

Atti del convegno BioDiv Alessandria 2019



Conservazione della biodiversità
nei parchi e nelle aree protette

23 - 24 settembre 2019

Conservazione della biodiversità nei parchi e nelle aree protette

Atti del convegno BioDiv Alessandria 2019

23 - 24 settembre 2019

a cura di

F. Bona, R. Cabrini, F. Caprì, J. Cerri, A. Doretto, E. Falasco,
S. Fenoglio, R. Fornaroli, L. Gruppuso, E. Mori, E. Piano, M. Picchi

Comitato di redazione: Giulia Gatti e Marco Sigovini

Il presente documento è rilasciato con licenza CC BY 4.0

(<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.it>)

Ciascun contenuto deve essere attribuito ai rispettivi autori
e citato quale parte del presente volume

Publicato nel formato PDF/A in gennaio 2020

Successione Ecologica - APS

Via Rinetta 18/B, 26025 Pandino (CR) - IT

www.succionecologica.it

info@succionecologica.it

ISBN 978-88-942545-2-5

Il Comitato Organizzatore

Francesca Bona	Università di Torino
Riccardo Cabrini	Biologo libero professionista e docente scuola secondaria I grado
Flavia Caprì	Università del Piemonte Orientale - DISIT
Jacopo Cerri	ISPRA
Alberto Doretto	Università del Piemonte Orientale - DISIT
Elisa Falasco	Università del Piemonte Orientale - DISIT
Stefano Fenoglio	Università del Piemonte Orientale - DISIT
Riccardo Fornaroli	Università degli Studi di Milano-Bicocca - DISAT
Laura Gruppuso	Università degli Studi di Torino
Emiliano Mori	Università degli Studi di Siena
Elena Piano	Università del Piemonte Orientale - DISIT
Malayka Picchi	Scuola Superiore Sant'Anna di Pisa

In collaborazione con



Evento patrocinato da



Evento Plastic Free



Indice

<i>Prefazione</i> di Debora Barbato.....	3
Massimo Grisoli, Marco Rastelli <i>Studi sulla biodiversità della Riserva della Biosfera MaB-UNESCO del Monviso</i>	4
Paolo Tizzani <i>Zoonoses, epidemics and risks for biodiversity: the OIE role</i>	6
Valentina La Morgia <i>Dal recepimento del Regolamento europeo alle azioni concrete per la tutela della natura: il ruolo di ISPRA e delle aree protette per limitare la diffusione delle specie alloctone in Italia</i>	10
Sergio Canobbio, Mattia Bertocchi, Patrizia Digiovinazzo, Fabrizio Oneto, Bruna Comini <i>Tutela della biodiversità a scala regionale: il progetto LIFE integrato Gestire 2020</i>	14
Paola Fazzi, Marco Lucchesi, Fabio Viviani, Alessandro Massolo, Valeria Salvatori <i>Aspetti sociali connessi alla presenza del lupo: evoluzione degli approcci gestionali e prospettive future</i>	19
Sonia Anelli, Federica Piccoli, Andrea Voccia, Pietro Rontani, Francesco Nonnis Marzano, Francesca Moretti, Willy Reggioni <i>Il ruolo delle aree protette nel recupero delle specie autoctone di barbo in Emilia Romagna (LIFE13 NAT/IT/001129)</i>	23
Ramona Viterbi, Cristiana Cerrato, Emanuel Rocchia, Silvia Ghidotti, Bruno Bassano <i>Monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino: un approccio multi-tassonomico</i>	27
Fabio Bozzeda <i>Gestione indiretta delle aree protette attraverso la gestione della dimensione umana: il caso del Seno Almirantazco (Patagonia Cilena)</i>	31
Josè Manuel Tierno de Figueroa <i>Biodiversità sconosciuta: la sorprendente ricchezza biologica di alcuni gruppi non emblematici</i>	35
Angela Boggero <i>Concezioni passate e sfide future nello studio della biodiversità delle acque dolci</i>	39
Alice Brambilla, Bruno Bassano <i>Effetti dei cambi climatici su alcuni tratti di life history dello stambecco alpino</i>	43
Cristina Vallino, Enrico Caprio, Fabrizio Genco, Dan Chamberlain, Claudia Palestrini, Angela Roggero, Massimo Bocca, Antonio Rolando <i>Risposte comportamentali alla presenza antropica nel gracchio alpino</i>	47

Prefazione

L'Italia è tra i paesi europei con la maggiore biodiversità, una straordinaria ricchezza di entità viventi, comunità e habitat che ha determinato la necessità di istituire una fitta rete di aree naturali protette, sottoposte a particolari azioni di conservazione. Nel terzo millennio, però, le aree protette non possono più essere semplicemente territori, ma veri e propri soggetti sociali dinamici e interattivi, che ospitano una biodiversità non racchiusa ma diffusa e in grado di condizionare enormemente lo sviluppo del territorio. Gestire la biodiversità significa prima di tutto conoscere e, successivamente, avere la capacità di comunicare. Perché la gestione e la conservazione non dovrebbero essere tema ad uso esclusivo degli addetti al settore, ma patrimonio delle realtà locali, dei processi economici e di sviluppo del territorio. Solo comunicando si può generare conoscenza e, come conseguenza diretta, consapevolezza. Solo divulgando si può agire in una dimensione partecipativa dove i cittadini sono parte integrante del processo scientifico, in uno scambio continuo di idee e sinergie. Solo educando si può sensibilizzare su problematiche attuali come l'introduzione di specie aliene invasive o la conservazione di gruppi di organismi poco carismatici ma con ruoli fondamentali negli ecosistemi.

BioDiv2019 ha rappresentato tutto questo: un viaggio tra casi di studio di gestione virtuosa di aree protette, progetti di recupero di specie scomparse come esempi di cooperazione tra ricerca e coinvolgimento attivo della popolazione, e testimonianze di come la comunicazione, se fatta in maniera corretta, possa essere la scelta gestionale più giusta anche in questioni molto delicate come il conflitto con i grandi mammiferi. Buona lettura!

Debora Barbato

Università degli Studi di Siena

Massimo Grisoli, Marco Rastelli

Ente di Gestione delle Aree Protette del Monviso, Saluzzo (CN)

segreteria@parcomonviso.eu

Studi sulla biodiversità della Riserva della Biosfera MaB-UNESCO del Monviso

I parchi naturali possono essere luoghi di elezione per sperimentare risposte efficaci alle sfide connesse con la realizzazione di politiche per la conservazione della biodiversità, in un contesto socio-culturale caratterizzato da scarsa sensibilità, quale è, certamente, quello italiano.

La più recente esperienza del Parco del Monviso appare caratterizzata:

- da una fondamentale evoluzione degli assetti gestionali ed organizzativi e dalla conseguente priorità accordata agli obiettivi di monitoraggio, connessi con la responsabilità di gestione di aree della Rete Natura 2000, affidate all'Ente dalla Regione Piemonte;
- dalla costante attenzione alla cooperazione con l'omologo P.N.R. du Queyras (F), depositario di una conoscenza mediamente più approfondita ed esaustiva della biodiversità territoriale;
- dal faticoso cammino verso una "governance" della Riserva della Biosfera Transfrontaliera del Monviso, riconosciuta area MaB (Man and the Biosphere) dall'UNESCO nel 2014.

Il risultato più significativo del percorso sin qui compiuto è indubbiamente rappresentato dalla nascita del Centro per lo Studio dei Fiumi Alpini (Progetto AICoTra "ALPSTREAM"), gestito in collaborazione con le tre università piemontesi e nato dall'intuizione e dall'esperienza del prof. Fenoglio dell'Università del Piemonte Orientale. Si è avuto cura di porre le premesse perché il Centro operi integrando gli aspetti della conoscenza, della valorizzazione e della tutela a tutti i livelli.

Sempre più urgente appare il superamento delle "difficoltà" di condivisione di linguaggi e priorità d'indagine tra diversi soggetti (enti parco in primis) preposti alla tutela della biodiversità. A questo proposito appaiono significativi il progetto AICoTra "BIODIVALP", in corso di realizzazione, coordinato dalla Regione Piemonte, così come riuscite esperienze di cooperazione tra parchi regionali (v. AA. VV., 2012).

L'Ente di Gestione delle Aree Protette del Monviso gestisce più di 10 000 ettari di aree protette regionali e siti di importanza comunitaria fra le Valli del Po e del Varaita e la pianura cuneese: un territorio che si estende dai circa 300 metri s.l.m. della pianura alla cima del Monviso a 3841 metri s.l.m. e che quindi ricomprende una grande varietà di ambienti e di specie.

Per perseguire gli scopi di conservazione del patrimonio naturale ed ottemperare agli obblighi di monitoraggio di specie ed habitat di importanza comunitaria previsti dalle direttive europee, l'Ente Parco, grazie anche alla collaborazione con istituti universitari e professionisti del settore, effettua indagini su diverse specie.

Viene fornito un primo quadro relativo alla biodiversità dell'area ricompresa nella Riserva MaB UNESCO del Monviso dove è stato realizzato un progetto sulla piattaforma INaturalist, che raccoglie sia osservazioni casuali che i risultati di studi scientifici. Il progetto presenta, ad oggi, oltre 25 000 dati relativi a 1966 specie animali e vegetali. Vengono, inoltre, presentati alcuni lavori condotti dall'Ente Parco e le loro possibili implicazioni gestionali.

Per quanto riguarda il Parco del Monviso, in particolare, viene presentato uno studio sulla vocazione ambientale relativo alla salamandra di Lanza (*Salamandra lanzai*), da cui emerge la possibilità di indagare nuovi settori del Parco, nei comuni di Crissolo ed Oncino (CN). Sempre nel Parco del Monviso è stato condotto un monitoraggio dei lepidotteri d'interesse conservazionistico, grazie al quale è stata segnalata la prima popolazione di *Phengaris arion* nota nel Parco.

Nella Riserva Naturale della Grotta di Rio Martino, a Crissolo (CN) sono stati condotti studi pluriennali per il censimento periodico della più grande colonia ibernante di barbastello (*Barbastella barbastellus*) nota in Italia, e per monitorare lo *swarming* estivo dei chiroteri, in relazione alla frequentazione turistica dell'area. Sempre grazie a questo studio è stata segnalata, per la prima volta in Italia, la presenza del fungo patogeno *Pseudogymnoascus destructans* responsabile della patologia nota come "white-nose disease".

Un ulteriore lavoro, ancora in corso, riguarda il monitoraggio genetico delle popolazioni del genere *Salmo* nelle Alpi sud occidentali, con lo scopo di definire, tramite analisi del DNA genomico e mitocondriale, l'integrità genetica delle popolazioni di trota fario, spesso compromessa a seguito di immissioni a scopo alieutico. Infine, vengono presentati i risultati dei monitoraggi della popolazione di tritone crestato nel sito di importanza comunitaria "Boschi e Colonie di Chiroteri di Staffarda" (SIC IT1160041) a Revello (CN), in seguito ad opere di recupero ambientale, volte ad incrementare la superficie degli habitat disponibili per gli anfibi.

Bibliografia citata

AA. VV. (2012). *Indagine naturalistica e variabilità ambientale: dalla banca dati all'azione comune - Quaderno di sintesi dei risultati ottenuti*. Cameri: Ente di Gestione delle Aree Protette del Ticino e del Lago Maggiore.

Paolo Tizzani

*World Animal Health Information and Analysis Department,
OIE - World Organisation for Animal Health, Paris (France)*

p.tizzani@oie.int

Zoonoses, epidemics and risks for biodiversity: the OIE role

The OIE - World Organisation for Animal Health origin dates back to the beginning of XX century, after the spread of rinderpest across Europe in 1920. This led to the creation of the Office International des Epizooties (OIE) in 1924. The exchange of information on animal diseases between countries was one of the prime reasons for creating the OIE, with the ultimate aim of ensuring the transparency of the animal health situation worldwide. In accordance with the OIE's founding mission, each Member Country undertakes to report the animal diseases, including those transmissible to humans, that it detects on its territory. The OIE disseminates the information to other countries, which can then take any necessary preventive action. The OIE is the only international organisations with a global legal framework that allows to request, collect, and release global animal health information. Legal instruments bind OIE Member Countries (called OIE's Standards) to report disease outbreaks. OIE Member Countries must report exceptional epidemiological events involving any OIE-listed diseases (i.e. the list of infectious animal diseases that pose the greatest threat to animal health, public health and agricultural economies), including zoonoses. Moreover, they must notify the OIE of any emerging animal diseases. In addition to reporting outbreaks on exceptional events, Members also monitor diseases on an ongoing basis and provide regular reports. To complement these passive surveillance mechanisms, the OIE, track signals from informal sources of outbreaks of animal and zoonotic infectious diseases, thereby increasing the sensitivity of worldwide disease reporting. The formal information collected is disseminated to Member Countries and the general public through various channels, so that countries can apply science-based measures to prevent further spread.

Member Countries of the OIE must report any occurrence of a disease that is included on the OIE List. The OIE List contains nearly 120 animal diseases, infections and infestations. The List is regularly reviewed by experts and updates are approved at the annual General Session of the World Assembly of Delegates of the OIE before formal adoption by their governments. Apart from these diseases, OIE Member Countries have a legal obligation to notify events involving "emerging diseases".

The OIE has an obligation to communicate information on the global animal disease situation to all Member Countries. The launch of the World Animal Health Information System (WAHIS) in 2005 has enabled the OIE to carry out this task more effectively. WAHIS is a secure computer system, which is accessible via the Internet, and it enables Member Countries to enter, store and view data on animal diseases.

Access to this secure system is only available to authorised users, namely the Delegates of the national Veterinary Services of OIE Member Countries and their authorised representatives. All information collected through WAHIS is checked and validated prior to dissemination to Member Countries and to the public.

One of the main objectives of any surveillance system is to have high sensitivity. Clearly, it is crucial to detect disease events as early as possible, so that countries can apply preventive measures when they are most likely to be effective. The sensitivity of surveillance systems should be regularly evaluated to make sure these systems meet their objective of early detection of disease occurrence.

Since 2002, the OIE has been operating its own system of active search for non-official information and rumours related to animal health and public health. Information found through this activity is compared with the data collected in the OIE WAHIS and, where necessary, verification is sought from the Member Country concerned for the purposes of official confirmation and potential publication. The OIE share the information that they receive with the World Health Organization and with the Food and Agriculture Organization of the United Nations, which also tracks signals regarding outbreaks of animal and zoonotic infectious diseases. This increases the sensitivity of disease reporting. Together, the three organisations have established a common data-sharing platform known as the Global Early Warning System (GLEWS). Its ultimate objective is to improve the capacity of the three sister organisations to provide early warning of animal and zoonotic disease threats.

Even if the OIE was created mainly to avoid the dissemination of diseases through international trade of animals and animal products, in the last years the attention to the spread of diseases and their impact on biodiversity conservation is more and more important. In particular, one of the criteria considered for listing a disease is that *“The disease has been shown to, or scientific evidence indicates that it would, have a significant impact on the health of wildlife taking into account the occurrence and severity of the clinical signs, including direct economic losses and mortality, and any threat to the viability of a wildlife population”*. Moreover, considering the specific importance of some diseases only for wildlife populations, a specific list of non OIE-listed diseases have been created, for all the diseases that, even if do not reach the criteria to be officially listed, still need to be followed to get more information.

The OIE was a precursor in recognising the importance of having a good knowledge of the disease situation in wildlife and has been collecting worldwide information on wildlife diseases since 1993. Since 2008, major improvements have been introduced aimed at collecting quantitative and qualitative data on wild animals from Member Countries. To improve the efficacy and efficiency of data collection, since 2013 a new section has been added to the online notification system WAHIS to notify diseases specific for wild animals. Finally, in 1994 the OIE created a group of international experts to specifically deal with wildlife diseases: the Working Group on Wildlife (WGW). This Working Group informs and advises the OIE on all health problems relating to wild animals, whether in the wild or in captivity.

Among the obligation of the working group, it is worthy to remind that the WG: 1) maintains global perspective and foresight on wildlife health and biodiversity and their interface with animal health and veterinary public health; 2) assists the OIE to assess risks and make risk management recommendations, including the development of OIE Standards and Guidelines, associated with wildlife health and biodiversity. The importance of the international sharing of information on animal diseases in wildlife can be seen from the following case study.

Infection with Peste des Petits Ruminants in saiga antelope. Infection with *Peste des Petits Ruminants* (PPR) is one of the priority diseases indicated in the FAO-OIE Global Framework for the Progressive Control of Transboundary Animal Diseases (GF-TADs). Moreover, a Global Strategy for the Control and Eradication of PPR by 2030 was adopted in April 2015. PPR is a disease affecting mostly domestic animals, and, until recently, it was considered that no wildlife reservoir was existing. In December 2016, PPR was reported in the population of Mongolian saigas (*Saiga tatarica mongolica*), causing almost 6000 deaths on an estimated population of 14 000 animals. This sub-species is only present in the Altai-Sayan ecoregion, in Mongolia, and is classified as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Threatened Species, as the population has shown an observed decline of over 80% during the last 10 years. This event had a serious impact from a conservation point of view, and has occurred despite the significant efforts made to vaccinate more than 11 million domestic small ruminants in the country. In addition, although cases in various wildlife species had been reported before, their exact role in the epidemiology of PPR is not yet well understood. This event with such massive mortality reinforces the need to investigate this aspect further, and on the importance to share information on the occurrence of the disease in unusual hosts.

