



Provincia di Sondrio  
Assessorato Agricoltura  
Caccia Pesca



Istituto Nazionale per la  
Fauna Selvatica  
"Alessandro Ghigi"



Viote del  
Monte Bondone



**SIEF**

Società Italiana di Ecopatologia della Fauna

## II Convegno Nazionale Ecopatologia della Fauna Selvatica

Con il patrocinio di:

- Ministero della Sanità
- Ministero dell'Ambiente
- Regione Lombardia
- Parco Nazionale dello Stelvio
- Facoltà di Medicina Veterinaria di
  - Bologna
  - Messina
  - Milano
  - Sassari
  - Torino

Bormio, 8-10 Ottobre 1998 - Centro Congressi

## PREFACE

The *Journal of Mountain Ecology* is glad to publish the proceedings of the Second Conference of the Italian Society for Eco-pathology of Wildlife (SIEF). The main reasons for this event are to be searched partially in the themes included in these proceedings, and partially in the long tradition of the Gran Paradiso National Park (GPNP) in the study of wildlife pathology. These proceedings include some important contributions to the knowledge of the sanitary condition and the ecology of mountain wildlife, both in the Alps and in the Apennines. Of particular interest is the effort to develop ecological and mathematical models for the prediction of the effects of pathologies, particularly virus infections – Swine pest -, bacterial infections – micobacteriosis, brucellosis, paratuberculosis -, and macro-parasites – abomasal nematodes, coccidiosis – on the population dynamics of wildlife species. The eco-pathological approach is enforced by the presence of some ecological papers, focused on the climatic modifications of landscape and alpine vegetation and on the modifications of local biodiversity. These topics on wildlife pathology are of particular interest for the GPNP and, therefore, suitable for publication in the *J.Mt.Ecol.* The GPNP is interested in the study and monitoring of wildlife pathology since the end of the Second World War with the work of the late Prof. Videsott, veterinarian and director of the GPNP, and was then continued by Dr. Peracino, first Sanitary inspector of the GPNP. It is not the first time that the *J.Mt.Ecol.* dedicates space to papers on wildlife pathology, and we hope to have done a service to the national and international scientific community, in publishing these works. As the official conference language was Italian, most contribution to this supplement are in this language

*The Director of GPNP*  
**Michele Ottino**

## FOREWORD

The health of wildlife populations is catalysing a growing interest by people, the scientific community and policy makers. Increasing human activities caused an intermingling of wildlife, domestic animals and human populations. At the same time change in land utilisation and loss of biodiversity are strongly enhanced. In such a situation infectious and non-infectious wildlife diseases are recognised to play a relevant role for both conservation and public health. Nowadays wildlife medicine cannot be restricted only to research groups or to “naive” interests of few individuals, neither wildlife management can be drive only by emotional approaches. A robust scientific background is largely needed. Because of the complexity and multifaceted aspects of the sanitary problems in free ranging populations, the ecology of wildlife diseases arises as a key factor in any of the possible epidemiological scenarios. This achievement is the basic step for addressing any further strategies for a sustainable management, focused not only on wild populations, but on entire ecosystems, that is the final goal of any action plan. This topic was the main framework of the II National meeting of the Società Italiana di Ecopatologia della Fauna (S.I.E.F.), and despite the congress was held in October 1998 we deemed important still to publish the proceedings. Initially the proceedings should have been published by the Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica “Alessandro Ghigi”, the national research and advisory agency for wildlife management in Italy. The administrative transition imposed to the Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica strongly delayed the publishing until we received the proposal of the Gran Paradiso National Park to have a special issue of the *Journal of Mountain Ecology* dedicated to the meeting. The value of this peer-reviewed journal in the field of wildlife conservation and management, convinced the SIEF to accept the proposal. We strongly believe that the on-line access will promote a wide diffusion of the data and concepts reported by all the authors. The interdisciplinary approach of the meeting was due to the believing that free-ranging wildlife diseases control and management are a very difficult goal that can be accomplished only with the skills of different professional figures. The meeting was financially supported by many Local and Central Authorities suggesting that administrative agencies were strongly interested into wildlife diseases and management. We want to thank all of them not only for the financial support, but also for their trust on our policy. We are particularly grateful to Provincia di Sondrio, Comunità Montana Alta Valtellina, Comune di Bormio, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica and Centro di Ecologia Alpina. Last but not least we want to remember the presence at the meeting in Bormio of some internationally well known colleagues, two from north America and five from Europe. They gave us an up to date of the major trends in wildlife diseases study and management. To all of them our sincere thanks for giving us an international insight into the world of wildlife and earth health. We hope that the papers presented in these proceedings could be an useful tool for all the people involved in wildlife diseases research and management.

*On behalf of the SIEF Scientific Board*  
**Paolo Lanfranchi**

# LAND USE CHANGE AND BIODIVERSITY CONSERVATION IN THE ALPS

Chemini C., Rizzoli A.

Centro di Ecologia Alpina, I-38040 Viote Monte Bondone (Trento), Italy, chemini@cealp.it

**Abstract** - Human activities are changing the Planet, inducing high rates of extinction and a worldwide depletion of biological diversity at genetic, species, and ecosystem level. Biodiversity not only has an ethical and cultural value, but also plays a role in ecosystem function and, thus, ecosystem services, which are essential to civilization, economic production, and human wellbeing. The functional role of biodiversity is still poorly known; a minimum level of biodiversity is required for sustainable preservation of ecosystem functions, and as an insurance for future environmental changes. A large part of the biodiversity of the Alps is linked to an interaction between the natural environment and traditional human practices. At present, the change in land-use, with both intensification and abandonment, and other environmental and socioeconomic processes at different scales (urbanization, tourism, pollution, global change, etc.) are important forces of environmental change. Mowing and livestock grazing are primary factors inhibiting woody plant succession in many areas of the Alps. Abandonment and fragmentation has resulted in an expansion of ecotones and edge, with increase in tick-hosts and possibly changes in host-parasite interactions resulting from species concentration. The abandonment of mountain fields and meadows with a consequent expansion of shrubs and forests has caused a decrease of several grassland species, such as rock partridge *Alectoris graeca*; some arthropod communities of grassland have also been affected. Many forest species should find new opportunities, but in several cases the forests have become too dense for some species, such as capercaillie *Tetrao urogallus*. In the low altitude belts, a high species diversity co-occurs with human disturbance. Biodiversity studies require an interdisciplinary approach by the life sciences, and an interface to socioeconomic sciences. Preservation of species and landscape diversity cannot prescind from a dialogue between different actors and interests.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 1 - 7

## 1. Introduction

The Convention on Biological Diversity (CBD), output of the UNCED (Rio) summit of June 1992, signalled global recognition of the alarming loss of biodiversity, as well as the awareness of its values. The Convention came into force in December 1993, and was signed by the European Union (EU) and its member states. CBD affirms that conservation of biodiversity is a common concern of humankind, and gives the following definition: "Biological diversity (or biodiversity) means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems".

On the follow up to the CBD, and in order to implement its principles and international engagements, the EU created a series of initiatives and agreements aimed at reversing the depletion of diversity in Europe, setting up several legal instruments (e.g., the Habitats Directive) and undertaking some actions. Particular relevance for research are the recent "EU Strategy on Biodiversity" (approved on 4 February 1998) and "Understanding Biodiver-

sity", the Agenda for research into biodiversity prepared by the European Working Group on Research and Biodiversity (Catizzone *et al.*, 1998). The Agenda stressed the fact that most concern for biodiversity results from the evidence of a huge increase in the risk of plant and animal extinction occurred over the last two centuries, with an acceleration in the last few decades. Extinctions are a natural phenomenon, but they now occur at an overwhelming rate due to human activity: recent and ongoing rates of species loss exceed background levels by two to three orders of magnitude (Balmford, 1996). In addition, domesticated species have suffered a depletion of genetic diversity, with extinction of many breeds.

Biodiversity results from the combined interactions and relationships between natural circumstances and human influence. Historically, the single most important factor generating reduction in biodiversity is human land use, and thus change in land use practices (Catizzone *et al.*, 1998). During the last few decades, man has emerged as an impressive new force of nature, not only mechanically transforming the land, and adding and removing species, but also altering the major biogeochemical cycles (Lubchenco, 1998). The types,

rates and the spatial scales of the changes are increasing, resulting in an alteration of the functioning of the Earth systems and irreversible losses of biological diversity. These changes in pattern and processes are rarely under human control.

## 2. Why defend biodiversity

Biodiversity is not only an ethical and aesthetic inheritance for future generations. It provides a genetic bank that is essential to medical, agricultural and other scientific progress; most importantly, it plays a basic role in the ecosystem functions. Ecosystem functions provide, directly or indirectly, the ecosystem services to the human population, such as climate and water regulation, waste treatment, nutrient cycling, food production, genetic resources, and recreation. Ecosystem services are critical to the functioning of the Planet's life-support systems, provide a basic contribution to human welfare, and are part of the total economic value of the planet (Costanza *et al.*, 1997).

Various methods have been used to estimate the value of ecosystem services; moreover, biodiversity can be assigned an economic value. This exercise is obviously difficult, both theoretically and in practice, but it has the advantage of making the role of biodiversity more understandable to policy makers, and more visible to the public at large (Bengtsson *et al.*, 1997; Catizzone *et al.*, 1998).

In fact, it is becoming increasingly obvious that also the economic systems are intrinsically interlinked with the environment and its diversity. The assumption that society must choose between jobs and environment is false: the real choice is between short-term gain and long-term sustained prosperity and development (Lubchenco, 1998).

## 3. Biodiversity in action

How does biodiversity work, and how is it related to ecosystem function? We can reasonably argue the existence of a relationship between the composition and structure of natural communities and ecosystem function, although we know surprisingly little about it (Huenneke, 1994; Bengtsson *et al.*, 1997).

An unresolved issue is how the diversity of organisms influences ecosystem processes. Species may differ within and between communities in properties that affect ecosystem and global processes such as productivity, nutrient cycling and fluxes of carbon, water, energy and trace gases between the ecosystem and the

atmosphere. The early axiom that more diverse ecological communities are the most stable (MacArthur, 1955) has been challenged by some recent field studies and theoretical approaches. Several hypotheses about the relationship between biodiversity and ecosystem function have been proposed, and we now know that an increase in species richness with the productivity is not universal (Johnson *et al.*, 1996; Bengtsson *et al.*, 1997). In any case, there is a growing appreciation that species diversity can influence the stability and productivity of ecosystems. A synthetic theory of species diversity that predicts relationships between diversity and productivity, taking into consideration the spatial scaling of resource use by species of different body size was recently proposed by Ritchie & Olff (1999). Most theoretical and empirical evidence supports the idea that species number, and especially the nature of species interactions, influence the behavior and function of ecological systems (Johnson *et al.*, 1996).

Biodiversity plays a role in the two main components of the stability: ecosystem resistance, *i.e.* the ability to maintain an ecosystem function, and ecosystem resilience, *i.e.* the ability to recover to normal function levels after disturbance. Ecosystems host many species, but a large part of the work is performed by a few keystone species. Apparently, many species are of minor or no importance to ecosystem processes. To evaluate their role, we must consider changing environments, and not average conditions; diversity can provide insurance for the future, and rare species can also play an important role in ecosystem resistance and resilience under unusual conditions (Schulze and Mooney, 1993; Bengtsson *et al.*, 1997). Schulze & Mooney (1993) compared an ecosystem to a car: some parts are needed for the continuous function, such as the fuel line, others only for emergency (*e.g.* the bumpers), others are used occasionally but are of basic importance, as the brakes.

Four main hypotheses on the relationships between biodiversity and functioning are summarized by Johnson *et al.* (1996): *i.* every species in the system increases the productivity and stability of ecological communities, and so that the deletion of any one species will decrease the ecosystem process rate; *ii.* a number of redundant species can be removed without consequences, as with the rivets of an airplane: beyond a certain threshold number, the airplane (ecosystem) crashes; *iii.* the species are

grouped in functional groups, and within each group the species going extinct are substituted by other species of the same functional group; *iv.* there is no determinate relationship between species composition and ecosystem function.

The simplest definition of biodiversity is the number of species living in an area. The set up of local faunas results from a series of processes that were summarized by Schluter & Ricklefs (1993). The classic diversity theory refers to local interactions of species within reduced areas, including predation and competition. But these local processes are interlinked with regional processes. In fact, there is a movement of individuals between the patches of the same fragmented habitat, and a dispersal of individual between habitats, which reflects the variety of habitats within a larger region; in this way, the communities may reach an equilibrium at a larger scale. In addition, the historical and biogeographical perspectives play a crucial role. For example, the long evolutionary history of taxa that requires defined ecological conditions to colonize a habitat; allopatric speciation within a region; large exchanges of taxa between regions; unique events that cause massive extinctions and replacements of communities. The key role of parasites and diseases in structuring the diversity of ecological communities and in ecosystem function has been recently highlighted (see Dobson, 1999), and the importance of parasites and diseases in population dynamics is increasingly acknowledged worldwide (McCallum & Dobson, 1995). Epidemics could have a dramatic effect on small and fragmented populations causing their extinction, while endemic parasites play a basic role in population regulation and to maintain the diversity of natural communities.

#### 4. The Alps, changing environments and biodiversity

The Alps exhibit an impressive variety of habitat and climatic conditions along reduced spatial scales, reflecting a complex physical history, and have a long history of human presence and exploitation. The Alps are a centre of biodiversity for the whole of Europe. They host about 4,500 plant species, more than a third of the flora recorded in Europe west of Urals, and almost 400 plants are endemic of the Alps (Theurillat, 1995). The fauna of the Alps might reach 30,000 species.

Human activity has modified the landscape and biodiversity of the Alps into what they are

at present. A large part of the biodiversity of the Alps is therefore linked to artificial or semi-natural environments, and to traditional land-use. In the last few decades, changes in society, tourism, and agricultural production methods have led to substantial changes in land-use systems, including both intensification of exploitation in some areas and abandonment of traditional practices.

These changes have led to the disappearance of many traditionally managed grassland areas throughout the Alpine region (Bätzing, 1990), with a loss of landscape diversity.

Abandonment results especially in the expansion of forests and shrubby ecotones in secondary grasslands but also in an expansion of dwarf shrubs in the pastures above the timberline.

Land-use systems affect the pattern and diversity of vegetation (Cernusca *et al.*, 1992; Tappeiner & Cernusca, 1993) and fauna (Tschardt & Greiler, 1995). Animal species differ widely in their vulnerability to current threats and disturbance, and in their ability to exploit the new opportunities. Communities are more resilient to threats if they have faced similar challenges in the past. Human activity acts as a major extinction filter, and extinction is lowest in the longest settled, most disturbed areas, because losses already occurred in the distant past (Balmford, 1996).

On the Alps, forces of change result from environmental and social events at different scales. At the local scale, urbanization, development of local tourism, agriculture and grazing, intensification, abandonment, habitat fragmentation, introduction or persecution of species, water use and water pollution are the main forces of change. The processes at a global scale are driven by climate change, air pollution, enrichment in CO<sub>2</sub> and nitrogen deposition, but also by economic, social and cultural processes originating outside the Alps (*e.g.* market forces, fluctuation in tourism, traffic, demographic change). These external forces are especially dangerous, because a local feedback response cannot be activated (Chapin & Körner, 1994).

In the mountains, an important role in determining the local occurrence of species is also played by climate heterogeneity resulting from topographical complexity. The great ecological diversification of the Alps, and the adaptation of most species to a variable climate, should counterbalance the increase of 1-2°C foreseen in the minimum scenario of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

With a greater increase in temperature (3-5°C, maximum IPCC scenario), that is, a temperature range of a whole vegetation belt, many species may need to move to follow their habitats (Theurillat, 1995). The increase in CO<sub>2</sub> could interfere with the relationships between plants and herbivores, since an increase in the C/N ratio in plant tissues results in a decrease of the nutritional value of plants (Körner, 1995). Mowing and livestock grazing are primary factors inhibiting woody plant succession in many areas of the Alps, where the vegetation structure may reflect the long presence of domestic stock. The effects of grazing on biodiversity are complex and controversial, because they are linked to intensity, local conditions and plant communities, type and number of stock, and water availability. Typically, these effects are mitigated by favorable growing seasons and magnified in unfavorable years. A trophic and sanitary interaction has been recorded between wild bovines, and sheep and goats grazing at high altitude. The spread of infectious diseases with consequences for the dynamics and abundance of wild species is related to the virulence of the pathogen, host susceptibility and immune response (Gauthier *et al.*, 1991).

The perturbation of host-parasite interactions may produce different effects at the population level (Grenfell & Dobson, 1995), but the long-term effects of livestock, wildlife and disease management on ecosystems are still unknown. The ubiquitous use of anthelmintics, for instance, may affect decomposer activities (Spratt, 1997).

Land use change, including widespread abandonment of traditional activities in the mountains, has allowed the expansion of forests and related shrubby ecotones, resulting in an increase in suitable habitat both for the ticks and their main hosts, as rodents, shrews, and deer. The incidence of human cases of tick-borne diseases (TBE and Lyme borreliosis) recently recorded in the Italian Alps has been correlated with an increase in the frequency of occurrence and local abundances of *Ixodes ricinus*. A remarkable increase in Roe deer *Capreolus capreolus* density and diffusion has been recorded in most of the Alps in recent years; for example, Roe deer had an impressive resurgence in the Province of Trento, with an increase from 5,350 counted in 1965 to 25,210 in 1994 (Merler *et al.*, 1996; Chemini *et al.*, 1997). In the presence of a relatively small number of reservoir hosts, the large vertebrates can play an important role in maintaining tick

populations and amplifying infections even when they play no part in pathogens multiplication (see Hudson *et al.*, 1995). In fact, results from samples of Roe deer and questing ticks in several game districts of the province of Trento showed a large overlapping of the habitat preference of *I. ricinus* and Roe deer, and a high prevalence of adult tick infestation on Roe deer (75.7% in the altitudinal belt from 600 to 1100 m); (Merler *et al.*, 1996; Chemini *et al.*, 1997). Therefore we can expect changes in density of roe deer to influence tick abundance and perhaps the incidence of some tick-borne diseases. In the Provinces of Trento and Belluno, where most recent cases of TBE in Italy have been detected (Caruso *et al.*, 1997) we found significantly more ticks on bagged Roe deer, and more ticks on standardized drags in the areas where TBE had been positively identified compared with areas where TBE was probable or absent. In addition, more Roe deer were shot in areas where TBE has been recorded compared with areas where TBE was either suspected or has not been recorded (Hudson *et al.*, 2001).

Land use change may also directly influence host-parasite interactions. The increase in ecotonal areas, and habitat fragmentation and shrinking may result in concentration of both individuals and species into restricted areas, promoting transmission and exchange of parasites. Therefore, the importance of disease could increase in shrinking ecosystems, with the emergence of new diseases and increasing numbers of epidemics. Increased pathogenicity of generalist parasites may pose a threat to species with restricted distributions or small populations (Holmes, 1996).

The abandonment of mountain fields and meadows, and the expansion of shrubs and forests with an accompanying reduction of clearings, as well as the intensification of tourism and human presence have caused a decrease in the distribution and abundance of several grassland species, such as Rock partridge *Alectoris graeca*. The actual consistence of this species in the province of Trento is 20% of the estimated potential number (Meriggi *et al.*, 1998), and a tendency to cyclic fluctuations in abundance have been recorded in the dryer part of the province (Cattadori *et al.*, 1999).

Intensity of infection with the nematode parasites *Ascaridia compar* and *Heterakis tenuicauda* was higher in female rock partridge of cyclic populations and studies are now on course to determine whether such parasites may act as destabilizing factors (Rizzoli *et al.*, 1997; 1999).

Reforestation should provide suitable habitats for forest species, but in several cases these forests have become too dense and uniform for some species. The most charismatic and endangered species, the Capercaille *Tetrao urogallus*, needs a structural diversity in forests (Storch, 1993). In the province of Trento, mathematical modelling of forests has shown the relevance of the spatial structure of the canopy, small scale environmental diversity, and under-layer richness for the forest colonization and lek selection by capercaille (Cescatti, 1996). The Provincial forest rangers confront this situation by establishing land-use intervention priorities that meet the needs of the species (Pedrolli, 1996).

The ecological effects of different land-uses on mountain biodiversity were studied within the EU project ECOMONT (Cernusca *et al.*, 1996). A special topic "Plant-Animal Interactions" was integrated into the project to assess the relationships between functional diversity and the different types of land-use, with particular reference to the consequences of grassland abandonment (Bonavita *et al.*, 1999; Guido *et al.*, 1999). Ground- and plant-dwelling arthropods were sampled on three ECOMONT study sites situated along a transect from the Italian to the Austrian Alps: Mount Bondone, Passiria Valley, and Stubai Valley. At each site, sampling was carried out on plots with different land-use practices: intensively managed hay meadows, extensively managed hay meadows, pastures, abandoned grassland with different successional stages, and forests. The land-use affected the local occurrence of arthropods both directly, through the disturbance of mowing and grazing, and indirectly by modifying microclimate, vegetation structure, and above-ground phytomass. Intensive management of hay meadows, consisting of fertilization and mowing, resulted in a higher diversity of primary consumers (Orthoptera). It is possible that the periodic disturbance of mowing resets the system discouraging the establishment of a strong dominance structure. Abandonment fosters a vegetation succession of the meadows, with an increase in the height of the turf, arrival of shrubs, and finally re-colonization by forest. The increase in tree and shrub canopy, and the occurrence of forest patches affected the assemblages of orthopteran and carabid insects, with a decrease in species diversity. Other species receive short-term benefit from abandonment, but in the long-term the re-colonization by for-

est causes the almost complete disappearance of the recorded species (Guido *et al.*, *in press*). Therefore, the maintenance of the current extensive management system of meadows has particular importance for the conservation of orthopteran assemblages from the Mount Bondone plateau.

Relationships between land use and diversity patterns of plants, fungi and arthropods were studied in four forest sites on the Provinces of Bolzano and Trento (Italian Alps) within the International Cooperative Programme on Integrated Monitoring ICP/IM (Bonavita *et al.*, 1998). A total of 2,351 species were identified. The species richness was far greater (77% of identified species) in the lower and more stressed belt (stands at 560 and 680 m a.s.l.) subject to a series of disturbances and changes in land use, related to grazing, clear-cutting, reforestation, and tourism. The natural decline in species richness with increasing altitude is a general pattern well known in the Alps (Meyer and Thaler, 1995), and these data confirm that a large part of species diversity co-occur with a heavy human presence and land management.

### 5. The future: a chance for research

The conservation and the sustainable use of biodiversity - creating the conditions of its continuity for the future generations - is indicated as one of the major challenges for humankind in the next millennium (Catizzone *et al.*, 1998). The functioning of ecosystems, production of food for all human beings, use of genetic resources, economic productions, and human wellbeing, would be dramatically affected by a loss of diversity below a minimum threshold. We know that ecosystem services are essential to civilization, and that very large numbers of plant and animal species and populations are required to sustain ecosystem services (Lubchenco, 1998). At the same time, we know embarrassingly little about the relationship between species diversity and ecosystem function (Huenneke, 1994).

Diversity will be a challenge (and a chance) for research too. Biodiversity needs and fosters a scientific synthesis of ecological, evolutionary, systematic, biogeographical, genetic, and paleontological studies.

Biodiversity provides a common ground for all these disciplines, from which a better understanding of the natural world will develop (Schluter & Ricklefs, 1993). Ecological research should consider and value the existing large body of biodiversity inventory data, pro-

vide indices and indicators, look for general diversity patterns, and consider diversity in ecosystem function modelling. In addition, it should disseminate the results to respond also to the need of end users, such as conservationists, educators, farmers and planners (Chemini, 1999). Also the study of infectious diseases in wildlife and domestic livestock cannot prescind from an integrated ecological approach (Dobson, 1999).

Many authors underline the need for a new paradigm for research, based on an interdisciplinary approach and taking into consideration ecological economics and a dialogue between different interests and different actors (scientists, end-users, decision-makers) that often have conflicting interests with regard to biodiversity (Catizzone *et al.*, 1998).

The Alps are a symbolic territory to implement this new research paradigm. Human activity will continue to be the one of the greatest forces of change in the mountains of Europe in the coming decades (Chapin & Körner, 1994; Backmeroff *et al.*, 1997). In the Alps, the long traditional integration of the human dimensions with the physical-chemical-biological dimensions needs to find a new equilibrium. Preservation of biodiversity cannot be pursued only with the protection of single species, or habitats, or foundation of reserves. Biodiversity is interlinked with human land use. The maintenance of cultural landscapes and their biodiversity also depends on keeping humans in the mountains and on appropriate management practices, resulting from an integrated and multiple-use management of the territory. Preservation plans should consider also the "quality" of diversity, with particular attention to rare and endangered species and habitats, and endemism.

Laws and regulations, economic instruments and incentives, education and training, should all enhance the social and economic incentives to preserve biodiversity, identify and reduce conflicts at different scales, and build up a large consensus on the value of biological diversity, taking into account the ecosystem services provided by Alpine areas to the entire national community (Backmeroff *et al.*, 1997), and ensuring the sustainability of present levels of life and landscape heterogeneity.

