate nel testo, anche sotto forma di collegamenti a pagine web o di note a piè di pagina. Per i lavori di ricerca destinati alla rubrica *Esperienze* è preferibile accorpare le fonti nel paragrafo Bibliografia, accompagnate dai relativi richiami nel testo. I lavori destinati alla rubrica *Cronaca Ambiente* dovranno contenere orientativamente un massimo di 10.000 caratteri, più eventuali figure; in coda all'articolo dovranno essere riportati l'indirizzo e-mail e 'Informazioni sull'autore', in forma molto concisa. I contributi della sezione *I&D* vengono revisionati solo dalla Redazione per l'accettazione.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e il più possibile conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli Autori. I nomi degli Autori devono essere indicati con le rispettive affiliazioni (relative al periodo in cui hanno partecipato al lavoro); per l'Autore corrispondente indicare anche l'indirizzo corrente, quello e-mail e il numero telefonico.

Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words sono richiesti per tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali*. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave (*evitando* i termini già contenuti nel titolo), separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo, il riassunto (*abstract*) e le parole chiave (*key words*).

Figure e tabelle. Le figure, con la relativa didascalia e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legenda e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, cioè comprensibili anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file di testo non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre i grafici e le figure anche come file indipendenti**. Per i grafici realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche

al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle foto e delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato TIF o JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm).

Bibliografia. In tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali* o alla rubrica *Esperienze*, al termine del testo, deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Le citazioni bibliografiche devono essere riportate nel testo attenendosi ai seguenti esempi: (Hellawell, 1986; Corbetta e Pirone, 1988; Dutton *et al.*, 1994), oppure: "... secondo Pulliam (1996)..."; "Dutton *et al.* (1994) ritengono ...". Per la formattazione e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi: Dutton I.M., Saenger P., Perry T., Luker G., Worboys G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73. Hellawell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp. Pulliam H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69. Corbetta F., Pirone G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a biologia.ambientale@cisba.eu. Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'Autore referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni dalla Redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli Autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buona lingua (italiano o inglese), evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'Autore descrittore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il nome del genere va sostituito dalla sola iniziale (salvo nei casi in cui la presenza di altri generi possa creare confusione) e il nome dell'Autore può essere ommesso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori al genere, in latino usare sempre l'iniziale maiuscola (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae), mentre per i corrispondenti nomi volgari, in italiano e in inglese, usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi/mammals, i cladoceri/cladocera, le graminacee/gramineous plants ecc.). La Redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli Autori. Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa sono inviate all'Autore referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una accurata correzione del testo. A seguito della pubblicazione sul sito del CISBA, l'Autore referente riceve il file dell'articolo in formato PDF che, per essere diffuso su altri siti, deve ottenere l'autorizzazione dalla redazione di Biologia Ambientale. Alla chiusura del numero l'Autore referente riceve il PDF completo della Rivista.

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, gli Autori sono invitati a inviare una o più foto candidate alla copertina della rivista (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'Autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato). La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella ritenuta più adatta al numero in uscita.

Biologia Ambientale

volume 36

dicembre 2022

SOMMARIO

1-2 In memoria di Paola Manzini

Lavori originali

3-12 Zullini A. – Come monitorare l'ambiente con i nematodi

13-28 Siligardi M. – Lo svaso della diga di Mollaro (Provincia di Trento): stima dell'impatto con l'approccio exergetico

29-42 Frascchetti D., Gippoliti S. – Which Mammal species can I see at the zoo? A first analysis of Mammal collections of Italian licensed zoological gardens

43-54 Gippoliti S. – Felidi selvatici nei giardini zoologici italiani: storia, aspetti gestionali, benessere e conservazione

55-63 Verducci D. – Anfibi e Rettili del Parco dell'Orecchiella: nota preliminare

64-72 Camerini G. – Habitat selection by *Luciola pedemontana* (Coleoptera Lampyridae) in a lowland landscape in Northern Italy: implications for conservation

73-82 Bettoso N., Aleffi I.F., Faresi L., Carletti M., Orlandi C. – Il macrozoobenthos di fondo mobile nelle acque marino costiere del Friuli Venezia Giulia: un decennio di monitoraggio ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE)

Esperienze

es 1-12 Casini R., Scalici M., Battisti C. – Azioni di ripristino ambientale presso un sito urbano: un esempio di Citizen management (Italia centrale)

es 13-23 Paoletti S., Sacchelli S., Ferretti M. – Analisi dell'interazione tra metodi di caccia al cinghiale, parametri ambientali e densità di lepre e fagiano nelle aziende faunistiche venatorie toscane

es 24-44 Polgar G., Iaia M., Volta P. – Autoctonia della trota peninsulare *Salmo ghigii* nell'arco alpino: stato attuale delle conoscenze e rischi associati alle semine di "trota fario mediterranea" in Nord Italia

Cronac
Ambiente

ca 1-6 Azzoni R., Spaggiari R. – Plastica: una grande famiglia fra chiari e scuri

ca 7-9 De Bonis S. – L'uso dei droni nel monitoraggio ambientale

ca 10-12 Azzoni R. – L'invasione degli ippopotami

Recensioni

1 Fanti F. – Guida delle lucciole d'Italia - Lampyridae

2 Brusco A., Battisti C., Marchianò R. – Manuale per la gestione sostenibile del rifiuto antropogeno spiaggiato