Infection with *Batrachochytrium salamandrivorans*. The fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* was first identified in 2013 following dramatic declines among populations of European fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in The Netherlands. After this first detection, it was subsequently found in several locations in neighbouring regions of Belgium in 2013 and 2014. The fungus has also been identified in captive populations of salamanders and newts in Germany and in the United Kingdom. The origin of *B. salamandrivorans* is thought to lie in south-east Asia and it has been identified in Japan, Thailand, Vietnam and most recently China (People's Rep. of). In areas other than Western Europe, *B. salamandrivorans* is known to infect a number of species of newts native to Asia but does not appear to cause significant disease or mortality. Current evidence strongly suggests that *B. salamandrivorans* is endemic to Asia and species within this region may act as a disease reservoir. *B. salamandrivorans* is currently considered as one of the main drivers in the global decline of amphibians. Following global concern regarding the detection of the disease and its impact on biodiversity conservation, *B. salamandrivorans* was included in 2014 in the voluntary report for notifying non-OIE-listed diseases affecting wildlife. It is important to remember that one of the main purposes of including a disease in the voluntary report for wildlife is to improve our knowledge of pathogens that can have a significant detrimental impact on wildlife population conservation. In 2018, the

disease was moved to the OIE-list of diseases for which reporting is compulsory, as it was found to meet the criteria for listing, as specified in Article 1.2.2. 4c of the Aquatic Code: “*The disease has been shown to, or scientific evidence indicates that it would affect the health of wild aquatic animals resulting in significant consequences e.g. morbidity or mortality at a population level, reduced productivity or ecological impacts.*” Currently few countries have reported the disease to the OIE, but the sharing of such information will be important to monitor the global status of the disease.

The examples provided above highlight the critical role of having a reference organisation that collect, centralize and share all the available official information on the spread of animal diseases and their impact on wildlife. This allows in first place to take the appropriate preventive and control measures to avoid further spread of the concerned diseases, but also to improve the knowledge on the epidemiology of the diseases, creating a reference database available for the scientific community. The OIE is currently in the process of renovating its WAHIS system and in 2020 a new version of the system will be launch, to facilitate the collection and share of the information on animal diseases.

Sintesi

L’OIE - World Organisation for Animal Health nasce all’inizio del XX secolo, in seguito alla diffusione della peste bovina in Europa, con lo scopo di favorire la diffusione e scambio di informazioni sulle malattie degli animali. L’OIE è l’unica organizzazione che ha il diritto di richiedere e condividere informazioni sulla salute animale a livello internazionale. Attualmente le malattie a dichiarazione obbligatoria incluse nella lista dell’OIE sono circa 120, e le informazioni su queste malattie sono diffuse attraverso l’utilizzo della piattaforma WAHIS (World Animal Health Information System) lanciata nel 2005, ed attualmente in fase di rinnovamento. Sebbene l’OIE nasca per condividere informazioni connesse con il commercio di animali e dei loro prodotti, negli ultimi anni l’attenzione dell’organizzazione si è rivolta anche a malattie con significativo impatto sulla conservazione della biodiversità. L’importanza della condivisione internazionale di informazioni sulle patologie nella fauna selvatica viene qui presentata attraverso l’analisi di due casi studio: l’epidemia di *Peste des Petits Ruminants* in Mongolia nelle antilopi saiga, e la diffusione internazionale di un pericoloso patogeno per la popolazione di anfibi: il *Batrachochytrium salamandrivorans*. Gli esempi proposti sottolineano l’importanza di avere una organizzazione di referenza per la raccolta e condivisione di questi dati.

Valentina La Morgia

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Ozzano Emilia (BO)

valentina.lamorgia@isprambiente.it

Dal recepimento del Regolamento europeo alle azioni concrete per la tutela dalla natura: il ruolo di ISPRA e delle aree protette per limitare la diffusione delle specie alloctone in Italia

Le attività antropiche che comportano introduzioni o estinzioni di specie animali e vegetali influenzano indubbiamente i *pattern* di diversità a scala locale e regionale. Tuttavia, il loro impatto è stato più recentemente dimostrato anche a più alti livelli di organizzazione spaziale. Bernardo-Madrid et al. (2019) hanno indagato come introduzioni ed estinzioni possano portare ad una riconfigurazione delle regioni zoogeografiche di mammiferi, anfibi e uccelli, come ad oggi conosciute. Nel loro lavoro, hanno dimostrato che le introduzioni, in particolare, possono portare ad una omogeneizzazione delle regioni zoogeografiche Africana ed Eurasiatica per quanto riguarda i mammiferi. Per gli anfibi, si osserverebbe invece una ridefinizione dei confini delle regioni, e per gli uccelli una loro suddivisione per incremento dell'eterogeneità biotica. In questi processi, le introduzioni giocano un ruolo chiave, con effetti che possono essere esacerbati dai potenziali fenomeni di estinzione. Sebbene gli uomini abbiano sempre traslocato specie animali e vegetali al di fuori dei loro areali d'origine, il fenomeno ha oggi assunto proporzioni tali da influenzare la biodiversità a tutti i livelli di organizzazione spaziale.

Diventa perciò fondamentale porre la massima attenzione allo studio delle specie alloctone e degli impatti che esse possono provocare, elaborando adeguate risposte in termini gestionali. In quest'ottica, particolarmente rilevante è l'identificazione e la gestione delle specie aliene invasive (*Invasive Alien Species*, IAS), definite come quelle specie introdotte dall'uomo (volontariamente o accidentalmente) che causano rilevanti impatti negativi sulla biodiversità e i servizi ecosistemici collegati nelle aree in cui si stabiliscono. A livello globale, le IAS rappresentano il fattore chiave per il 54% delle estinzioni animali conosciute, ed il solo fattore nel 20% delle estinzioni animali (Clavero & García-Berthou, 2005). A livello europeo, costituiscono la terza causa di perdita di biodiversità (Genovesi et al., 2015) e i loro impatti si rilevano in tutte le tipologie ambientali. Molti sono i possibili esempi di impatti a carico degli ecosistemi, in diverse parti del mondo. L'introduzione del castoro (*Castor canadensis*) nella Terra del Fuoco (Sud America) è un caso ben noto di invasione. A seguito del rilascio, nel 1946, di alcuni esemplari provenienti dal Canada, la popolazione di castori si è accresciuta, generando una drastica alterazione paesaggistica a causa degli impatti sull'idrologia e sulle foreste di faggio australe (Pietrek & Fasola, 2014). Tra le piante, il giacinto d'acqua

(*Eichhornia crassipes*) è una delle peggiori invasive del mondo. L'uomo ha causato la sua diffusione nella maggior parte delle regioni tropicali e subtropicali, dove forma spessi tappeti che coprono risaie, intasano i canali di irrigazione, impediscono la navigazione, fermano la pesca, e creano condizioni favorevoli per la crescita delle zanzare, facilitando la diffusione di malattie (Global Invasive Species Database, 2006). Ai danni sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici si aggiungono quindi quelli sulle attività economiche. A livello europeo si è stimato che le IAS abbiano complessivamente un costo di oltre 20 miliardi di euro all'anno (Kettunen et al., 2008). Infine, le IAS possono avere impatti diretti sulla salute umana, come nel caso di trasmissione di malattie da parte delle zanzare, o come nel caso del panace di Mantegazza (*Heracleum mantegazzianum*), la cui linfa provoca una reazione fitotossica quando viene a contatto con la pelle ed esposta alla luce solare (Klingenstein, 2007).

In questo quadro, le prospettive appaiono allarmanti: per tutti i gruppi tassonomici, l'aumento del numero di specie aliene non mostra alcun segno di saturazione e la maggior parte dei taxa mostra persino aumenti nel tempo dei primi *record* (Seebens et al., 2017). Alla base di questo incremento, anche la globalizzazione, con l'enorme aumento della circolazione di persone e merci (Pyšek et al., 2010). Secondo i dati archiviati presso la banca dati dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), il fenomeno è in rapida crescita anche in Italia, ma nella società è ancora scarsa la consapevolezza degli impatti che le IAS hanno sulla biodiversità (AA. VV., 2015). Per la gestione di questo fenomeno, il Piano Strategico 2011-2020 della Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD, 1992) aveva già posto degli obiettivi da raggiungere, anche in relazione all'*Aichi Target 9*. Tale Piano aveva posto l'accento sull'identificazione e prioritizzazione delle specie, e aveva auspicato che le IAS prioritarie fossero controllate o eradicate, nonché che fossero adottate idonee misure per gestire le vie di introduzione (o *pathway* di ingresso) e prevenire nuove introduzioni e naturalizzazioni. Entro il 2030, il 50% delle IAS con gli impatti più significativi dovrà essere regolamentato e il 30% delle vie di introduzione gestito con efficacia, ma rispetto al precedente Piano i nuovi obiettivi evidenziano anche l'importanza di individuare i siti prioritari, più importanti dal punto conservazionistico e maggiormente vulnerabili alle invasioni. Il 50% di queste aree dovrebbe avviare programmi di controllo e, se possibile, di eradicazione delle specie prioritarie, o di prevenzione della loro introduzione. È anche opportuno ricordare che le IAS rappresentano una delle prime cause di impatto per i siti patrimonio dell'umanità (IUCN World Heritage Outlook 2014).

A livello europeo e dal punto di vista normativo, l'attenzione rispetto al tema delle IAS si è tradotta nel recente Regolamento (UE) n. 1143/2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle IAS. A livello nazionale, coerentemente con il quadro normativo europeo, il 14 febbraio 2018 è entrato in vigore il Decreto Legislativo n. 230. Il provvedimento stabilisce le norme atte a prevenire, ridurre al minimo e mitigare gli effetti negativi sulla biodiversità causati dall'introduzione e dalla diffusione, sia deliberata che accidentale, delle specie esotiche invasive, nonché a ridurre al minimo e mitigare l'impatto che queste specie possono avere per la salute umana o l'economia. In linea con l'approccio gerarchico derivante dalla CBD, gli interventi di contrasto alle IAS previsti da queste norme si basano sulla

prevenzione, il rilevamento precoce e l'eradicazione rapida o la gestione nel caso di specie già ampiamente diffuse. Per le specie incluse in un'apposita lista di IAS di rilevanza unionale, periodicamente aggiornata, sono così previsti divieti stringenti di introduzione, trasporto, detenzione (anche in confinamento), scambio, allevamento/coltivazione, riproduzione, commercio e rilascio nell'ambiente, per soggetti pubblici e privati (anche singoli cittadini), sebbene siano possibili deroghe per alcuni divieti in determinate condizioni e per alcune attività (e.g. ricerca, conservazione *ex situ*). Ad oggi, le IAS di rilevanza unionale sono in tutto 66, di cui 39 già segnalate in Italia (www.specieinvasive.it). Queste sono infatti le specie, alloctone su tutto il territorio dell'Unione, per le quali esiste un'accurata analisi del rischio e per le quali risultano rilevanti impatti negativi sulla biodiversità e possibili conseguenze della loro presenza sulla salute umana o sull'economia.

Dal punto di vista pratico, l'entrata in vigore del Regolamento (UE) n. 1143/2014 e del Dlgs. n. 230/2017 implica il coinvolgimento di diversi soggetti istituzionali per la gestione delle IAS. L'ISPRA si configura come ente tecnico-scientifico di supporto al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), l'autorità nazionale competente per i rapporti con la Commissione Europea, il coordinamento delle attività, il rilascio di autorizzazioni e permessi. Regioni, Province Autonome e Parchi Nazionali sono invece i destinatari primari della norma in virtù delle competenze in materia di monitoraggio, attuazione degli interventi di eradicazione e delle misure di gestione, e ripristino degli ecosistemi danneggiati. Il Dlgs. n. 230/2017 sancisce infatti un obbligo di istituzione di un sistema di sorveglianza nazionale, che raccolga e registri i dati di presenza delle IAS nell'ambiente, e un obbligo di eradicazione rapida (art. 19) o di misure di gestione efficaci (art. 22), compreso il ripristino degli ecosistemi danneggiati (art. 23). Nell'ambito del Sistema Nazionale per la Protezione Ambientale, i Parchi assumono quindi un ruolo chiave per prevenire e mitigare gli impatti, come riconosciuto dalle linee guida europee sulle aree protette e le IAS (Monaco & Genovesi, 2014). In tali linee guida, che il Progetto LIFE ASAP, coordinato da ISPRA, sta ora declinando a scala nazionale, si evidenzia anche il ruolo delle aree protette come testimoni e promotori di attività di comunicazione per aumentare la consapevolezza sulle IAS, nonché di catalizzatori di azione anche al di fuori dei loro confini. A testimonianza del ruolo fondamentale delle aree protette, si evidenzia che negli ultimi 5 anni almeno il 45% delle aree protette nazionali ha attivato progetti sulle IAS, in alcuni casi utilizzando lo strumento finanziario del Programma LIFE+. Negli ultimi 10 anni, sono stati più di 20 i progetti LIFE+ italiani sulle specie aliene, coordinati in alcuni casi dall'ISPRA (e.g. LIFE U-SAVEREDS, www.usavereds.eu; LIFE ASAP, www.lifeasap.eu, www.specieinvasive.it).

Bibliografía citada

- AA. VV. (2015). *Special Eurobarometer 436. Attitudes of Europeans towards biodiversity* (TNS Opinion & Social at the request of the Directorate-General for Environment, European Union).
- Bernardo-Madrid, R., Calatayud, J., González-Suarez, M., Rosvall, M., Lucas, P. M., Rueda, M., ... Revilla, E. (2019). Human activity is altering the world's zoogeographical regions. *Ecology Letters*, 22, 1297–1305.
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 110–110.
- Genovesi, P., Carnevali, L., & Scalera, R. (2015). *Mid-term review of the EU 2020 Biodiversity Strategy: target 5 on invasive species*. ISPRA - IUCN ISSG.
- Global Invasive Species Database (2006). *Eichhornia crassipes*. http://issg.org/database/species/impact_info.asp?si=70&fr=1&sts=&lang=EN (accessed on 26/09/2019)
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., Brink, ten, U. & Shine, C. (2008). *Technical support to EU strategy on Invasive Alien Species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission)*. Brussels: Institute for European Environmental Policy (IEEP).
- Klingenstein, F. (2007). Invasive Alien Species Fact Sheet - *Heracleum mantegazzianum*. NOBANIS, www.nobanis.org (accessed on 26/09/2019)
- Monaco, A., & Genovesi, P. (2014). *European guidelines on protected areas and invasive alien species*. Strasbourg: Council of Europe and Rome: Lazio Region - Regional Parks Agency.
- Pietrek, A. G., & Fasola, L. (2014). Origin and history of the beaver introduction in South America. *Mastozoología Neotropical*, 21, 355–359.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., ... Winter, M. (2010). Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 12157–12162.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8, 14435.

Sergio Canobbio, Mattia Bertocchi, Patrizia Digiovinazzo,
Fabrizio Oneto, Bruna Comini

ERSAF Lombardia, Milano
canobbio.lifegestire2020@gmail.com

***Tutela della biodiversità a scala regionale:
il progetto LIFE integrato Gestire 2020***

Il principale strumento della politica dell'Unione Europea per la conservazione della biodiversità sono i siti Natura 2000: essi costituiscono una rete di aree tutelate, istituite con lo scopo dichiarato di garantire il mantenimento a lungo termine degli habitat naturali più sensibili, nonché delle specie di flora e fauna minacciate o rare.

La Rete Natura 2000 (RN2000) in Lombardia è molto estesa, con ben 245 siti la cui superficie è pari al 15% del territorio regionale (fig. 1) e che si sovrappongono in modo significativo al sistema dei parchi regionali e nazionali. La Rete, tuttavia, è sottoposta a notevoli pressioni dovute al contesto fortemente antropizzato della regione, soprattutto nell'area biogeografica continentale. Tale situazione ha destato, nel tempo, preoccupazioni concernenti la possibilità di raggiungere e mantenere, sul medio e lungo periodo, gli obiettivi di conservazione prefissi dalle Direttive Habitat e Uccelli.