## References

BACKMEROFF C., CHEMINI C. & LA SPADA P. (Eds.), (1997) - *European inter-governmental consultation on sustainable mountain development*. Proceedings of the final Trento session. Trento (Italy), 7-11 October

1996. Provincia Autonoma di Trento and Centro di Ecologia Alpina, 256 pp.
- BALMFORD A. (1996) - Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 193-196.
- BÄTZING W. (1990) - *Der italienische Alpenraum*. CIPRA, Kleine Schriften, 7/90.
- BENGTSSON J., JONES H. & SETÄLÄ H. (1997) - The value of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.*, 12: 334-336.
- BONAVITA P., CHEMINI C., AMBROSI P., MINERBI S., SALVADORI C. & FURLANELLO C. (1998) - Biodiversity and stress level in four forests of the Italian Alps. *Chemosphere*, 36: 1055-1060.
- BONAVITA P., GUIDO M. & CHEMINI C. (1999) - *Patterns of consumer diversity under different land-use practices along the alpine transect*. In Cernusca A., Tappeiner U. & Bayfield N. (Eds.), *Land-use changes in European mountain ecosystems*. ECOMONT - Concepts and results. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- CARUSO G., MONDARDINI V., GRANATA C., MEL R., MARCOLINA D., BENTIVEGNA S., RUSSINO F., PERINI G., CHEMINI C., BENEDETTI P., ZARATTINI A. & CIUFOLINI M. G. (1997) - Risultati di un'indagine virologica e sieroepidemiologica sull'infezione da TBE virus (TBEV) in provincia di Belluno. *Giom. It. Mal. Inf.*, 3 (1): 50-52.
- CATIZZONE M., LARSSON T.-B. & SVENSSON L. (Eds.) (1998) - *Understanding Biodiversity*. An agenda for research into biodiversity prepared by the European Working Group on Research and Biodiversity. European Commission Ecosystems Report 25, EUR 18444 EN.
- CATTADORI I. M., HUDSON P. J., MERLER S. & RIZZOLI A. (1999) - Synchrony, scale and temporal dynamics of rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) populations in the Dolomites. *J. Anim. Ecol.*, 68: 540-549.
- CERNUSCA A., TAPPEINER U., AGOSTINI A., BAHN M., BEZZI A., EGGER R., KOFLER R., NEWSELY C., ORLANDI D., PROCK S., SCHATZ H. & SCHATZ I. (1992) - Ecosystem research on mixed grassland/woodland ecosystems. First results of the EC-STEP-project INTEGRALP on Mt. Bondone. *Studi Trent. Sci. Nat. (Acta biol.)*, 67: 99-133.
- CERNUSCA A., TAPPEINER U., BAHN M., BAYFIELD N., CHEMINI C., FILLAT F., GRABER W., ROSSET M., SIEGWOLF R. & TENHUNEN J. (1996) - ECOMONT: ecological effects of land use changes on European terrestrial mountain ecosystems. *Pirineos*, 147-148: 145-172.
- CESCATTI A. (1996) - Computer based analysis of the forest stands in capercaillie leks. *Report Centro Ecologia Alpina*, 4: 21-63.
- CHAPIN F. S. & KÖRNER C. (1994) - Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences. *Trends Ecol. Evol.*, 9: 45-47.
- CHEMINI C. (1999) - Richness of regional and local faunas, faunulas; species richness of different taxa in catches or other samples. *European Science Foundation, Alpnet News*, 1: 11-12.
- CHEMINI C., RIZZOLI A., MERLER S., FURLANELLO C. &



- GENCHI C. (1997) - *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) infestation on Roe deer (*Capreolus Capreolus* L.) in Trentino, Italian Alps. *Parassitologia*, 39(1): 59-63.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R., PARUELO J., RASKIN R., SUTTON P. & VAN DER BELT M. (1997) - The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- DOBSON A. P. (1999) - The role of parasites in ecological systems. In Farina A. (Ed.), *Perspectives in ecology: a glance from the VII International Congress of Ecology* (Florence 19-25 July 1998). Backhuys Publishers, Leiden: 51-64.
- GAUTHIER D., GIBERT P. & HARS J. (1991) - Sanitary consequences of mountain cattle breeding on wild ungulates. *Ongulés/Ungulates '91. Intern. Symp., Ed. S.F.E.M.P.-I.R.G.M., Paris-Toulouse*: 621-630.
- GRENFELL B. T. & DOBSON A. P. (eds.) (1995) - *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cambridge University Press, 521 pp..
- GUIDO M., BONAVITA P. & CHEMINI C. (1999) - Effects of land-use changes on animal diversity and plant-animal interactions. In CERNUSCA A., Tappeiner U., Bayfield N. (Eds.): *Land-use changes in european mountain ecosystems*. ECOMONT - Concepts and results. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- GUIDO M., BATTISTI A. & CHEMINI C., In press - *Effects of land-use changes on Orthoptera assemblages from Monte Bondone* (Southern Alps, Italy). Redia.
- HOLMES J. C. (1996) - Parasites as threats to biodiversity in shrinking ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 5: 975-983.
- HUDSON P. J., NORMAN R., LAURENSEN M. K., NEWBORN D., GAUNT M., REID H., GOULD E., BOWERS R. & DOBSON A. P. (1995) - Persistence and transmission of tick-borne viruses: *Ixodes ricinus* and louping-ill virus in red grouse populations. *Parasitology*, 111: 49-58.
- HUDSON P. J., RIZZOLI A., ROSA R., CHEMINI C., JONES L. D. & GOULD E. A. (2001) - Tick-borne encephalitis virus in northern Italy: molecular analysis, relationships with density and seasonal dynamics of *Ixodes ricinus*. *Medical & veterinary entomology*, 15(3):304-313
- HUENNEKE L. F., 1994 - Redundancy in natural systems. *Trends Ecol. Evol.*, 9: 76.
- JOHNSON K. H., VOGT K. A., CLARK H. J., SCHMITZ O. J. & VOGT, D. J. (1996) - Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 372-377.
- KÖRNER C. (1995) - Impact of atmospheric changes on alpine vegetation: the ecophysiological perspective. In Guisan A., Holten J. I., Spichiger R., Tessier L. (Eds.), *Potential ecological impacts of climate change in the alps and fennoscandian mountains*. Ed. Conserv. Jard. Bot. Genève: 113-120.
- LUBCHENCO J. (1998) - Entering the Century of the environment: a new social contract for science. *Science*, 279: 491-497.
- MACARTHUR R. (1955) - Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 36: 533-536.
- MCCALLUM H. & DOBSON A. (1995) - Detecting disease and parasite threats to endangered species and ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, 10: 190-194.
- MEYER E., THALER K. (1995) - Animal diversity at high altitudes in the Austrian Central Alps. In Chapin F. S. And Körner C. (Eds.): *Arctic and Alpine Biodiversity*, *Ecological studies*, vol. 113, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 97-108.
- MERIGGI A., PANDINI W., SACCHI O., ZILIANI U. & FERLONI M. (1998) - Fattori influenzanti la presenza e la dinamica di popolazione della coturnice (*Alectoris graeca saxatilis*) in Trentino. *Report Centro Ecologia Alpina*, 15: 5-36.
- MERLER S., FURLANELLO C., CHEMINI C. & NICOLINI G. (1996) - Classification tree methods for analysis of mesoscale distribution of *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) in Trentino, Italian Alps. *J. Med. Entomol.*, 33: 888-893.
- PEDROLI M. (1996) - Structural characteristics and forest management of capercaillie leks (*Tetrao urogallus* L.). *Report Centro Ecologia Alpina*, 4: 1-3.
- RITCHIE M. E. & OLFF H. (1999) - Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. *Nature*, 400: 557-560.
- RIZZOLI A., MANFREDI M. T., ROSSO F., ROSÀ R., CATTADORI I. M. & HUDSON P. J. (1997) - A survey to identify the important macroparasites of rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) in Trentino, Italy. *Parassitologia*, 39: 331-334.
- RIZZOLI A., MANFREDI M. T., ROSSO F., ROSÀ R., CATTADORI I. M. & HUDSON P. J. (1999) - Intensity of nematode infections in cyclic and non cyclic rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) populations. *Parassitologia*, 41.
- SCHLUTER D. & RICKLEFS R. E. (1993) - Species diversity: an introduction to the problem. In Schluter D., Ricklefs R. E. (Eds.): *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press: 1-10.
- SCHULZE E.-D. & MOONEY H. A. (eds.) (1993) - *Biodiversity and ecosystem function*. Ecological Studies 99, Springer-Verlag, 525 pp.
- SPRATT D. M. (1997) - Endoparasite control strategies: implications for biodiversity of native fauna. *Inter. J. for Parasitol.*, 27 (2): 173-180.
- STORCH I. (1993) - Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: is bilberry important? *Oecologia*, 95: 257-265.
- TAPPEINER U. & CERNUSCA A. (1993) - Alpine meadows and pastures after abandonment. Results of the Austrian MaB-programme and the EC-Step project Integralp. *Pirineos*, 141-142: 97-118.
- THEURILLAT J.-P. (1995) - Climate change and the alpine flora: some perspectives. In Guisan A., Holten J. I., Spichiger R., Tessier L. (Eds.): *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*, Ed. Conserv. Jard. Bot. Genève: 121-127.
- TSCHARNTKE T. & GREILER H. J. (1995) - Insect communities, grasses, and grasslands. *Ann. Rev. Entomol.*, 40: 535-558.

# EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON THE ALPINE AND NIVAL VEGETATION OF THE ALPS

Pauli H., Gottfried M., Grabherr G.

Department of Vegetation Ecology and Conservation Biology, Institute of Plant Physiology, University of Vienna, Althanstrasse 14, A-1090 Wien, Austria

**Abstract** - The Alps still comprise the largest natural and semi-natural environments in Central Europe, but even the remotest alpine regions may face drastic changes due to human-induced climate warming. The glaciers of the Alps respond to the ongoing temperature increase of about 1-2°C since the 19th century with a drastic shrinkage. The high mountain vegetation is generally considered to be particularly vulnerable to climate change. Therefore, this vegetation can be used as a sensitive "ecological indicator" for climate change effects. An upward movement of high mountain plants was empirically determined at subnival and nival summits (most of them exceeding 3000 m), but no such evidence is available for the lower vegetation belts. Plants will respond to climate change in different ways even at their upper limits, due to different preferences to topographically determined habitats. This resulted from a transect study with detailed field records and fine-scaled distribution models. In addition, the ecophysiological constitution of alpine and subnival plants, their propagation ability, and their life history will be crucial for vegetation dynamics in future warmer climates. The risks of climate-induced upward migration processes of plants include drastic area losses or even extinction of cryophilous plants, a disintegration of current vegetation patterns, and impacts on the stability of high mountain ecosystems.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 9 - 12

## 1. Introduction

The Alps still provide by far the largest part of natural or semi-natural environments in central Europe, in spite of the long tradition in high mountain agriculture and the increasing pressure from tourism. On the other hand, high mountain ecosystems are generally considered to be particularly vulnerable to climatic changes (Markham *et al.*, 1993; Beniston, 1994). Therefore, even the uppermost and the remotest regions of the Alps may face drastic changes, induced by a human-induced increase of atmospheric temperature. Among the clearest responses to the ongoing climate warming, which amounts to an increase of about 1-2°C since the 19th century in the Austrian Alps (Auer *et al.*, 1996), is the dramatic shrinkage of glaciers. The total loss of the Alpine surface ice mass since 1850 has been reduced to about half of the original value (Haerberli & Hoelzle, 1995). The disappearance of glaciers is likely to induce additional erosion problems, large debris flows, and increased sediment loads in rivers. Furthermore, permafrost degradation can have long-term impacts on frost weathering and rockfall activity (Haerberli, 1995).

The following scenario was drawn for the high mountain vegetation: plant species responding to higher temperatures may migrate upwards and cause serious restrictions of the narrow pri-

marily temperature determined vegetation belts in mountain regions. Particularly the upper vegetation zones will be threatened if plants from lower belts shift upwards (Peters and Darling, 1985; Ozenda and Borel, 1991).

The low-temperature determined high mountain ecosystems gained increased scientific interest in climate change research (compare Guisan *et al.*, 1995; Beniston & Fox, 1996; Becker & Bugmann, 1997; Price & Barry, 1997). High mountain vegetation can be used as a sensitive "ecological indicator" of climate change effects, because it is of low biotic complexity, and abiotic factors, particularly climate, dominates over biotic factors, such as competition. Therefore, climate change impacts on alpine and nival vegetation may be more pronounced than on vegetation at lower altitudes. In addition, impacts of human land use, which could mask climate-related signals, are largely negligible.

Finally, most high mountain plants of the Alps are long-lived and slow-growing. Hence, climate-induced changes of vegetation patterns are likely to be a consequence of long-term climate changes, lasting over decades, rather than being a consequence of short term climatic oscillations. Therefore, effective quantification of climate change effects on these plants require long-term monitoring.

## 2. Evidence of climate change-induced plant migrations

Historical data on the flora of subnival and nival summits of the Alps (most of them exceeding 3000 m), dating from between 1835 and 1953 provided unique reference material for the study of climate-related changes of the vascular plant distribution. Evidence of an already ongoing upward movement of vascular plants within the uppermost vegetation zone was empirically determined by a comparison of these historical data with recent investigations from the same mountain peaks (for methods and details of the results see Gottfried *et al.*, 1994; Grabherr *et al.*, 1994, 1995, 1999; Pauli *et al.*, 1996, 1997). Overall, 70 per cent of the 30 summits investigated showed a distinct increase in species richness as a result of invaders from lower altitudes. The number of species at the remaining nine summits was the same or slightly lower as recorded in the historical investigation.

The rates of upward movement were highly related to the geomorphological shape of the summit areas. The peaks with the highest increase in species richness have solid and structured ridges with numerous stable microhabitats for plants to establish. Furthermore, these peaks have more or less uninterrupted corridors, colonised with plants, stretching from the alpine grassland belt upwards to the summits. In contrast, most summits with a stagnating or slightly decreasing species richness are dominated by unstable screes, where permanent habitats are reduced by the high frequency of disturbance events.

For the subalpine and alpine belt of the Alps, no empirical evidences on recent upward migrations are available – due to the lack of appropriate historical reference data. The timberline was even lowered by 150-400 m with respect to its postglacial thermal optimum in response to human activities such as alpine pasturing. It has not moved upwards again, according to a case study in Switzerland (Hättenschwiler and Körner, 1995). Holtmeier (1994) suggests, that at least 100 years of thermal conditions more favourable than at present would be needed for a timberline advance.

## 3. Vegetation patterns of the high Alps in future climates

An extensive transect study at the transition zone between the closed alpine grassland and the open and scattered nival vegetation (the alpine-nival ecotone; at Schrankogel, Tyrol)

showed that vascular plants close to their altitudinal limits are not randomly distributed: they follow distinct ecological gradients. Species as well as plant assemblages can be related to topographically determined gradients of disturbance (such as debris falls and substrate movements) and snow cover. Particularly species of alpine and subnival grassland (i. e. of *Carex curvula*-swards and pioneer swards), being able to create a closed vegetation cover and so enhance soil formation, are sensitive to both disturbance and a long lasting snow cover. Therefore, migration corridors for climate warming-induced upward migrations of alpine grassland species will be restricted to "stepping stones" at stable and rocky ridges. These alpine plants will only have a chance to establish at new unstable sites, when both snow cover and disturbance are reduced as a consequence of climate warming. The latter, however, may even be enhanced at many high sites of the Alps due to an increased frost weathering because of permafrost degradation (Haeberli, 1995). Frost-sensitive but disturbance-tolerant snow bed species, on the other hand, may suffer area losses due to a climate change-induced reduction of the snow cover period (for further details see Pauli *et al.*, 1999b).

A spatial distribution model of vascular plant species and assemblages at the alpine nival ecotone, based on field observations at Schrankogel and on a fine-scaled Digital Terrain Model, yields similar patterns (Gottfried *et al.*, 1998). The modelled distribution patterns show that sward-forming alpine grassland species are concentrated at the ridges, whereas typical species of the uppermost vegetation belt extend into the unstable scree area; snow bed species are restricted to scree-dominated sites.

This spatial distribution model was used to calculate distribution scenarios for predicted temperature regimes, by assuming an altitudinal temperature gradient of  $-0.95^{\circ}\text{C}$  per 100 m (resulting from recent temperature measurements at Schrankogel; Gottfried *et al.*, 1999). The model predicts a disintegration of the cryophilous subnival flora into small patches "trapped" in habitats with extreme terrain conditions, by the invasion of alpine species.

Apart from topographically determined habitat preferences, the fate of the alpine and subnival plants as winners or losers in future habitat conditions with increased temperature and elevated atmospheric  $\text{CO}_2$  will also depend on the ecophysiological responses of individual

species. Körner (1995) mentioned that the indirect effects of rising temperature (e.g. the length of the snow free period) are more important than direct temperature effects on life processes. For elevated CO<sub>2</sub>, there is still no evidence that late successional alpine species will grow faster, but it can be expected that elevated CO<sub>2</sub> will increase the C/N ratio in the biomass. This would lead to reduced food quality for herbivores and to alterations in decomposition processes (Körner, 1995). In addition, an increased deposition of soluble nitrogen in alpine ecosystems will stimulate growth of some species and discriminate others, hence species composition is likely to change (Körner, 1995).

Overall, the life history strategies of alpine and subnival plants (e.g. ecophysiological constitution, propagation ability) will be crucial for vegetation dynamics in future warmer climates. Although studies on plant adaptations in alpine climates (e.g. Larcher, 1983; Körner and Larcher, 1988), experimental studies on plant responses to atmospheric changes (e.g. Körner *et al.*, 1997; Arnone and Körner, 1997) as well as studies on the propagation of alpine plants (e.g. Hartmann, 1957) are available, a satisfying classification of species or species groups based on key functional traits is still lacking.

#### 4. Risks of climate change-induced impacts on the vegetation of the Alps

A drastic decrease of the distribution area or even extinctions of cryophilous species can be the consequence of migration processes towards higher altitudes. Rates and patterns of these dynamics, however, will be highly dependent on the habitat preferences of particular species and their key functional traits. Due to the slow growing nature of many alpine species, particularly of sward-forming grassland species like *Carex curvula* All., a remarkable time lag between climate warming and migration responses can be expected (compare Grabherr, 1989; Grabherr *et al.*, 1995). Therefore, serious threats for the subnival biodiversity may not become evident within the next decades. Nevertheless, many endemic species of the Alps are concentrated in relict areas of isolated lower mountain ranges of the outer Alps (Pawlowski, 1970). Endemics with a narrow altitudinal distribution area close to the summits (e. g. *Draba sauteri* Hoppe, *D. stellata* Jacq.) may be among the first species pushed into the greenhouse trap for ever (Grabherr *et al.*, 1995).

In addition, migration processes will cause a disintegration of the present vegetation patterns (Gottfried *et al.*, 1999). This could seriously impact the stability of alpine environments, at least in a long term perspective, for example by generating unstable transition zones with largely unpredictable behaviour.

Therefore, the current signals of an already ongoing response to climate warming should be treated as serious warnings. Further research initiatives in high mountain environments, with international and interdisciplinary cooperation (e.g. Becker & Bugmann, 1997; Pauli *et al.*, 1999a), including long-term monitoring, ecophysiological and phenological studies, as well as predictive modelling, are needed to establish an effective early warning system.

#### 5. Acknowledgements

The comparison study on the flora of high summits in the Alps and the transect study at the alpine-nival ecotone of Schrankogel was financed by the Austrian Academy of Sciences within the framework of the International Geosphere-Biosphere Programme. Additional support came from the Austrian Federal Ministry of Science and Transport. Thanks to Max Abensperg-Traun for linguistic remarks on the manuscript.

#### References

- ARNONE J. A. & KÖRNER C. (1997) - Temperature adaptation and acclimation potential of leaf dark respiration in two species of *Ranunculus* from warm and cold habitats. *Arctic and Alpine Research*, 29: 122-125.
- AUER I., BÖHM R. & MOHNL H. (1996) - Übersicht über aktuelle Arbeiten der Wiener Arbeitsgruppe für klimatologische Zeitreihenanalyse. ÖGM - Österreichische Gesellschaft für Meteorologie, *Bulletin*, 96/1.
- BECKER A. & BUGMANN H., (eds.) (1997) - *Predicting global change impacts on mountain hydrology and ecology: integrated catchment hydrology/altitudinal gradient studies*. Workshop Report. IGBP Report 43. Stockholm, 61 pp.
- BENISTON M. (ed.) (1994) - *Mountain environments in changing climates*. Routledge, London, 461 pp.
- BENISTON M. & FOX D. G. (eds.) (1996) - Impacts of climate change on mountain regions. In Watson R. T., M. C. Zinyowera and R. H. Moss (Eds.), *Climate change 1995. Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific-technical analysis*. Cambridge University Press, Cambridge: 191-213.
- GOTTFRIED M., PAULI H. & GRABHERR G. (1994) - Die Alpen im "Treibhaus": Nachweise für das erwärmungsbedingte Höhersteigen der alpinen und nivalen Vegetation. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt, München*, 59: 13-27.

- GOTTFRIED M., PAULI H. & GRABHERR G. (1998) - Prediction of vegetation patterns at the limits of plant life: A new view of the alpine-nival ecotone. *Arctic and Alpine Research*, 30: 207-221.
- GOTTFRIED M., PAULI H., REITER K. & GRABHERR G. (1999) - A fine-scaled predictive model for changes in species distributions patterns of high mountain plants induced by climate warming. *Diversity and Distributions*, 5(6):241-252.
- GRABHERR G. (1989) - On community structure in high alpine grasslands. *Vegetatio*, 83: 223-227.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M. & PAULI H. (1994) - Climate effects on mountain plants. *Nature*, 369: 448.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M., GRUBER A. & PAULI H. (1995) - Patterns and current changes in alpine plant diversity. In Chapin III, F. S. and C. Körner (eds.), *Arctic and alpine biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences*, *Ecological Studies*, 113, Springer, Berlin: 167-181.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M. & PAULI H. (1999) - Long term monitoring of mountain peaks in the Alps. In Burga, C. and A. Kratochwil (eds.), *Vegetation monitoring/global change*, Tasks for Vegetation Science, Kluwer, Dordrecht.
- GUI SAN A., HOLTEN J. I., SPICHTIGER R. & TESSIER L., (eds.) (1995) - *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*, Ed. Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève, 194 pp.
- HAEBERLI W. (1995) - *Climate change impacts on glaciers and permafrost*. In Guisan A., J.I. Holten, R. Spichiger and L. Tessier (Eds.), *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*, Ed. Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève: 97-103.
- HAEBERLI W. & HOELZLE M. (1995) - Application of inventory data for estimating characteristics of and regional climate-change effects on mountain glaciers: a pilot study with the European Alps. *Int. Glaciological Society, Annals of Glaciology*, 21: 206-212.
- HARTMANN H. (1957) - Studien über die vegetative Fortpflanzung in den Hochalpen - Die verschiedenen Formen der vegetativen Fortpflanzung und ihre Bedeutung für die Erhaltung der Arten und für die Strukturbildung in der Vegetationsdecke im Bereich des Carex-Elyna-Vegetationsgürtels. *Jahresbericht d. Naturforsch. Ges. Graubündens, Neue Folge Bd. LXXXVI*: 1-168.
- HÄTTENSCHWILER S. & KÖRNER C. (1995) - Responses to recent climate warming of *Pinus sylvestris* and *Pinus cembra* within their montane transition zone in the Swiss Alps. *J. Veg. Sci.*, 6: 357-68.
- HOLTMEIER F.-K. (1994) - Ecological aspects of climatically-caused timberline fluctuations: review and outlook. In Beniston M. (ed.), *Mountain environments in changing climates*, Routledge, London: 220-233.
- KÖRNER C. (1995) - Impact of atmospheric changes on alpine vegetation: the ecophysiological perspective. In Guisan A., J.I. Holten, R. Spichiger and L. Tessier (eds.), *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*, Ed. Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève: 113-120.
- KÖRNER C. & LARCHER W. (1988) - Plant life in cold climates. In Long S. F. and F. I. Woodward (eds.), *Plant and temperature*, *Symp. Soc. Exp. Biol.*, 42, The Company of Biologists, Cambridge: 25-57.
- KÖRNER C., DIEMER M., SCHÄPPI B., NIKLAUS P. & ARNONE J. (1997) - The responses of alpine grassland to four seasons of CO<sub>2</sub> enrichment: a synthesis. *Acta Oecologica*, 18: 165-175.
- LARCHER W. (1983) - Ökophysiologische Konstitutionseigenschaften von Gebirgspflanzen. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.*, 96: 73-85.
- MARKHAM A., DUDLEY N. & STOLTON S. (1993) - *Some like it hot: climate change, biodiversity and the survival of species*. WWF-International, Gland, 144 pp.
- OZENDA P. & BOREL J.-L. (1991) - *Mögliche ökologische Auswirkungen von Klimaveränderungen in den Alpen*. Internationale Alpenschutz-Kommission CIPRA, Kleine Schriften 8/91, 71 pp.
- PAULI H., GOTTFRIED M. & GRABHERR G. (1996) - Effects of climate change on mountain ecosystems - upward shifting of alpine plants. *World Resource Review*, 8: 382-390.
- PAULI H., GOTTFRIED M. & GRABHERR G. (1997) - Auswirkungen der globalen Klimaerwärmung auf die Nivalvegetation der Alpen. *Bericht über die 2. Pflanzensoziologische Tagung "Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung"*, BAL Gumpenstein: 35-39.
- PAULI H., GOTTFRIED M. & GRABHERR G. (1999a) - A global indicator network for climate change effects on the vegetation in high mountain ecosystems - proposals from an Austrian IGBP/GCTE-research initiative. In Price M. F, T. H. Mather and E. C. Robertson (eds.), *Global Change in the Mountains*, Parthenon, New York: 25-28.
- PAULI H., GOTTFRIED M. & GRABHERR G. (1999b) - Vascular plant distribution patterns at the low-temperature limits of plant life - the alpine-nival ecotone of Mount Schrankogel (Tyrol, Austria). *Phytocoenologia*.
- PAWLOWSKY B. (1970) - Remarques sur l'endémisme dans la flore des Alpes et des Carpates. *Vegetatio*, 21: 181-243.
- PETERS R. L. & DARLING J. D. S. (1985) - The greenhouse effect and nature reserves: global warming would diminish biological diversity by causing extinctions among reserve species. *Bioscience*, 35: 707-717.
- PRICE M. F. & BARRY R. G. (1997) - Climate change. In B. Messerli and J. D. Ives (eds.), *Mountains of the World*, Parthenon, New York: 409-445.

# RESULTS FROM THE USE OF A SYSTEM OF “REST ROTATIONAL GRAZING” FOR LIVESTOCK TO IMPROVE WILDLIFE HABITAT IN MONTANA

Mccarthy J. J.

Wildlife Special Projects Coordinator, Montana Department of Fish Wildlife & Parks, 1420 E. 6th Ave., Helena, Montana 59620

**Abstract** - Rest rotation grazing is a forage management system that utilizes livestock grazing to improve forage vigor, reduce erosion and improve range conditions. Cyclic movement of livestock through pastures allow plants to carry out photosynthetic processes and assist in seed dissemination and seedling establishment. Elements of such a grazing system are discussed, as are the benefits to plants and soils. An example of a system that has been in operation since 1980 is also described, as are the benefits to livestock producers and the area's wildlife.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 13 - 16

## 1. Introduction

Montana lies within the temperate zone of the north-western United States. The state ranges in elevation from 4,260 meters to 500 meters. It covers 376,555 square kilometers, and is home to 878,810 individuals and a little over 2.6 million cattle. In Montana the co-existence of livestock and wildlife is a fact of life.

Approximately two-thirds of Montana is privately owned, and roughly 65% of the land base in the state is managed as rangeland and pasture (Peterson & Frisina, 1993). Much of the private land, as well as the publicly owned land that comprises the remaining one-third of Montana, serves as pasture for privately owned livestock, while supporting a wide variety of ungulate species. The livestock industry, conservation groups and recreationists are often divided over forage management on public lands, and the use wildlife of private lands by wildlife. The implementation of “rest rotation grazing”, as described by Hormay (1970), where livestock is utilized to improve range or pasture land for wildlife, has provided a partial solution to some of these problems for Montana.

## 2. Elements of “Rest Rotation Grazing”

Rest rotation grazing is a forage management system that, by using livestock, can maintain or improve soil, and the health and composition of vegetation on a site. Improvements are accomplished by “resting” the area from livestock grazing for two growing seasons following intensive grazing during an initial growing season. The “rest” is achieved by the use of fencing that restricts the use of the range to specific sites each year.

Repetition of this rotational cycle over time

allows four processes are to occur:

1) Plants that have been grazed are permitted the opportunity to build their root system and the reserves of carbohydrates in the root system. This in turn allows the plant to become more robust, increases an individual plants likelihood for survival, and increases overall forage production.

2) Seed production and ripening takes place increasing the probability of reproduction of important grass species.

3) Seedlings are given time to become established, which reduces erosion and increases forage production on a site.

4) Organic material accumulates between plants enriching and building soil, while reducing both wind and water erosion.

An example of a grazing formula that provides these basic needs, and the one most commonly used in Montana is a three pasture rest rotation system. (Tab. 1) Under this scenario one pasture is grazed during the early spring and the growing season until the grass seeds are ripe (Early Graze). After seed ripe, the live stock is moved into the second pasture where they will remain until moved to off site winter ranges (Late Graze). The third pasture is “rested” from grazing. This systematic movement of livestock between the three pastures accomplishes the following on an annual basis.

*Early Grazing:* The trampling of accumulated residual growth following a season of rest increases litter between plants and returns organic material to the soil. Studies have also shown that the removal of the residual growth from the previous years rest treatment makes the plants more palatable to wintering elk

**Tab. 1** - Schematic of a typical three pasture rest rotation grazing formula.

Year	Pasture I	Pasture II	Pasture III
One, Four, Seven	Early Graze	Late Graze	Rest
Two, Five, Eight	Late Graze	Rest	Early Graze
Three, Six, Nine	Rest	Early Graze	Late Graze

*Cervus canadensis* and improves forage quality (Anderson & Scherzinger, 1975; Jourdonnais, 1985). It also is more attractive to mule deer *Odocoileus hemionus* and white-tailed deer *Odocoileus virginianus* during the following spring. Early grazing of a pasture often results in a better distribution of forage utilization than later grazing as the upland vegetation remains succulent and attracts livestock off riparian areas. This allows for regrowth of riparian vegetation and puts less grazing pressure on woody vegetation located on or along those sites (Ehrhart & Hansen, 1998)

When livestock are removed from the pasture cooler weather and fall moisture generally result in some regrowth of most grasses and some forbs prior to the plants becoming dormant. This regrowth is then available for wintering wildlife, and serves as nesting cover for gallinaceous and passerine species the next spring.

**Late Grazing:** Turning livestock into the pasture after seed ripe allows the plant to complete a full season of photosynthesis prior to grazing. This results in the plant both producing seed and storing sufficient quantities of food to maintain itself in good condition throughout the winter months. Seeds are subsequently dislodged by the grazing action of the livestock and sown in the soil by trampling, thus increasing the possibilities for seedling establishment the following growing season. The trampling action also increases the litter accumulation between plants and again helps to control erosion and return organic materials to the soil.

**Rest:** A full year of rest following the late grazing treatment allows grasslike plants to again establish additional root growth and store carbohydrates for reproduction and over winter needs. This combination of rest periods helps assure plants will be at full vigor when grazed the following spring. During this treatment residual plant material is accumulated to act as litter for erosion control and soil building materials. This treatment also allows seeds trampled

during the late grazing to become established as seedlings and for additional root growth to take place on seedlings established during earlier treatments. Woody plants benefit through additional leader growth and food storage.

**Management objectives:** Rest-rotation grazing systems have been utilized to accomplish a number of highly variable management objectives within Montana. It is important to note however, that management objective must be established and agreed upon prior to any action taking place on the ground. Without objectives being established, and adhered to, such projects are destined for failure. The objectives must also meet the both the wildlife needs in the area, and as importantly, those of the livestock producer.

Some projects that have been undertaken using rest-rotation grazing systems in Montana include improving elk ranges, reducing the spring use of private lands by reducing the residual vegetation on spring ranges located on public lands, revitalization of under utilized range lands and regeneration of vegetation on over-grazed pastures and riparian areas.

**Monitoring:** In order to determine if the management objectives are being met it is necessary to establish a monitoring program while the management objectives are being developed. Monitoring allows quantitative and qualitative measurement to be made prior to, during and after treatments take place. They serve to determine if objectives are being met and help "sell" the program to other livestock producers and the public.

Monitoring should include an inventory of plant composition and range conditions prior to the establishment of the project. This can be followed up with photo plots and quantitative measurements of forage production, plant composition, litter accumulation and bare soil. Additional information that can be gathered from the stock producer include the weaning weights for young of the year and/or average gain by yearling animals being shipped to market.

Other important measurements include population trends for wild ungulates and/or game birds utilizing the area, and estimated days of use by wildlife prior to and after the project has been established. Another measurement used in Montana is the number of hunter days the area provides the public, and the harvest of wild game and birds taken from the area.

**Stocking rates:** Stocking rates, or the numbers of livestock per hectare grazed, can be determined over time. Experience has shown that the stocking rate on an area is not as critical as the timing of livestock use. Stocking rates should be reflective of the objectives of the project and the economic impacts on the stock owner.

Grazing by unconfined wildlife seldom becomes a factor due to their wider distribution, and less intensive grazing patterns. Also, because grasses are dormant during winter months when wildlife becomes more confined and can intensively graze an area, residual vegetation can be removed without harming the plants. Annual grazing of both forbs and grasses during the early spring growing season can, however, result in lowered plant health and may dramatically decrease annual production on such sites. High numbers of browsing animals such as moose and mule deer, can also negatively affect the woody component of an area and reduce both cover and biomass of forage available. For these reasons managing wildlife populations to keep them in balance with the available forage must also be a key factor in any forage management program.

### 3. Montana Fish Wildlife and Parks & Rest-Rotation Grazing

The Montana Fish Wildlife and Parks (FWP) began to experiment with rest-rotation grazing systems on land we had purchased as elk winter ranges. These "Wildlife Management Areas" (WMA) compose an integral part of Montana's elk management by providing essential winter range for elk where elk had become reliant on private lands for winter forage. FWP holds title to 20 WMAs, which comprise approximately 100,000 hectares, 12, comprising approximately 60,000 hectares, are currently managed using livestock and rest-rotation grazing to maintain or improve forage conditions. In addition to this 10 other systems (35,000 hectares) have been established on lands where FWP has purchased the grazing rights using conservation easements and an additional 72,000 hectares are under rest-rotation grazing

systems to improve habitat for upland bird populations in Montana.

These systems have been established to accomplish three main objectives: *i.* Improved range conditions for wildlife; *ii.* Reduction of depredation to private lands; *iii.* Accommodation of grazing opportunities for both wildlife and livestock.

### 4. Wall Creek WMA

One example of such a system is the Wall Creek WMA. Located in south central Montana within the Madison Mountain Range, the property was purchased in 1961, at which time approximately 250 head of elk were using the area as winter range. After the purchase the area was grazed only by elk until 1980. During that time vegetation on portions of the WMA had become overgrown and less attractive for wintering elk. This resulted in private lands adjacent to the WMA becoming heavily grazed by elk. In 1980 FWP entered into an agreement with private landowners and the U.S. Forest Service to establish a 10 pasture rest rotation system that incorporated the WMA, private lands and federal lands adjacent to the WMA.

The management objectives established for the system were:

- i.* Maintain and enhance the soil and vegetative resource.
- ii.* Provide high-quality winter forage for elk throughout the winter range, regardless of ownership.
- iii.* Alleviate game damage conflicts on private lands by enhancing the desirability of the WMA.
- iv.* Provide spring, summer and fall cattle grazing.

Wall Creek WMA Grazing Formula:

Each year 700 cattle are moved into one of three systems made up of three pastures each. Pastures are arranged along an elevational gradient ranging from 1,860 meters to 3,000 meters. The three low elevation and three mid-elevation pastures provide elk winter range. The highest pastures serve as elk summer range. Cattle begin grazing one of the low-elevation pastures on May 1st. On June 1st, when rapid plant growth begins in the area, the cattle are moved to the mid-elevation pasture where they stay until July 15th, when they are moved to the high elevation pasture until seed ripe. Following seed ripe, which occurs about mid-August, they are moved to the second of the three high elevation pastures. On September 15th they are moved to the mid-



elevation pasture in that system for one week, after which time they are moved to the low-elevation pasture for an additional week. On September 30th they are moved off the area to private lands for the winter.

Management benefits of the system are:

- 1) Approximately 85% of the vegetation produced on the 6 pastures grazed during the summer is available for wintering elk. Between 1,400 and 1,500 elk currently utilize the area.
- 2) During the summer months three of the four pastures used as summer elk range are available to elk without the presence of cattle.
- 3) The periodic removal of residual vegetation has increased the palatability of grass species on the WMA, resulting in less elk depredation to private lands.
- 4) Private landowners are receiving an additional 826 animal months of grazing.
- 5) Better relationships between the FWP, the private stock growers and the U.S. Forest Service.

### 5. Conclusions

This is just one example of how rest rotation grazing systems can be adapted to meet both the summer and wintering needs of wildlife and livestock. The rest rotation grazing system has been used in conjunction with private and public lands, or as a stand alone system on our own lands. It has been adopted to meet the needs of a single landowner on less than 1,400

hectares or to address the grazing needs of multiple parties over with over 6,400 hectares of pastures. In Montana this system has been adapted to meet many different situations, and, as long as one year of grazing during the growing season has been followed by two years of rest, it has addressed a wide variety of forage, and social needs for both Montana's wildlife and livestock.

### References

- ANDERSON, E.W. & SCHERZINGER R.J. (1975) - Improving quality of winter forage for elk by cattle grazing. *Journal of Range Management*, 28(2):120-125
- EHRHART, R.C. & HANSEN P.L. (1998) - *Successful strategies for grazing cattle in riparian zones*. Montana BLM Riparian Technical Bulletin No. 4. USDA Bureau of Land Management, Montana State Office, 48pp
- HORMAY, A.L. (1970) - *Principles of rest-rotation grazing and multiple use land management*. U.S. forest Service Training Text No. 4(2200). U.S. Government Printing Office, 1970, 0 385 056, 25pp
- JOURDONNAIS, C.S. (1985) - *Prescribed fire and cattle grazing influences on the vegetation and elk use of a Rough Fescue Community*. Unpublished Masters Thesis, University of Montana, Missoula, Montana, 100pp
- PETERSON, J. & FRISINA M. (1993) - *Livestock Grazing and Elk in Montana*. Pages 17-18: In J.D. Cada, J.G. Peterson and T.N. Lonner.(Comps), *Proceedings of the Western States and Provinces Elk Workshop*. Mt. Fish Wildlife and Parks, Bozeman, 72pp

# METODI QUANTITATIVI PER LA GESTIONE DELLA FAUNA SELVATICA IN PROVINCIA DI SONDRIO

Gatto M., Paris G., Ranci Ortigosa G., Scherini G.\*

Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Via Ponzio 34/5, 20133 Milano

\* Ecostudio Lombardia – Sondrio

**Riassunto** - La presenza e la distribuzione della fauna selvatica nelle Alpi sono influenzate fortemente dall'attività venatoria e dall'utilizzo del territorio ad opera dell'uomo. In tale contesto, una gestione consapevole della fauna selvatica deve basarsi sull'utilizzo di metodologie quantitative che garantiscano la riproducibilità e la trasparenza del processo decisionale. Il fine è quello sia di formulare piani di abbattimento razionali ed elaborare strategie di conservazione delle popolazioni, in particolare di quelle minacciate, sia di individuare aree adatte alla reintroduzione delle specie estinte e di determinare il numero di soggetti da reintrodurre. Tra le metodologie più utilizzate spiccano i modelli di valutazione ambientale e le analisi di dinamica di popolazione. Lo scopo della presente ricerca è valutare l'applicabilità di queste metodologie alla realtà del territorio alpino della Provincia di Sondrio. L'indagine si sviluppa in due sezioni: nella prima, due differenti modelli di valutazione faunistica per il Camoscio (*Rupicapra rupicapra*) sono applicati al comprensorio alpino della Val Chiavenna mediante l'utilizzo di un GIS, confrontando ed analizzando criticamente i risultati ottenuti; nella seconda sezione due modelli demografici, uno per il Camoscio ed uno per il Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*), sono applicati ad alcune popolazioni della provincia di Sondrio. Vengono infine illustrati differenti scenari di simulazione, ottenuti considerando diverse strategie di prelievo venatorio.

**Abstract** - **Quantitative methods for wildlife management in the Province of Sondrio (Italy).** Wildlife presence and distribution in the Alps are strongly influenced by human activities. There is a need to develop quantitative tools, based on scientific knowledge, to support consistent management policies of natural populations. Quantitative techniques such as HSI (Habitat Suitability Indices) and PVA (Population Viability Analysis) have been extensively used in wildlife management. The aim of the present research is to apply these tools to the area of Provincia di Sondrio. The study is divided in two different parts: in the first part, we have applied, by means of a GIS, two different habitat suitability models for Chamois (*Rupicapra rupicapra*) to the Val Chiavenna alpine district. Results have been compared and analyzed. In the second one, two demographic models – one for Chamois and one for Black Grouse (*Tetrao tetrix*) – have been applied to several populations established in Provincia di Sondrio. Scenarios originating from different hunting policies have also been outlined for the Black Grouse case-study.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 17 - 26

## 1. Introduzione

Nelle aree alpine i cambiamenti nell'uso del suolo e l'incremento del turismo provocano sensibili variazioni nella distribuzione della fauna selvatica, rendendo gli habitat maggiormente frammentati e meno adatti alle diverse specie (Dobson, 1995). L'utilizzo del territorio, unitamente all'attività venatoria, influenza quindi notevolmente l'abbondanza e la distribuzione della fauna selvatica. In questo senso, nell'arco alpino centrale, la provincia di Sondrio, oggetto di questo contributo, rappresenta un caso emblematico. Il territorio provinciale (3212 km<sup>2</sup>) è prevalentemente montano, dato che il 70% si colloca ad una quota superiore ai 1500 m s.l.m.. Proprio in relazione alle caratteristiche spiccatamente alpine, la pressione turistica è elevata: su 177.298 abitanti (dati ISTAT 1997) sono 105.257 i posti letto disponibili nelle varie strutture ricettive. Tra queste si contano 56 rifugi alpini in cui sono concen-

trati 2.659 posti letto, il 56% dei posti letto in rifugio dell'intera regione Lombardia (dati ISTAT 1996). Il numero di cacciatori è in forte diminuzione: da 4.771 licenze nel 1978 si è giunti a 2.749 nel 1997.

I pochi dati citati sono sufficienti per comprendere come le decisioni di politica venatoria in Provincia di Sondrio costituiscano un tipico esempio di problema gestionale in cui si debbano considerare obiettivi diversi e tra loro contrastanti. Se da un lato si vorrebbe ottenere un prelievo soddisfacente e relativamente costante nel tempo, dall'altro si deve garantire la capacità riproduttiva delle specie cacciate, quindi la conservazione di popolazioni che svolgono un ruolo importante per l'equilibrio degli ecosistemi e che hanno anche un alto valore naturalistico, turistico e ricreativo. In tale contesto, un'attenta gestione della fauna alpina deve, oltre a formulare razionali piani di abbattimento, anche elaborare strategie di con-

servazione che garantiscano la sopravvivenza delle popolazioni, ad esempio tutelando particolari habitat, regolando l'utilizzo antropico del territorio ed, eventualmente, individuando nuove aree adatte alla reintroduzione di specie autoctone non più presenti.

Per affrontare questi problemi è utile ricorrere a metodologie quantitative che garantiscano la riproducibilità e la trasparenza del processo decisionale. In particolare, i modelli matematici sono in grado di individuare e sintetizzare le proprietà comuni ad una moltitudine di singoli casi e di esprimerle in un linguaggio simbolico accessibile ai diversi studiosi (Begon *et al.*, 1986). Bisogna ovviamente sempre tenere conto che i modelli possono aiutare a fare luce sul mondo reale ma non sono la realtà, anzi ogni modello ne descrive approssimativamente solo alcuni aspetti.

Tra le metodologie quantitative più utilizzate nella gestione della fauna selvatica e del territorio le due categorie più importanti sono i modelli di valutazione ambientale e i modelli di dinamica di popolazione.

I modelli di valutazione ambientale (MVA o HSI-Habitat Suitability Indices) mettono in relazione la presenza e l'abbondanza di una specie con le caratteristiche dell'habitat (Morrison *et al.*, 1992). Le variabili che caratterizzano l'habitat adatto ad una specie riguardano tutti quei fattori morfologici, vegetazionali, climatici, trofici, antropici, che determinano, o influenzano, la disponibilità di cibo e di ripari, la possibilità di riprodursi, la qualità dell'ambiente, l'interazione con altre specie, il disturbo causato dall'uomo. La potenziale presenza e abbondanza della specie è espressa dagli indici di vocazionalità, tipicamente in termini di densità potenziale. I risultati di un modello di valutazione faunistica vengono sintetizzati nella carta di vocazionalità faunistica che dà un'indicazione dell'attitudine di un territorio ad ospitare le diverse specie (Spagnesi & Toso, 1990).

La dinamica di una popolazione viene invece studiata attraverso lo sviluppo di modelli demografici, che descrivono i principali processi che regolano la consistenza di una popolazione (natalità, mortalità, emigrazione ed immigrazione). Questi modelli possono essere utilizzati per simulare la dinamica di una popolazione soggetta a prelievo ipotizzando diverse strategie di caccia e per cercare la strategia ottimale, cioè quella che meglio soddisfa i diversi obiettivi considerati (di tipo economico, sociale, ecologico).

Obiettivo del presente contributo è mostrare

come l'applicazione di queste metodologie quantitative alla realtà della Provincia di Sondrio possa fornire valide indicazioni per la gestione della fauna selvatica. In particolare vengono qui considerate due specie alpine presenti in questo territorio: il Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*) e il Camoscio (*Rupicapra rupicapra*). Nella prima parte della relazione viene illustrata l'applicazione di due modelli di valutazione ambientale esistenti in letteratura per il Camoscio ad un'area della provincia di Sondrio (Val Chiavenna). Sono, quindi, evidenziate le potenzialità e le limitazioni dell'utilizzo di tali modelli nel contesto del territorio di Sondrio. Nella seconda parte vengono invece illustrati due modelli demografici: uno per il Camoscio e uno per il Gallo Forcello. Quest'ultimo è anche utilizzato per valutare e confrontare diverse possibili politiche di prelievo venatorio.

## 2. Il modello di valutazione ambientale del Camoscio in Val Chiavenna

Due modelli di valutazione ambientale esistenti in letteratura per il Camoscio (Felettig, 1976; Tosi & Pedrotti, 1996) sono stati applicati al comprensorio alpino di Chiavenna. Questa applicazione è stata portata a termine utilizzando il programma VVF - Valutazione della Vocazionalità Faunistica (Ranci Ortigosa *et al.*, 1997), un software specificamente sviluppato per la gestione di modelli di valutazione ambientale e la produzione di carte di vocazionalità faunistica e che interagisce con il GIS (Geographical Information System) Grassland (L.A.S., 1996). Nella costruzione di tali carte un Sistema Informativo Geografico si rivela particolarmente utile in quanto può fornire interattivamente le informazioni ambientali necessarie, elaborare queste informazioni attraverso operazioni topologiche, geometriche e logiche, e visualizzare le carte di vocazionalità così prodotte (Ormsby & Lunetta, 1987; Agee *et al.*, 1989; Roseberry *et al.*, 1994).

Per entrambi i modelli utilizzati nell'applicazione si sono considerate le seguenti variabili ambientali: altitudine, esposizione, pendenza e copertura vegetazionale. Si sono invece trascurate le variabili presenti nei modelli originali che descrivono lo sviluppo superficiale e il grado di rocciosità. Il modello di Felettig (1976) include anche una variabile che esprime la tranquillità della zona considerata. Nella nostra applicazione questa variabile è stata inserita associando il disturbo recato alla specie con la presenza di aree edificate, di strade e di aree sciistiche. Tale disturbo è stato supposto

agire in maniera decrescente all'aumentare della distanza dalle fonti di disturbo.

La tab. 1 illustra il modello di Tosi e Pedrotti (1996) per la determinazione delle aree di estivazione del Camoscio semplificato per la nostra applicazione. A ciascun possibile valore di ogni variabile ambientale viene attribuito un punteggio P di vocazionalità parziale. I punteggi parziali vengono poi sommati per dare il valore complessivo di vocazionalità (HSI). Ad ogni valore dell'HSI è associato poi un valore di densità che potenzialmente l'area può sostenere. Ad esempio, un'area caratterizzata da altitudine pari a 1800 metri s.l.m., esposizione ad est, pendenza di 15° e copertura vegetazionale a mugheto ha un indice di vocazionalità pari a 44, ottenuto sommando i vari punteggi per le singole variabili (17+8+5+14). La densità potenziale di camosci in quest'area risulta essere di 6 capi/100 ha.

La cartografia utilizzata per l'applicazione dei due modelli al comprensorio di Chiavenna è stata la seguente:

- modello altimetrico del terreno (DEM), carta dell'esposizione dei versanti e carta delle pendenze con risoluzione 50 metri;
- carta delle tipologie fisionomico-vegetazionali, scala 1:10.000;
- carta delle aree edificate, delle strade e degli impianti sciistici, scala 1:10.000.

Le due carte di vocazionalità prodotte (Fig. 1) sono state riclassificate in tre classi di vocazionalità (non adatto, adatto, buono) per facilitarne il confronto. Si osserva che le due mappe risultano nel complesso simili. La classificazione

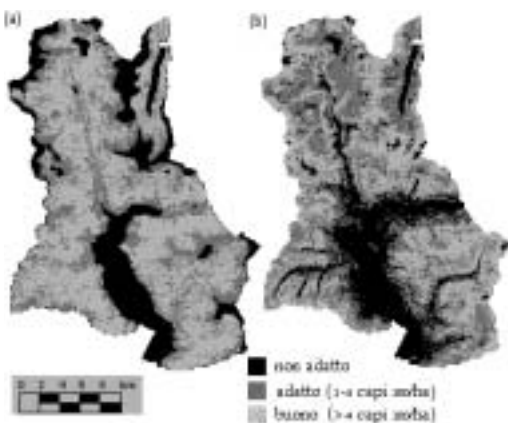


Fig. 1 – Carte di vocazionalità faunistica del comprensorio alpino di Chiavenna per il Camoscio (*Rupicapra rupicapra*) secondo i modelli di valutazione ambientale (a) di Felettig (1976) e (b) di Pedrotti e Tosi (1996).

Tab. 1 - Modello di valutazione ambientale per le zone di estivazione del Camoscio (*Rupicapra rupicapra*) (modificato rispetto a Pedrotti & Tosi, 1996).

ELEMENTI DI VALUTAZIONE:	Punteggio P
<b>1. ALTITUDINE (in metri s.l.m.):</b>	
< 500	1
500-900	3
900-1250	7
1250-1500	10
1500-1750	20
1750-2000	17
>2000	14
<b>2. ESPOSIZIONE:</b>	
NO, N, NE	7
E, O	8
SE, SO	6
S	5
<b>3. PENDENZA (in gradi):</b>	
0°-10°	2
11°-20°	5
21°-45°	7
46°-55°	11
56°-90°	20
<b>4. VEGETAZIONE:</b>	
vegetazione rupestre e roccia nuda	18
macereto	16
prateria discontinua	20
prateria continua	17
mughete	14
ontaneti	16
arbusteti (escluse mughete ed ontaneti)	7
pascolo alberato	14
pascolo in bosco	12
prati e prati-pascoli	4
boschi di conifere con abete rosso e larice	11
faggete	8
pinete a pino nero	4
bosco di carpino e ornio (ornio-ostrieto)	6
bosco di roverella e leccio	2
boschi di castagno	4
paludi, aree antropiche, coltivi	0

HSI = Paltitudine+ Pposizione+ Ppendenza + Pvegetazione

HSI	Densità di camosci (n°capi/100 ha)
0-25	0
26-30	1
31-35	2
36-40	4
41-45	6
46-50	8
51-55	10
56-60	12
>60	15

ne differente di alcune zone è dovuta principalmente alla diversità dei modelli nell'attribuzione dei punteggi alla copertura vegetazionale.

Associando ad ogni classe di vocazionalità la corrispondente densità potenziale di animali, si è stimata la dimensione della popolazione di camosci che la Val Chiavenna può potenzialmente sostenere. La stima della consistenza secondo i due modelli è molto simile e si aggira attorno ai 1950 capi (1927 capi secondo il modello di Felettig e 1983 capi secondo quello di Pedrotti e Tosi), un valore quindi molto maggiore della popolazione attuale (stimata in 598 camosci nel 1997 dal Servizio Faunistico provinciale).