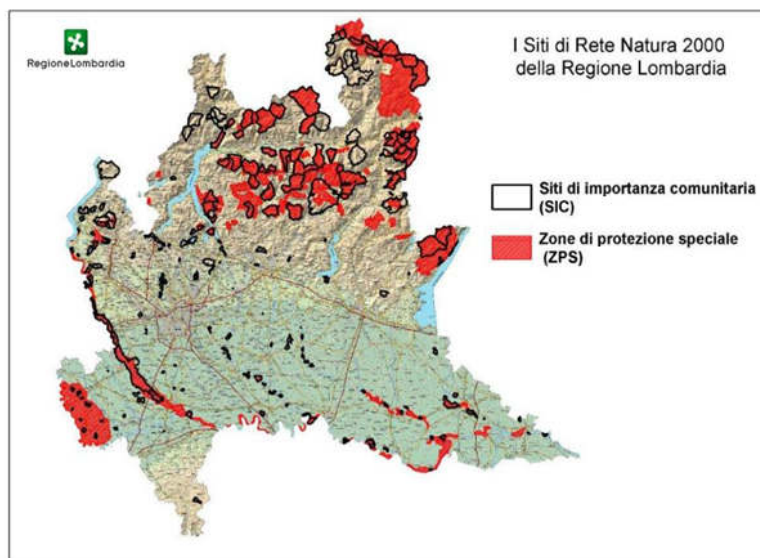


Figura 1. Le Rete Natura 2000 in Regione Lombardia

In conseguenza di ciò, Regione Lombardia è stata promotrice del progetto LIFE “Gestire”, conclusosi nel 2015, con l’obiettivo di creare un sistema integrato di gestione della Rete Natura 2000 attraverso (1) il miglioramento delle pratiche di governo della Rete, (2) il mantenimento e il miglioramento dello stato di conservazione di habitat e specie e (3) l’incremento della consapevolezza e dell’informazione sul valore e sul potenziale delle aree Natura 2000. Il progetto “Gestire” ha affrontato, tra i primi in Italia, le criticità di un sistema complesso, caratterizzato dalla presenza di centinaia di siti e decine di Enti Gestori, in un contesto connotato da pressioni multiple. Tale esperienza ha condotto, tra le altre cose, alla redazione del Documento Programmatico (DP), con l’individuazione degli obiettivi per la gestione della Rete Natura 2000 nella decade successiva e la definizione delle strategie strutturali per il raggiungimento di tali obiettivi. L’operatività delle strategie è stata garantita da un elaborato successivo, il “*Priority Action Framework*” (PAF), o Quadro delle Azioni Prioritarie, un insieme coerente di azioni che individuano le priorità strategiche di intervento per il mantenimento della RN2000 e per la conservazione della biodiversità nel medio periodo, stabilendone la preminenza e l’urgenza relativa.

In conseguenza di ciò, è stato richiesto e ottenuto, tra i primi in Europa, un finanziamento LIFE per un Progetto Integrato (IP), denominato “Gestire 2020”, della durata di otto anni e tra i cui partner si annoverano, oltre al capofila Regione Lombardia, anche ERSAF, LIPU, WWF, Fondazione Lombardia per l’Ambiente, i Carabinieri Forestali e Comunità Ambiente SRL. Scopo del progetto è dare attuazione al PAF, programmando i finanziamenti necessari per realizzarne le azioni previste. Il progetto LIFE IP “Gestire 2020”, infatti, da un lato articola azioni specifiche volte alla tutela di habitat e specie identificati come preminenti in Lombardia e, dall’altro, prevede la movimentazione dei cosiddetti “fondi complementari”, finanziamenti (e.g. PSR, FSE, Bandi Fondazione CARIPLO) che, se ben indirizzati, possono essere efficaci per la conservazione della natura, anche se non nascono necessariamente con tale intento. Sono previsti, inoltre, approfondimenti specifici relativi alla quantificazione dei servizi ecosistemici e sul loro eventuale pagamento, monitoraggi di dettaglio riguardanti habitat e specie e azioni di comunicazione e disseminazione dei risultati.

Le strategie considerate prioritarie sul medio e lungo periodo dal PAF e che, di conseguenza, sono diventate azioni del progetto LIFE integrato sono:

1. Attività di formazione e di supporto agli Enti Gestori della RN2000 (la cosiddetta *Capacity Building*), definizione di modelli di governo innovativi per le aree protette e armonizzazione della normativa inerente RN2000.
2. Definizione di procedure innovative di sorveglianza mirata per i siti RN2000, con un ruolo di primo piano svolto dai Carabinieri Forestali.
3. Pianificazione degli interventi necessari al ripristino della connessione ecologica a garanzia della coerenza di RN2000. In questo caso, il progetto LIFE IP finanzia studi e interventi relativi al territorio posto al di fuori della Rete, al fine di migliorare lo status complessivo delle popolazioni di alcune specie obiettivo,

integrandole in modo organico all'interno di una metapopolazione effettiva. A tal fine, sono state individuate nelle aree pianiziali 41 Aree Prioritarie di Intervento (API), di due tipologie: aree buffer nell'intorno di siti RN2000 o aree svincolate dalla RN2000 stessa, ma contenenti popolazioni significative di specie di interesse conservazionistico (fig. 2). Per ogni API sono stati definiti progetti di riqualificazione ambientale: quattro verranno sovvenzionati con fondi LIFE, mentre per gli altri verranno ricercati finanziamenti attraverso l'uso dei già citati fondi complementari.



Figura 2. Le Aree Prioritarie di Intervento (API, in rosso) individuate nell'ambito del progetto LIFE IP Gestire 2020, a confronto con la Rete Natura 2000 e i corridoi principali della Rete Ecologica Regionale (in verde)

4. Interventi per il controllo e gestione delle specie alloctone; realizzazione di un presidio integrato finalizzato al contrasto delle specie alloctone presso l'aeroporto internazionale "Caravaggio" di Orio al Serio (Bergamo).

5. Interventi di miglioramento compositivo, strutturale e di idoneità faunistica degli habitat forestali nel demanio regionale, con definizione di buone pratiche da esportare in altri contesti; miglioramento della produzione di specie forestali; azioni per la tutela dei querceti; interventi di conservazione e gestione di habitat di brughiera, habitat a fisionomia erbacea e torbiere.

6. Piano d'Azione per la flora in Direttiva Habitat (allegati II, IV) e realizzazione di interventi di conservazione.

7. Interventi a favore dell'ornitofauna, con particolare riferimento alle criticità rappresentate, da un lato, dalla nidificazione nelle aree umide e, dall'altro, alla messa in sicurezza di cavi aerei e linee elettriche in ambiente montano.

8. Piano d’Azione per i Chiroteri e interventi per la loro conservazione. La chiroterofauna è presente con numerose specie in Lombardia, ma il quadro conoscitivo e, di conseguenza, le relative misure di conservazione sono sempre risultati lacunosi. Nell’ambito del Piano d’Azione si è provveduto a colmare il gap conoscitivo con la realizzazione di mappe di idoneità del territorio regionale ad ospitare le diverse specie (fig. 3) e con la pubblicazione di schede relative a buone pratiche di intervento.

CARTA DI IDONEITÀ AMBIENTALE



CARTA DI DISTRIBUZIONE REALE

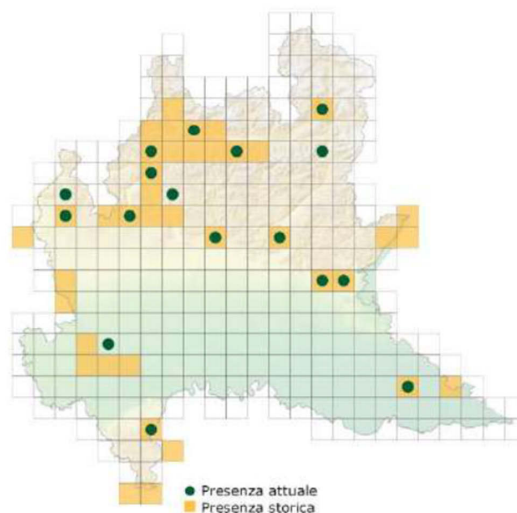


Figura 3. Esempio (rinolofo maggiore, *Rhinolophus ferrumequinum*) di carta di idoneità ambientale per la chiroterofauna

9. Interventi prioritari per specie di anfibi e rettili particolarmente minacciate.

10. Misure e interventi di conservazione di *Austropotamobius pallipes*.

11. Estensione della strategia di gestione dei grandi carnivori all’intero territorio regionale.

12. Definizione di una metodologia per il deflusso minimo vitale (DMV) dei corsi d’acqua idoneo alla conservazione di specie e habitat di interesse comunitario, che, per l’evoluzione della normativa in materia, si è trasformata nella definizione del fattore correttivo naturalistico N del Deflusso Ecologico (DE).

La maggior parte degli interventi previsti dalle attività concrete sono attuati dagli Enti gestori dei siti Natura 2000. In tal modo gli interventi sono adattati alle specificità dei differenti contesti territoriali, pur mantenendo una uniformità di implementazione e un legame con una strategia complessiva a livello regionale. Questo inoltre sostiene le capacità e conoscenze operative di lungo termine degli enti locali nella presentazione di progetti di qualità per la realizzazione degli interventi e nel mantenimento delle azioni concrete implementate. Al fine di realizzare gli interventi, inoltre, un aspetto centrale del progetto LIFE IP

“Gestire 2020” riguarda l’utilizzo dei già citati “fondi complementari”, ovvero tutti quei fondi, pubblici o privati, regionali o comunitari che, pur non nascendo necessariamente con tale scopo, possono essere utilizzati anche a fini conservazionistici, a patto di porre un’attenzione particolare alle modalità del loro utilizzo. A tale scopo, il progetto LIFE IP “Gestire 2020” ha previsto l’utilizzo di alcune figure professionali, chiamate “tecnici facilitatori”, con il compito di: (a) individuare i fondi a disposizione; (b) divulgarli ai soggetti interessati; (c) fornire loro il supporto tecnico specialistico e, soprattutto, (d) indirizzarne l’utilizzo dove maggiormente necessario e nelle modalità più appropriate.

Paola Fazzi¹, Marco Lucchesi¹, Fabio Viviani²,
Alessandro Massolo³, Valeria Salvatori⁴

¹*Biologo libero professionista*; ²*Ente Parco Regionale delle Alpi Apuane*

³*Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa*; ⁴*Istituto Ecologia Applicata, Roma*

paolafazzi11@yahoo.it

Aspetti sociali connessi alla presenza del lupo: evoluzione degli approcci gestionali e prospettive future

La popolazione di lupo (*Canis lupus italicus*) in Italia ha fatto registrare negli ultimi anni un incremento numerico, raggiungendo una consistenza stimata di circa 1600 animali per la popolazione appenninica (mediana 1580, valori interquartili 25-75% 1070 e 2472) e almeno 293 individui per la popolazione alpina, secondo il Piano di Gestione e Conservazione del Lupo (2019), attualmente in corso di approvazione. La ricolonizzazione dei territori storicamente occupati dalla specie è stata possibile grazie alla sua protezione, all'abbandono delle aree rurali e all'istituzione di aree protette, contestualmente all'aumento numerico delle popolazioni di ungulati.

Nelle zone in cui la specie era assente da secoli, le comunità locali si dimostrano spesso impreparate alla convivenza: da un lato il mondo zootecnico, spesso abituato ad una tipologia di gestione del bestiame che non prevede l'utilizzo di strategie antipredatorie, dall'altro la componente "cittadina", favorevole al ritorno del lupo, ma solitamente ignara delle problematiche connesse alla convivenza con il predatore nelle aree rurali.

Il lupo, carnivoro superpredatore, si rivolge su prede domestiche quando le condizioni in cui è gestito il bestiame lo consentono, innescando situazioni di ovvia difficoltà per la zootecnia. Negli ultimi anni inoltre, con l'incremento della distribuzione, la specie ha ricolonizzato anche territori di pianura e i margini delle città, assestandosi in zone in cui le probabilità di contatto tra lupo e uomo sono maggiori. Questo ha provocato in diverse occasioni, anche a causa di un'inadeguata comunicazione attraverso *social* e *mass media*, situazioni di paura ingiustificata nella popolazione.

Pur considerando la differenza tra "impatto" dell'animale sulle attività antropiche, e "conflitto" tra *stakeholder* con differenti interessi e opinioni sulla fauna selvatica (Redpath et al., 2013), gli elementi comuni nelle situazioni più diverse sono la mancanza di corretta informazione verso la popolazione e l'assenza di una pianificazione strategica nazionale per il monitoraggio della specie e per la valutazione (e gestione) degli aspetti sociali implicati. In questa situazione gli Enti gestori locali che intervengono si

trovano a decidere autonomamente le risposte gestionali, come vedremo nei casi che verranno descritti, con differenti risposte delle comunità locali.

Il nostro obiettivo è quello di presentare una serie di casi studio in cui le differenze sopra elencate sono molto marcate e le scelte gestionali altrettanto evidenti, e suggerire un approccio integrato alla gestione che tenga conto delle differenze locali, ambientali e sociali utilizzando una serie di strumenti diversificati che consentano però una comparazione e valutazione.

I casi analizzati si focalizzano sulle esperienze maturate all'interno di tre aree protette della Toscana e del Lazio (Parco Regionale delle Alpi Apuane, Riserva Naturale Statale Duna Feniglia, Parco Regionale di Veio) e di una provincia toscana: le prime possono essere considerate come aree di recente ricolonizzazione, mentre nell'ultima (Grosseto), il lupo è presente ormai da 30 anni. Le differenze ambientali, culturali, sociali ed economiche delle aree prese in considerazione, hanno fatto sì che vi fossero delle differenti strategie di gestione del territorio, della zootecnia e dell'impatto predatorio che hanno portato a diverse reazioni delle comunità locali.

Nel Parco Regionale delle Alpi Apuane (Toscana, province di Massa Carrara e Lucca) i primi segni di presenza del lupo sono stati rilevati nel 2008, dopo oltre 100 anni di assenza della specie, con prima riproduzione nel 2014. A partire dal 2011, l'Ente Parco ha coordinato un monitoraggio tramite *camera trapping* e *wolf howling* che ha permesso di valutare l'espansione della popolazione, fino ad accertare la presenza di 5 branchi nel 2018. Le caratteristiche morfologiche del Parco, caratterizzato da valli profonde, versanti rocciosi e acclivi ed ampie superfici boscate, non sono particolarmente adatte all'allevamento ovino e bovino; il numero ridotto di imprese zootecniche presenti, costituite perlopiù da piccole aziende a conduzione familiare, ha fatto sì che il livello di conflitto rimanesse contenuto e gli eventi predatori limitati. In Toscana le competenze in merito a risarcimenti e fornitura di sistemi di prevenzione appartengono alla Regione, ma l'Ente Parco ha da subito cercato di tenere contatti con gli allevatori, organizzando, anche tramite personale tecnico esterno, incontri divulgativi e formativi con cittadini e istituti scolastici, comunicati sul sito web e sui giornali locali, oltre a sopralluoghi sugli eventi di predazione e consulenze agli allevatori. Queste attività hanno probabilmente evitato il nascere di paure ed allarmismi, e mantenuto basso il livello di conflitto.

Differente situazione si è presentata nella Riserva Naturale Statale Duna Feniglia (Toscana, provincia di Grosseto): nel 2017 nel corso del monitoraggio sulla popolazione di lupo previsto nell'ambito del Progetto Life Medwolf (LIFE 11 NAT/IT/069) è stato rilevato un branco riproduttivo all'interno dell'area protetta. La presenza di lupi nella Riserva, area dunale ad alta vocazione turistica, primo caso in ambiente costiero in Italia, ha destato grande attenzione mediatica ed allarme nella popolazione residente, in particolare per avvistamenti ripetuti anche nelle aree urbane limitrofe. In seguito a questi "conflitti", nel 2018 il Reparto Carabinieri Biodiversità di Follonica, ente gestore della Riserva, ha richiesto l'esecuzione di un monitoraggio standardizzato ed intensivo tramite *wolf howling*, *camera trapping*, analisi genetiche, analisi della dieta

(Lucchesi et al., 2018). Sono stati tenuti alcuni incontri di sensibilizzazione della popolazione locale e dei turisti, con condivisione dei risultati emersi dallo studio e coinvolgimento dei residenti in attività di *reporting* dettagliato degli avvistamenti, in modo da poter classificare ogni episodio e rilevare l'eventuale livello di confidenza degli esemplari, elemento essenziale per la valutazione delle scelte gestionali. Il coinvolgimento della popolazione, contestualmente ad una diminuzione del numero di individui di lupo presenti nell'area nell'anno 2019, ha di fatto interrotto l'escalation di allarmismo che si stava diffondendo.

Una differente strategia è stata scelta per il Parco Regionale di Veio (Lazio, provincia di Roma), area collinare a breve distanza da Roma, che ospita da due-tre anni un branco riproduttivo di lupi. L'area è caratterizzata da borghi rurali con presenza di allevamenti zootecnici residuali, in particolare di ovini e bovini di razza maremmana allevati allo stato brado. L'Ente Parco ha agito immediatamente commissionando un progetto focalizzato sulla *human dimension*, con interviste qualitative e questionari quantitativi agli *stakeholders* locali (allevatori, cacciatori, ambientalisti, operatori turistici, amministratori, operatori Asl, etc.) sulla percezione del lupo, per poter pianificare le successive attività di comunicazione. L'indagine è tuttora in corso, ma appare evidente una polarizzazione tra mancanza di consapevolezza circa la presenza del lupo, soprattutto nella componente più cittadina, ed una diffusa ignoranza su come fronteggiare il rischio di predazione da parte degli allevatori.