Oltre alla produzione di carte di vocazionalità faunistica, i modelli di valutazione ambientale possono anche essere utilizzati per valutare l'impatto che la costruzione di un manufatto o un intervento sul territorio potrà avere su una determinata specie. Ad esempio, nelle aree alpine si può valutare come la costruzione di un nuovo impianto di risalita modifica la vocazionalità di un'area per una specie. Il disturbo causato dall'impianto può essere quantificato supponendo che agisca in modo decrescente man mano che ci si allontani dall'impianto e che il suo effetto sia trascurabile ad una certa distanza. Ovviamente per poter determinare questa distanza e per capire come il disturbo agisca sulla biologia della fauna selvatica occorre una conoscenza approfondita delle specie, acquisibile solo attraverso studi specifici sul campo.

L'applicazione ad un territorio di modelli di valutazione ambientale esistenti mediante un GIS non è quasi mai un'operazione semplice. Spesso i modelli vanno modificati per adattarli alla specifica situazione geografica studiata e alla disponibilità dei dati. Inoltre può essere necessario variare il modello per testarne la sensibilità ai diversi parametri: nel caso dell'impianto di risalita e delle relative piste di discesa, ad esempio, si può studiare come cambia la vocazionalità dell'area al variare della distanza fino a cui il disturbo è supposto agire e dell'intensità dello stesso. Il programma VVF, caratterizzato da estrema flessibilità e da facilità d'uso, permette proprio di compiere queste operazioni e funge, quindi, da reale strumento di supporto alle decisioni per chi concretamente opera sul territorio.

L'applicazione illustrata evidenzia che i modelli di valutazione ambientale sono utili per rappresentare in una forma semplice e comprensibile i principali fattori che influenzano la presenza e l'abbondanza di una specie in un'area. Essi

vanno quindi visti come ipotesi della relazione tra una specie e l'habitat in cui essa vive, e non come previsioni attendibili della risposta di una specie all'ambiente in cui si trova (Morrison *et al.*, 1992). Il loro valore consiste nel documentare una procedura ripetibile di valutazione di un habitat che può essere utilizzata per stimare l'impatto di nuovi progetti di infrastrutture e per confrontare l'effetto di diverse politiche di gestione o di pianificazione. I modelli di valutazione ambientale non possono quindi in nessun modo sostituire il rilevamento di dati faunistici di base da condursi sul territorio.

### 3. I modelli demografici del Camoscio e del Gallo Forcello

#### 3.1. Il Camoscio

Sono state analizzate serie di dati pluriennali di censimenti e di abbattimenti, suddivisi per sesso e classe d'età, raccolti nel periodo dal 1991 al 1997 in tutta la provincia. I censimenti sono stati effettuati da cacciatori e agenti di vigilanza della provincia di Sondrio ed i dati ci sono stati forniti nell'ambito di una convenzione di ricerca stipulata dal Politecnico di Milano con l'Amministrazione Provinciale di Sondrio. I censimenti sono stati condotti suddividendo il territorio in 20 settori, ma solo per 17 è stato possibile ottenere serie di dati pluriennali complete. I confini dei settori di censimento sono amministrativi e pertanto non sempre individuano popolazioni isolate o comunque in scarso contatto tra loro. Nel 1997 la consistenza del Camoscio in tutto il territorio della provincia (fatta eccezione per le due Aziende Faunistiche di Valbelviso-Barbellino e Val Bondone-Val Malgina) è stata stimata in circa 5900 capi, contro i 3800 del 1994 e i 2800 del 1981 (Scherini, 1984 e 1994). La specie sembra pertanto in crescita, come confermato dai tassi finiti di crescita medi calcolati nel periodo tra il 1991 ed il 1997, tassi che sono risultati superiori a 1 in 15 settori su 17 (Tab. 2).

A questi dati è stato applicato un modello demografico sviluppato per la popolazione di camosci dell'Azienda Faunistica Valbelviso - Barbellino (Capurro, 1991; Capurro *et al.*, 1997). Questa popolazione è tra quelle dell'intero territorio lombardo per cui si dispone di dati demografici di miglior qualità e attendibilità. E' pertanto interessante applicare il modello su altre popolazioni per vedere quanto queste siano conformi al modello calibrato sulla popolazione di Valbelviso. Il modello, in sintesi,

aveva evidenziato che la mortalità era dipendente dal sesso e dalla densità totale con un ritardo di due anni, mentre non erano state trovate correlazioni significative tra variabili demografiche e fattori ambientali quali la copertura nevosa. Per la mortalità dei capretti in particolare, era stata evidenziata dipendenza sia dalla densità dei capretti nati nello stesso anno sia dalla densità totale osservata due anni prima. La fertilità era invece risultata indipendente dalla densità. Dall'analisi dei dati demografici era inoltre emersa una relazione lineare fortemente significativa tra il numero di capretti femmine e il numero di femmine adulte. Il modello demografico era stato quindi utilizzato per effettuare simulazioni della dinamica di popolazione utilizzando differenti politiche di abbattimento (Capurro, 1991).

La relazione tra il numero di capretti e il numero di femmine adulte calcolata sul set di dati completo della provincia di Sondrio è in perfetto accordo con quella osservata in Valbelviso ed è altamente significativa ( $R^2 = 0.98$ ,  $p < 0.0001$ ) (Fig. 2). La fertilità del Camoscio sembra pertanto essere indipendente dalla densità e costante in tutto il territorio provinciale. I tassi di mortalità calcolati in tutti i settori per sesso e gruppi di età sono mediamente diversi da quelli osservati in Valbelviso e variano sen-

sibilmente da un settore all'altro (Tab. 2). Questo si osserva anche per settori di censimento che sono geograficamente adiacenti. In questi casi le ampie differenze osservate possono essere spiegate dal passaggio di capi da un settore a quello vicino, passaggio possibile quando il confine tra settori non corrisponde ad una barriera geografica per la specie, ma potrebbero verosimilmente indicare errori di conteggio o di attribuzione dell'età durante i censimenti.

L'influenza della densità totale sul tasso finito di crescita, chiaramente osservata nei camosci della Valbelviso, si osserva solamente su 2 dei 17 settori e non sembra quindi essere un fattore di controllo demografico per le popolazioni analizzate perlomeno alle densità registrate. È stato invece osservato in 5 settori un effetto significativo della densità dei capretti sul tasso di mortalità dei capretti stessi. Questa dipendenza, oltre a essere evidente anche in Valbelviso, è stata osservata anche per una popolazione di camosci del gruppo del Brenta (Rosà *et al.*, 1997).

Su alcuni settori della Provincia di Sondrio sembra pertanto possibile applicare il modello demografico sviluppato per la Valbelviso per analizzare diverse politiche di abbattimento.

**Tab. 2** - Confronto del tasso finito di crescita e dei tassi finiti di mortalità del Camoscio tra la popolazione di Valbelviso – Barbellino e le altre popolazioni della provincia di Sondrio. In grassetto sono riportati i tassi di crescita maggiori di uno.

Settori	Tasso finito di crescita	Popolazione totale	Tassi di mortalità		Capretti
			Maschi di 1 o più anni	Femmine di 1 o più anni	
Valbelviso – Barbellino	0.990	0.196	0.091	0.052	0.580
SO 1u	0.959	0.213	0.240	0.131	0.324
SO 1v	<b>1.035</b>	0.104	0.158	0.039	0.287
SO 1z	<b>1.171</b>	0.014	0.102	-0.080	0.272
SO 2u	<b>1.478</b>	-0.192	0.066	-0.289	-0.278
SO 2v	<b>1.104</b>	0.032	0.258	0.059	-0.288
SO 2z	0.933	0.194	0.200	0.148	0.350
SO 3p	<b>1.140</b>	0.062	0.064	0.024	0.261
SO 3q	<b>1.102</b>	0.050	0.095	-0.010	0.387
SO 3r	<b>1.238</b>	-0.099	0.152	-0.056	-0.573
SO 3s	<b>1.199</b>	0.008	0.190	0.004	-0.207
SO 3t	<b>1.153</b>	-0.031	0.102	-0.051	0.217
SO 3u	<b>1.492</b>	-0.486	-0.257	-0.853	-0.488
SO 3v	<b>1.269</b>	-0.003	0.029	-0.119	0.315
SO 3z	<b>1.457</b>	-0.265	0.007	-0.264	-0.681
SO 4v	<b>1.166</b>	0.075	0.066	0.071	0.265
SO 4z	<b>1.370</b>	-0.358	-0.104	-0.222	-0.718
SO 5t	<b>1.193</b>	-0.161	0.163	-0.220	-4.646

### 3.2. Il Gallo Forcello

Il Gallo Forcello o Fagiano di monte, è una specie presente su tutto l'arco alpino e soggetta a prelievo venatorio. Questa specie risulta di notevole importanza in quanto rappresenta un valido indicatore ecologico del livello di degrado dell'ambiente alpino: essa è, infatti, particolarmente sensibile alle alterazioni dell'ambiente causate dall'abbandono della montagna e delle relative pratiche colturali (Gallinaro, 1997), al disturbo antropico, alla pressione turistica, alla costruzione di strade, di linee elettriche e di impianti sciistici. Questi ultimi, in particolare, sono causa di perdita e frammentazione degli habitat, nonché di una rilevante mortalità da impatto contro funi metalliche (Miquet, 1990; Bevanger, 1995). È interessante notare come anche attività credute a basso impatto quali lo sci alpino e fuoripista, siano in realtà notevoli fonti di disturbo per la specie (Aa. Vv., 1985; Lorch, 1995; BUWAL, 1996). Per le caratteristiche biologiche della specie si rimanda all'ampia bibliografia esistente in materia (tra cui Glutz Von Blotzheim, 1985).

In Provincia di Sondrio la caccia al Fagiano di monte viene esercitata solo sui maschi e durante l'autunno (ottobre-novembre). La fig. 3 riporta alcuni dati sul numero di cacciatori e di galli forcelli abbattuti nel territorio provinciale per gli anni 1980-1997. Emerge che il numero di capi abbattuti per cacciatore sembra in lieve e significativo aumento (regressione lineare: pendenza=0.0138;  $R^2=0.248$ ;  $p<0.05$ ) passando in media da 1 capo ogni 4 cacciatori negli anni 1979-84 a 1 capo ogni 2,5 cacciatori negli ultimi 5 anni. Questo aumento potrebbe essere dovuto sia alla drastica riduzione del numero di cacciatori che praticano questo tipo di caccia (da oltre 2255 nel 1980 a 444 nel 1997) che ad

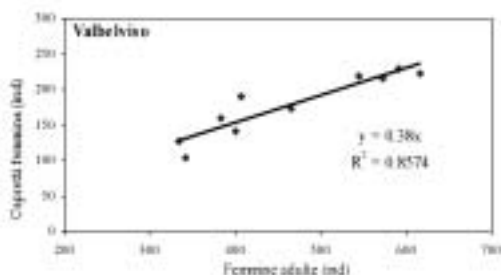


Fig. 2 – Confronto tra la fecondità del Camoscio osservata in Valbelvisio e in diversi distretti della Provincia di Sondrio.

un recupero delle popolazioni di Gallo Forcello presenti nel territorio provinciale.

Nell'analizzare questi dati occorre tenere presente che mentre i dati sul numero di cacciatori sono affidabili, quelli sul numero di capi abbattuti possono essere sottostimati (Baines e Lindén, 1991) soprattutto per mancata denuncia degli abbattimenti.

Il modello demografico utilizzato è stato sviluppato da Gatto *et al.* (1992) e si basa sui dati rilevati in 6 colonie presenti nelle Alpi lombarde negli anni 1983-85 (Scherini *et al.*, 1989). Tali aree sono rappresentative delle diverse situazioni ambientali del territorio alpino e prealpino lombardo e comprendono sia zone in cui la caccia è permessa sia aree chiuse alla caccia o nelle quali la pressione venatoria può ritenersi trascurabile. In particolare due di esse si trovano in provincia di Sondrio (Zandila e Aprica). I dati utilizzati per la costruzione del modello demografico riguardano i censimenti effettuati nelle diverse aree campione due volte nel corso di ogni anno. Durante i censimenti primaverili sono stati contattati i maschi in parata sulle arene di canto al fine di stimare la popolazione maschile. I censimenti estivi hanno invece lo scopo di valutare il numero di femmine e di giovani e, di riflesso, il successo riproduttivo della specie.

Il modello demografico di Gatto *et al.* (1992) descrive la dinamica dei soli maschi di Fagiano di monte. Tale restrizione è giustificata principalmente dal fatto che il prelievo venatorio viene esercitato solo sui maschi. Il modello, di tipo stocastico, tiene conto della variabilità ambientale data, ad esempio, da inverni particolarmente rigidi o estati particolarmente fredde e piovose che influenzano la sopravvivenza e il successo riproduttivo della specie. Senza entrare nel dettaglio del modello (descritto in maniera esaustiva in Montalbetti, 1989, ed in

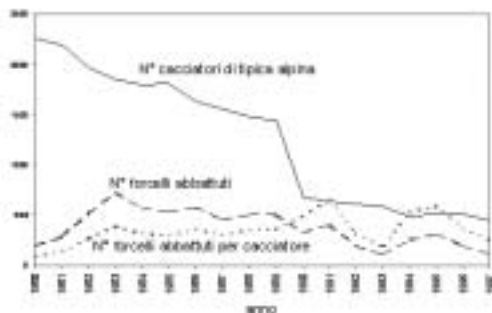


Fig. 3 – Dati sul numero di cacciatori di tipica alpina e sull'abbattimento di Galli Forcelli (*Tetrao tetrix*) in Provincia di Sondrio negli anni 1980-97.

maniera più sintetica in Gatto *et al.*, 1992), occorre specificare che la sopravvivenza invernale è stata stimata considerando solo le colonie in cui la caccia è assente o trascurabile e il successo riproduttivo è risultato dipendente dalla densità. In particolare, all'aumentare della densità di maschi adulti diminuisce il rapporto tra maschi giovani e maschi adulti.

I dati di censimento degli anni 1992-98 relativi all'intera Val Viola (Bormio) sono stati confrontati con il modello per verificarne l'allineamento. Questo confronto è risultato positivo per quanto riguarda il successo riproduttivo. La sopravvivenza della popolazione della Val Viola è risultata invece essere minore di quella stimata dal modello. Questo è spiegabile dal fatto che in parte della Val Viola è annualmente operato un prelievo venatorio: alla mortalità naturale va quindi aggiunta la mortalità dovuta al prelievo.

Il modello demografico stocastico è stato utilizzato per valutare l'effetto di diverse strategie di prelievo venatorio sulle popolazioni di Gallo Forcello presenti in Provincia di Sondrio (habitat potenziale per questa specie pari a 492 km<sup>2</sup>). Data una politica di prelievo, è possibile simulare l'andamento della dimensione della popolazione per un certo numero di anni e stimare il numero medio di capi abbattuti e la variabilità di tali abbattimenti. Inoltre è possibile stimare la consistenza minima che la popolazione raggiunge nel corso del periodo considerato, questa grandezza risultando di notevole importanza in quanto è noto che popolazioni di piccole dimensioni sono soggette ad un maggior rischio di estinzione (Caughley e Gunn, 1996). Molti ricercatori parlano proprio di Minimum Viable Population (MVP) per indicare la dimensione minima di una popolazione in un certo habitat al di sopra della quale il rischio di estinzione è minimo anche nel caso che si verificano perturbazioni dovute a catastrofi naturali o alla stocasticità demografica, ambientale e genetica (Shaffer, 1981).

Sono state considerate le seguenti tre politiche di prelievo:

1. ogni anno il numero di capi abbattuti è una percentuale costante della popolazione maschile presente alla fine dell'estate; la percentuale da prelevare può essere differente per giovani e adulti;
2. ogni anno viene cacciata una quota costante di Fagiani di monte; tuttavia, nel caso in cui la popolazione maschile sia al di sotto di un valore minimo, solo una percentuale di tale popolazione viene abbattuta (come per la politica 1);
3. il numero di capi da abbattere viene determi-

nato prima della stagione di caccia in modo da garantire che un numero costante di maschi (stock riproduttore) scampi al prelievo e si riproduca nella primavera successiva (politica cosiddetta di constant escapement, Gatto, 1985). Negli anni in cui la popolazione maschile risulti inferiore allo stock riproduttore che si vuole garantire, la caccia non viene permessa.

Per ogni politica sono state generate 100 simulazioni considerando un orizzonte temporale di 50 anni. I risultati delle simulazioni sono stati utilizzati per la ricerca della strategia di caccia ottimale, che è stata effettuata considerando diversi criteri. In particolare, le politiche sono state valutate secondo i seguenti tre obiettivi:

- (A) massimizzazione del numero medio di capi prelevati;
- (B) minimizzazione della variabilità (misurata come rapporto tra deviazione standard e media) del numero di capi abbattuti tra un anno e l'altro;
- (C) minimizzazione del rischio di scendere al di sotto di una consistenza critica di fagiani (MVP).

Ovviamente gli obiettivi considerati possono essere i più svariati e possono tenere conto di diverse sensibilità e convinzioni etiche e politiche (Gatto, 1985). Esigenze diverse e contrastanti possono quindi essere esplicitate in maniera quantitativa e possono entrare direttamente nel processo decisionale. La scelta degli obiettivi dovrebbe proprio esser fatta coinvolgendo le diverse parti interessate (associazioni di cacciatori, amministratori locali, ambientalisti, abitanti) che spesso hanno interessi conflittuali. Nel caso specifico della Provincia di Sondrio, oltre agli obiettivi sopra descritti, si sono anche poste tre condizioni "minime" che si vuole che ciascuna politica soddisfi:

- (a) la cattura media deve essere maggiore di 200 capi per anno (che significa circa un capo ogni 2 cacciatori);
- (b) la variabilità del cacciato tra un anno e l'altro non deve essere troppo elevata ( $<1$ );
- (c) la popolazione maschile di Gallo Forcello non deve mai scendere al di sotto dei 200 capi. Anche tali condizioni, come gli obiettivi, possono essere discusse e modificate in accordo con le varie parti interessate.

I grafici di fig. 4 rappresentano i risultati delle simulazioni in termini di raggiungimento degli obiettivi. Ogni punto rappresenta una possibile politica di prelievo. Ad esempio, tutti i punti identificati dal simbolo "o" sono risultati di politiche a stock riproduttore costante (tipo 3): ciascuna di esse è individuata dalla consistenza



dello stock riproduttore che si vuole far sopravvivere al prelievo. Sull'ascissa dei due grafici si possono leggere i valori del numero medio di abbattimenti, mentre le ordinate del grafico (a) riportano le consistenze minime della popolazione e le ordinate del grafico (b) riportano la variabilità del cacciato che si ottiene adottando una certa politica. Ad esempio, il punto P rappresenta nei due grafici la stessa politica a stock riproduttore costante individuata da un certo valore dello stock riproduttore. Adottando tale politica il modello prevede un cacciato annuale medio di 744 capi, una consistenza minima della popolazione maschile di 326 capi (grafico a) ed una variabilità degli abbattimenti di 0.898 (grafico b).

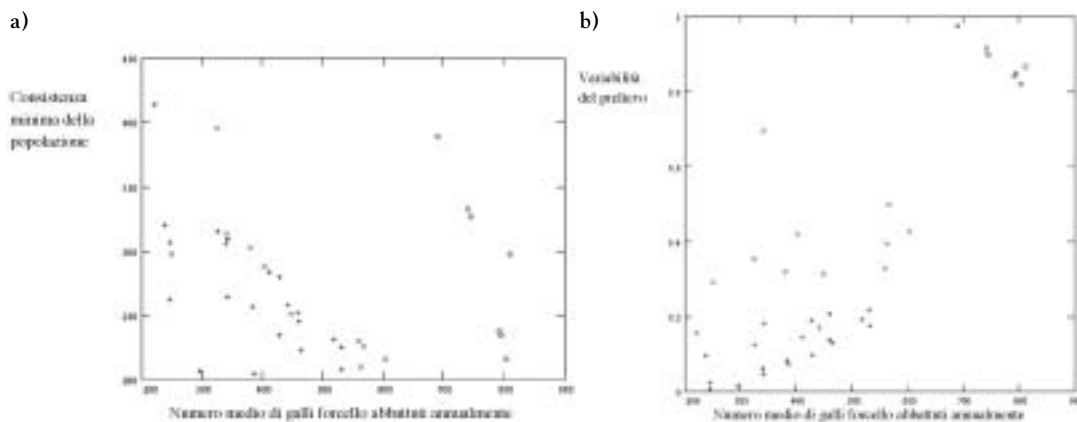
In figura sono rappresentate solo le politiche cosiddette paretiane, ovvero che soddisfano alle condizioni (a), (b) e (c) e che non sono dominate (non esiste un'altra politica migliore per almeno uno dei tre obiettivi). Si osserva dalla figura 4a che le politiche a stock riproduttore costante garantiscono un maggior numero medio di abbattimenti e minimizzano il rischio di estinzione della popolazione. Questo viene però pagato (vedi figura 4b) da una maggiore variabilità del numero di capi da cacciare, soprattutto dovuta al fatto che in alcuni anni la caccia viene impedita, il che non è sempre socialmente accettabile. La scelta di quale strategia venatoria adottare tra quelle rappresentate è una scelta politica nel senso che bisogna decidere quale importanza dare ai diversi obiettivi. Naturalmente le politiche di regolamentazione

dell'attività venatoria che si possono proporre dipendono oltre che dagli obiettivi che ci si pone, anche dalle condizioni in cui ci si trova concretamente ad operare, e cioè dalle regole vigenti, dagli strumenti effettivamente a disposizione per la regolamentazione del prelievo e, non da ultimo, dalle forze disponibili per la raccolta dei dati sulla popolazione che viene cacciata.

#### 4. Conclusioni

In conclusione sembra che la gestione faunistica possa efficacemente avvalersi di metodi quantitativi trasparenti e ripercorribili. Questi metodi permettono di tenere esplicitamente conto dei diversi obiettivi che un decisore deve considerare, siano essi specificamente la gestione venatoria e la conservazione della fauna, la regolamentazione della presenza umana sul territorio o, più in generale, la pianificazione ambientale. I metodi quantitativi producono diversi scenari a seconda degli obiettivi considerati e costituiscono quindi un valido strumento di supporto alle decisioni. Inoltre, un'efficace gestione della fauna dovrà basarsi in misura sempre maggiore sull'analisi del territorio e sulla descrizione esplicita della distribuzione spaziale delle caratteristiche biotiche e abiotiche del territorio.

I modelli non possono sostituire la raccolta di dati e la ricerca sul campo. Infatti, il lavoro di campo risulta necessario ed insostituibile per la conoscenza approfondita di una specie e i dati raccolti costituiscono la base per la costruzione e la validazione di ogni modello matematico.



**Fig. 4** – Le politiche paretiane per il prelievo di Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*) nella Provincia di Sondrio. Con il simbolo “x” sono rappresentate le politiche a percentuale di prelievo costante (tipo 1 nel testo); con “+” quelle a quota fissa (tipo 2); con “o” quelle a stock riproduttore costante (tipo 3). Ciascuna politica è rappresentata in due piani aventi rispettivamente come assi i seguenti due obiettivi: (a) prelievo annuale medio – popolazione minima, (b) prelievo annuale medio – variabilità del prelievo.

In particolare, per disporre di modelli demografici realistici che possano dare indicazioni gestionali occorre che la raccolta dei dati sia accurata e regolare. Tali dati devono essere raccolti mediante censimento sul campo secondo metodiche standardizzate per garantire la confrontabilità dei dati e per disporre di serie temporali sufficientemente lunghe. E' da sottolineare come anche la disponibilità di dati esatti sugli abbattimenti risulti essenziale per gli studi della dinamica delle popolazioni.

### 5. Ringraziamenti

Si ringrazia il Servizio Agricoltura, Caccia e Pesca della Provincia di Sondrio per aver fornito i dati faunistici e cartografici utilizzati in questo studio, unitamente al Comprensorio Alpino di Caccia dell'Alta Valle. Gianmarco Paris è stato finanziato dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente con una Borsa di Formazione 1996-1997. La ricerca è stata supportata anche dai fondi del Politecnico di Milano per il progetto "Indirizzi per la pianificazione e la progettazione nelle situazioni di rischio ambientale". Gli autori ringraziano il Dr. Valerio Quadrio dell'Amministrazione Provinciale di Sondrio per l'aiuto fornito nella fase di raccolta e organizzazione dei dati faunistici del Camoscio.

### Bibliografia

- AGEE, J. K., STITT, S. C. F., NYQUIST, M. & ROOT, R. (1989) - A Geographic Analysis of Historical Grizzly Bear Sightings in the North Cascades. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 11(55), 1637-1642.
- AA. VV. (1985) - Journée d'étude "Tretas-Lyre et ski". In: Champagny-en-Vanoise, 5-6 November, Ministère de l'Environnement, Office National de la Chasse, Parc National de la Vanoise.
- BAINES, D. & LINDÉN, H. (1991) - The impact of hunting on grouse population dynamics. *Ornis Scandinavica*, 22,245-246.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1986) - Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications,
- BEVANGER, K. (1995) - Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology*, 32,745-753.
- BUWAL (1996) - Tourismus, Freizeitsport und Wildtiere in Schweizer Alpenraum. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt, 262.
- CAPURRO, A. F. (1991) - Dinámica poblacional y optimización del manejo de una población de *Rupicapra rupicapra* en el Norte de Italia. Ph.D. thesis, Biol. Sci. Dept, Univ. De Buenos Aires.
- CAPURRO, A. F., GATTO, M. & TOSI, G. (1997) -

- Delayed density dependence in a chamois population of the Italian Alps. *Ecography* 20: 37-47.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A. (1996) - Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science,
- DOBSON, A. P. (1995) Conservation and Biodiversity. Scientific American Library, New York.
- FELETTIG, S. (1976) La riserva di caccia. Circolo Cacciatori Friulani, Udine.
- GALLINARO, N. (1997) Valutazione dell'idoneità ambientale a fini faunistici. Caso di studio: la popolazione di Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*) nella zona di ripopolamento e cattura "Buco di Grigna". Provincia di Lecco, Settore ambiente ed ecologia - Servizio faunistico.
- GATTO, M. (1985) Introduzione all'ecologia delle popolazioni. Clup, Milano.
- GATTO, M., MONTALBETTI, F., TOSI, G. & SCHERINI G. (1992) - Modelling black grouse populations in northern Italy.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (1985) - Tetraonidi. Rapporto della Stazione Ornitologica Svizzera, Sempach.
- L. A. S. - LOGICIELS ET APPLICATIONS SCIENTIFIQUES (1996) - Grassland User's Guide.
- LORCH, J. (1995) Trendsportarten in den Alpen. CIPRA, Kleine Schriften, 12.
- MIQUET, A. (1990) Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to elevated cables. *Biological Conservation*, 54,349-355.
- MONTALBETTI, F. (1989) Identificazione di un modello demografico del Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*) in Lombardia e ricerca di politiche ottime di prelievo venatorio. Tesi di Laurea, Politecnico di Milano, Milano.
- MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. (1992) - Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications. The University of Wisconsin Press, Madison.
- ORMSBY, J. P. & LUNETTA, R. S. (1987) - Whitetail deer Food Availability Maps from thematic Mapper Data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 8:1081-1085.
- RANCI ORTIGOSA, G., DE LEO, G. A. & GATTO, M. (1997) - Un prototipo di Sistema Informativo Territoriale per la valutazione della vocazionalità faunistica di aree alpine. In: Atti dell'VIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia, Parma, 10-12 settembre.
- ROSÀ, R., RIZZOLI, A., PUGLIESE, A., GENCHI, C. E CITTERIO, C. (1997) - Modelli per lo studio delle infestazioni endoparassitarie del Camoscio (*Rupicapra rupicapra* L.) del Brenta (Trentino, Italia). Report N. 12, Centro di Ecologia Alpina, Sardinia (TN).
- ROSEBERRY, J. L., RICHARDS, B. J. E HOLLENHORST, T. P. (1994) - Assessing the Potential Impact of Conservation Reserve Program Lands on Bobwhite Habitat Using remote Sensing, GIS and Habitat Modeling. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 9(60), 1139-1143.
- SCHERINI, G., TOSI, G., GUIDALI, F. E FERRARIO, G. (1989) - Indagine faunistica sulla consistenza, dina-

- mica di popolazione e gestione venatoria del Gallo Forcello (*Tetrao tetrix*) sulle Alpi lombarde. Quaderni della Regione Lombardia, Settore Agricoltura.
- SCHERINI, G.C. (1984) - Piano Agro-Faunistico. Amministrazione Provinciale di Sondrio.
- SCHERINI, G. C. (1994) - Piano Faunistico Venatorio. Amministrazione Provinciale di Sondrio.
- SHAFFER, M. L. (1981) Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31(2), 131-134.
- Spagnesi, M. & Toso, S. (1990) - Carta delle vocazioni faunistiche. Regione Piemonte, Assessorato Turismo, Sport, Tempo Libero, Caccia e Pesca and Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina.
- Tosi, G. & Pedrotti, L. (1996) - Progetto Camoscio Monte Baldo. Amministrazione Provinciale Verona. Servizio Caccia, Pesca e Protezione della fauna.

# UTILIZZO DEL TRASPONDER COME MARCATURA PERMANENTE PER LA FAUNA SELVATICA

Mari F.\*, Gentile L., Locati M.

Centro Studi Ecologici Appenninici, Parco Nazionale D'Abruzzo - Viale Santa Lucia - 67032 Pescasseroli (Aq)

\* Indirizzo per corrispondenza: Via Lanino, 6 - 20144 Milano.

**Riassunto** - Il trasponder è un sistema di identificazione miniaturizzato (2 x 10 mm), in grado di comunicare mediante onde a bassa frequenza con un lettore che identifica il codice alfanumerico identificativo. Due modelli di trasponder (Destron Idi e Datamars/Bayer), impiantati sottocute in regione scapolare durante narcosi, sono stato testati dal settembre 1990 all'agosto 1997 sulla fauna del Parco Nazionale d'Abruzzo, per verificare il loro utilizzo come metodo di identificazione elettronico di base sul lungo periodo. Il test è stato condotto sia su animali catturati in natura sia mantenuti in cattività, appartenenti ad 8 specie (n=105: 58 Camosci d'Abruzzo *Rupicapra pyrenaica ornata*, 16 Orsi di cui 13 marsicani *Ursus arctos marsicanus* e 3 bruni *Ursus arctos*, 12 Lupi *Canis lupus*, 7 Cervi *Cervus elaphus*, 6 Caprioli *Capreolus capreolus*, 5 Linci *Lynx lynx* ed 1 Gatto selvatico *Felis silvestris*). Abbiamo verificato il funzionamento del sistema prima e dopo l'impianto (n=212), e durante le ricatture (n=228) di 54 soggetti. In nessun caso si è riscontrato segni di infiammazione ai tessuti o migrazione dei due tipi di trasponder, anche durante i successivi controlli e le necropsie degli animali ritrovati morti, ed è sempre stato possibile rilevare il codice. E' stato sempre possibile leggere il codice del trasponder per un tempo massimo di almeno 6.2 anni. Il codice identificativo può essere però decodificato dal lettore solo ad una distanza di pochi centimetri. Quindi, per i normali programmi di gestione faunistica deve essere associato ad un altro sistema di marcatura visibile a distanza. Dalla nostra esperienza riteniamo che il trasponder possa costituire un valido supporto identificativo sul lungo periodo in caso di perdita o deterioramento della normale marcatura di un soggetto, o possa venir usato per identificare le specie difficili da marcare.

**Abstract - Trasponder as permanent identification system for wildlife.** Trasponder is an miniaturized (2 x10 mm size) identification system, that can communicate via low frequency radio waves with a decoder able to read the tag preprogrammed inalterable code. From September 1990 to August 1997, two trasponder systems (Destron Idi and Datamars/Bayer) subcutaneously implanted under narcosis in the scapular area, were tested in order to provide a reliable basal identification tool for 8 wildlife species in Abruzzo National Park. The test was performed in free-ranging and captive animals (n=105 : 58 Abruzzo Chamois *Rupicapra pyrenaica ornata* , 13 marsican Brown bears *Ursus arctos marsicanus* and 3 Brown bears *Ursus arctos*, 12 Wolves *Canis lupus*, 7 Red deer *Cervus elaphus*, 6 Roe deer *Capreolus capreolus*, 5 Lynx *Lynx lynx* and one Wild cat *Felis silvestris*). We tested the system before and after the implantation (n=212), and during recapture (n=228) on 54 different individuals. None of the tested animals showed signs of inflammation or trasponder migration. The preprogrammed tag code was always readable and we tested it for a maximum of 6.2 years. Portable decoder can read the tag code only at short distance with the animal in-hand, so for usual wildlife management practice it would be necessary to use also another visible mark system. We think that trasponder provide a reliable basal identification method for long-term studies or for hard-to-mark wildlife.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 27 - 30

## 1. Introduzione

Nell'ambito dei programmi di ricerca e di gestione faunistico-sanitaria della fauna selvatica, risulta indispensabile essere in grado di distinguere con certezza singoli individui all'interno di una data specie.

A questo scopo sono stati sviluppati diversi sistemi come tatuaggi, mutilazioni, decolorazione di pelo o penne, applicazione di marcature colorate..., alcuni dei quali consentono anche il riconoscimento a distanza dei soggetti (Lovari, 1980).

In molti casi, limiti a queste tecniche si sono dimostrate la loro durata o la possibilità di un'errata identificazione.

Dal 1990, nel Parco Nazionale d'Abruzzo ha

avuto inizio la sperimentazione su mammiferi selvatici, sia in natura che in cattività, di un nuovo sistema identificativo elettronico basato sulla radio frequenza (Trasponder) che, seppur impiantato sottocute e quindi non visibile a distanza, sembra in grado di assicurare la leggibilità e l'inalterabilità di un codice rendendo identificabile il soggetto per tutta la sua vita.

Scopo del nostro lavoro era quello di verificare l'affidabilità, tollerabilità e la durata di questo sistema, in modo da poterlo utilizzare come metodo identificativo di base.

## 2. Materiali e metodi

Il sistema di identificazione (Trasponder) è composto da una capsula di materiale biocom-

patibile di ridotte dimensioni (2x11 mm), contenente un'antenna, un circuito elettronico ed un micro-chip con codice alfa-numerico identificativo. Il tutto è inserito in un applicatore a siringa per l'iniezione sottocutanea, confezionato in busta sterile.

La durata dei trasponder viene stimata dalle ditte produttrici intorno a 20 anni. A riposo il trasponder non ha bisogno di energia. Per la lettura viene usato un lettore portatile dotato di un'antenna che consente, grazie all'emissione di una particolare frequenza, di attivare il circuito elettronico del trasponder che trasmette il codice alfa-numerico del microchip su di una frequenza molto bassa, non dannosa né per l'animale né per l'ambiente circostante. La stessa antenna è anche in grado di leggere il codice identificativo sino ad una distanza massima, che per alcuni modelli arriva fino a 70 cm.

Il processo di eccitazione, emissione e lettura codice avviene in pochi secondi.

Dal settembre 1990 all'agosto 1997 nel Parco Nazionale d'Abruzzo il trasponder è stato impiantato sia in animali catturati e rilasciati in natura sia in quelli mantenuti in recinto (n = 105), appartenenti ad 8 specie diverse: 58 camosci d'Abruzzo *Rupicapra pyrenaica ornata*, 16 orsi di cui 13 marsicani *Ursus arctos marsicanus* e 3 bruni *Ursus arctos*, 12 lupi *Canis lupus*, 7 Cervi *Cervus elaphus*, 6 caprioli *Capreolus capreolus*, 5 linci *Linx linx* ed 1 gatto selvatico *Felis silvestris*.

Nell'ambito degli specifici programmi di ricerca attivati nel Parco, solo gli esemplari di Camoscio (n = 58) e quelli di Orso marsicano catturati e rilasciati in natura (n =10) sono stati dotati anche di marche auricolari per il loro riconoscimento a distanza.

I trasponder impiantati inizialmente (n=37) erano del tipo Destron-Idi, mentre successivamente (n=68) si è usato il tipo T-IS6100 prodotto dalla Datamars SA (Cadempino-Lugano, Svizzera) e commercializzato in Italia dalla Bayer con il nome di "Animal Coder". In Tab. 1 viene riportata l'applicazione dei due tipi all'interno di ogni specie.

I due modelli di trasponder sono analoghi come dimensioni, componenti e prestazioni; la scelta del tipo Datamars/Bayer è dovuta alla disponibilità per questo sistema di un lettore portatile (Mod. R-PO6300) molto compatto (cm 20x7x20,5; peso 3.900 gr incluse batterie) ed in grado, rispetto al tipo Destron-Idi, di leggere e memorizzare tra i 1.820 ed i 10.920 codici di trasponder prodotti anche da altre case. Inoltre un software applicativo rende possibile trasmettere i codici immagazzinati ad un computer richiamando poi i dati associati ad ogni soggetto. L'iniezione sottocutanea dei trasponder nei soggetti è avvenuta durante narcosi previa disinfezione della parte interessata. Dopo l'applicazione si è provveduto ad effettuare una pressione sul punto d'inoculo a scopo emostatico per scongiurare l'eventuale uscita del trasponder dal foro ancora aperto (AAVV, 1988) e ad una verifica funzionale del trasponder. Come zona d'impianto, contrariamente a quanto indicato per le specie domestiche (Cannas, 1991; AAVV, 1988), è stata scelta la regione scapolare sinistra, per 2 motivi: 1) praticità di impianto e successiva lettura, in quanto l'animale durante l'anestesia è tenuto in decubito laterale destro; 2) maggiore probabilità di identificazione di animali ritrovati morti in natura, in quanto i predatori presenti nell'area raramente tendono a consumare la carcassa

Tab. 1 - Uso dei due differenti tipi di trasponder all'interno di ogni specie.

Specie	N° Trasponder		Totale
	Destron Idi	DataMars/Bayer	
Camoscio	21	37	58
Orso	10	6	16
Lupo	0	12	12
Lince	2	3	5
Cervo	1	6	7
Capriolo	2	4	6
Gatto selvatico	1	0	1
<b>Totale</b>	<b>37</b>	<b>68</b>	<b>105</b>

partendo da questa zona. In tutte le successive immobilizzazioni, e nei soggetti rinvenuti morti, oltre al controllo del mantenimento in sede d'impianto dei trasponder e della leggibilità del codice, si procedeva alla verifica della comparso di eventuali reazioni locali nel punto di inoculo. Nel calcolo della durata, i mesi sono stati considerati di 30 giorni.

### 3. Risultati e discussione

Il camoscio d'Abruzzo rappresenta la specie in cui è stata applicata in misura maggiore la sperimentazione sia perché nel Parco vengono allevati in appositi recinti, sia perché dal 1990, oltre alle catture in natura a scopo di ricerca, è iniziato un programma di re-introduzione nei Parchi Nazionali di Majella e Gran Sasso (Locati *et al.* 1991; Tassi *et al.* 1992).

Dei 58 Camosci catturati (22 M; 36 F), in 22 soggetti, durante le successive immobilizzazioni, si è avuta la possibilità di verificare il sistema 87 volte con una media per soggetto di 3.95 letture (range 1-28; mediana 2; D.S. 6.0), ad un tempo medio dal momento dell'impianto di 20.27 mesi (range: 0.1 - 74.5; mediana: 10; D.S.: 19.23). Il sistema ha permesso di identificare correttamente i resti di 10 soggetti rinvenuti morti per varie cause.

Per quanto riguarda i 16 Orsi bruni (10 maschi; 6 femmine), su 11 individui abbiamo effettuato 54 verifiche con una media per soggetto di 4.9 volte (range 1-13; mediana 4; D.S. 3.85), ad una distanza media di 30.41 mesi dall'applicazione (range: 2.8 - 73.7; mediana: 28.83; D.S.: 19.13). Inoltre, nei 3 animali deceduti, di cui uno per braccionaggio, il trasponder ha permesso l'esatta identificazione dei resti.

Nei lupi sono stati impiegati i trasponder su 12 soggetti (8 M ; 4 F), di cui 11 in cattività ed 1 catturato in natura. Durante successive immobilizzazioni chimiche abbiamo effettuato 34 verifiche su 8 lupi in cattività. La media per soggetto è stata di 4.25 volte (range: 1-8; mediana: 4.5; D.S.: 2.49), ad una distanza media di 29.17 mesi (range: 1.3 - 62.96; mediana: 29.35; D.S.: 17.35). L'uso del trasponder ha consentito di identificare con certezza i 6 soggetti trovati morti.

Nei 5 esemplari di lince (3M ; 2F) mantenuti in cattività, il sistema è stato testato 26 volte a distanza media di 38,3 mesi dall'impianto (range: 0.2-63.06; mediana: 47.3; D.S.: 19.08), con una media per soggetto di 5.2 volte (range: 1-12; mediana: 4; D.S.: 4.08), permettendo l'identificazione dei 2 animali deceduti.

Dei 7 esemplari di cervo (4 M ; 3 F), in 5 sono

state effettuate 15 letture dopo l'impianto con una media per soggetto di 3 (range: 1 - 9; D.S.: 3.46; mediana: 1) ad un tempo medio di 22.35 mesi (range: 0.4 - 41.06; mediana: 22.86; D.S.: 14.43) e sono stati identificati i due soggetti trovati morti.

Nei 6 caprioli (4M ; 2F) il sistema è stato verificato 12 volte su 3 soggetti con una media di 4 volte per soggetto (range: 1 - 7; D.S.: 3) ad una distanza media 19.31 mesi (range: 0.3 - 43.76; mediana: 16.58; D.S.: 13.21).

Per il Gatto selvatico non abbiamo dati di letture successive all'impianto in quanto si tratta di un animale caduto in una trappola e liberato subito dopo essere stato visitato e munito di trasponder.

La procedura d'impianto è risultata estremamente semplice e veloce ed il lettore DataMars/Bayer si è dimostrato affidabile in diverse situazioni incontrate su di campo.

A differenza di alcuni casi riportati in letteratura (Fargestone & Johns, 1987; Cannas, 1991; AAVV, 1988), sia durante i controlli con il lettore prima e subito dopo l'impianto (n= 212), sia nei successivi eseguiti su animali ricatturati (n=228, Tab.2), in entrambi i modelli di trasponder il codice è sempre risultato perfettamente leggibile e non abbiamo mai rilevato alcuna migrazione dal punto d'inoculo. La lettura era però possibile solo quando la distanza tra antenna e trasponder era nell'ordine di pochi centimetri, rendendo quindi utilizzabile il sistema solo su animali catturati o in quelli ritrovati morti. In nessun soggetto abbiamo osservato l'insorgenza di infezioni o reazioni locali.

In merito quindi ad affidabilità e tollerabilità il sistema ha dato sino ad ora esito positivo. Riguardo alla durata, un bilancio è forse prematuro visto che l'intervallo massimo di tempo dall'impianto che abbiamo potuto verificare è di 6 anni e 2 mesi. Essendo però un "sistema passivo", è ipotizzabile possa realmente funzionare per i 20 anni indicati dal produttore, cosa che consentirebbe di coprire l'intera vita dei soggetti.

Dalla nostra esperienza riteniamo che associando il trasponder ad un altro sistema di marcatura rilevabile a distanza, si possa ottenere un sistema sicuro per il riconoscimento individuale su lungo periodo utile anche per la gestione della fauna selvatica in natura. In questo modo è possibile identificare a distanza l'animale, ma nel caso di perdita o deterioramento della marcatura, grazie al trasponder sarà possibile identificare con sicurezza l'animale ricatturato e dotarlo di nuova marca, evitando così di per-

**Tab. 2** - Verifiche del funzionamento del trasponder (n=228).su animali ricatturati.

Specie	Numero soggetti	Numero verifiche	Numero letture da impianto	Tempo di lettura da impianto in anni
Camoscio	22	87	= 3.9, range 1-28	= 1.7, valore max = 6.2
Orso	11	54	= 4.9, range 1-13	= 2.5, valore max = 6.1
Lupo	8	34	= 4.2, range 1-8	= 2.4, valore max = 5.2
Lince	5	26	= 5.2, range 1-12	= 3.2, valore max = 5.2
Cervo	5	15	= 3, range 1- 9	= 1.8, valore max = 3.4
Capriolo	3	12	= 4, range 1- 7	= 1.6, valore max = 3.6
Gatto selvatico	0	0		

dere dati preziosi. Può essere inoltre un valido sistema di identificazione in tutte quelle specie che sino ad ora sono risultate difficili da marcare con i sistemi attualmente in uso.

#### 4. Ringraziamenti

Si ringrazia la Direzione ed il Centro Studi Ecologici Appenninici del Parco Nazionale d'Abruzzo per aver accordato i permessi ed i supporti economici e logistici per svolgere questa ricerca. Siamo infine grati alle guardie del Servizio di Sorveglianza ed ai collaboratori, per il lavoro di campo.

#### Bibliografia

AAVV (1988) - *Rapporto interno della Ditta DataMars, non pubblicato.* 14 pp

CANNAS E.A. (1991) - *Un sistema d'identificazione elettronico nell'anagrafe canina della Sardegna.* Rapporto dell' Ist. Zoopr. della Sardegna.

FARGESTONE K.A. & JOHNS B.E. (1987) - *Transponders as permanent identification markers for domestic ferrets, black-footed ferrets, and other wildlife.* *J. Wildl. Manage.* 51(2) :294-297.

LOCATI M., GENTILE L. & MARI F. (1991) - *La cattura di Camosci appenninici: considerazioni gestionali e recenti esperienze.* Spagnesi M. and S. Toso (Eds.), *Atti del II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Suppl.Ric.Biol.Selvaggina*, XIX: 195-202.

LOVARI S. (1980) - *Etologia di campagna.* P. Boringhieri Ed., Torino. 266pp.

TASSI F., LOCATI M., SULLI C., GENTILE L. & MARI F. (1992) - *The reintroduction of the Abruzzo chamois - Preliminary considerations.* Trans. 21th I.U.G.B. Congress, Halifax Vol. II: 361-366.

# SHOCK TRAUMATICO IN AQUILA REALE

Macrì B.\*, Di Bella C.\*\* , Caracappa S.\*\* , Marino F.\*\*\* , Macrì F.\* , De Franco A.\*

\* Istituto di Patologia Generale e Anatomia Patologica Veterinaria, Via S. Cecilia, 30 – 98123 Messina

\*\* Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia "A. Mirri", Via R. Dicillo, 4 – 90129 Palermo

\*\*\* Facoltà Medicina Veterinaria - Messina

**Riassunto** - Gli Autori, hanno ritenuto interessante divulgare e discutere un reperto di shock traumatico in un esemplare di Aquila reale (*Aquila chrysaetos*), femmina, adulta, rinvenuto ferito nel territorio del Comune di Alcara Li Fusi (ME) e successivamente deceduto. Vengono riportati gli aspetti anatomo-istopatologici, i risultati degli esami microbiologici e tossicologici effettuati nel contesto di una perizia medico-legale, dopo debita autorizzazione da parte dell'Autorità Giudiziaria competente, con il precipuo scopo di apportare un ulteriore e originale contributo alla conoscenza delle problematiche inerenti la patologia delle specie animali selvatiche. In conclusione, gli Autori discutono i quadri, i risultati delle indagini collaterali e gli aspetti pratico-professionali, soffermandosi sulle probabili cause o concause che possono essere evocate in analoghi casi.

**Abstract - Traumatic shock in a Golden Eagle.** The authors examine and describe a case of traumatic shock in an adult, female golden eagle *Aquila chrysaetos* specimen found wounded in the territory of Alcara Li Fusi (Messina) and which subsequently died. After permission from the Legal Authority and in the context of a medico-legal examination, results of the anatomo-histopathological pictures and the microbiological and toxicological analysis are reported. The present description aims at providing further contribution to the knowledge of wild animals pathology. The authors talk about the results of anatomo-histopathological and laboratory analysis and about its practising aspects. Finally they make some considerations about the causes and the predisposing factors in such cases of death.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 31 - 35

## 1. Introduzione

La patologia dei volatili da cortile o da gabbia risulta tutt'oggi maggiormente studiata rispetto a quella dei volatili selvatici. Questi ultimi, per ovvii motivi, destano maggiore interesse sia in quanto spesso oggetto di salvaguardia come specie in via d'estinzione, importantissime nell'equilibrio biologico naturale, sia in considerazione del fatto che tali animali potrebbero essere considerati come bio-indicatori dell'ambiente in cui vivono.

Tra i volatili selvatici, quelli che destano maggiore interesse e nello stesso tempo preoccupazione sono i rapaci, che da qualche tempo sono oggetto di particolare attenzione sia da parte dei naturalisti sia dei patologi. Sono note, infatti, diverse segnalazioni riguardanti forme morbose sostenute da vari agenti, nonché problemi sanitari legati a forme di tossicosi ambientale, mentre risultano del tutto eccezionali i decessi imputabili a cause traumatiche, segnatamente da arma da fuoco.

In quest'ottica, abbiamo ritenuto interessante riferire l'esito di una perizia medico-legale, disposta dalla Magistratura del Tribunale Circondariale di Patti (ME), effettuata su un esemplare adulto di Aquila reale (*Aquila chrysaetos*), femmina, rinvenuto in un'area monta-

na del Comune di Alcara Li Fusi (ME). Vengono, altresì, riportate alcune considerazioni inerenti gli aspetti pratico professionali che possono risultare utili in circostanze similari.

## 2. Esame necroscopico

Il soggetto è stato fatto pervenire presso il nostro Istituto in stato di congelamento; sottoposto a scongelamento lento a temperatura di refrigerazione, veniva immediatamente sottoposto ad esame necroscopico.

Premettiamo innanzitutto che l'esame radiografico effettuato prima sul corpo dell'aquila, utilizzando varie proiezioni, aveva consentito la visualizzazione di diversi corpi sferici radio-opachi, di cui 4 situati nella regione dell'ala sinistra e solamente 3 nel corpo (Fig. 1). Da una attenta lettura delle lastre, in proiezione dorso-ventrale e latero-laterale si evidenziava che i suddetti non avevano interessato né organi vitali né segmenti ossei, bensì erano trattenuti nei tessuti molli (Fig. 2).

### 2.1 Esame esterno

Buono lo sviluppo scheletrico e muscolare; normale lo stato di nutrizione. All'esame delle mucose delle cavità naturali, facilmente esplorabili, si osservava che nelle cavità orbitali



i globi oculari apparivano leggermente infossati, mentre una modica quantità di materiale di aspetto mucoso, verosimilmente di natura alimentare, era presente in cavità buccale. Inoltre, a carico della cloaca, si repertava una modica quantità di materiale fecaloide di colorito giallo-verdastro, che imbrattava le piume circostanti.

## 2.2. Esame interno

Allo scuoiamento, nella regione toracica di sinistra, venivano repertati, irregolarmente distribuiti nel sottocute, n. 3 pallini da caccia n. 7, del diametro di circa un millimetro; attorno ai suddetti non si osservava alcuna reazione flogistica. Un quarto pallino, sempre delle medesime dimensioni, veniva visualizzato a carico del muscolo sovracoracoideo di sinistra, in corrispondenza della testa dell'omero; anche in quest'ultimo distretto non era possibile cogliere alcuna reazione.

All'apertura della cavità celomatica, si rilevava una certa quantità di grasso di deposito, uniformemente distribuito. Non era possibile cogliere alcuna soluzione di continuo né alcun versa-

mento patologico né sulla parete né all'interno della cavità celomatica.

Al ribaltamento dello sterno, la topografia dei visceri toraco-addominali appariva normale, mentre la sierosa dell'apparato digerente, per tutto il suo decorso, presentava un colore tendenzialmente rossastro.

L'ingluvie aveva la grandezza di un melograno, con pareti sovradistese e di consistenza sodocompatta. All'apertura, il lume era completamente occupato da materiale alimentare, di colorito grigio-giallognolo e di consistenza poltacea, nel quale si distinguevano, verosimilmente, alcuni frammenti di carne.