Infine, verrà analizzata la “componente sociale” nella Provincia di Grosseto (Toscana), dove il lupo è specie nota di consolidata presenza. Il livello di conflitto è sempre stato elevato, a causa della forte vocazione zootecnica della provincia (1137 allevamenti ovi-caprini su 450 km² di superficie) e una consistente presenza della specie (stima di 22-24 branchi, secondo i rilievi effettuati durante il Progetto Life Medwolf, 2017) (Ricci et al., 2018), con un elevato tasso di eventi predatori. Gli allevatori hanno sempre lamentato scarsa attenzione da parte delle istituzioni, un diffuso sentimento di abbandono ed una cronica mancanza di inclusione nelle scelte decisionali. Nel 2018, grazie a un progetto sostenuto dalla CE, “Piattaforma regionale/locale sui grandi Carnivori”, è stato avviato per la prima volta un innovativo processo di coinvolgimento di tutti gli *stakeholders* (allevatori, mondo venatorio, ambientalisti, animalisti, amministratori, ricercatori, associazioni di categoria) per la definizione collaborativa di azioni concrete volte a sviluppare condivise modalità gestionali del conflitto e dell'impatto della specie, ponendo l'attenzione sulle difficoltà riscontrate dal mondo zootecnico e sull'importanza dell'allevamento estensivo nel mantenimento della biodiversità e del paesaggio locale. Il processo è ancora in corso ma ha permesso di migliorare le dinamiche tra rappresentanti di interessi differenti, auspicando il mantenimento di un minore livello di conflitto.

Per concludere, un'analisi temporale degli eventi avvenuti a Grosseto permette di comprendere quanto le strategie utilizzate nella Provincia nel corso degli anni e volte all'applicazione di soluzioni di emergenza per risolvere ciclicamente situazioni di allarme e conflitto, non portino a miglioramenti tangibili o a risoluzioni nette. Le Aree Protette sopra descritte, (e la Provincia Di Grosseto nell'ultimo anno) hanno invece optato per

azioni strategiche profondamente fondate sulla comunicazione, scelta gestionale molto più incisiva e utile per un risultato a lungo termine. Queste azioni, se saranno prese a modello, approfondite con ulteriori studi e declinate alle differenti realtà locali, potranno essere utilizzate come Linee Guida per arrivare alla diminuzione del conflitto e al miglioramento della percezione sui grandi carnivori, con un risultato che la sola gestione della specie, svincolata dal fattore umano, non può ottenere.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Parco Regionale delle Alpi Apuane, il Reparto Carabinieri Biodiversità di Follonica, ed il Parco Regionale di Veio per aver voluto ed avviato i progetti citati. Un ringraziamento a Paolo Ciucci per la supervisione scientifica, a Simone Ricci per il coordinamento del progetto Medwolf e Massimo Machetti e Giorgina Romeo per il supporto alle attività in Provincia di Grosseto.

Bibliografia citata

Lucchesi, M., Fazzi, P., Salvatori, V., & Ciucci, P. (2018). *Monitoraggio del lupo nella Riserva Statale di Duna Feniglia. Report finale delle attività e indicazioni gestionali*. Roma: Istituto di Ecologia Applicata.

Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., ... Gutiérrez, R.J. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 100–109.

Ricci, S., Salvatori, V., & Ciucci, P. (2018). *Indagine sulla presenza del lupo in provincia di Grosseto. Progetto LIFE MEDWOLF*. Roma: Istituto di Ecologia Applicata.

Sonia Anelli¹, Federica Piccoli², Andrea Voccia², Pietro Rontani²,
Francesco Nonnis Marzano², Francesca Moretti³, Willy Reggioni³

¹Ente per la Gestione per i Parchi e la Biodiversità Emilia Occidentale, Langhirano (PR)

²Dip. di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità ambientale, Università degli Studi di Parma, Parma

³Parco Nazionale Appennino Tosco Emiliano, Sassalbo di Fivizzano (MS)

s.anelli@parchiemiliaoccidentale.it

Il ruolo delle aree protette nel recupero delle specie autoctone di barbo in Emilia-Romagna (LIFE13 NAT/IT/001129)

Le popolazioni italiane di barbo comune (*Barbus plebejus*) e di barbo canino (*Barbus meridionalis*, sin. *B. caninus*) risultano in crescente rarefazione, come riconosciuto dall'aggiornamento della Lista Rossa IUCN dove lo stato di rischio delle due specie è stato elevato rispettivamente a “vulnerabile” e “in pericolo” (Rondinini et al., 2013).

Nella Regione Emilia-Romagna il peggioramento quali-quantitativo delle popolazioni di entrambe le specie è costante. Il progetto LIFE13 NAT/IT/001129 - LIFE BARBIE (www.lifebarbie.eu) ha messo in atto azioni per il recupero delle popolazioni autoctone di barbo nella regione, come strumento di tutela della naturalità fluviale ai sensi delle Direttive 1992/43/CE e 2000/60/CE. Il progetto è stato cofinanziato dalla CE nel programma LIFE ed è stato avviato nel luglio 2014. Capofila di progetto è l'Università degli Studi di Parma in partenariato con i Parchi del Ducato (Ente di Gestione per i Parchi e la Biodiversità Emilia Occidentale), il Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano, l'Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po e lo spin-off Gen-Tech S.r.l. (fig. 1).

A partire da uno studio di fattibilità preliminare, nel primo anno di progetto, sono state selezionate popolazioni donatrici (anche su base genetica) e siti idonei al rilascio in 14 siti Rete Natura2000 (Nonnis Marzano & Piccoli, 2015). Due centri ittiogenici appenninici sono stati adattati alle finalità progettuali e protocolli di riproduzione e allevamento specie-specifici sono stati messi appunto e sperimentati, anche grazie al networking scientifico internazionale. Nel corso di tre stagioni riproduttive, circa 36 500 barbi autoctoni sono stati quindi prodotti in cattività e liberati in natura. L'efficacia degli interventi di recupero/reintroduzione faunistico sarà valutata nel 2020. Sono stati anche svolti interventi di controllo di specie aliene con riferimento al Regolamento (UE) 1143/2014, ottenendo l'eradicazione completa di *B. barbus* in un sito pilota nel bacino del Fiume Taro nel Parco Fluviale Regionale del Taro (PR), una delle Aree protette gestita dall'Ente Parchi del Ducato. È inoltre in corso la deframmentazione fluviale di 18 km di Fiume Enza tra le Province di Parma e Reggio Emilia, grazie alla costruzione di specifici “passaggi per

pesci” in corrispondenza di 6 traverse longitudinali attualmente presenti e funzionali ad una cassa di espansione. Nel 2020, ultimo anno di progetto, tutte le azioni realizzate saranno sintetizzate in specifiche Linee Guida.

L’Ente Parchi del Ducato, gestore di 5 Parchi Regionali, 4 Riserve Naturali e 9 SIC/ZPS nei territori di Parma e Piacenza, ed il Parco Nazionale dell’Appennino Tosco Emiliano nell’ambito del LIFE BARBIE hanno curato la divulgazione/educazione ambientale e la conservazione degli habitat e delle specie, azioni che rientrano tipicamente tra le finalità delle Aree Protette.

In particolare, per quanto riguarda la prima azione sono stati realizzati: pannelli informativi per i siti d’intervento e materiali divulgativi (*brochures*, manifesti, spillette, video, *cartoon*); campionamenti sui fiumi rivolti alla cittadinanza; corsi di formazione per pescatori e guide ambientali escursionistiche; attività di Educazione Ambientale per scuole di ogni ordine e grado (fig. 2); “caffè scientifici”; networking con altri progetti europei e partecipazione a convegni nazionali ed internazionali.

Le azioni di conservazione hanno invece riguardato: l’allevamento *ex situ* dei barbi con il coinvolgimento delle società di pesca locali, l’identificazione dei siti di reintroduzione e l’attività di vigilanza lungo i tratti di fiume per monitorare i siti e per limitare il bracconaggio.

Da anni l’Ente Parchi del Ducato gestisce, per conto della Regione Emilia-Romagna e in collaborazione con le società di pesca sportiva locali, un incubatoio di valle e un allevamento di trota fario (*Salmo trutta trutta*) a Monchio delle Corti (PR), e un incubatoio di valle per le trote fario e un allevamento di salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) a Corniglio (PR). Queste attività sono finalizzate al ripopolamento dei fiumi e di alcuni laghi nel territorio del Parco dei Cento Laghi, parco appenninico gestito dall’Ente Parchi del Ducato al confine con il Parco Nazionale dell’Appennino Tosco-Emiliano. Grazie al progetto LIFE, gli impianti ittiogenici sono stati ristrutturati per poter allevare anche i barbi fino allo stadio di avannotti (fig. 3) e poter così affiancare all’allevamento di specie ittiche d’interesse piscatorio anche specie d’interesse conservazionistico. Le Associazioni sono inoltre state coinvolte per la cattura dei riproduttori e per l’individuazione dei siti di reintroduzione.

Il progetto ha pertanto permesso di reintrodurre la specie in tratti in cui erano scomparsi, di coinvolgere in modo attivo e concreto i pescatori nella conservazione di specie in pericolo, di sensibilizzare le giovani generazioni e i cittadini sull’importanza della biodiversità di specie ed habitat nei sistemi fluviali.



Figura 1. IV visita di monitoraggio al progetto LIFE BARBIE (presso il centro ittiogenico di Corniglio, PR)



Figura 2. Azione di educazione ambientale con le scuole del parmense (presso il Parco Fluviale del Taro)

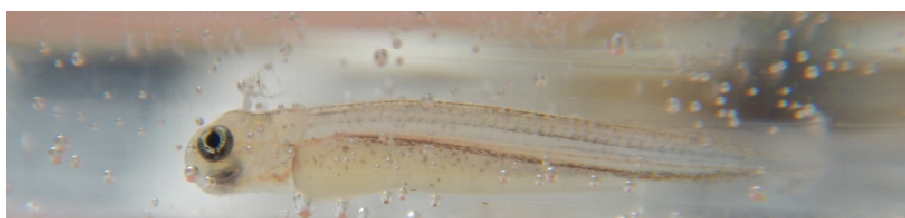


Figura 3. Larva di barbo comune presso l'incubatoio LIFE BARBIE di Corniglio (PR)

Bibliografia citata

Nonnis Marzano, F., & Piccoli, F. (2015). *Piano di recupero del barbo comune e barbo canino in Emilia Romagna. Azione A4 progetto LIFE13 NAT/IT/001129 BARBIE* (Relazione tecnica).

Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., & Teofili, C. (compilatori) (2013). *Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani*. Roma: Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Ramona Viterbi, Cristiana Cerrato, Emanuel Rocchia,
Silvia Ghidotti, Bruno Bassano

Ente Parco Nazionale Gran Paradiso, Torino

ramona.viterbi@pngp.it

Monitoraggio della biodiversità animale in ambiente alpino: un approccio multi-tassonomico

Gli ecosistemi montani sono considerati “hotspot della biodiversità” a causa dell'enorme quantità di specie endemiche e vulnerabili e perché hanno già subito perdite eccezionali (Grabherr et al., 2011). Diventa quindi importante monitorare la biodiversità alpina ed identificare i fattori che influenzano la sua distribuzione.

In questo quadro, nel 2006, tre parchi alpini nell'Italia nord-occidentale (Parco Nazionale Gran Paradiso, GPNP; Parco naturale Orsiera Rocciavè, ORNP; Parco naturale Veglia Devero, VDNP) hanno avviato un progetto per determinare i fattori che influenzano la biodiversità animale ed identificare i metodi più appropriati per un monitoraggio di lungo periodo. Il progetto prevede due anni di campionamento ogni cinque anni ed ha come principali obiettivi: misurare lo stato della biodiversità animale, descrivendone i pattern lungo i gradienti altitudinali nello spazio e nel tempo come base per identificare i cambiamenti futuri; prevedere lo stato della biodiversità, per stimare il rischio di perdita di biodiversità, anche attraverso l'applicazione di scenari di cambiamento ambientale. Questo consentirà di identificare la soglia oltre la quale il rischio di perdita di biodiversità sarà estremamente elevato e di identificare le potenziali vulnerabilità.

Sono stati scelti 12 transetti altitudinali composti da 4-7 unità di campionamento separate da 200 m di dislivello (69 plot; fig. 1). In ogni stazione sono stati raccolti dati per 5 taxa (Lepidoptera Rhopalocera, Aves, Coleoptera Staphylinidae, Coleoptera Carabidae, Araneae), censiti con metodi standardizzati, ripetibili ed economici. Ogni stazione di campionamento è stata inoltre caratterizzata da parametri topografici, ambientali e microclimatici (temperatura).

Nel lavoro di Viterbi et al. (2013) l'analisi dei dati provenienti dalla prima stagione di campionamento ha mostrato come la ricchezza specifica sia determinata principalmente dall'altitudine e dalla temperatura (*variation partitioning* per tutti i taxa messi insieme: l'importanza relativa dell'altitudine è del 40.9%, quella della temperatura del 45.3%). La ricchezza di specie di tutti i taxa riuniti presenta una relazione a campana lungo il gradiente altitudinale ($\ln(S) = 2.841 + 0.002 \cdot Alt - 6.420 \cdot 10^{-7} \cdot Alt^2$; $D^2_{adj} = 0.425$; $p < 0.0001$) con un picco intorno a 1500 m s.l.m., corrispondente alla fascia subalpina (fig. 2). Al contrario, la proporzione di

specie endemiche e vulnerabili aumenta significativamente dalla fascia montana all'alpina (test K-W, $N = 69$, d.f. = 2; $H_{\text{endemic}} = 30.085$, $p = 0.0001$; $H_{\text{vulnerable}} = 34.633$, $p = 0.0001$), mostrando come la parte più alta del nostro gradiente abbia un minor numero di specie caratterizzate però da un alto interesse per la conservazione.

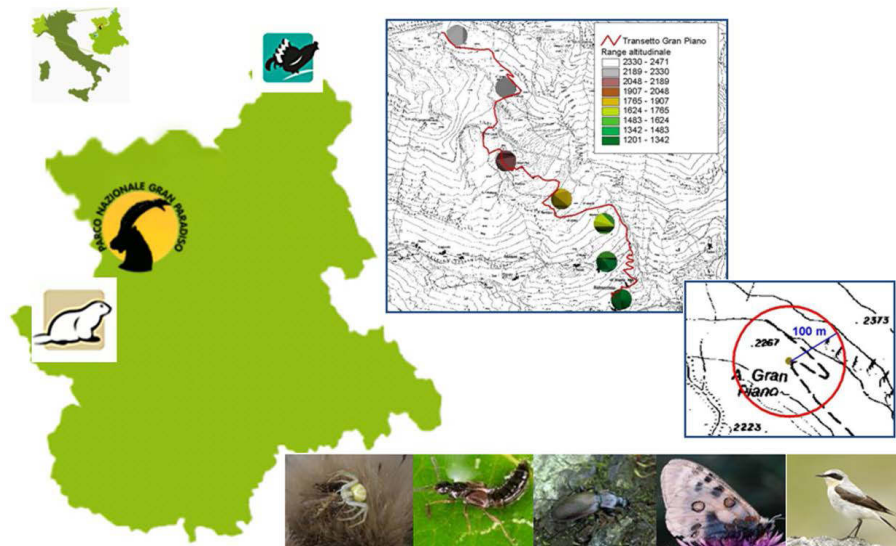


Figura 1. 69 plot distribuiti lungo 12 transetti altitudinali in tre parchi nelle Alpi italiane nord-occidentali (da S a N ORNP, GPNP, VDNP); in ogni plot sono stati campionati 5 taxa (Araneae, Coleoptera Staphylinidae, Coleoptera Carabidae, Lepidoptera Rhopalocera, Aves)

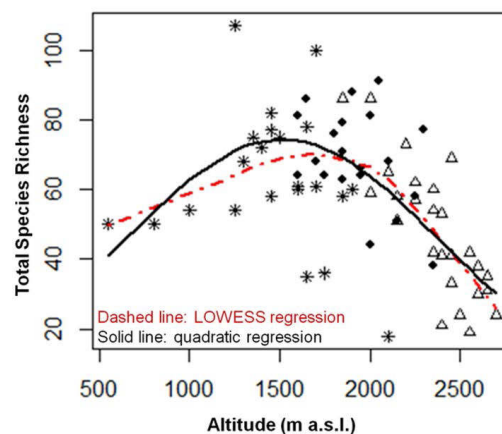


Figura 2. Grafico a dispersione della ricchezza totale di specie per sito lungo il gradiente altitudinale (da Viterbi et al., 2013)

I primi confronti tra le due stagioni di campionamento per Lepidoptera Rhopalocera (2006-2008 vs 2012-2013) analizzano i cambiamenti nello spazio e nel tempo e cercano di identificare specie o gruppi funzionali responsabili dei cambiamenti. 140 specie sono state condivise tra le 2 sessioni di campionamento, con 146 specie nella prima e 149 specie nella seconda. In un intervallo di tempo di soli 5 anni, abbiamo osservato un aumento generale del livello di occupazione media (numero di plot per specie; variazione media = 3.95 ± 0.50 , $t = -7.90$, $p = 0.001$) e della ricchezza specifica (variazione media = 10.32 ± 0.86 ; $t = -11.94$, $p = 0.001$). I cambiamenti osservati differiscono tra specie e gruppi ecologici: per quanto riguarda la specializzazione alimentare, le specie specializzate (monofaghe) differiscono significativamente (variazione media = -2.00 ± 1.15 ; test K-W, $\chi^2 = 8.61$, $p = 0.035$); per quanto riguarda la specializzazione altitudinale, gli specialisti altitudinali (test K-W, $\chi^2 = 9.17$, $p = 0.010$) e le specie alpine (test M-W, $W = 880$, $p = 0.014$) hanno mostrato un cambiamento significativamente inferiore rispetto agli altri gruppi ecologici (Cerrato et al., 2018).