Lo stomaco muscolare, quasi vuoto, con mucosa apparentemente normale, conteneva soltanto alcune fibre di vegetali, frammiste a materiale mucoso di colorito tendente al verdastro.

L'intestino tenue, vuoto di contenuto, presentava un materiale tenacemente adeso alla mucosa, di colorito verdastro, a tratti anche lievemente striato di sangue, unitamente a rari frustoli di materiale vegetale. Nel lume dell'ultimo tratto si repertava un contenuto del medesimo aspetto



**Fig. 1** – Aquila reale: RX dorso-ventrale. In evidenza diversi punti radio-opachi, identificabili come pallini da caccia.



**Fig. 2** – Aquila reale: RX latero-laterale. Conferma della posizione dei pallini da caccia trattenuti nei tessuti molli sottocutanei.

e di consistenza lievemente aumentata, ma mai compatta. L'esame dell'apparato respiratorio permetteva di mettere in evidenza che i polmoni, in situ, apparivano ben adesi alle pareti costali ed ai sacchi aerei. Dopo l'allontanamento dei polmoni, risaltavano, oltre le fisiologiche impronte costali sulla superficie dorso-laterale, anche una modica congestione bilaterale. La trachea presentava la mucosa integra.

I sacchi aerei, così come i polmoni, come confermato anche dalla prova docimastica, si presentavano espansi, a testimoniare sia l'integrità degli stessi, sia un decesso avvenuto durante una fase inspiratoria.

A carico del cuore, il sacco pericardico appariva modicamente ispessito; al taglio, tra i due foglietti si notava una modica quantità di liquido di colorito rosato. L'epicardio si mostrava di colore diffusamente bianco-grigiastro, maggiormente evidente a livello del solco interventricolare. All'esame interno, l'endocardio valvolare era lievemente ispessito. All'interno delle cavità cardiache, così come dei grossi vasi, risaltava la presenza di coaguli rossi, a stampo.

I restanti organi apparivano macroscopicamente indenni.

Durante l'esame necroscopico venivano fissati, per indagini microscopiche, varie porzioni dei seguenti organi: ingluvie, stomaco, intestino, trachea, polmoni, reni, fegato, milza, cuore, muscolo scheletrico, borsa di Fabrizio, ovaio, surrene e pancreas.

Su sezioni paraffinate di fegato, si eseguiva anche una tecnica istochimica per rivelare l'eventuale presenza di metalli pesanti, seguendo il metodo al solfuro di Piombo (con la metodologia di Timm).

Sempre nel contesto del suddetto esame, al fine dell'espletamento di indagini di ordine chimico-tossicologico, nonché parassitologico, batteriologico e virologico, venivano prelevati vari campioni e porzioni di organi quali: contenuto dell'ingluvie e ingluvie p.d., intestino, stomaco, rene, fegato, cistifellea repleta di bile e muscolo scheletrico.

### 3. Risultati

Le indagini di ordine microbiologico davano esito negativo e quelle di natura chimico-tossicologica, come si può evincere dalle tabelle 1 e 2, mettevano in risalto la presenza di residui di alcuni metalli pesanti negli organi esaminati, con particolare riferimento al Piombo, presente nel fegato.

Le indagini istopatologiche, effettuate ricorrendo a metodiche routinarie di microscopia otti-

**Tab. 1** - Risultati degli esami chimico-tossicologici.

Pesticidi organo-clorurati	negativo
Esteri fosforici	negativo
P.C.B.	negativo
Erbicidi	negativo

ca, hanno evidenziato in tutte le sezioni degli organi e degli apparati esaminati, fenomeni autolitici e artefatti strettamente correlati al congelamento della carcassa.

Le uniche alterazioni osservate sono state quelle a carico dell'intestino, dei polmoni, del pericardio e dei muscoli scheletrici.

Infatti, a carico dei diversi tratti dell'intestino, si sono osservati quadri riconducibili ad una forma lievissima di enterite catarrale.

A carico dei polmoni risaltava un lieve ispessimento della parete dei bronchi terziari, unitamente a quadri di iperemia passiva.

Il cuore mostrava soltanto un lieve ispessimento del pericardio, mentre completamente assenti risultavano i fenomeni infiammatori.

Nelle sezioni allestite da vari muscoli scheletrici e segnatamente dai distretti prossimi alla sede in cui sono stati repertati i pallini da caccia, le alterazioni riscontrate erano rappresentate da aree circoscritte in preda a degenerazione ialina delle fibre.

La metodica istochimica per la rivelazione dei metalli pesanti dava un risultato positivo, mettendo in evidenza numerosi granuli puntiformi, di colore fra marrone scuro e nero, in sede sia intra- che extra-citoplasmatica, maggiormente evidenti in prossimità dei distretti vascolari e dei dotti biliari.

### 4. Discussione

Diciamo subito che la *causa mortis* del soggetto esaminato era da ricondurre sicuramente ad un collasso cardio-circolatorio conseguente ad uno shock traumatico indotto da un colpo d'arma da fuoco. Non vi è dubbio alcuno che l'aquila sia stata investita da uno sparo partito da un fucile da caccia e che, una volta raggiunto il suolo, non è stata più in grado di rialzarsi in volo.

Comunque, anche se i pallini non hanno leso parti vitali dell'animale, questa, per una diretta conseguenza, è stata sottoposta ad uno shock non indifferente; è noto infatti che gli animali selvatici sono molto più sensibili ai traumi di qualsiasi genere rispetto a quelli domestici (Fairbrother *et al.*, 1996). Analoga interpretazione eziologica si potrebbe invocare per spie-

Tab. 2 - Presenza di metalli pesanti.

	Piombo (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)	Cromo (mg/kg)
Muscolo	0,39	0,81	0,087
Duodeno	0,84	0,29	0,11
Retto	0,96	0,36	0,13
Fegato	3,4	0,79	0,18
Ingluvie	0,17	0,34	0,057

gare l'origine dei fenomeni diarroici segnalati nell'anamnesi e successivamente confermati dai reperti sia macro che microscopici osservati nel corso dell'esame dell'apparato gastro-enterico.

Le indagini anatomico-istopatologiche, unitamente a quelle di laboratorio, variamente indirizzate, hanno, quindi, permesso di escludere la presenza di alterazioni patologiche *intra-vitam* tali da evocare l'azione diretta o indiretta di vari agenti patogeni viventi.

Da non sottovalutare, però, anche se di difficile interpretazione, a nostro parere, i valori, alquanto anomali, relativi soprattutto alla presenza di residui di piombo nel fegato, anche in relazione al fatto che, a tutt'oggi, non si conoscono i parametri di metalli pesanti compatibili per la sopravvivenza di tali animali.

I nostri valori, potrebbero trovare riscontro nei diversi pallini da caccia rinvenuti a livello delle masse muscolari, dove l'ambiente acido, riconducibile ad un attivo metabolismo correlato ad una più spiccata attività motoria del rapace, avrebbe potuto legare tale elemento rendendolo facilmente assorbibile.

A tal proposito, ben si conoscono quanta importanza e quale ruolo giocano i pallini di piombo ingeriti dagli uccelli insieme alle granaglie e l'effetto a livello gastrico, dove la presenza dei succhi determina la formazione di sali di piombo che vengono facilmente assorbiti dall'organismo (Leighton, 1989).

Tra l'altro non ci sentiamo neanche di escludere aprioristicamente che, la presenza di Pb a livello epatico, possa essere collegata verosimilmente all'ingestione, nel tempo, di prede a loro volta abbattute o ferite durante la caccia, anche se apparentemente la tossicosi da piombo nei rapaci non è comune, non esistendo in questi uccelli il pascolamento.

A tal proposito, comunque, non dobbiamo dimenticare alcuni dati bibliografici relativi ad una moria di cento Aquile calve, la cui fonte

era stata identificata nei pallini di piombo rinvenuti nelle carni delle loro prede, in particolare oche e anatre colpite, ma non uccise dai cacciatori (Leighton, 1989), o episodi analoghi segnalati in altri rapaci, quali un Condor delle Ande, un Falcone della prateria e un'altra Aquila calva, dove tale tossicosi veniva evocata quale causa della morte dei soggetti esaminati (Jacobson *et al.*, 1977).

Nonostante ciò, però, non ci sentiamo di annoverare il reperto fin qui descritto tra le tossicosi da piombo, soprattutto in riferimento, da un lato, all'assenza di pallini da caccia nei vari segmenti del tubo gastro-enterico e, dall'altro, alla mancanza di alcuni quadri lesivi che potremmo considerare patognomici del saturnismo, quali le alterazioni nefropatiche, l'epatosi di tipo prevalentemente steatosico, ecc. (Del Bono, 1970), nonostante la positività alla tecnica di Timm, la quale ha confermato i risultati chimico-tossicologici.

Quanto fin qui riferito, a nostro parere, potrebbe essere stato aggravato, più verosimilmente, anche da alterazioni di natura metabolica, instauratisi solo secondariamente e riconducibili ad evenienze stressogene plurifattoriali. Tali modificazioni potrebbero essere identificate nelle varie situazioni creatisi dopo la cattura: per esempio, le varie fasi di manipolazione o i luoghi di ricovero dove è stato tenuto in osservazione il soggetto. E' ampiamente noto, infatti, come possa incidere negativamente la scarsa dimestichezza con animali di questo tipo, anche in virtù delle frammentarie conoscenze fisiologiche e cliniche, non disgiunte da quello che può essere il vero e proprio "management", che ruota attorno a tali soggetti (contatto con più persone che, per lo più, non hanno alcuna dimestichezza con gli uccelli selvatici, contenimento inidoneo e forzato, eccessive manipolazioni, ambiente sconosciuto) (Raimondi, 1998). Da questa nostra esperienza, pensiamo di poter

avanzare utili indicazioni, alcune di ordine generale, altre particolare:

- prima di tutto, gli animali catturati o trovati ancora vivi devono essere manipolati con molta cura, senza far sbattere loro le ali;
- i soggetti devono essere messi, nel più breve lasso di tempo, in gabbie, prive di angoli vivi, di dimensione almeno 3-4 volte superiore all'apertura alare, munite di una fine rete in plastica o comunque non di materiale duro e sempre di colorito verdastro;
- le gabbie devono essere custodite in ambienti non rumorosi, all'oscuro o in penombra, cercando di far sì che sia sempre la stessa persona ad avvicinarsi;
- non tentare di alimentare i soggetti forzatamente, bensì preoccuparsi di somministrare alimenti liquidi ed arricchiti, preferibilmente, con sali minerali e vitamine, lasciandone sempre a disposizione alcuni freschi;
- per gli animali trovati morti, sarebbe buona norma non congelare mai la carcassa, ma conservarla a temperature comprese tra 0 e +5°C;
- sottoporre il soggetto ad un esame necro-

scopico nel più breve lasso di tempo possibile dall'*exitus*, da parte di un Veterinario del S.S.N. o di un centro di ricerca, in quanto, su tali animali, le indagini devono sempre essere variamente articolate.

### 5. Ringraziamenti

Il presente lavoro è inserito in un progetto di ricerca a carattere nazionale sostenuto con fondi MURST.

### Bibliografia

- FAIRBROTHER A., LOCKE L.N. & HOFF L.G. (1996) - *Noninfectious Diseases of Wildlife*. Second Edition. Manson Publishing - The Veterinary Press, London.
- DEL BONO G. (1970) - Il saturnismo degli uccelli acquatici. *Ann. Fac. Med. Vet. di Pisa*, 23: 102.
- JACOBSON E., CARPENTER J.W. & NOVILLA M. (1977) - Suspected lead toxicosis in a Bald Eagle. *JAVMA*, 171, 9: 952.
- LEIGHTON F.A. (1989) - Pollution and wild birds: North America in the 1980's. *Can. Vet. J.*, 30: 783.
- RAIMONDI S. (1998) - Primum non nocere. *La Settimana Veterinaria*, 178: 9.

# NOTES ON THE INFLUENCE OF HUMAN ACTIVITIES ON SEA CHELONIANS IN SICILIAN WATERS

Russo G.\*, Di Bella C.\*\*, Loria G. R.\*\*\*, Insacco G.\*\*\*, Palazzo P.\*, Violani C.°, Zava B.\*

\* Wilderness, Studi ambientali, via Cruillas 27, 90146 Palermo, Italy.

\*\* Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia "A. Mirri", via Rocco Dicillo 4, 90129 Palermo, Italy.

\*\*\* Fondo Siciliano per la Natura, c/o Museo Civico di Storia Naturale, Piazza delle Erbe, 97013 Comiso (Ragusa), Italy.

° Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi, Piazza Botta 9, 27100 Pavia, Italy.

**Abstract** - In the literature there is strong evidence that human activity is seriously affecting once abundant sea turtle populations. Much of the impact is a consequence of the increased exploitation of marine and coastal waters. Sea chelonians are threatened, as a matter of fact, by the alteration of their suitable habitats (in particular, the nesting beaches), by the ingestion of nonbiodegradable debris, by entanglement in discarded fishing gear, collisions with boats, marine pollution, trawling capture and by pelagic and coastal fishing activities. Since 1994 to the present the authors have collected information about 121 individuals of Loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), three individuals of Leatherback *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) and one Green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), all found along the Sicilian coasts. The collected data (anamnestic and post-mortem) have revealed a conspicuous impact due to longline fishing activities. Toxicological investigations conducted on 10 specimens of *Caretta caretta* have shown contamination levels by heavy metals (Pb, Cd, Cr, As, Se) in the liver, kidneys, lungs, heart, muscle and spleen.

**Riassunto** - In letteratura sono ampiamente documentate le attività umane che danneggiano le popolazioni di cheloni marini, un tempo abbondanti. Gran parte dell'impatto è dovuto all'aumentato sfruttamento delle acque marine costiere. Le tartarughe marine infatti sono minacciate da diversi fattori come le alterazioni dell'habitat (in particolare le spiagge di ovodeposizione), l'ingestione di rifiuti non biodegradabili flottanti, la possibilità di impigliarsi in dispositivi da pesca abbandonati, la collisione con natanti, l'"inquinamento" marino, la cattura con reti a strascico e le attività di pesca pelagica costiera. Dal 1994 ad oggi gli autori hanno raccolto dati su 121 esemplari di *Caretta caretta*, tre individui di *Dermochelys coriacea* e una *Chelonia mydas*, tutti rinvenuti lungo le coste siciliane. I dati disponibili (anamnestici e autoptici) hanno evidenziato un cospicuo impatto dovuto alle attività di pesca con palangaresi. Gli esami tossicologici effettuati su 10 esemplari di *C. caretta* hanno rivelato livelli di contaminazione da metalli pesanti (Pb, Cd, Cr, As, Se) nel fegato, reni, polmoni, cuore, muscolo e milza.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 37 - 41

## 1. Introduction

Among the species of sea turtles recorded in the Mediterranean Sea, only three, i. e. Green turtle *Chelonia mydas* (L., 1758), Loggerhead *Caretta caretta* (L., 1758) and Leatherback *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) are considered not exceptional for the whole basin (Gasc *et al.*, 1997; Bradai & El Abed, 1998; Camiñas, 1998). *C. caretta* is the most frequent chelonian in the Italian Waters, with egg-laying sites localized in Southern Italy, Sardinia, Sicily and in the smaller islands surrounding Sicily (di Palma, 1978; di Palma *et al.*, 1989; Groombridge, 1994); *C. mydas* and *D. coriacea*, on the contrary, have been recovered occasionally (Groombridge, 1994; Doria, 1998; Gianguzza *et al.*, 2000).

Today all the sea turtle species are considered globally endangered. Undoubtedly human interference is the cause of this collapse (Lutcavage *et al.*, 1997). Sea chelonians are threatened, as

matter of fact, by the alteration of their suitable habitats (in particular, the nesting beaches), by the ingestion of nonbiodegradable debris, by the entanglement in discarded fishing gear, collisions with boats, marine pollution, trawling capture and by pelagic and coastal fishing activities.

Here we report on the influence exerted by several human activities directly or indirectly correlated with the survival of turtle populations; in particular, we report damages due to some fishing equipment, such as longline (drift and bottom longlines), driftnets, trammel nets and trawl net fishing, the finding of non-biodegradable debris inside the turtles' digestive tract, and the frequency of injuries due to abandoned fishing gear or to collision with boats.

## 2. Materials and Methods

From June 1994 to May 1998 we have collected biometric, anamnestic and post-mortem

data from 125 sea turtles (121 *C. caretta*, three *D. coriacea* and one *C. mydas*), within the monitoring and research activities by the Centro Recupero Fauna Selvatica (Catania) of the Fondo Siciliano per la Natura, Wilderness Studi Ambientali of Palermo and the Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia. Most animals came from fortuitous captures in the open sea, by means of different fishing tools and from findings of stranded individuals along the coasts of Sicily. Other turtles, wounded or in any case unable to dive, were recovered by yachtsmen or fishermen in the open sea. As regards biometrics, the carapace length was recorded following the Curve Line Method as reported by Márquez (1990) (CLCL, Curve Line Carapace Length); the weight was recorded using dynamometers. We must stress, however, that the finding of specimens has been totally fortuitous and makes our sample non homogeneous; as a matter of fact, it is correlated with professional fishing and yachting activities, which are performed in various ways and in different sites and periods of the year.

Furthermore, ten stranded specimens of *C. caretta* found dead have been examined for the detection of heavy metals in liver, kidneys, lungs, heart, muscle and spleen.

Concentrations of Pb, Cd, Cr, As and Se have been established by means of atomic absorption spectroscopy (Zeeman/ 3030) in graphite furnace, after incineration and calcination in muffle furnace. Mercury was detected by the cold vapours technique after reduction with SnCl<sub>2</sub>. In particular, arsenic was determined using the standard addition method. Methods used have the following detectability limits (expressed in µg/kg of dry material): Pb = 20; Cd = 2; Cr = 10; Hg = 30; As = 50; Se = 50. Age determination of the specimens tested for toxicological examinations was performed by means of histological sections of the humerus, according to the scheletochronological method proposed by Zug (1991).

### 3. Results and Considerations

The frequency of findings of the three turtle species (121 *C. caretta*, three *D. coriacea* and one *C. mydas*) as reported by us is indicative of their real presence in Italian waters.

#### *Dermochelys coriacea*

In an individual (CLCL: 132 cm; estimated weight approximately: 200 kg) caught with a surface longline on 2 August 1996, 4 miles south of Porto Palo (Trapani), a hook was found em-

bedded in the left front limb. Another individual (CLCL: 131 cm; estimated weight approximately: 180 kg), captured on 23 July 1996, 18 miles south east of Siracusa, was set free from some packing bands in which the animal got tangled up. For the third specimen (CLCL: 145 cm; weight: 260 kg), found dead and stranded at Marinella di Selinunte (Trapani) on 19 April 1996, the autopsy has ascertained that it died by drowning. This turtle was found ten days earlier entangled in a trammel net; the fishermen brought it ashore while it was agonising and released it pushing it forcibly into the water.

We believe it useful to add some data referring to the finding of this species in Sicilian waters during the past years:

- a male individual stranded dead at Mazara del Vallo (Trapani) on 5 April 1988. The post-mortem examination revealed the digestive system completely clogged up by non-biodegradable debris (Jereb and Ragonese, 1990). The specimen was prepared and it is now in the collection of I.R.M.A.- C.N.R., Mazara del Vallo;

- a specimen captured by a driftnet from a fishing motorboat off Ustica island on 11 May 1989 (estimated weight: approximately 300 kg) and drowned by the negligence of the crew, during its transfer to the little harbour of Arenella, Palermo. The specimen was prepared and deposited at the Ripartizione Faunistica Venatoria, Palermo;

- a specimen (CLCL: 137; weight: 230 kg) captured off Lampedusa Island on 10 July 1992. The autopsy performed at the Istituto Zooprofilattico of Palermo revealed the presence of approximately 2 kg of nonbiodegradable debris (newspapers and plastics) in the stomach, as well as necrotic areas in the intestinal anseae. Its carapace is preserved at the Museo Civico di Storia Naturale, Comiso, Ragusa;

- an individual caught alive by a gillnet near Termini Imerese (Palermo) on 24 June 1996 (length: 185; weight: 250-300 kg; see Camiñas, 1998).

#### *Chelonia mydas*

An individual of this species (CLCL: 37.8 cm; weight: 5.4 kg) was captured by a scuba diver off the locality Aspra (Palermo) on 11 May 1998; it showed clear abrasion markings along its neck and the edge of the front flippers, probably caused by a fishing net. About a month after its release, the same turtle was captured again off la Bandita (Palermo), a few miles from the Aspra coast. After the second

capture, a careful checking of the reptile showed the presence of a small fish hook, approximately one centimetre long, within the intestine. During a month's keeping in aquarium, the turtle evacuated the hook and a mass of entangled nylon line (Gianguzza *et al.*, 2000). The ingestion of fishing hooks by *C. mydas* (a mainly herbivorous species) is certainly an occasional event; as a matter of fact, the foreign body found was similar to those used for angling from a fixed position on the coast, and it could have been ingested by accident during the turtle's foraging activity.

### *Caretta caretta*

Most of the specimens observed were juveniles or subadults, having a CLCL of less than 70 cm (*sensu* Dodd, 1988); the frequency of the recorded size classes is shown in Fig. 1. Out of 121 specimens the 61.1 % ( $n = 74$ ) were collected alive in the open sea, in difficulty or in altered health conditions; the remaining 38.9 % ( $n = 47$ ) were formed by individuals found stranded along the coast (all deceased except three which were subsequently rehabilitated in the regional recovery centres of Messina and Catania. Our observations show that a conspicuous fraction of the sample is formed by individuals which had been caught by a trawl line (36.4 %;  $n = 44$ ). The recovered hooks belonged mainly to the device called "conzo", used for the capture of swordfishes (*Xiphias gladius* L.), more rarely to the bottom longline type. We agree with Argano *et al.* (1992), whose data, concerning the whole Italian coastlines from 1981 to 1990, show that the trawl line is one of fishing gears with the greatest impact on the population of sea turtles.

The 7.4 % ( $n = 9$ ) are represented by Loggerheads captured with bottom and surface nets, while the lowest percentage concerns captures by means of trawl nets (1.6 %,  $n = 2$ ). The latter data, however, are certainly not representative of the real influence exerted by drag fishing on the populations of *C. caretta*, and in general on the other species of sea turtles (Bradai & El Abed, 1998); as a matter of fact, data reported by Laurent and Lescure (1991), concerning the Tunisian coasts, reveal a high impact at captures of 883, 2122 and 2913 Loggerheads (for the period January-April) respectively in the years 1986, 1987 and 1988; all these animals were destined for human consumption! Additional information collected by us at Mazara del Vallo (Trapani), suggest not negligible frequencies of captures

regularly carried out by fishing boats, although we do not possess reliable estimates. The impact caused by driftnets used for the capture of swordfishes ("spadara") seem to be less relevant (Di Natale, 1996). As regards the impact exerted by the different fishing gear, we must stress the collaboration offered by fishermen from several Sicilian marines (in particular, small marines) who actively volunteered to take part in the rescue of turtles in difficulty, contacting the competent authorities for the transfer of turtles to the nearest recovery centres. As a matter of fact, we noticed a certain involvement concerning the problems of sea turtles conservation, which would be useful to encourage both with effective education activity and with specific study campaigns directly involving workers in the fishing sector.

Furthermore, the fraction of specimens captured by hand in the open sea is particularly significant. These turtles showed a type of behaviour described by observers as "inability to dive" (18.2 %;  $n = 22$ ). These individuals did not show any symptom which could reveal a pathological condition, even after an in-depth diagnostic examination. After several days of keeping in aquarium, however, they evacuated nonbiodegradable materials together with faeces.

Such a behaviour, previously observed by Bjorndal (1997), is certainly due to the accumulation of digestion gases in the intestinal tract, not adequately canalized because of obstructions by nonbiodegradable debris. This hypothesis was confirmed by the results of post-mortem examination on 44 specimens of *C. caretta*; the 15.9 % ( $n = 7$ ) of these Loggerheads showed intestinal occlusions, caused by the ingestion of foreign bodies of various nature, such as pumice

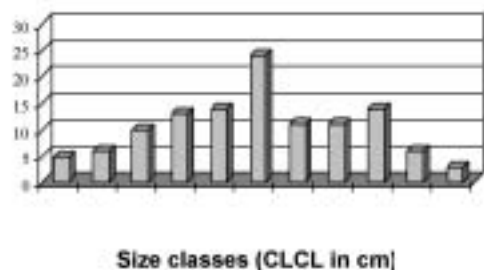


Fig. 1 – Frequency for different size classes of *Caretta caretta* turtles recovered during the period considered (CLCL expressed in cm).

**Tab. 1** - Average concentrations of some heavy metals found in organs and tissues of *Caretta caretta*, expressed in ppm (mg/kg of dry material) and relative standard deviation, minimum and maximum values (n. r. = not revealed).

		Heart	Kidneys	Liver	Muscle	Lungs	Spleen
Lead	Mean	1.28667	4.625714	2.983	1.568	2.70375	0.84
Pb	St. dev.	0.45495	4.519111	2.206143	0.493171	2.766369	0.155563
	Min	0.75	1.71	1.18	1.05	0.93	0.73
	Max	1.95	14.38	8.34	2.43	9.27	0.95
Cadmium	Mean	0.96	6.751429	2.495	1.226	1.03375	0.67
Cd	St. dev.	0.21679	2.310183	1.526734	0.517906	0.57654	0
	Min	0.72	3.56	1.22	0.47	0.24	0.67
	Max	1.31	9.34	5.68	2.21	1.96	0.67
Chromium	Mean	0.25778	0.528571	0.495	0.344	0.41125	0.23
Cr	St. dev.	0.05540	0.10854	0.146837	0.065184	0.233815	0.113137
	Min	0.18	0.37	0.28	0.24	0.24	0.15
	Max	0.35	0.65	0.69	0.43	0.89	0.31
Mercury	Mean	0.52778	1.108571	1.091	1.682	1.515	0.455
Hg	St. dev.	0.30817	0.333788	0.32566	1.066342	0.570363	0.162635
	Min	0.29	0.86	0.67	0.21	0.86	0.34
	Max	1.31	1.84	1.76	4.28	2.55	0.57
Arsenic	Mean	0.01744	0.017714	0.0065	n. r.	0.010625	n. r.
As	St. dev.	0.00371	0.005707	0.006964		0.006781	
	Min	0.013	0.01	0		0	
	Max	0.024	0.026	0.015		0.016	

stones, pieces of wood and plastics, fragments of electrical wires, candy wrappings, newspaper bits, tar, cellophane, etc. This material, though not directly correlated with the animals' mortality, could nonetheless contribute to alter their health state, exposing them to the danger of collision with boats and increasing predation risk, as well as the chance of incidental capture in some commercial fisheries. It has also been suggested that ingested plastics could result in PBC accumulation (Bjorndal, 1997).

Additional recorded data are represented by the frequency of specimens found with an amputated flipper (7.4 %; n = 9). Though we are aware that some species of sharks can amputate the limbs of sea turtles (Dodd, 1988), we must remark that the loss can also be caused by necrotic processes, triggered by lesions due to the entanglement in discarded gear (such as nets or nylon lines). Moreover, these lesions have been observed in ten specimens of *C.*

*caretta* collected during our investigations (8.3 % of the 121 Loggerheads considered).

Studies on the contamination levels by heavy metals and pesticides in adult Loggerheads are almost lacking. Chronic pollution from industrial or agricultural sources has been linked with immune suppression, raising a concern for sea turtles. In particular, marine turtle fibropapilloma disease is currently associated with a viral infection; however, the expression of the disease may be mediated by a compromised immune system (Herbst, 1994; Lutcavage *et al.*, 1997). *C. caretta* is primarily carnivorous, feeding on a wide variety of food items, especially molluscs (Dodd, 1988; Russo *et al.*, 1994). In addition, it can achieve a life span of more than 50 years, and has a potential to bioaccumulate heavy metals and pesticides.

Scheletochronological analysis carried out on humerus sections has established that the age reached by the turtles was included between 4



and 9 years. Results by chemical analyses are shown in Table 1. Selenium content was always below the limit of detectability of the method. Contamination levels obtained show altogether lower values than those reported by Storelli *et al.* (1996), except for the selenium content, the concentration of which reached 15.88 mg/kg of dry material in the liver (Di Bella *et al.*, 1998).

#### 4. Acknowledgements

We are grateful to all those who have collaborated with us and, in particular, to Santo Caracappa and Antonino Corrao (Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Sicilia), Maria Gabriella di Palma (Soprintendenza Beni Culturali e Ambientali di Palermo), Antonio Di Natale (Centro Studi Cetacei), Paolo Palazzo e Vanessa Marino (Wilderness - Studi ambientali), Luigi Lino, Salvo Rubbino, Antonello Mancuso, Giuseppe Coci and Valeria Reitano (Centro Recupero Fauna Selvatica of the Fondo Siciliano per la Natura), Capitanerie di Porto di Palermo, Mazara del Vallo, Porticello, Termini Imerese, Terrasini and Catania, Uffici della Ripartizione Faunistica Venatoria of Palermo and of Catania and Ufficio CITES della Regione Siciliana.

#### References

- ARGANO R. N., BASSO R., COCCO M. & GEROSA G. (1992) - Nuovi dati sugli spostamenti di tartaruga marina comune (*Caretta caretta*) in Mediterraneo. *Boll. Mus. Ist. biol. Univ. Genova*, 56-57 (1990-91): 137-163.
- BRADAI M. N. & EL ABED A. (1998) - Presence de la Tortue Luth *Derموchelys coriacea* dans les eaux tunisiennes. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 35: 382-383.
- BJORNDAL K.A., 1997 - *Foraging Ecology and Nutrition of Sea Turtles*, pp. 199-231. In: Lutz P. L. & J. A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, pp. 432.
- DI BELLA C., CORRAO A., CARACAPPA S., DI PALMA M. G., RUSSO G. & ZAVA B. (1998) - Indagini sulla presenza di metalli pesanti in *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). *Biol. Mar. Medit.*, 5 (1): 794-796.
- DI PALMA M. G. (1978) - Notizie sulle tartarughe marine in Sicilia (Reptilia, Testudines). *Naturalista sicil.*, (4) 2 (1-2): 1-6.
- DI PALMA M. G., LO VALVO F. & ZAVA B. (1989) - Indagini sulla ovodeposizione di *Caretta caretta* (L., 1758) in Sicilia (Reptilia, Chelonia). *Naturalista sicil.*, (4) 13 (1-2): 53-59.
- DI NATALE A. (1996) - L'uso delle reti derivanti di tipo "spadara": analisi della situazione. *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1): 360-364.
- DODD G. J., Jr. (1988) - Synopsis of the biological data on the Loggerhead Sea Turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). U. S. Fish Wildl. Serv., *Biol. Rep.*, 88 (14), 110 pp.
- DORIA G. (1998) - Primo reperto di *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) per il Mar Ligure (Reptilia, Testudines, Cheloniidae). *Dortiana*, 7 (303): 1-4.
- CAMIÑAS J. A. (1998) - Is the Leatherback (*Derموchelys coriacea* Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 35: 388-389.
- GASC J. P., CABELA A., CRNOBRNJIA-ISAILOVIC J., DOLMEN D., GROSSENBACHER K., HAFFNER P., LESCURE J., MARTENS H., MARTINEZ RICA J. P., MAURIN H., OLIVEIRA M. E., SOFIANIDOU T. S., VEITH M. & ZUIDERWIJK A. (eds.) (1997) - *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris, 496 pp.
- GIANGUZZA P., RUSSO G., VIOLANI C. & ZAVA B. (2000) - Ascertained record of the Green Turtle *Chelonia mydas* (L., 1758) in the Tyrrhenian Sea. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat Milano*, 141: 19-22.
- GROOMBRIDGE B. (1994) - Marine turtles in the Mediterranean: distribution, population status, conservation. *Nature and Environment*, No. 48, Council of Europe Press, 100 pp.
- HERBST L. H., 1994 - Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annu. Rev. Fish Dis.*, 4: 389.
- JEREB P., RAGONESE S. (1990) - On a specimen of the Leatherback Turtle, *Derموchelys coriacea* (Linnaeus, 1766), stranded at Mazara del Vallo (South-West Sicily). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 32 (1): 239.
- LUTCAGE M. E., PLOTKIN P., WITHERINGTON B. & LUTZ P. L. (1997) - *Human Impacts on Sea Turtle Survival*, pp. 387-409. In: Lutz P. L. & J. A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtle*. CRC Press.
- LAURENT L. & LESCURE J. (1994) - L'hivernage des Tortues Caouannes *Caretta caretta* (L.) dans le Sud Tunisien. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 49: 63-86.
- MÁRQUEZ R. M. (1990) - *FAO Species Catalogue, Vol. 11: Sea turtles of the world. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtle Species known to Date*. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81 pp.
- PRITCHARD P. C. H. (1997) - *Evolution, Phylogeny, and Current Status*, pp. 1-28. In: Lutz P. L. & J. A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtles*, CRC Press.
- RUSSO G., GIANGUZZA P. & ZAVA B. (1999) - Osservazioni sulla dieta di *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, 6 (1): 602-604.
- STORELLI M. M., CECI E. & MARCOTRIGIANO G. O. (1996) - Distribution of heavy metals and organic residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) specimen beached along Adriatic Sea. *Abstract of 31st European Marine Biology Symposium, Saint Petersburg 1996*, p. 24.
- ZUG, G.R. (1991) - Age determination in turtles. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, *Herpetological Circular No. 20*, 28 pp.

# VALUTAZIONE DELLO STATO SANITARIO DI TURDIDI DA RICHIAMO IN GABBIE DI DIMENSIONI TRADIZIONALI O MAGGIORI. PARTE I: ASPETTI MORFOLOGICI, PARASSITOLOGICI E MORTALITA'

Gallazzi D., Grilli G., Concina E., Ripepi P., Granata R., Vigorita V.\*

Istituto di Anatomia Patologica Veterinaria e Patologia Aviare - Università degli Studi di Milano - Via Celoria 10 - 20133 MILANO

\* Regione Lombardia - Servizio Foreste, Fauna ed Ambiente Rurale - P.zza IV Novembre, n° 5 - 20124 MILANO

**Riassunto** - La detenzione in gabbia di uccelli del genere *Turdus* a scopo di richiamo è consentita dalla legge n° 157 dell'11 febbraio 1992 ed avviene secondo modalità tradizionali in gabbie di dimensioni standard indipendentemente dalla specie considerata. Tuttavia, in termini di spazio, mancano dati obiettivi riguardanti le necessità delle singole specie perché sia garantito un certo grado di benessere. Abbiamo voluto valutare in quattro specie di uccelli del genere *Turdus* (Cesena, Merlo, Tordo bottaccio e Tordo sassello) se la detenzione in gabbie di dimensioni tali da consentire anche alle specie più grosse l'apertura delle ali fosse preferibile a quelle in gabbie standard. A tal fine sono stati utilizzati 10 soggetti adulti per specie, catturati durante il passo e quindi suddivisi a caso (solo i merli risultavano tutti di sesso maschile) in 2 gruppi collocati in gabbie di dimensioni diverse e rispettivamente per il gruppo A (gabbie standard): 29,5 x 22 x 23 cm (L x I x h), mentre le misure del gruppo B erano pari a: 43 x 38 x 28 cm. Dopo due mesi di adattamento alla cattività, per un intero anno gli animali sono stati giornalmente seguiti e mensilmente controllati per quanto riguarda l'aspetto morfologico (peso, stato di impiumazione, eventuali lesioni traumatiche, ectoparassiti), le endo-ectoparassitosi (parassiti ematici ed enterici), la mortalità. Ad ogni controllo mensile è stato effettuato un prelievo ematico a tutti i soggetti per la valutazione degli emiparassiti. Dal punto di vista morfologico, già dal primo controllo, non si sono notate differenze relative allo stato di impiumazione, che risultava scadente in tutte le specie. In particolare si presentavano spezzate alla base le timoniere e molto rovinate le remiganti primarie. Tale situazione è migliorata temporaneamente (settembre-ottobre) in tutte le specie dopo la muta estiva. Paradossalmente le rotture delle penne e l'inevitabile imbrattamento fecale delle piume ha sfavorito lo sviluppo degli acari e dei mallofagi, presenti in pochi soggetti ed in basso numero rispetto a quanto normalmente riscontrato nei conspecifici appena catturati. Il peso dei merli e delle cesene è risultato essere sempre statisticamente più elevato nei soggetti del gruppo B, i tordi sasselli e i bottacci invece non hanno mostrato variazioni di rilievo tra i 2 gruppi. Sporadiche e presenti in tutte le specie le lesioni traumatiche alla base del becco e soprattutto ai cuscinetti plantari, legate verosimilmente alla maggiore irrequietezza di alcuni soggetti: in questi casi non si sono dimostrate meno lesive le barre in plastica rispetto quelle in metallo verniciato. Nel corso del periodo sperimentale le lesioni podali sono state causa della morte di due dei quattro soggetti deceduti, negli altri due casi si è trattato di incidenti (rottura della giugulare in corso di prelievo ematico). L'entità delle endo-ecto parassitosi non è apparsa mai tale da influenzare in modo negativo lo stato sanitario degli animali, indipendentemente dal tipo di gabbia, a motivo della progressiva diminuzione della prevalenza parassitaria (qualche *Leucocytosoon* spp., microfilarie e *Haemoproteus* spp. a livello ematico ed *Isospora* spp. e cestodi a livello enterico). In conclusione in questa prima prova le differenti dimensioni delle gabbie nelle quali sono stati mantenuti i soggetti non sembrano avere influito sui parametri controllati ad anche lo scadente stato di impiumazione, elemento immediatamente percettibile e impressionante) è stato costante nei 2 gruppi.

**Abstract - Evaluation of health conditions of decoy-birds (*Turdus* spp.) kept in cages of two different dimensions.**

**Part I: morphological and parasitological parameters and mortality.** To evaluate the influence cage dimensions on welfare of wild birds caged as decoys, the authors examined, for one year, 40 adult birds of genus *Turdus* (10 Fieldfare, *T. pilaris*, 10 Blackbird, *T. merula*, 10 Song Trush, *T. philomelos*, 10 Redwing, *T. iliacus*). The birds were randomly divided among cages of traditional size (29,5 x 22 x 23) and of larger size (43 x 38 x 28 cm). The birds were checked monthly for: morphological condition (weight, feathers, ecto-parasites, skin lesions), presence of external and internal parasites, and mortality. Blood samples were collected from the jugular vein to determine the presence of haematozoa. Poor feather condition was found just after the first month in all the 4 species and in both types of cages. Only in September-October a little improvement of the plumage was seen in consequence of moult. In comparison with the free-living birds of the same species, the birds with broken or dirty feathers had very few mites and mallophaga. Fieldfares and Blackbirds kept in larger cages were heavier; no difference was seen for Song Trush and Redwing. Skin lesions of traumatic origin were present in all species. Four birds, one for each species, died during the year for "bumble foot" disease (2 cases) or jugular vein rupture during blood sampling. Typical endoparasites of free-living birds progressively decreased during the captivity period, but *Cestoda* spp, *Isospora* spp. and *Haematozoa*, were again present at the end of the experiment. In conclusion, our results suggest that different dimension of cages for birds of genus *Turdus* did not influenced the health status of the birds. Poor plumage shown by birds was related to captivity rather than to cage dimensions.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 43 - 57

## 1. Introduzione

La detenzione in gabbia di uccelli a scopo di richiamo è consentita dalla legge n° 157 dell'11 febbraio 1992 (articolo 21, lettera r) che disciplina l'attività venatoria. In Italia è ammessa e praticata la caccia da appostamento (nota come "al capanno"), che tradizionalmente prevede l'utilizzo di uccelli da richiamo, i quali possono essere mantenuti direttamente dal cacciatore in tutti i periodi dell'anno e trasportati durante l'attività venatoria sul luogo di caccia. Gli uccelli selvatici di cui è ammessa la detenzione comprendono anche 4 specie del genere *Turdus* e precisamente: Cesena (*T. pilaris*), Merlo (*T. merula*), Tordo bottaccio (*T. philomelos*), Tordo sassello (*T. iliacus*). Per questi selvatici la detenzione in tutti i Paesi del Mediterraneo è sempre avvenuta, secondo modalità tradizionali, in gabbie di circa 30 cm di lunghezza, alte e larghe poco più di una spanna. Queste dimensioni venivano definite "standard" indipendentemente dalla taglia delle 4 specie considerate. Tali gabbie per il ridotto ingombro si dimostrano, in periodo venatorio, molto adatte al trasporto dei richiami, che ancora oggi è talvolta praticato a spalla, quando le postazioni di caccia sono fissate lungo valichi o siti montani di difficile accesso. Sempre più frequenti sono però le denunce per maltrattamento di animali che i "capannisti" subiscono da parte di privati o associazioni che difendono il benessere animale, in quanto spesso gli uccelli detenuti presentano uno scadente aspetto morfologico, con perdita più o meno marcata della livrea. Più volte, e non solo nel nostro Paese, la questione "benessere" degli uccelli da richiamo è stata sollevata a livello legislativo, giuridico e tecnico. Per quanto riguarda l'Italia, il problema va inquadrato, su base giuridica, alla luce di quanto previsto dalla legge 473 del 22.11.1993 che modifica l'articolo 727 del Codice di Procedura Penale in materia di maltrattamento degli animali. Tale articolo, applicandosi anche a tutte le attività collegate a quella venatoria, ha ingenerato perplessità e difficoltà interpretative relativamente alle corrette dimensioni delle gabbie destinate a contenere i richiami vivi per la caccia da appostamento fisso. Sul problema si è aperto un vivace dibattito, soprattutto a seguito dell'approvazione, da parte della Regione Veneto, di una legge sui richiami vivi e sulle dimensioni delle gabbie per gli stessi, contro la quale si è registrata l'opposizione del Ministero di Grazia e Giustizia. Ne è derivata una fase interlocutoria di approfondimento che ha coinvolto, oltre

al suddetto Ministero, anche quello delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, quello dell'Ambiente, nonché l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, gli organismi venatori interessati e le Regioni. A queste ultime è attribuita (dall'art. 5 della legge 157/92) la competenza ad emanare norme specifiche in materia, ciononostante non tutte hanno provveduto in merito, tanto che, su proposta della Regione Emilia Romagna (deliberazione n° 1424 del 28.7.97) è stato istituito un gruppo di lavoro interregionale per la determinazione delle caratteristiche delle gabbie da utilizzarsi per la detenzione ed il trasporto degli uccelli da richiamo. A tale scopo il gruppo di lavoro ha concordato sulle seguenti dimensioni minime esterne delle gabbie destinate alle specie del genere *Turdus*: lunghezza 30 cm, larghezza e altezza 25 cm, con il fondo formato da barrette metalliche. È consentito per le gabbie in uso uno scostamento del 15% dalle misure sopra riportate. Le stesse indicazioni erano già presenti nella deliberazione n° 30813 del 8.8.97 della Regione Lombardia.

Queste delibere regionali fissano dunque in modo definitivo i criteri cui attenersi per quanto concerne gli aspetti giuridici della questione. Rimane tuttavia aperta la discussione su quali dati obiettivi si possa fondare, per gli uccelli in cattività, un giudizio sul grado di "benessere" o, per converso, di "maltrattamento". A tale scopo abbiamo mantenuto le 4 specie di turdidi considerate in gabbie di due differenti dimensioni, valutando durante un intero anno solare una serie di parametri morfologici e sanitari con l'intento di trarre da questi dati oggettivi una indicazione di come e quanto la cattività nei due tipi di gabbie influenzi questi parametri. In questa prima parte vengono riferiti gli aspetti morfologici, parassitologici e la mortalità riscontrati durante la prova.

## 2. Materiali e metodi

Per le 4 specie di turdidi di cui è ammessa la detenzione a scopo di richiamo e cioè Cesena, Merlo, Tordo bottaccio e Tordo sassello abbiamo voluto valutare se la detenzione in gabbie di dimensioni tali da consentire anche alle specie più grosse l'apertura delle ali fosse preferibile a quella nelle più piccole gabbie tradizionali. A tal fine 10 soggetti adulti per specie, catturati durante il passo autunnale e mantenuti temporaneamente in gabbie singole di tipo tradizionale, sono stati divisi a caso (solo i Merli risultavano tutti di sesso maschile) in due gruppi omogenei (A e B) e collocati singolarmente

in gabbie di dimensioni diverse. Per il gruppo A le gabbie erano di tipo tradizionale e misuravano 29,5 x 22 x 23 cm (L x l x h) e saranno qui indicate anche come "gabbie piccole", mentre quelle per il gruppo B erano di dimensioni pari a 43 x 38 x 28 cm ("gabbie grandi"). Le gabbie tradizionali avevano le pareti in barrette tonde di plastica, mentre il pavimento era costituito da barrette di filo di ferro; un telo plastificato ne ricopriva la parte superiore. Le gabbie più grandi erano interamente costruite in tondino di ferro verniciato, a parte il soffitto di lamiera.

Le gabbie erano tutte pervie alle deiezioni. Completavano la struttura di entrambi i tipi di gabbia un posatoio orizzontale tondo di plastica, una mangiatoia lineare ed un abbeveratoio a tazza. Gli abbeveratoi erano identici, mentre nelle gabbie grandi le mangiatoie erano più basse (5 cm) rispetto alle altre (7 cm) ed il posatoio di plastica era posizionato a distanza doppia (20 cm) dalla mangiatoia, rispetto ai 10 cm delle gabbie piccole. Tutte le gabbie sono state disposte su mensole sovrapposte in uno stesso locale non riscaldato con illuminazione ed aerazione naturale per simulare le normali condizioni di stabulazione degli uccelli da richiamo.

A tutti i soggetti è stato somministrato giornalmente un mangime commerciale specifico per insettivori ed acqua a volontà.

A partire dal mese di marzo e per 13 mesi consecutivi mensilmente e nell'arco di 3 mattine successive, sempre alla stessa ora per evitare interferenze con i ritmi circadiani, sono state effettuate operazioni che prevedevano per ogni soggetto:

- pesatura mediante apposito dinamometro;
- rilevamento delle caratteristiche della livrea;

il controllo dello stato del piumaggio è stato effettuato in particolare per le penne remiganti e le timoniere e il loro grado di usura è stato valutato mediante l'attribuzione di un valore da 0 a 4, indicante la progressiva gravità della lesione. Più precisamente per le remiganti il punteggio indicava:

0 = normali

1 = usura delle primarie

2 = usura anche delle secondarie

3 = rottura distale del rachide delle primarie

4 = rottura distale del rachide anche delle secondarie.

Per le timoniere i valori corrispondevano a:

0 = normali

1 = usura apicale

2 = rottura distale del rachide

3 = rottura mediale del rachide

4 = rottura prossimale del rachide.

- controllo della presenza di ectoparassiti, acari plumicolici e mallofagi in particolare e di eventuali lesioni traumatiche agli arti e alla base del becco, causate da tentativi di fuga;

- prelievo di sangue dalla vena giugulare destra in quantità di 0,3 ml per l'esecuzione dei controlli ematologici ed ematochimici di cui si riferisce nella parte seconda di questo lavoro;

- all'atto del prelievo è stato eseguito sul vetro un striscio di sangue, lasciato asciugare all'aria per alcuni minuti e quindi fissato in metanolo. Gli strisci sono stati colorati con il metodo May-Grunwald Giemsa per l'esame emoparassitologico;

- prelievo di campioni di feci (minimo 1 g) per l'esame copromicroscopico, al fine di quantificare l'emissione di oocisti di coccidi e uova di elminti intestinali. Il controllo parassitologico è stato effettuato con la camera di McMaster utilizzando singoli campioni di feci diluite 1:15 in soluzione satura di NaCl.

L'analisi statistica è stata eseguita con programma Statistic pack (Statsoft Inc.). È stata impiegata l'analisi della varianza entro le gabbie ed entro le specie. Le correlazioni sono state valutate con test per ranghi di Spearman.

### 3. Risultati

#### 3.1. Peso

Il peso medio dei soggetti nei 13 mesi della prova è riportato nella fig. 1. Questo parametro ha mostrato andamenti differenti a seconda della specie: mentre Cesena e Merlo, nelle gabbie grandi hanno mantenuto un peso significativamente superiore ai conspecifici delle gabbie tradizionali, il Tordo bottaccio ed il Tordo sassello hanno mostrato una tendenza inversa, anche se le differenze in queste due ultime specie non sono statisticamente significative.

#### 3.2. Stato del piumaggio

Dal punto di vista morfologico, già a partire dai primi controlli, si sono evidenziate alterazioni della livrea sia tra le specie, sia tra i gruppi. In particolare si presentavano spezzate, talvolta addirittura alla base, le penne timoniere e molto meno integre erano le remiganti (Tab. 1). Statisticamente a questo proposito la dimensione della gabbia è risultata significativa solo in alcuni casi. Ad esempio, il Merlo ha subito una pressochè identica alterazione del piumaggio sia nelle gabbie grandi sia in quelle piccole; la Cesena, al contrario, ha manifestato una maggiore integrità delle remiganti quando alloggiata in gabbie grandi (differenze altamen-

te significative con  $P < 0,01$ ) rispetto alle gabbie piccole; analoga situazione, ma relativamente alle penne timoniere, si è presentata per il Tordo bottaccio ( $P < 0,01$ ). Il Tordo sassello è stato indubbiamente avvantaggiato quando a disposizione aveva una gabbia grande, poiché l'usura delle remiganti e delle timoniere in questa specie è risultata maggiore nelle gabbie piccole, rispettivamente con valori di  $P < 0,004$  e  $P < 0,001$ . Per meglio evidenziare le scadenti condizioni generali della livrea, il grado di usura delle penne è graficamente stato rappresentato in fig. 2 e 3. Come si può vedere, la rottura più o meno marcata del rachide sia delle remiganti sia delle timoniere era la norma in tutte le specie, con valori generalmente più elevati per le gabbie piccole. Lo stato del piumaggio è migliorato temporaneamente in settembre-ottobre per tutte le specie, dopo la muta estiva, tranne che per Tordo sassello.

### 3.3. Lesioni podali

Per quanto concerne altre lesioni macroscopicamente apprezzabili, a parte le piccole ferite alla fronte occasionalmente riscontrate dopo manipolazioni o spaventi che spingevano gli uccelli a tentare la fuga attraverso le sbarre, si segnala la presenza di lesioni podali (Tab. 2). Presenti in entrambi i gruppi con frequenza simile, queste lesioni sono state riscontrate nei vari controlli mensili per 47 volte nelle gabbie grandi e 44 in quelle piccole; consistevano per lo più in pododermatiti di lieve gravità che

tendevano alla guarigione spontanea. Tre soggetti hanno però costantemente accusato anche gonfiori articolari (articolazioni tarso-metatarso-falangee) e dolorabilità locale: si trattava o di soggetti più pesanti della media o privi dell'unghia del secondo dito oppure con posatoio irregolare. In ogni caso le lesioni risultavano di origine traumatica. Nel corso del periodo sperimentale lesioni podali di questo tipo sono state causa o concausa della morte di almeno 1 dei 4 soggetti deceduti: la forte dolorabilità articolare impediva un corretto stazionamento e la prensione del cibo, con inevitabile progressivo deperimento organico ed exitus.

### 3.4. Ectoparassiti

Nonostante lo stato del piumaggio nel periodo della sperimentazione sia andato via via peggiorando, soprattutto per quanto concerne le penne remiganti e le timoniere, sedi tipiche degli acari plumicoli, non raro è stato il reperimento di questi parassiti in tutte le specie di turdidi considerate (Tab. 3, Fig. 4).