La composizione complessiva della comunità non è cambiata, ma abbiamo osservato un aumento delle specie condivise e una tendenza all'omogeneizzazione (analisi della dispersione nella composizione comunitaria, F-value = 13.15, p-value < 0.001). Per ogni specie, abbiamo calcolato l'indice di temperatura delle specie, ottenuto combinando la distribuzione delle specie in Italia (Balletto et al., 2007) e i dati di temperatura (Metz et al., 2014). L'analisi delle variazioni dell'indice della temperatura comunitaria (CTI) tra le stagioni di campionamento ha mostrato un aumento significativo ($t = -3.59$; $p = 0.001$) con differenze che dipendono principalmente dalla posizione geografica del plot (regressione lineare, selezione del modello tramite AICc; $R^2 = 14.17$, $p = 0.007$; Area protetta, $p = 0.007$) (Cerrato et al., 2018). Nell'area protetta caratterizzata dalla temperatura media più bassa abbiamo osservato l'aumento più elevato di CTI (fig. 3).

Questo studio consente di valutare la coerenza nella distribuzione di diversi taxa lungo i gradienti altitudinali e l'influenza dei fattori geografici, ambientali e climatici sulla biodiversità, come base rispetto alla quale misurare i cambiamenti futuri. I nostri risultati suggeriscono che la biodiversità alpina dovrebbe essere monitorata a lungo termine sia come primo segnale di allarme dei cambiamenti climatici sia come test empirici di previsioni. Le aree protette possono essere utilizzate come cartina di tornasole di cambiamenti al di fuori. Per svolgere questo ruolo, i parchi devono condividere programmi di monitoraggio a lungo termine che consentano di misurare lo stato della biodiversità (ricchezza e distribuzione delle specie, composizione della comunità, diversità funzionale), sottolineare i fattori climatici e ambientali che influenzano questi pattern e modellizzare gli effetti del clima e dei cambiamenti nell'uso del suolo su questi parametri.

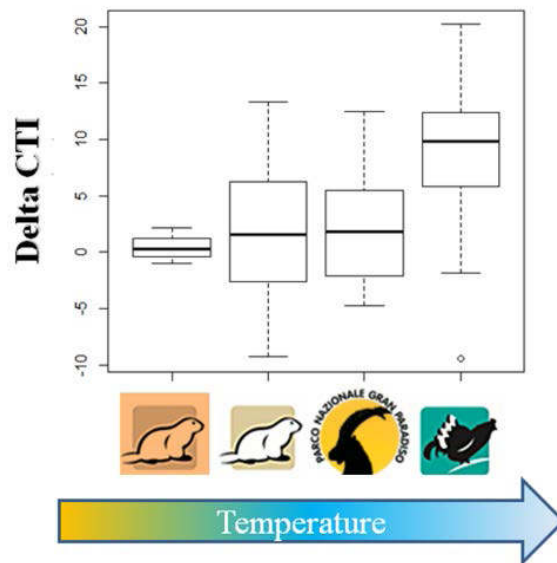


Figura 3. Variazione dell'indice di temperatura comunitario tra le sessioni di campionamento (prima sessione di campionamento meno seconda sessione) in funzione delle aree protette. Da sinistra a destra: oasi xeroteramica di Foresto (area xeroteramica all'interno di ORNP), ORNP, GPNP, VDNP. Le aree protette sono ordinate dal più caldo al più freddo, per quanto riguarda la temperatura dell'aria stagionale (adattato da Cerrato et al., 2018)

Bibliografia citata

Balletto, E., Bonelli, S., & Cassulo, L. (2007). Insecta Lepidoptera Papilionoidea. In: S. Ruffo & F. Stoch (Eds.) *Checklist and distribution of the Italian Fauna. 10,000 terrestrial and inland water species* (2nd and revised edition; Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2^a serie, Sez. Scienze della Vita, Vol. 17, pp. 257–261).

Cerrato, C., Rocchia, E., Brunetti, M., Bionda, R., Bassano, B., Provenzale, A., Bonelli, S., & Viterbi, R. (2018). Butterfly distribution along altitudinal gradients: temporal changes over a short time period. In: M. G. Mazzocchi, L. Capotondi, M. Freppaz, A. Lugliè & A. Campanaro (Eds.) *Italian Long-Term Ecological Research for understanding ecosystem diversity and functioning. Case studies from aquatic, terrestrial and transitional domains. Nature Conservation*, 34: 91–118.

Grabherr, G., Gottfried, M., & Pauli, H. (2011). Global change effects on alpine plant diversity. In: F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.) *Biodiversity hotspots. Distribution and protection of conservation priority areas* (pp. 529–536). Berlin and Heidelberg: Springer-Verlag.

Metz, M., Rocchini, D., & Neteler, M. (2014). Surface temperatures at the continental scale: Tracking changes with remote sensing at unprecedented detail. *Remote Sensing*, 6, 3822–3840.

Viterbi, R., Cerrato, C., Bassano, B., Bionda, R., Von Hardenberg, A., Provenzale, A., & Bogliani G. (2013). Patterns of biodiversity in the northwestern Italian Alps: a multi-taxa approach. *Community Ecology*, 14, 18–30.

Fabio Bozzeda

Centro FONDAP de Investigación en Dinámica de Ecosistemas Marinos de Altas Latitudes (IDEAL),

Universidad Austral de Chile, Valdivia (Chile)

bozzedaf@gmail.com

Gestione indiretta delle aree protette attraverso la gestione della dimensione umana: il caso del Seno Almirantazgo (Patagonia Cilena)

Le aree protette sono di fondamentale importanza per la conservazione biologica ed ecosistemica e di tutti i beni e servizi ad esse correlati. Di fronte agli attuali (e futuri) cambiamenti globali l'utilizzo e la disposizione strategica delle aree protette marine e terrestri appare prioritaria a fronte di un tasso di perdita di biodiversità globale in aumento (Butchart et al., 2010), per cui è stato stimato che il 58% delle specie di mammiferi, uccelli e rettili sia a rischio di estinzione (Doherty et al., 2016). Di fronte a questa priorità, il panorama globale è essenzialmente diviso in due: da una parte un "primo mondo" in cui le problematiche sono essenzialmente di volontà politica ma dove esistono conoscenze pregresse, finanziamenti e set di dati adatti all'applicazione delle tecniche più adatte alla pianificazione ai fini della conservazione; dall'altra parte il 70% della biodiversità globale si trova nel "secondo e terzo mondo" dove (oltre alla volontà politica) le problematiche sono più gravi e profonde. Nei paesi sottosviluppati ed in via di sviluppo le condizioni socio economiche fanno sì che le popolazioni siano strettamente legate ai servizi ecosistemici forniti dal territorio (*food provision, water regulation, cultural and ritual value, recreation*) ed allo stesso tempo siano stimolate dal mercato globale ad attuare attività illegali ai danni della natura; la mancanza di informazioni pregresse e di dati di buon livello rende inoltre difficile, in queste realtà, l'applicazione delle metodologie più avanzate per la gestione della biodiversità. In questo lavoro verranno presentate tre approcci analitici robusti rispetto all'incertezza che "bypassano" l'impossibilità applicativa dei metodi tradizionali, nello specifico verrà presentata una metodologia di *machine learning* per l'individuazione della pesca illegale di *southern king crab* (*Lithodes santolla*) e la redistribuzione dello sforzo di pesca, una metodologia complessa che include la dimensione umana e la conoscenza qualitativa nella simulazione di opzioni di gestione ed un'applicazione della teoria dei giochi in cui si cerca un equilibrio ambientale sociale ed economico da applicare allo sviluppo dell'industria acquicola. I tre approcci analitici sono in corso di applicazione nell'area marina protetta del Seno Almirantazgo nella Terra del Fuoco Cilena. Negli ultimi quindici anni il Cile è passato da meno dell'1% della zona economica esclusiva protetta a una protezione del 13.6%. Il Seno Almirantazgo si trova sotto l'amministrazione del comune di Timaukel, Provincia della Terra del Fuoco, e ha una superficie approssimativa di 76 400 ha (fig. 1). Può essere classificato all'interno di zone remote, definite come aree isolate da grandi insediamenti umani, che sono disabitate o scarsamente popolate e di difficile

accesso, essendo comunemente utilizzate a fini di conservazione usando argomenti di valore intrinseco per costruire sul terreno supporto per la conservazione. Le attività che si svolgono nell'area includono l'estrazione di risorse bentoniche, come la capasanta della Patagonia (*Chlamys patagonica*) e la capasanta del sud (*Chlamys vitrea*) e il turismo di interesse speciale. Le attività di pesca attrattiva sono principalmente svolte da pescatori delle città di Porvenir e Punta Arenas, rispettivamente a 31 e 50 miglia nautiche (Servicio Hidrográfico e Oceanográfico de la Armada, SHOA, 1997). Il MUMPA è stato creato per supportare la protezione di specie iconiche come l'elefante marino (*Mirounga leonina*), la foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*) e l'albatro dai sopraccigli neri (*Thalassarche melanophris*). Fra i maggiori conflitti di utilizzo presenti all'interno della nuova area protetta abbiamo individuato come di primaria importanza i conflitti connessi con l'espansione dell'industria acquicola e con la pesca del *southern king crab* (SKC).

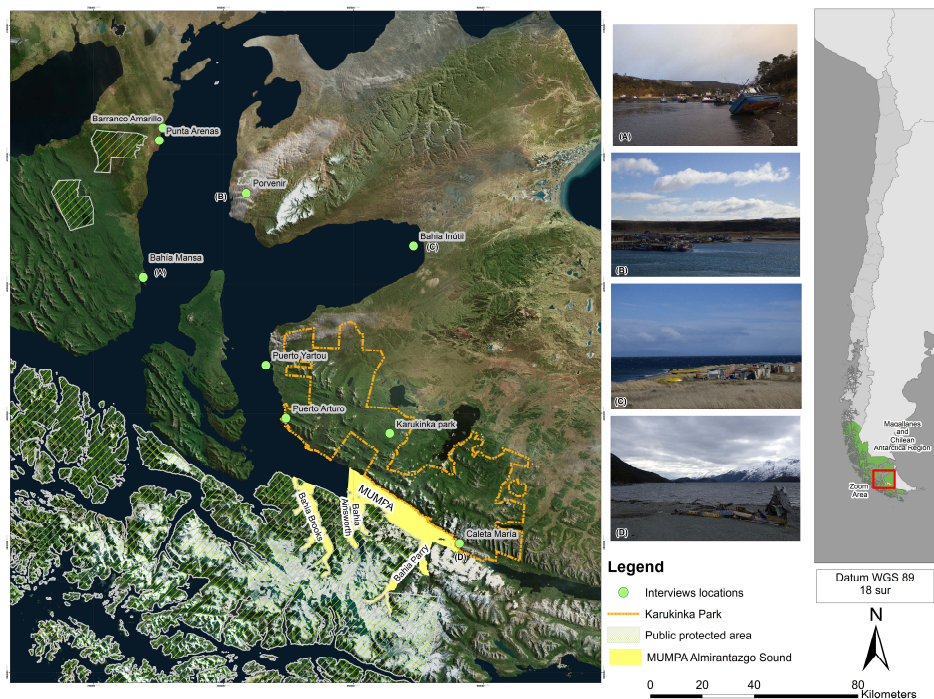


Figura 1. Posizione del Seno Almirantazgo (in giallo) e dei punti di riferimento delle posizioni delle interviste per l'approccio FCM (in verde); le aree di terra protette confinanti con il MUMPA sono delimitate in arancione (privato) e grigio chiaro (pubblico); le immagini di alcuni luoghi delle interviste sono correlate alle lettere dalla A alla D nella mappa

La gestione della pesca dipende dalla quantificazione attendibile dell'incertezza per il processo decisionale. L'incertezza emerge da una varietà di fonti; per la pesca su piccola scala nei paesi in via di sviluppo i dati disponibili sono spesso inaffidabili e uno scarso controllo istituzionale favorisce le attività di pesca illegale. Data la crescente domanda da parte dei mercati globali di alcuni prodotti della pesca su

piccola scala, l'applicazione di metodologie in grado di elaborare informazioni scarse è una priorità. In questo studio, abbiamo sviluppato uno strumento basato su (i) un algoritmo *machine learning* fuzzy-bayesiano per quantificare l'incertezza relativa alla biomassa estratta dichiarata dal pescatore artigianale (biomassa per nave per crociera di pesca, C), per la pesca artigianale di SKC nella regione di Magallanes, Cile, e (ii) modelli di regressione polinomiale non lineare per proiettare la distribuzione spaziale di C in scenari di precauzione minima e massima. L'analisi dell'incertezza mostra una soglia di 2000 kg per C, dopo la quale l'estrazione dichiarata non segue la relazione tra biomassa e caratteristiche dell'habitat (determinate da temperatura e torbidità a diverse profondità). Le mappe di supporto decisionale create con lo strumento proposto suggeriscono che l'estrazione della biomassa SKC non è uniforme e che l'attuale distribuzione dello sforzo di estrazione dovrebbe essere adattata sulla base di queste nuove informazioni. Una *fuzzy cognitive map* (FCM) è una rappresentazione simbolica per la descrizione e la modellizzazione di sistemi complessi, come la pesca su piccola scala, ed è stata precedentemente proposta come mezzo potenzialmente utile per colmare le lacune nelle conoscenze ecologiche e sociali e per caratterizzare incertezza e imprecisione in quella conoscenza. Abbiamo sviluppato ed applicato una FCM al sistema di pesca del SKC, per simulare l'effetto di diverse opzioni di gestione, in diversi contesti climatici e di mercato, sullo stock e sulle condizioni socio-economiche dei pescatori. Questa pesca su piccola scala, come molte altre, è caratterizzata da scarsi dati che mettono alla prova la gestione in un contesto di accesso semi-aperto. Abbiamo combinato quattro opzioni di gestione, considerate nel comitato per la pesca di SKC, con un aumento dei prezzi sul mercato globale e con l'effetto atteso del cambiamento climatico, ottenendo sei scenari. Gli scenari peggiori in termini di stock sono anche quello in cui viene considerata la pesca illegale (scenario 4: controllo dello sforzo di pesca con la pesca illegale) e quello che considera un aumento del prezzo nel mercato internazionale senza alcuna ricrescita della pesca (scenario 6). Gli scenari più favorevoli per la risorsa sono lo scenario 3 e lo scenario 5, che corrispondono rispettivamente al controllo dello sforzo di pesca senza pesca illegale (si assume cioè che lo stato abbia preso misure effettive contro la pesca illegale) e allo scenario di instabilità climatica, in cui è stato forzato nel modello l'aumento previsto di eventi meteorologici violenti che sembrano impattare l'habitat di SKC, migliorando però le condizioni dello stock a causa del controllo naturale sull'attività di pesca (nei giorni di forte vento per la sicurezza la pesca viene chiusa). Dei quattro scenari di gestione, il più complesso da attuare è chiaramente lo scenario numero 3 in cui si ipotizza la scomparsa della pesca illegale a causa di un intervento delle autorità. Tuttavia, dai risultati risulta che una strategia di pesca sostenibile di SKC non può essere attuata senza un rigoroso controllo delle attività di pesca illegale. Tutti i risultati di questa simulazione devono essere intesi come una tendenza, cioè descrivono cosa è probabile che accada con la risorsa e la pesca applicando alcune strategie di gestione. Lo scenario 1 mostra un effetto negativo sullo stock e sullo stato della risorsa osservando un aumento della biomassa raccolta, dei profitti e dello sforzo di pesca. Lo scenario 2 mostra lo stesso risultato ma con un piccolo aumento dello sforzo di pesca. Lo scenario 3 mostra effetti positivi sullo stock e sullo stato della risorsa e un effetto negativo sulla biomassa raccolta, sui profitti e sullo sforzo di pesca. Lo scenario 4 mostra effetti negativi sullo stock nello

stato della risorsa e sullo sforzo di pesca osservando un aumento dei profitti e della biomassa raccolta. Lo scenario 5 mostra effetti positivi solo per lo stock di SKC ma negativi per l'habitat. Infine, lo scenario 6 (che non considera la scomparsa della pesca illegale) mostra grandi effetti negativi sulla risorsa in termini di stock e anche sullo stato della risorsa e un aumento dei profitti, dello sforzo di pesca e della biomassa raccolta. I risultati delle simulazioni mostrano che non tutte le opzioni considerate producono effetti positivi sulla risorsa e sugli utenti (pescatori), alcuni scenari sembrano negativi sia per la risorsa che per i pescatori e solo lo scenario consistente nella riapertura dell'APR (registro delle imbarcazioni autorizzate) e nell'imposizione delle quote di pesca singole per avere effetti positivi su entrambi. Emerge chiaramente che la conservazione della risorsa e del profitto sono influenzate da una combinazione di condizioni naturali e opzioni di gestione, e che le più importanti debolezze del sistema sono legate al comportamento dei pescatori (inclinati ad attività illegali) e alla mancanza di controllo da parte delle autorità preposte. Dopo lo sfruttamento delle miniere di uranio, lo sviluppo della salmonicoltura rappresenta la seconda voce di bilancio per la regione del Magallanes. Per un bias giuridico le concessioni approvate prima della nascita dell'area protetta hanno comunque il diritto a posizionare gli impianti all'interno del Seno Almirantazgo. Per gestire questo conflitto è stata impostata una simulazione secondo la teoria dei giochi non cooperativi formulata da John Nash nel 1949 durante i suoi studi di dottorato. Sono state costruite tre *payment functions*: una *payment function* ecologica ottenuta da un'analisi di regressione quantile di dati provenienti dalle istituzioni circa i popolamenti bentonici sottostanti le installazioni e le condizioni ambientali al contorno, una economica relativa ai profitti dell'industria del salmone ed una sociale ottenuta elaborando le informazioni provenienti da interviste strutturate e semi-strutturate. Sono stati individuati tre equilibri di Nash funzione della produttività degli impianti ed è risultato che per conservare i benefici sociali, economici ed il patrimonio naturale dell'area i *competitors* non dovrebbero superare il 60% di produttività massima consentita in cui le quote individuali vengono ripartite secondo le caratteristiche locali del territorio.

Bibliografia citata

Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Watson, R. (2010). Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.

Doherty, T. S., Glen, A. S., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., & Dickman, C. R. (2016). Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(40), 11261–11265.

José Manuel Tierno de Figueroa

Universidad de Granada, Facultad de Ciencias, Departamento de Zoología, Granada (España)

jmtdef@ugr.es

Biodiversità sconosciuta:

la sorprendente ricchezza biologica di alcuni gruppi non emblematici

Il termine “Biodiversità” è diventato molto popolare negli ultimi trenta anni e sono molte le definizioni che sono state proposte, e che coincidono nel considerare la biodiversità come la variabilità biologica a tutte le scale (geni, popolazioni, specie, comunità, ecosistema). Ma, tra i diversi livelli considerati, la specie ha un ruolo fondamentale nello studio e nella percezione della biodiversità (Boero, 2010). La specie può essere considerata la categoria tassonomica “naturale” e il livello più diretto, ovvio e facilmente valutabile per misurare la biodiversità. Non si può conoscere bene un organismo, le sue interazioni con gli altri o con l'ambiente, il suo comportamento, né garantirne la conservazione, etc. se non si è in grado di identificarlo. Su queste premesse, nella presente comunicazione vogliamo sottolineare l'importanza di conoscere la biodiversità al livello di specie e evidenziare alcuni grossi problemi in questo ambito, particolarmente nel caso di specie o gruppi di specie non emblematici, poco noti, ma che costituiscono il grosso della biodiversità e, di conseguenza, sono parte fondamentale del funzionamento dei ecosistemi. Per evidenziare molti di questi problemi, prenderemo come esempi due gruppi animali nei quali abbiamo esperienza di ricerca, i plecoteri e gli entoprocti. In più, utilizzeremo l'esempio della biodiversità degli organismi fluviali del bacino del Mediterraneo per illustrare la grossa ricchezza di alcuni gruppi non emblematici, la mancanza di conoscenza su alcuni di loro e i problemi legati alla loro conservazione.

Tra 1 600 000 a 1 800 000 specie di organismi sono state descritte, ma le stime più recente ipotizzano in circa 10 milioni il possibile numero totale. Ogni anno circa 15 000 nuove specie sono descritte (May, 2011), ma si calcola che tra 17 000 a 27 000 si estinguono annualmente, molte delle quali non hanno neanche mai ricevuto una denominazione. Conoscere e conservare la biodiversità deve essere una priorità, ma esistono molti problemi. Tra loro possiamo annoverare la mancanza di tassonomi e l'invecchiamento e la scomparsa degli specialisti, la distribuzione disuguale di tassonomi o ricercatori che si dedicano ai diversi gruppi di organismi e la mancanza di fondi e incentivi per l'attività tassonomica (che contrasta con il *boom* teorico nello studio della biodiversità). Molti di questi problemi sono particolarmente noti in alcune aree di grande diversità (come molti paesi in via di sviluppo) dove mancano specialisti, esistono difficoltà di accesso (a volte relazionate con problemi politici), mancano fondi, etc. E poi, per conoscere veramente la biodiversità e garantire la sua conservazione, occorre che, una volta descritta una specie, si indaghi sulla sua distribuzione,

biologia ed ecologia. In questo aspetto, la differenza tra quello che sappiamo sulle specie non emblematiche e quelle emblematiche è ancora più sbilanciato. Per molte delle prime abbiamo soltanto una descrizione morfologica e niente di più. Anche se a volte le specie emblematiche possono fungere da specie ombrello nella conservazione di molte altre specie, questo non sempre è così. Non tutti i gruppi sono distribuiti ugualmente, il che significa che le aree più ricche di specie per determinati gruppi non sono sempre così per altri (sia a una scala globale che regionale, ad es. uccelli vs. plecoteri), e neppure i diversi organismi hanno le stesse esigenze ecologiche. Non è sufficiente proteggere le aree più “biodiverse”, dobbiamo avere molta informazione sulle specie che vogliamo proteggere se vogliamo garantire che un’area protetta funzioni efficacemente. Inoltre, come segnalato da Cardoso et al. (2011) e altri, molte specie non emblematiche non riscuotono grande interesse tra l’opinione pubblica e questo si riflette sulla mancanza di studi, valutazioni sullo stato di conservazione e piani di protezione.

I plecoteri costituiscono un buon esempio di gruppo non emblematico, per lo meno per il grosso della popolazione, nonostante rivestano un importante ruolo negli ambienti fluviali nei quali vivono come parte delle reti trofiche, abbiano un interesse culturale in alcuni paesi (fondamentalmente in relazione alla pratica della pesca a mosca) e siano ampiamente utilizzati come bioindicatori della qualità biologica dell’acqua, dove presentano i più alti valori di sensibilità rispetto alle alterazioni ambientale (Fochetti & Tierno de Figueroa, 2008). Recenti valutazioni della diversità mondiale di questo gruppo riportano 3718 specie descritte fino a 2018, con un tasso di descrizione di 46.3 specie all’anno dal 1980 fino al 2018 (principalmente in Asia e Sudamerica) e con il grosso della diversità mondiale di questo gruppo animale presente in Asia, con più di un quarto delle specie descritte a livello mondiale (DeWalt & Ower, 2019). Questa distribuzione contrasta con quella di altri gruppi di organismi, come mammiferi, uccelli o rettili, dove il grosso della diversità è concentrata in altre regioni zoogeografiche. DeWalt & Ower (2019) predicono che 1140 ± 130 nuove specie saranno descritte globalmente prima del 2050 e 2130 ± 330 entro il 2100. Particolarmente significativo nei ultimi anni è stato l’impiego di nuovi strumenti che completano (ma non sostituiscono) quelli più tradizionali negli studi tassonomici e che hanno permesso di descrivere molta della diversità nascosta dal punto di vista morfologico. Nonostante ci sia un intenso lavoro tassonomico, questo è concentrato in un piccolo gruppo di ricercatori. Secondo DeWalt & Ower (2019) solo 28 ricercatori o gruppi di ricerca attualmente contribuiscono alla descrizione di nuove specie di plecoteri. Ma, dal nostro punto di vista, un’altro grosso problema è che il numero di ricercatori che lavorano sulla biologia dei plecoteri è ancora più ridotto e non abbiamo nessuna informazione sulla storia naturale della maggioranza delle specie. Questo rende molto difficile la loro conservazione. Come anticipato sopra, i plecoteri sono particolarmente sensibili alle alterazioni ambientali. Fochetti & Tierno de Figueroa (2006), nel loro studio sulla plecoterofauna europea, segnalano che l’aumento crescente della contaminazione degli ambienti di acqua dolce, la frammentazione e la distruzione dei corsi fluviali e delle loro sponde e la marcata stenoecia del gruppo, ha fatto sì che molte specie siano diventate vulnerabili o gravemente minacciate di estinzione. In particolar modo, in Europa, tutta la fauna selvatica dei plecoteri fluviali di pianura può essere considerata minacciata. Ad esempio

Taeniopteryx araneoides Klapálek, 1902 e *Oemopteryx loewi* (Albarda, 1889) sono considerate ormai estinte e altre specie come *Isogenus nubecula* Newman, 1833, *Agnentina elegantula* (Klapálek, 1905) o *Marthamea vitripennis* (Burmeister, 1839) sono estinte localmente o la loro situazione è critica. Molte specie sono state descritte su un numero basso di individui e hanno una distribuzione geografica molto piccola, il che le rende particolarmente vulnerabili all'estinzione. Considerando i dati autoecologici di 516 taxa di plecoteri in base alla loro adattabilità agli effetti attesi del cambiamento climatico (Tierno de Figueroa et al., 2010), il 62.79% di queste (cioè 324) potrebbero essere inclusi in una o più delle categorie di vulnerabilità e rischio. Inoltre, queste specie sono concentrate nelle aree che saranno maggiormente colpite (Alpi, Pirenei e penisola iberica).

Un'altro gruppo poco emblematico e ancora meno conosciuto è quello degli Entoprocti, un phylum che annovera quasi 200 specie descritte (WoRMS, 2019), tutte marine tranne due di acqua dolce. È difficile avere una stima di quanti taxa restano ancora da descrivere in questo gruppo. Gli entoprocti sono piccoli animali bentonici (da solito meno di 1 mm di lunghezza), solitari o coloniali, che possono o meno vivere come commensali di altri organismi (spugne, briozoi, policheti, etc.). Dal 1980 fino al 2019, un totale di 39 nuove specie sono state descritte, ma il numero di specialisti su questo gruppo a livello mondiale è in pratica ridotto a poche persone. Alcune delle aree più conosciute sono il Giappone, da dove proviene un quarto delle specie di entoprocti descritti a livello mondiale negli ultimi 20 anni, e la costa europea. Nulla è conosciuto sullo stato di conservazione di questo gruppo animale e, anche se possono beneficiare della conservazione dentro alle aree protette, non sappiamo con certezza nulla sugli effetti che i grossi problemi ambientali attuali hanno su questo gruppo. Un esempio di questi è legato agli episodi sempre più frequenti di mortalità massiva di poriferi, cnidari, echinodermi e altri organismi bentonici marini legati a temperature anormalmente alte durante l'estate che, insieme ad altre cause di origine antropica, fanno diminuire di modo allarmante la diversità dei nostri mari.

Per fare una comparazione tra diversi gruppi dei organismi, prendiamo per esempio uno studio fatto sulla biodiversità fluviale del bacino del Mediterraneo, uno dei 34 *hotspot* di biodiversità mondiale. Tierno de Figueroa et al. (2013) riportano che circa il 35% delle specie di acqua dolce paleartiche conosciute e oltre il 6% delle specie di acqua dolce del mondo sono presenti nei biota d'acqua dolce del bacino del Mediterraneo, dove si trova anche un alto grado di endemicità. Tuttavia, la conoscenza della biodiversità del Mediterraneo è ancora incompleta, in particolare per alcuni taxa e, di conseguenza, i dati sullo stato di conservazione sono frammentati e scarsi per molti organismi (molti gruppi di invertebrati, funghi, alghe, etc.). Ad esempio, a scala europea, tra gli animali (compresi quelli terrestri e di acqua dolce): il 64.0% delle specie di vertebrati è incluso in una direttiva europea o mondiale sulla protezione; il 100% degli uccelli europei è in qualche modo protetto, così come il 66.2% degli anfibi e il 53.2% dei rettili. Sfortunatamente, solo lo 0.1% degli invertebrati europei è protetto (154 specie) e la situazione è anche peggiore per altri gruppi specifici di organismi (Tierno de Figueroa et al., 2013).

Infine, occorre segnalare che tra le sfide per conoscere e conservare tutta la biodiversità dobbiamo: 1) stimolare lo studio della biodiversità, incoraggiando studi tassonomici, faunistici, floristici, nonché la formazione ed il sostegno economico di tassonomi e studiosi della biodiversità; 2) catalogare, descrivere le specie, studiarne la distribuzione, etc., e rendere accessibili queste informazioni a scienziati, amministrazioni e al pubblico generale (considerando la grande importanza del coinvolgimento della società); 3) conoscere la biologia delle specie e la loro funzione ecologica; 4) applicare questa conoscenza nella conservazione della biodiversità tramite programmi specifici per la conservazione di specie particolari e la creazione di aree protette che le ospitano; e 5) fermare l'attuale tasso di scomparsa delle specie.

Bibliografia citata

Boero, F. (2010). The study of species in the Era of Biodiversity: A tale of stupidity. *Diversity*, 2, 115–126.

Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., & New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144, 2647–2655.

DeWalt, R. E., & Ower, G. D. (2019). Ecosystem services, global diversity, and rate of stonefly species descriptions (Insecta: Plecoptera). *Insects*, 10, 99.

Fochetti, R., & Tierno de Figueroa, J. M. (2006). Notes on diversity and conservation of the European fauna of Plecoptera (Insecta). *Journal of Natural History*, 40, 2361–2369.

Fochetti, R., & Tierno de Figueroa, J. M. (2008). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 365–377.

May, R. M. (2011). Why worry about how many species and their loss? *PLoS Biology*, 9, e1001130.

Tierno de Figueroa, J. M., López-Rodríguez, M. J., Fenoglio, S., Sánchez-Castillo, P., & Fochetti, R. (2013). Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia*, 719, 137–186.

Tierno de Figueroa, J. M., López-Rodríguez, M. J., Lorenz, A., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., & Hering, D. (2010). Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1269–1277.

WoRMS (2019). Entoprocta. <http://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1271> (accessed on 21/08/2019).

Angela Boggero

CNR - Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA), Verbania

angela.boggero@irsa.cnr.it

Concezioni passate e sfide future nello studio della biodiversità delle acque dolci

Pur rappresentando una minuscola parte delle acque presenti sulla Terra (2.2%), le acque dolci sono componente principale degli organismi viventi ed elemento primario degli ecosistemi. Inoltre, gli ecosistemi di acqua dolce sono forse gli ambienti più minacciati al mondo. Infatti, il declino della biodiversità è molto maggiore nelle acque dolci che negli altri ecosistemi. Che cosa rende gli habitat di acqua dolce particolarmente vulnerabili alle attività umane e ai cambiamenti ambientali? Il motivo principale sta nella loro biodiversità, notevolmente maggiore rispetto a tutti gli altri ambienti della Terra. Infatti, all'incirca il 40% della diversità globale dei pesci e il 25% della diversità globale dei vertebrati vive in acqua dolce. Quante specie vivono in acqua dolce? Su circa 1 750 000 specie descritte, 125 000 abitano le acque superficiali, mentre altre 50 000-100 000 possono vivere nelle acque sotterranee.

Poiché la diversità può essere affrontata e studiata a diverse scale (globale, regionale, locale), a diversi livelli tassonomici (gruppo, famiglia, genere, specie), ma anche considerando tutti gli aspetti della diversità biologica (morfologica, genetica, funzionale), bisogna trovare un modo uniforme per affrontarne lo studio. L'idea che la ricchezza in specie (anche definita come diversità tassonomica) sia una caratteristica importante degli ecosistemi naturali è di tipo classico in ecologia (Elton, 1958; Preston, 1948). In questo contesto, la diversità può essere definita come una stima del numero di specie che vivono nello stesso ambiente. Nel passato, nel tentativo di trovare modelli che legassero la presenza di specie ai processi dell'ecosistema, diversi autori avevano osservato che il numero di individui di ogni taxon in una comunità poteva essere approssimato da una formula relativamente semplice di distribuzione. Pertanto, alcune espressioni matematiche sono spesso state utilizzate proprio come un comodo sistema per organizzare o riassumere i dati di biodiversità. Successivamente, Whittaker (1972) propose tre termini, diversità α , β e γ , per riferirsi, rispettivamente, alla diversità all'interno di una particolare area o ecosistema, ai cambiamenti della diversità tra ecosistemi o alla diversità complessiva degli ecosistemi all'interno di un grande regione.

Norse & McManus (1980) hanno per primi chiarito il significato del concetto di diversità biologica che includeva una combinazione di diversità genetica (variabilità genetica all'interno delle specie) e di diversità ecologica (numero di specie in una comunità). Ma è solo pochi anni dopo che il concetto viene abbreviato in biodiversità e la sua definizione viene successivamente ampiamente accettata e fornita dalla Convenzione

sulla Diversità Biologica (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2000) che cita: “*la variabilità tra gli organismi viventi di tutte le origini, inclusi gli ecosistemi acquatici, terrestri, marini e di altro tipo e i complessi ecologici di cui fanno parte: include quindi la diversità all'interno delle specie, tra le specie e degli ecosistemi stessi*”. Se si fa riferimento alla biodiversità d'acqua dolce, dobbiamo ricordare che questa copre un ampio spettro di gruppi tassonomici che abitano tali habitat e le loro immediate vicinanze. Comprende quindi organismi completamente acquatici e organismi che hanno stadi immaturi, nidificano e hanno radici nell'acqua. Nonostante il fatto che la biodiversità sia un concetto consolidato, non sono state formulate definizioni e tecniche di misurazione adeguate, generalmente concordate.

Oggi, la stima della biodiversità permette di descrivere le comunità e le dinamiche intrinseche di un ecosistema, nonché il suo funzionamento. In generale, la definizione più semplice che se ne può dare è relativa al numero di specie osservate in un'area. Sebbene si possa dettagliare includendo la distribuzione dell'abbondanza degli individui nelle diverse specie, tali misure puramente statistiche non sono però biologicamente soddisfacenti, perché limitate nel tempo, nello spazio e a pochi gruppi tassonomici.

È comunque certo che la biodiversità è indispensabile per la sopravvivenza umana, per il suo benessere economico (fornisce risorse naturali quali: legname, cibo, fibre, acqua potabile, medicine, enzimi, sapori alimentari, profumi, cosmetici, emulsionanti, coloranti, regolatori della crescita delle piante e pesticidi), ha valori etici ed estetici, svolge un ruolo di primo piano nella funzionalità e nella stabilità degli ecosistemi (regolazione del clima, delle piene, delle malattie, dei parassiti) e garantisce la capacità di adattamento ai cambiamenti. Tutti questi sono servizi forniti dalla biodiversità all'uomo e vengono definiti servizi ecosistemici. Questo termine è entrato nell'uso comune dopo la pubblicazione del *Millennium Ecosystem Assessment* nel 2005. Proprio grazie a questa fondamentale valutazione degli ecosistemi globali si è evidenziato per la prima volta come l'uomo, per soddisfare i suoi bisogni, abbia modificato la superficie abitabile della Terra, compromettendo e distruggendo gli ecosistemi sempre più rapidamente negli ultimi 50 anni. La distruzione, la degradazione e la frammentazione degli habitat, l'inquinamento, l'introduzione di specie alloctone, la caccia e la pesca indiscriminate, i cambiamenti climatici, il turismo di massa e la scarsa conoscenza sono solamente alcuni degli impatti diretti e indiretti causati dall'uomo alla biodiversità. Ciò ha causato estinzioni di massa ormai irreversibili, e ha indotto cambiamenti nei rapporti di abbondanza delle specie presenti sulla Terra. La crescente consapevolezza dell'importanza della biodiversità per la sopravvivenza dell'uomo e le conseguenze irreversibili della sua perdita hanno spinto negli ultimi anni a intensificarne lo studio e a pensare alla sua conservazione attraverso la progettazione di spazi verdi come parte integrante del contesto urbano nelle città europee e alla creazione di aree protette. Inoltre, occorre sensibilizzare l'opinione pubblica sulla minaccia di estinzione che incombe sulle specie di acqua dolce e sul valore che quest'ultima riveste per l'uomo, ora, ma soprattutto per la sua vita futura. Purtroppo, le specie di acqua dolce sono in generale poco considerate dal grande pubblico poiché non sono carismatiche quanto le balene, i delfini o il panda.

L'Istituto di Ricerca Sulle Acque (Sede di Verbania) del Consiglio Nazionale delle Ricerche sin dalla sua creazione nel 1938, con il nome di Istituto Italiano di Idrobiologia, ha dedicato la sua vita allo studio della biodiversità per l'importanza che questa ha quale "valore di conservazione, valore ecologico e di controllo biologico". Per rispondere al primo punto, ossia per proteggere e valorizzare specie rare e minacciate, o interi ambienti, l'Istituto inizia studiando i laghi alpini, che costellano le nostre montagne e che spesso sono inseriti in aree protette. Questi ambienti sono da sempre considerati come le ultime fonti d'acqua incontaminata che riforniscono le aree di pianura, nonché utili alla conservazione di una biodiversità effimera in quanto soggetta alle fluttuazioni di livello del sistema abitato, alle temperature e alle condizioni di vita stressanti delle alte quote. Su questi ecosistemi preziosi incombe però la minaccia del cambiamento climatico globale, che prevede aumenti delle temperature lungo le Alpi, con conseguenze sulla scomparsa di specie sensibili e la comparsa di specie tolleranti, con alterazione della biodiversità. Analoghi obiettivi, legati a scopi conservazionistici e di ripristino ambientale, sono stati l'oggetto di studi lungo le sponde del Lago Maggiore, in aree parco e al di fuori di esse, nel tentativo di monitorare la presenza e la distribuzione di specie aliene di macrocrostacei e molluschi, al fine di programmare azioni di reintroduzione di specie native.

Per rispondere al valore ecologico della biodiversità, l'Istituto, con l'appoggio del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, è stato chiamato a partecipare ai gruppi di lavoro per la messa a punto di un sistema di tipizzazione dei laghi, lo sviluppo di protocolli di campionamento standardizzati e di metriche per la valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici d'acqua dolce. Ha quindi partecipato a tutte quelle attività richieste dalla Direttiva Quadro sulle Acque per la valutazione dello stato ecologico, consapevole che la resilienza di un ambiente, ossia la sua capacità di recupero una volta sottoposto a cambiamento, è basata sulla diversità delle specie in esso presenti. Infine, per il valore di controllo biologico assunto dalla biodiversità, ha partecipato e vinto un bando della Fondazione *Barilla Center for Food and Nutrition* per la miglior idea progettuale per lo sviluppo sostenibile di ambienti risicoli. Ha infatti promosso una strategia di lotta integrata agli insetti dannosi in agricoltura basata sull'incremento dei servizi ecosistemici forniti dai chiroteri (pipistrelli) in risaia, incrementandone l'arrivo in aree fortemente antropizzate posizionando delle *bat-box* nel tentativo di aumentare la diversità degli antagonisti delle entomopesti e contemporaneamente ridurre l'uso di pesticidi.

Nell'ultimo decennio, l'Istituto ha sviluppato inoltre metodi e tecniche innovative per lo studio della biodiversità e degli ecosistemi. L'introduzione dell'analisi molecolare (*DNA barcoding* e *metabarcoding*) a supporto del monitoraggio e dell'identificazione tassonomica, sta guadagnando sempre più popolarità nel rilevare specie invasive, nella valutazione della struttura di comunità e nella mappatura della distribuzione di taxa rari o difficili da monitorare. In questo settore, Il CNR-IRSA di Verbania, attraverso la partecipazione alla COST Action DNAqua-net (*Developing new genetic tools for bioassessment of aquatic ecosystems in Europe* - CA15219, <http://dnaqua.net>) in rappresentanza dell'Italia, ha potuto presentare idee progettuali innovative nel tentativo di creare conoscenze nuove o approfondimenti di conoscenze già acquisite, proponendo al contempo una piattaforma all'avanguardia sulle ricerche sulla biodiversità, superando gli

svantaggi posti dalla tassonomia morfologica tradizionale. Infine, tutte le attuali attività dell'Istituto sono fortemente centrate sulla creazione di data set standardizzati che, sull'onda della Direttiva Comunitaria INSPIRE (*IN*frastructure of *SP*atial *IN*foRmation) che impone agli Stati Membri di creare servizi per la condivisione di dati tra Enti diversi, favoriscano la condivisione di dati biologici e ambientali facilmente accessibili e interoperabili. Di qui la sua entrata in LifeWatch come Infrastruttura di ricerca virtuale dedicata allo studio degli ecosistemi e della biodiversità, e in INVASIVESNET (International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species) che si propone invece di facilitare l'accesso a conoscenze e dati di alta qualità, *open access*, sulle specie aliene e invasive. In entrambi i casi, la condivisione di dati permette di trovare risposte a problemi scientifici, di ampliare le proprie conoscenze e la comprensione della biodiversità e della distribuzione di specie aliene, contribuendo a prendere decisioni sulla gestione della risorsa acqua e sulle politiche ambientali, e sulle azioni da intraprendere per il ripristino di habitat o di interi ambienti.

I problemi idrici attuali e i problemi legati alla biodiversità derivano dalla nostra inefficace o inadeguata gestione delle risorse idriche e dalla nostra incapacità di trovare un equilibrio tra i bisogni umani e quelli della natura. Quindi, sempre più i ricercatori dovranno “fare network”, e scienza e politica dovranno trovare accordi e comunione di intenti nella pianificazione di azioni concordate. L'intento è quello di trovare soluzioni per la salvaguardia delle attività economiche e sociali che si sviluppano intorno alle acque dolci e, contemporaneamente, per la tutela delle acque e della vita che le abita. In questo contesto, e dal momento che l'acqua e la biodiversità superano i confini amministrativi, è fondamentale analizzare i meccanismi che possono aiutare a risolvere problemi nella gestione dell'acqua, secondo una logica funzionale piuttosto che amministrativa.

Bibliografia citata

Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Chapman & Hall.

Norse, E. A., & McManus, R. E. (1980). Ecology and living resources: biological diversity. In: *Environmental quality, 1980: the eleventh annual report of the Council on Environmental Quality* (pp. 31–80). Washington, DC: Council of Environmental Quality.

Preston, F. W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, 29, 254–283.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2000). *Sustaining life on Earth: how the Convention on Biological Diversity promotes nature and human well-being*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213–251.

Alice Brambilla^{1,2}, Bruno Bassano²

¹*Department of Evolutionary Biology and Environmental Studies, University of Zurich, Zurich (Switzerland)*

²*Ufficio Biodiversità e Ricerca Scientifica, Parco Nazionale Gran Paradiso, Noasca (TO)*

alicebrambilla1@gmail.com

Effetti dei cambi climatici su alcuni tratti di life history dello stambecco alpino

Nell'ultimo secolo l'emisfero settentrionale e l'Europa sono stati caratterizzati da un sensibile aumento delle temperature e da una conseguente modificazione del clima (Dong et al., 2017). Gli ambienti alpini, a causa della forte stagionalità e dei gradienti altitudinali, sono più fortemente influenzati da questi cambiamenti rispetto alle aree di pianura (Auer et al., 2007; Gobiet et al., 2014). Le modificazioni del clima e dell'ambiente si ripercuotono sull'intero ecosistema. Una conseguenza dei cambiamenti climatici potenzialmente importante per gli erbivori è il cambiamento nella disponibilità delle risorse trofiche (Badeck et al., 2004) sia a livello quantitativo che temporale.

La variabilità climatica ha un effetto su parametri demografici nelle popolazioni di ungulati (Jacobson et al., 2004; Pettorelli et al., 2007; Post & Stenseth 1998; 1999; Walther et al., 2002; White et al., 2018). Numerosi studi hanno anche riscontrato effetti diretti sullo sviluppo di alcuni tratti morfologici (Dohuard, et al., 2018; Ozgul et al., 2009; Weladji & Holand, 2003). Ciascuna specie tuttavia può rispondere in modo diverso alle modificazioni climatiche ed ambientali (Tafani et al., 2013) e le risposte possono variare anche tra popolazioni della stessa specie (Loison et al., 1999).

Scopo di questo lavoro è verificare eventuali cambiamenti avvenuti negli ultimi 20 anni nella massa corporea media in un ungulato di montagna, lo stambecco alpino, che vive in un ambiente fortemente stagionale.

I dati sulla massa corporea sono stati raccolti dal 2000 al 2015 su individui maschi marcati nell'area di studio di Levionaz (Valsavarenche, AO) nel Parco Nazionale Gran Paradiso, PNGP. Mediante modelli autoregressivi che tengono conto dell'autocorrelazione temporale dei dati (Brooks et al., 2017), abbiamo messo in relazione la massa corporea a fine stagione con variabili meteorologiche ed ambientali. Le variabili meteorologiche utilizzate sono: nevosità in inverno (calcolata come la media delle precipitazioni nevose giornaliere nei mesi da novembre a maggio); temperatura massima in estate (calcolata come la media della temperatura giornaliera massima nei mesi da maggio a ottobre); precipitazioni primaverili (calcolate come la media delle precipitazioni giornaliere nei mesi da maggio a luglio). E' stata usata come variabile ambientale anche la data di inizio della stagione vegetativa (bgs: *beginning of the growing season*, Ranghetti et al.,

2016) stimata dai valori dell'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Infine abbiamo anche inserito tra le variabili la densità (numero totale di stambecchi contati nel PNGP durante i censimenti annuali del mese di settembre). I risultati preliminari delle analisi sembrano indicare che la massa corporea media dei maschi di stambecco è aumentata negli ultimi 20 anni (fig. 1).

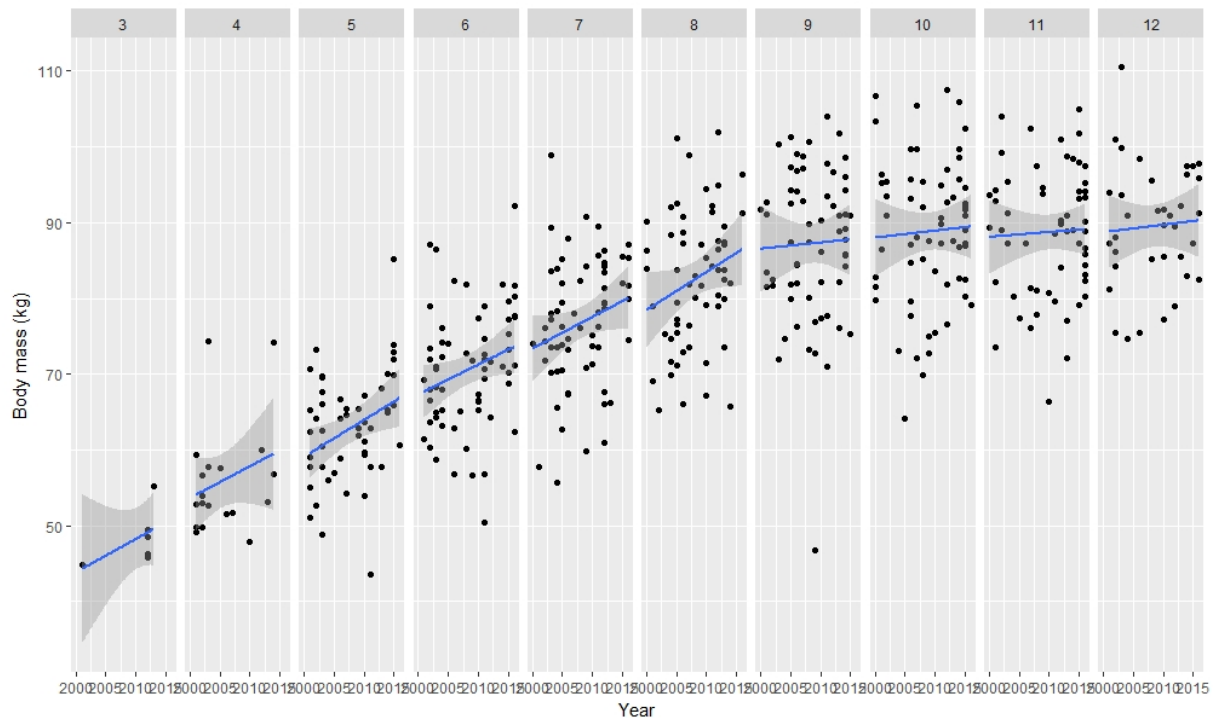


Figura 1. Misura della massa corporea a fine stagione dei maschi di stambecco alpino dell'area di Levionaz (PNGP) negli anni dal 2000 al 2015; ciascun *box* rappresenta una classe di età (da 3 a 12 anni)

Tale aumento sembra essere legato alla riduzione della nevosità e all'anticipo della stagione vegetativa. La densità non sembra invece avere un effetto sulla massa corporea degli animali. Tuttavia, la finestra temporale delle analisi presentata in questo lavoro si colloca in un periodo di bassa densità (Mignatti et al., 2012) e questo può in parte spiegare l'assenza di un effetto significativo di questa variabile. Analisi precedenti effettuate sulla dimensione degli accrescimenti annuali delle corna hanno invece evidenziato un effetto della densità su tale tratto (PNGP, dati non pubblicati). In anni ad elevata densità, l'accrescimento medio delle corna degli animali di tutte le età è minore rispetto a quello misurato negli anni in cui la densità è minore. L'analisi dei dati relativi alle corna copre però un periodo di tempo più lungo (dal 1980 al 2015) durante il quale si sono succeduti periodi di elevata e periodi di bassa densità.

Altri studi effettuati nella stessa area e sulla stessa specie hanno invece dimostrato come le stesse variabili sembrano avere un effetto diverso su altri parametri della dinamica di popolazione. In particolare, l'anticipo dell'inizio della stagione vegetativa sembra avere un effetto negativo sulla sopravvivenza dei capretti (PNGP,

dati non pubblicati). Tali risultati dimostrano come, per quantificare l'effetto dei cambiamenti ambientali sulle popolazioni animali, non sia possibile generalizzare i risultati ottenuti da un singolo studio ma come sia invece necessario un monitoraggio estensivo di diversi parametri delle diverse popolazioni.

Bibliografia citata

Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., ... Nieplova, E. (2007). HISTALP - Historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *International Journal of Climatology*, 27, 17–46.

Badeck, F.-W., Bondeau, A., Bottcher, K., Doktor, D., Lucht, W., Schaber, J., & Sitch, S. (2004). Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist*, 162(2), 295–309.

Brooks, M. E., Clements, C., Pemberton, J., & Ozgul, A. (2017). Estimation of individual growth trajectories when repeated measures are missing. *The American Naturalist*, 190(3), 377–388.

Douhard, M., Guillemette, S., Festa-Bianchet, M., & Pelletier, F. (2018). Drivers and demographic consequences of seasonal mass changes in an alpine ungulate. *Ecology*, 99(3), 724–734.

Dong, B., Sutton, R. T., & Shaffrey, L. (2017). Understanding the rapid summer warming and changes in temperature extremes since the mid-1990s over Western Europe. *Climate Dynamics*, 48, 1537–1554.

Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., & Stoffel, M. (2014). 21st century climate change in the European Alps - A review. *Science of the Total Environment*, 493, 138–1151.

Jacobson, A. R., Provenzale, A., von Hardenberg, A., Bassano, B., & Festa-Bianchet, M. (2004). Climate forcing and density dependence in a mountain ungulate population. *Ecology*, 85(6), 1598–1610.

Loison, A., Jullien, J. M., & Menaut, P. (1999). Relationship between chamois and isard survival and variation in global and local climate regimes: contrasting examples from the Alps and Pyrenees. *Ecological Bulletins*, 47, 126–136.

Mignatti, A., Casagrandi, R., Provenzale, A., von Hardenberg, A., & Gatto, M. (2012). Sex-and age-structured models for Alpine ibex *Capra ibex ibex* population dynamics. *Wildlife Biology*, 18(3), 318–333.

Ozgul, A., Tuljapurkar, S., Benton, T. G., Pemberton, J. M., Clutton-Brock, T. H., & Coulson, T. (2009). The dynamics of phenotypic change and the shrinking sheep of St. Kilda. *Science*, 325, 464–467.

Pettorelli, N., Pelletier, F., von Hardenberg, A., Festa-Bianchet, M., & Cotè, S. D. (2007). Early onset of vegetation growth vs. rapid green-up: Impacts on juvenile mountain ungulates. *Ecology*, 88(2), 381–390.

Post, E., & Stenseth, N. C. (1998). Large-scale climatic fluctuation and population dynamics of moose and white-tailed deer. *Journal of Animal Ecology*, 67, 537–543.

Post, E., & Stenseth, N. C. (1999). Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology*, 80(4), 1322–1339.

Ranghetti, L., Bassano, B., Bogliani, G., Palmonari, A., Formigoni, A., Stendardi, L., & von Hardenberg, A. (2016). MODIS time series contribution for the estimation of nutritional properties of alpine grassland. *European Journal of Remote Sensing*, 49(1), 691–718.

Tafari, M., Cohas, A., Bonenfant, C., Gaillard, J. M., & Allainé, D. (2013). Decreasing litter size of marmots over time: a life history response to climate change? *Ecology*, 94(3), 580–586.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., ... Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.

Weladji, R. B., Holand, O. (2003). Global climate change and reindeer: effects of winter weather on the autumn weight and growth of calves. *Oecologia*, 136, 317–323.

White, K. S., Gregovich, D. P., & Levi, T. (2018). Projecting the future of an alpine ungulate under climate change scenarios. *Global Change Biology*, 24(3), 1136–1149.

Cristina Vallino¹, Enrico Caprio¹, Fabrizio Genco¹, Dan Chamberlain¹,
Claudia Palestrini¹, Angela Roggero¹, Massimo Bocca², Antonio Rolando¹

¹Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino, Torino

²Parco Naturale del Mont Avic, Champdepraz (AO)

cristina.vallino@unito.it; enrico.caprio@unito.it

Risposte comportamentali alla presenza antropica nel gracchio alpino

Le aree ad elevata altitudine sono soggette a numerose pressioni, inclusi fattori legati alla presenza umana quali lo sviluppo di infrastrutture dedicate a sport invernali (Brambilla et al., 2016), ma l'uomo può agire sulle specie anche attraverso il disturbo diretto, influenzandone la fisiologia ed il comportamento (Arlettaz et al., 2015; Jiménez et al., 2013). Tuttavia, tali effetti negativi possono a volte essere mitigati da fattori positivi come la fornitura di cibo e siti per il riposo e la nidificazione (Oro et al., 2013). Infatti, molte specie di uccelli si alimentano di cibo antropogenico in habitat strettamente legati all'uomo quali discariche, aree di conferimento rifiuti e zone per picnic al punto che la presenza di queste risorse è un fattore fortemente influente la distribuzione ed il comportamento dell'avifauna (Delestrade, 1995). L'obiettivo del presente studio è verificare se e come il comportamento di una specie di alta quota, il gracchio alpino *Pyrrhocorax graculus* (Linnaeus, 1766), sia influenzato dalla presenza dell'uomo. Il gracchio alpino è una specie paleartica diffusa sulle Alpi presente soprattutto oltre il limite degli alberi la cui dieta consiste principalmente di artropodi nella stagione calda, quando il gracchio alpino si alimenta specialmente di cavallette (Laiolo & Rolando, 1999). Tuttavia, è anche noto il carattere opportunistico del gracchio alpino che si comporta da spazzino attorno ai ristoranti ed ai rifugi in alta quota (Laiolo et al., 2001). Il comportamento della specie è stato studiato in due aree con differenti livelli di pressione antropica, cioè Cervinia ed il Parco Naturale del Mont Avic (d'ora in poi indicato con MA). MA è un'area caratterizzata dalla quasi totale assenza di disturbo, mentre Cervinia è una meta turistica durante tutto l'anno ed è caratterizzata da alta antropizzazione, con la presenza di strutture per la ricezione di turisti anche a quote elevate. A Cervinia i gracchi alpini sono stati osservati utilizzare due zone, una a quote tra i 2000 ed i 2700 m s.l.m. (Plan Maison, d'ora in poi indicato con PM) e una ad altitudini maggiori dove i gracchi si alimentano di scarti di cibo gettati dai ristoranti a circa 3500 m s.l.m. (Plateau Rosà, d'ora in poi indicato con PR). Le osservazioni sono state fatte da giugno ad agosto 2016-2018. Il comportamento alimentare del gracchio alpino è stato valutato registrando la dimensione del gruppo, il tempo di permanenza sulla patch di alimentazione e il numero di alimenti ingeriti durante tale tempo di permanenza. Inoltre, sono state registrate la distanza di allerta (ovvero quando l'individuo smetteva di alimentarsi e assumeva una posizione di allarme) e quella di involo in presenza di persone in avvicinamento ad un gruppo di gracchi in alimentazione. Poiché la disponibilità di cibo è un

fattore che potrebbe influire sul comportamento dei gracchi alpini, abbiamo valutato la disponibilità della preda chiave attraverso la realizzazione di transetti altitudinali dove è stata registrata l'abbondanza delle cavallette. I dati hanno dimostrato che il numero di alimenti ingeriti era minore quando i gracchi alpini erano disturbati dalle persone (fig. 1) ed era più alto a fine giugno. In modo simile, il tempo di permanenza sulla patch di alimentazione era più breve quando il disturbo era presente (fig. 2) ed era più lungo a fine luglio. Le distanze di allerta ed involo erano maggiori a MA rispetto a PM (fig. 3). PR e MA, rispetto a PM, mostravano una dimensione del gruppo più piccola, numero di alimenti ingeriti maggiore e tempo di permanenza sulla patch di alimentazione più breve. I risultati relativi alle cavallette hanno dimostrato che la loro abbondanza aumentava da inizio giugno in avanti e presentava un picco intorno ai 2300 m s.l.m. e a fine giugno.

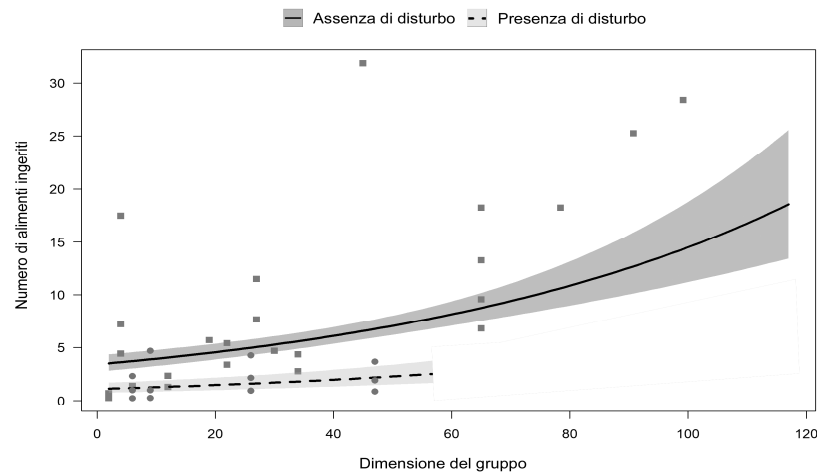


Figura 1. Curva che rappresenta l'influenza del disturbo antropico e della dimensione del gruppo sul numero di alimenti ingeriti; i quadrati indicano i punti senza disturbo ed i cerchi quelli con disturbo

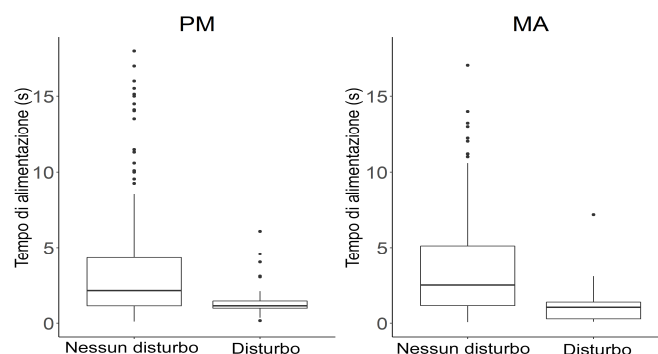


Figura 2. Boxplot che mostra la differenza tra il tempo di permanenza sulla patch di alimentazione con e senza disturbo a MA e PM

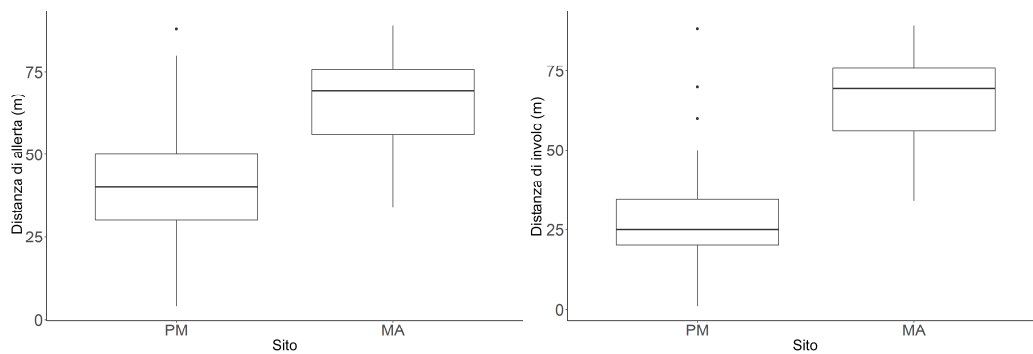


Figura 3. Boxplot che mostra la differenza della distanza di allerta ed involo nelle due aree PM e MA

Il presente studio ha evidenziato alcune risposte comportamentali del gracchio alpino alla presenza umana. La frequentazione di PR è una risposta di per sé poiché l'unica ragione che porta i gracchi ad essere presenti in quel sito è la presenza di scarti di cibo antropogenico. Confrontando MA con PM, nel parco naturale i gruppi sono risultati più piccoli, il numero di alimenti ingeriti maggiore ed il tempo di permanenza sulle patch più breve rispetto a PM e questo potrebbe essere legato allo scarso disturbo presente nel parco naturale e che permetterebbe ai gracchi di non attivare meccanismi di allerta, con gruppi mantenuti di piccole dimensioni e gli sforzi concentrati sull'alimentazione con conseguente aumento dell'efficienza. A PR piccole quantità di cibo sono disponibili più volte al giorno e questo può spiegare i gruppi più piccoli, il numero di alimenti ingeriti maggiore ed il tempo di permanenza sulle patch più breve rispetto a PM, infatti il tempo entro il quale i pochi avanzi possono essere sfruttati è breve e solo pochi individui per volta possono alimentarsene.

I risultati relativi alle variazioni comportamentali in presenza di disturbo indicano che da una parte i gracchi possono essere soggetti ad effetti negativi quali il decremento della capacità di alimentazione dovuta a numero di alimenti ingeriti e tempo di permanenza sulle patch ridotti. Dall'altra parte l'*habituation* (Jiménez et al., 2013) potrebbe essere sviluppata con un conseguente miglioramento dell'efficienza di alimentazione dato dalla riduzione della distanza di allerta ed involo. Tuttavia, quest'ultimo risultato è stato riscontrato esclusivamente nel sito turistico e potrebbe quindi confermare che i gracchi alpini possono imparare a tollerare la presenza umana (Jiménez et al., 2013), ma solo in aree dove la presenza dell'uomo è diffusa, mentre nelle aree meno disturbate l'effetto negativo del disturbo è enfatizzato dalla reazione dei gracchi che si involano abbandonando la patch di foraggiamento non appena percepiscono la presenza di persone. Le differenze comportamentali riscontrate tra PM e MA potrebbero anche essere legate ad altri fattori quali la distribuzione delle prede chiave. Infatti, l'abbondanza delle cavallette è risultata avere un trend in aumento da inizio giugno in avanti e quindi il tempo di permanenza sulle patch più lungo registrato a fine luglio può essere legato alla maggiore disponibilità di prede. Inoltre, il picco di presenza delle cavallette è stato registrato nello stesso periodo in cui il numero di alimenti ingeriti dei gracchi è maggiore, cioè a fine giugno. Tuttavia, altri fattori quali la pressione di predatori naturali e fattori fenologici (es. l'arrivo dei

giovani sui siti di alimentazione) potrebbero influire sul comportamento dei gracchi alpini e di conseguenza questi aspetti andrebbero approfonditi. Inoltre, poiché diversi studi hanno indicato la possibilità che l'avifauna che si alimenta di cibo diverso da quello “naturale” subisca effetti negativi (Gilbert et al., 2016; Shochat, 2004; Will et al., 2015), ulteriori studi andrebbero realizzati per indagare la dieta dei gracchi e successivamente verificare quali potrebbero essere gli effetti di un'alimentazione ricca di cibo antropogenico sulle loro condizioni fisiche. Poiché ci sono alcune indicazioni relative a relazioni tra disponibilità di prede e comportamento dei gracchi, sarebbe auspicabile approfondire questo aspetto con ulteriori indagini. Infine, il presente studio mette in risalto l'importanza dei siti protetti, infatti, nonostante l'indagine metta in risalto l'immediato effetto negativo legato alla presenza dell'uomo nel parco naturale, questo risultato può essere interpretato in senso positivo poiché le aree protette rappresentano i siti in cui i gracchi alpini possono mantenere inalterato il loro comportamento grazie ai bassi livelli di disturbo i quali possono essere mantenuti tali tramite l'attuazione di linee gestionali che prevedano una fruizione controllata.

Bibliografia citata

Arlettaz, R., Sébastien, N., Marjana, N., Peter, V., Rupert, P., Jenni-Eiermann, ... Genoud, M. (2015). Disturbance of wildlife by outdoor winter recreation: allostatic stress response and altered activity-energy budgets. *Ecological Applications*, 25, 1197–1212.

Brambilla, M., Pedrini, P., Rolando, A., Chamberlain, & D. E. (2016). Climate change will increase the potential conflict between skiing and high-elevation bird species in the Alps. *Journal of Biogeography*, 43, 2299–2309.

Delestrade, A. (1995). Impact of human activity on foraging flocks and populations of alpine chough *Pyrrhonorax graculus*. *Avocetta*, 19, 189–193.

Gilbert, N. I., Carreia, R. A., Silva, J. P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P. W., ... Franco, A. M. A. (2016). Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Movement Ecology*, 4, 7

Jiménez, G., Meléndez, L., Blanco, G., & Laiolo, P. (2013). Dampened behavioral responses mediate birds' association with humans. *Biological Conservation*, 159, 477–483.

Laiolo, P., & Rolando, A. (1999). The diet of the chough (*Pyrrhonorax pyrrhonorax*) and the alpine chough (*Pyrrhonorax graculus*) in the Alps: seasonality, resource partitioning and population density. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 54, 133–147.

Laiolo, P., Rolando, A., & Carisio, L. (2001). Winter movements of the alpine chough: implications for management in the Alps. *Journal of Mountain Ecology*, 6, 21–30.

Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S., & Martínez-Abraín, A. (2013). Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*, 16, 1501–1511.

Shochat, E. (2004). Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos*, 106, 622–626.

Will, A., Watanuki, Y., Kikuchi, D. M., Sato, N., Ito, M., Callahan, M., ... Kitaysky, A. (2015). Feather corticosterone reveals stress associated with dietary changes in a breeding seabird. *Ecology and Evolution*, 5(19), 4221–4232.

successione
ecologica

Share your science. Make it better

ISBN 978-88-942545-2-5



9 788894 254525 >