L'infestazione è però sempre stata di grado medio o lieve durante tutto l'arco dell'anno con calo estivo marcato. Si è riscontrata con prevalenza maggiore nei soggetti delle gabbie piccole rispetto alle grandi (24,4% Vs 18,2%). Sovente da un mese all'altro si aveva persistenza degli acari sullo stesso soggetto, anche se Merlo e Cesena risultavano più spesso portatori rispetto a Tordo bottaccio ed a Tordo sassello. Sulla base delle caratteristiche morfologiche gli

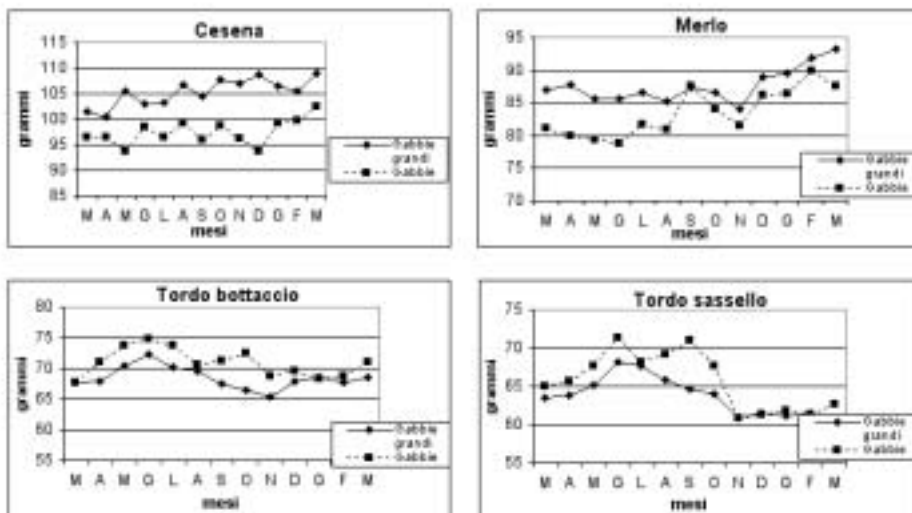


Fig. 1 – Variazioni del peso medio durante la sperimentazione

**Tab. 1** - Risultati delle 13 valutazioni mensili dello stato del piumaggio nelle 4 specie.

Specie	Penne	Gabbie	Punti					Totale		Media
			0	1	2	3	4	Controlli n°	Punti	
Cesena	Remiganti	grandi	7	6	1	22	29	65	190	2,92
		piccole	0	2	4	7	42	55	199	3,61 **
	Timoniere	grandi	3	11	4	46	1	65	161	2,48
		piccole	0	4	4	45	2	55	155	2,82
Merlo	Remiganti	grandi	9	13	3	11	29	65	168	2,58
		piccole	14	7	2	6	27	56	137	2,39
	Timoniere	grandi	4	16	1	39	5	65	155	2,38
		piccole	1	14	5	33	3	56	135	2,41
Tordo bottaccio	Remiganti	grandi	5	3	2	11	33	54	172	3,18
		piccole	10	7	1	10	37	65	187	2,88
	Timoniere	grandi	2	12	0	40	0	54	132	2,44
		piccole	1	4	5	51	4	65	183	2,81 **
Tordo sassello	Remiganti	grandi	10	2	0	9	37	58	177	3,05
		piccole	0	0	2	12	51	65	244	3,75 **
	Timoniere	grandi	5	8	1	44	0	58	142	2,45
		piccole	0	1	0	60	4	65	197	3,03 **

Legenda:

Remiganti: 0 = normali; 1 = usura delle primarie; 2 = usura anche delle secondarie; 3 = rottura del rachide delle primarie; 4 = rottura del rachide anche delle secondarie;

Timoniere: 0 = normali; 1 = usura apicale; 2 = rottura distale del rachide; 3 = rottura mediale del rachide; 4 = rottura prossimale del rachide.

\*\* : per ogni specie le differenze fra le gabbie corrispondono a  $P < 0,01$ .

acari plumicoli rinvenuti erano morfologicamente riconducibili al genere *Proctophylloides*. Anche per quanto riguarda i mallofagi (Fig.5) non è stato possibile giungere all'identificazione di specie, ma si è notata la prevalenza di generi della famiglia Menoponidae. Questi mostravano un grado di infestazione molto blando (1-5 insetti per soggetto) e raramente erano riscontrati nei controlli successivi sullo stesso soggetto. Se le gabbie di Merlo e Cesena risultavano contigue entrambe le specie erano parassitate; Tordo bottaccio e Tordo sassello si sono dimostrati meno infestati e ciò indipendentemente dalle dimensioni delle gabbie. In entrambi i tipi di gabbia mentre gli acari tendevano alla diminuzione durante la stagione della muta; i mallofagi sono rimasti pressochè costanti durante tutto l'arco dell'anno. Rarissimi i casi di biparassitismo, riscontrati solo nel Merlo e nella Cesena in 3 soggetti delle

gabbie tradizionali e in 2 delle gabbie grandi.

### 3.5. Endoparassiti

All'esame copromicroscopico sono stati reperiti coccidi, nematodi e cestodi; non sono mai state rinvenute uova di acantocefali e di trematodi (Tab. 4). In questa tabella si può anche notare la sovrapposizione dei vari parassiti riscontrati nei singoli animali alloggiati nelle diverse tipologie di gabbie. In tutte le Cesene e in 9 Merli su 10 il triparassitismo è stato normalmente riscontrato. Sempre in termini qualitativi i meno parassitati sono risultati i Tordi bottacci, con un solo soggetto dei 5 tenuti nelle gabbie piccole eliminatore di uova di cestodi. Invece i Tordi sasselli, per quanto concerne il triparassitismo, si collocano in posizione intermedia con 1 soggetto costantemente esente da coccidi, 1 da nematodi e 2 da cestodi. Per quanto concerne i coccidi, va precisato che

**Tab. 2** - Presenza di lesioni podali nei 13 controlli mensili.

Gabbie grandi																				
Mese	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B
M																				
A																				
M										-		-								
G	-		-			-				-		†							-	
L		-		-	-					-			-			-			-	
A										-			†	-		-			-	
S	-	-				-			-	-				-		-			-	
O	-			-		-				-				-		-			-	
N	-					-				-				-					-	
D	-									-				-					-	
G						-				-				-					-	
F										-				-					-	
M										-				-					-	
Totale lesioni 47																				
Prevalenza 38,52																				
Gabbie piccole																				
Mese	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B	S	C	M	B
M				-																
A				-																
M				-																
G	-	-		-						-						-	-			
L	-	-		-						-	†			-	†					
A	-	-		-				-	-	-			-			-	-		-	
S	-	-		-						-						-			-	
O		-		-			-					-			-					
N				-				-		-			-							
D				-																
G				-																
F		-		-																
M				-																
Totale lesioni 44																				
Prevalenza 36,06																				

Legenda:

# C: Cesena; # M: Merlo; # B: Tordo bottaccio; # S: Tordo sassello. \_ = soggetto con lesioni; † = soggetto deceduto

Note: soggetto n° 10 = mediamente più pesante dei conspecifici; n° 14 = posatoio con irregolarità; n° 24 = assenza dell'unghia del 2° dito zampa dx

sono state riscontrate oocisti riferibili al genere *Isoospora* in tutte le 4 specie per molti mesi consecutivi e, specialmente per Cesena e Merlo, con persistenza dell'infezione fino al termine della prova (figura 6). Viene riportata la distinzione tra il numero di oocisti riscontrate negli uccelli tenuti nelle gabbie grandi rispetto a quelli delle gabbie piccole anche se nelle due situazioni l'andamento è stato molto simile e la differenza non è risultata statisticamente significativa, se non per il Tordo sassello che, nelle gabbie grandi, ha eliminato un numero maggiore di oocisti ( $P < 0,03$ ).

Anche il numero di uova di cestodi ritrovato nelle feci di Tordo bottaccio è significativamente maggiore per le gabbie grandi ( $P < 0,02$ ). Invece il numero di uova di nematodi ritrovato nelle feci è stato significativamente maggiore per Tordo bottaccio e Tordo sassello tenuti nelle gabbie piccole con valori di  $P < 0,04$  e di  $P < 0,006$  rispettivamente. Per Cesena e Merlo non vi è alcuna differenza significativa tra gabbie grandi e quelle piccole riguardo al numero di parassiti trovati nelle feci. Per meglio graficamente evidenziare se e quanto le dimensioni delle gabbie abbiano influito sulla persistenza delle parassitosi intestinali se ne riporta in figura 7 e 8 l'andamento, riassunto come medie calcolate sui riscontri effettuati nel corso di tutta la sperimentazione.

Come si può notare si tratta innanzitutto di infezioni/infestazioni sub-cliniche. Inoltre, nonostante le differenze tra le specie non sempre abbiano raggiunto la significatività statistica, i soli dati in comune riguardano i nematodi,

più presenti negli uccelli tenuti nelle gabbie piccole, e le oocisti che, viceversa, sono più numerose in quelli delle gabbie grandi. Nel corso dell'anno si è evidenziata una tendenza alla diminuzione dell'emissione dei parassiti. Oocisti, nematodi e cestodi erano però presenti in molti soggetti ancora al termine della sperimentazione.

Valutate con test per ranghi di Spearman, le correlazioni tra parassiti e gli altri parametri considerati hanno evidenziato comportamenti differenti nelle diverse specie. Nel Merlo la correlazione è negativa solo fra oocisti e cestodi ( $P < 0,03$ ), mentre è positiva fra oocisti e nematodi ( $P < 0,005$ ) e fra nematodi e cestodi ( $P < 0,03$ ). Tordo bottaccio e Tordo sassello non hanno presentato alcuna correlazione significativa tra i parametri esaminati.

In nessuna specie si è trovata correlazione significativa tra presenza di parassiti e peso.

### 3.6. Emoparassiti

Mediante la lettura degli strisci ematici è stato possibile evidenziare nel sangue periferico dei turdidi in sperimentazione la presenza di gametociti di *Leucocitozoon* spp. e *Haemoproteus* spp., nonché di microfilarie (Tab. 5). Non è stato valutato il grado di infestazione, comunque rivelatosi generalmente modesto, ma la presenza di soggetti parassitati.

La Cesena è la specie risultata meno colpita, sia in quanto a numero di animali positivi, sia in termini di persistenza degli emoparassiti, riscontrati solo nei primi due prelievi. Merlo e Tordo sassello apparivano ugualmente parassitati nelle

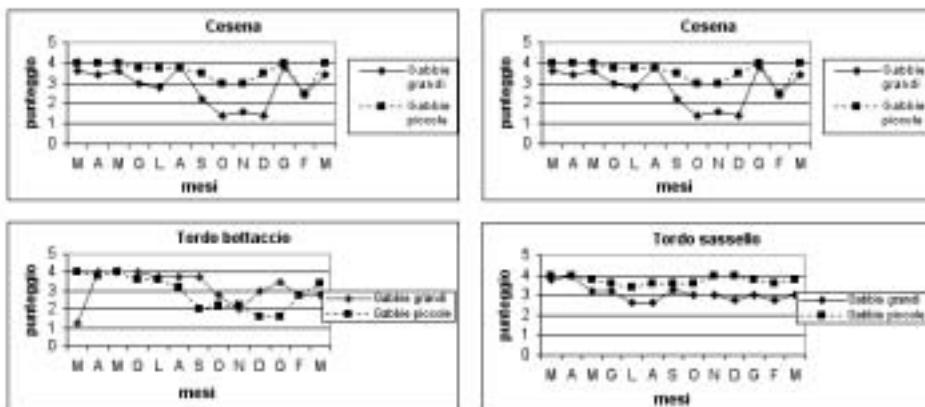


Fig. 2 – Usura delle penne remiganti durante la sperimentazione

Legenda: 0 = penne normali; 1 = usura delle primarie; 2 = usura anche delle secondarie; 3 = rottura distale del rachide delle primarie; 4 = rottura distale anche del rachide delle secondarie



gabbie grandi (soggetti n° 1-5) e nelle gabbie piccole (soggetti n° 6-10), mentre nel Tordo bottaccio è stata evidenziata una positività significativamente più elevata nei soggetti delle gabbie grandi. La presenza di *Haemoproteus* è stata piuttosto sporadica, mentre persistente era l'infezione da *Leucocytozoon* spp e la microfilariosi.

### 3.7. Mortalità

Nel corso della sperimentazione si è registrata una mortalità del 10% (4/40), che ha interessato ugualmente le specie ed i tipi di gabbia. In particolare sono morti un Tordo bottaccio ed un Tordo sassello nelle gabbie grandi e una Cesena ed un Merlo nelle gabbie piccole. Questi ultimi due soggetti sono deceduti in seguito a rottura della giugulare durante il prelievo ematico; il Tordo bottaccio si presentava in pessimo stato di nutrizione con gastro-enterorragia da digiuno, conseguente ad una persistente artro-sinovite fibrinosa tarso-metatarsofalangea; nel quarto soggetto venuto a morte non sono stati riscontrati reperti di rilievo.

## 4. Discussione

Per meglio inquadrare i risultati ottenuti, questi verranno discussi seguendo, per quanto possibile, l'ordine della presentazione nel capitolo precedente.

### 4.1. Peso

Il peso medio dei soggetti da noi utilizzati si è

sempre mantenuto entro i valori propri delle singole specie (Svensson 1975) e ciò conferma la buona qualità della miscela alimentare utilizzata e la cura con cui sono stati seguiti gli animali. Le Cesene e i Merli mantenuti nelle gabbie di dimensioni maggiori però hanno mostrato un peso significativamente superiore ai conspecifici delle gabbie piccole ( $P < 0,001$ ). Questa differenza era già evidente anche dal primo controllo e si è mantenuta tale per tutta la durata della prova (Fig. 1). Si era inizialmente pensato che sul diverso stato di nutrizione avessero influito le endo-ectoparassitosi, ma queste non sono risultate statisticamente significative in proposito. Va ricordato che in ogni caso si trattava di parassitosi subcliniche, tipiche dei passeriformi nati e vissuti allo stato libero, come da tempo e più volte documentato dalla letteratura specifica (Boughton 1933, Schwalbach 1960, Binder 1971, Mani *et al.* 1998).

E' difficile anche dare un'interpretazione delle variazioni di peso riscontrate in relazione all'andamento stagionale. Nelle nostre condizioni, contrariamente alla credenza comune tra gli allevatori, il caldo estivo non ha influito negativamente sull'assunzione di cibo anche nei turdidi che trascorrono l'estate a latitudini più settentrionali, come la Cesena e il Tordo sassello. All'approssimarsi del periodo migratorio autunnale (ottobre - novembre) si è invece notata una generale diminuzione di peso, indipendentemente dal tipo di gabbia, in tutte le

Tab. 3 - Acari plumicoli - N° soggetti parassitati ad ogni controllo mensile.

	Specie	Mesi												Controlli			
		M	A	M	G	L	A	S	O	N	D	G	F	M	N° totale.	Positivi	Preval.
Gabbie grandi	Cesena	4	3	5	2	0	0	0	0	0	2	3	3	2	65	24	36,9
	Merlo	4	1	3	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	65	15	23,1
	T. bottac.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55	1	1,8
	T.sassel.	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	4	7,0
Totale parziale		10	4	10	4	1	1	0	0	0	3	4	4	3	242	44	18,2
Gabbie piccole	Cesena	2	2	1	1	2	0	1	1	2	2	1	3	3	56	21	37,5
	Merlo	2	4	4	3	3	1	1	1	1	1	2	2	3	56	28	50
	T. bottac.	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	65	3	4,6
	T.sassel.	2	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	65	7	10,8
Totale parziale		6	7	5	5	6	1	2	2	4	4	5	6	6	242	59	24,3
Totale generale		16	11	15	9	7	2	2	2	4	7	9	10	9	484	103	21,3

specie, tranne che per la Cesena. Ciò può essere interpretabile come il risultato di una maggiore irrequietezza pre-migratoria finalizzata, in natura, alla necessità di aumentare l'allenamento muscolare per meglio affrontare l'imminente ed impegnativo trasferimento. Resta comunque difficile da spiegare la diminuzione ponderale registrata in settembre-ottobre, poiché è noto che per tutti i passeriformi migratori le riserve lipidiche in questo periodo sono molto elevate e, in casi estremi, possono addirittura rappresentare il 50% del peso corporeo (Jonsson, 1992). Se la situazione da noi riscontrata è conseguenza della detenzione in gabbia, bisogna dire che non la dimensione di questa, ma lo stato stesso di cattività ha negativamente influito sul peso autunnale.

#### 4.2. Stato del piumaggio

Indipendentemente dalla valutazione statistica, che in alcuni casi ha mostrato valori significativamente migliori per gli uccelli delle gabbie grandi, in generale la condizione della livrea è risultata visibilmente scadente. È comprensibile come questo dato ricorra sistematicamente nelle denunce per maltrattamento, di cui si è parlato abbondantemente a livello introduttivo, perché la rottura parziale o totale del rachide delle penne remiganti e timoniere conferisce agli uccelli un aspetto emaciato e sofferente, ancor più accentuato dai tentativi di fuga che questi mettono in atto all'avvicinarsi di persone estranee. Anche spaventi casuali possono provocare piccole ferite traumatiche fron-

tali, ma né queste né la rottura delle penne possono essere evitate negli uccelli selvatici tenuti in gabbia, perché l'istinto della fuga è insopprimibile, così come l'allargamento e lo sbattere delle ali per mantenere il tono dei muscoli pettorali. Perciò si è dimostrata insufficiente a questo proposito anche l'adozione di gabbie di dimensioni quasi doppie rispetto a quelle tradizionali.

Anche la distanza del posatoio dal pavimento della gabbia, nonché l'altezza della mangiatoia, dovrebbero essere superiori a 5 cm al fine di prevenire la rottura delle penne timoniere; non è improbabile infatti che il pessimo stato della coda riscontrato pure negli uccelli delle gabbie più grandi sia dipeso dallo sfregamento delle timoniere sul pavimento, anche quando questi stazionavano sul piolo o sulla mangiatoia.

#### 4.3. Ectoparassiti

In tutte le specie di turdidi che erano state catturate durante precedenti migrazioni autunnali si era riscontrata una notevole percentuale di soggetti ben parassitati (Riva *et al.*, 1996). Negli animali della nostra prova viceversa è apparso da subito evidente che il cattivo stato delle penne, remiganti in particolare, non favoriva la permanenza e lo sviluppo di grandi quantità di ectoparassiti. L'infestazione infatti è stata sempre di grado moderato o lieve durante tutto l'arco dell'anno, con rarissimi casi di biparassitismo (acari plumicoli + mallofagi) e non si è neppure verificato il noto aumento dei mallofagi durante la stagione preriproduttiva

**Tab. 4** - Numero di soggetti eliminatori di parassiti intestinali in almeno uno dei 13 controlli mensili consecutivi

Specie	Gabbie	Soggetti eliminatori di					
		O		C		N	
		N°	%	N°	%	N°	%
Cesena	G	5	100	5	100	5	100
	P	5	100	5	100	5	100
Merlo	G	5	100	5	100	5	100
	P	5	100	4	80	5	100
Tordo bottaccio	G	5	100	4	80	4	80
	P	4	80	1	20	5	100
Tordo sassello	G	5	100	5	100	4	80
	P	4	80	3	60	5	100

Legenda:

O = oocisti di *Isospora* spp; C = uova di cestodi; N = uova di nematodi; G = gabbie grandi; P = gabbie tradizionali

**Tab. 5** - Emoparassiti riscontrati nelle specie controllate nell'arco di 13 mesi

	Mesi												
	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D	G	F	M
Cesena n° 1	L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 3	L	L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 6	H	H	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cesena n° 10	L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 1	LM	L	L	L	L	L	L	L	-	L	L	L	L
Merlo n° 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 3	M	L	L	L	L	L	-	-	-	-	-	-	L
Merlo n° 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 5	H	H	-	-	L	L	L	L	L	L	-	-	-
Merlo n° 6	-	L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 7	-	-	LH	LH	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Merlo n° 9	-	-	-	L	L	L	L	L	-	-	L	L	L
Merlo n° 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 1	LH	L	L	L	L	L	-	L	-	-	L	L	L
T. bott. n° 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 4	M	M	L	M	M	M	M	M	M	-	M	M	M
T. bott. n° 5	-	-	-	-	M	M	M	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 8	-	-	M	M	M	M	M	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. bott. n° 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. sassel. n° 1	-	M	M	-	M	M	M	M	M	-	-	-	-
T. sassel. n° 2	-	-	-	-	L	-	-	-	-	-	-	-	-
T. sassel. n° 3	-	L	-	-	M	M	-	-	-	-	-	-	M
T. sassel. n° 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. sassel. n° 5	-	-	L	-	M	M	-	-	-	-	-	-	M
T. sassel. n° 6	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L	L
T. sassel. n° 7	-	-	H	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. sassel. n° 8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. sassel. n° 9	LHM	M	-	LM	LM	LM	-	-	-	-	-	-	M
T. sassel. n° 10	HL	-	-	-	M	LM	-	-	-	-	-	-	-

Legenda:

H = *Haemoproteus* spp; L = *Leucocytozoon* spp; M = microfilarie; Casella vuota = soggetto deceduto

descritto da Ash (1960) nei soggetti viventi a vita libera. E' però probabile che, più dell'usura, sia l'inevitabile imbrattamento fecale delle penne nei soggetti in cattività a contrastare le necessità biologiche degli ectoparassiti, che sui nostri uccelli non hanno trovato un pabulum favorevole alla loro crescita, neppure nei mesi estivi a loro propizi. Anche questo dato contrasta con la credenza, assai diffusa tra gli allevatori, che acariasi e pediculosi siano causa di notevoli disturbi per i soggetti in gabbia. Interessante è stata anche l'osservazione della (relativamente) stretta specie-specificità dei mallofagi che, nonostante la contiguità delle gabbie ospitanti uccelli diversi, non si sono diffusi; solo tra Cesena e Merlo si sono verificati pochi casi di probabile infestazione reciproca.

#### 4.4. Endoparassiti

Le infezioni/infestazioni riscontrate in questa prova siano state a carattere sub-clinico, come tipicamente si riscontra in soggetti selvatici (Mani *et al.*, 1998). Ovviamente il grado di infezione/infestazione iniziale di ogni singolo soggetto ha influenzato l'emissione successiva di oocisti od uova di elminti intestinali. I dati comuni indicano una maggiore presenza di nematodi nelle gabbie piccole e le oocisti, viceversa, più numerose nelle gabbie grandi. Ciò potrebbe essere casuale ma potrebbe anche essere conseguenza della maggiore facilità di ingestione di larve infestanti, per i nematodi a ciclo diretto, da parte degli uccelli delle gabbie piccole perché più imbrattate di feci; viceversa per la coccidiosi subclinica, più rilevante nelle

specie alloggiate in gabbie grandi, si dovrebbe pensare che il battito delle ali permesso dalla dimensione delle gabbie favorisca la dispersione e la ingestione delle oocisti sporulate presenti nelle feci disseccate sottostanti. Mentre queste ipotesi sembrano poco probabili, un dato certo e circostanziato è invece rappresentato dalla persistenza dell'infestazione da cestodi, le cui uova, pur in mancanza di ospiti intermedi, sono state costantemente rinvenute in tutte le 4 specie anche molti mesi (fino a 13) dopo l'ingabbiamento degli animali. A quanto ci consta questa costituisce forse la prima segnalazione della lunga sopravvivenza negli uccelli di questi plateminti.

Circa la non interferenza degli endoparassiti sul peso degli animali in prova si è già detto in precedenza. Qui basterà ricordare che sicuramente ciò è dipeso dall'età ormai adulta degli uccelli, dalla relativamente bassa carica parassitaria e soprattutto dall'assenza di agenti infestanti ad alta patogenicità. Ad esempio, durante i nostri controlli non sono mai state rinvenute uova di acantocefali, che, con il genere *Prosthynchus*, sono descritti come causa di grave enterite negli passeriformi (Euzèby, 1963; Everett, 1965; Ruff & Norton, 1997; Mani *et al.*, 1998). Viceversa coccidi, cestodi e nematodi sono sempre stati considerati di scarsa importanza per i soggetti adulti (Petraik, 1969).

#### 4.5. Emoparassiti

Per quanto non sia stato specificamente valutato, il grado di infezione/infestazione da emoparassiti si è rivelato in genere modesto, mentre

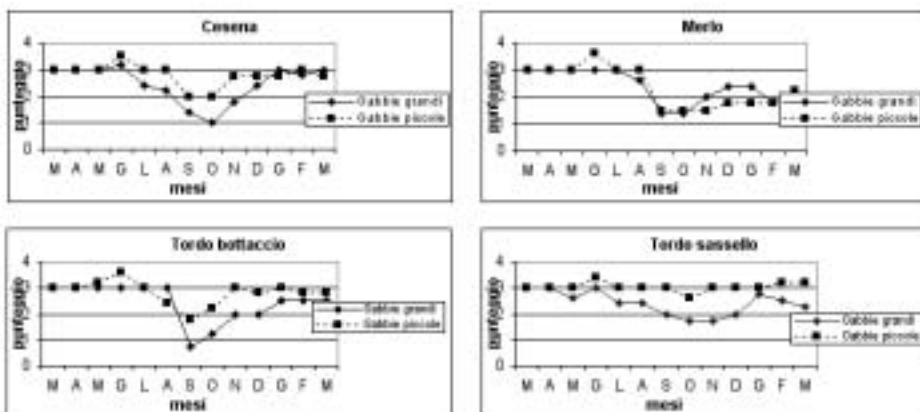


Fig. 3 – Usura delle penne timoniere durante la sperimentazione

Legenda: 0 = penne normali; 1 = usura apicale; 2 = rottura distale del rachide; 3 = rottura mediale del rachide; 4 = rottura prossimale del rachide

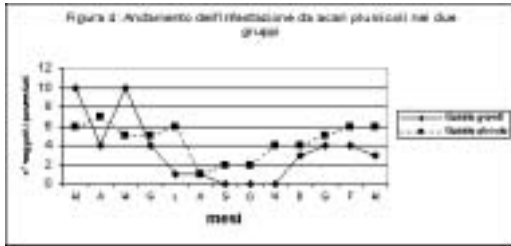


Fig. 4 – Andamento dell'infestazione da acari plumicoli nei due gruppi

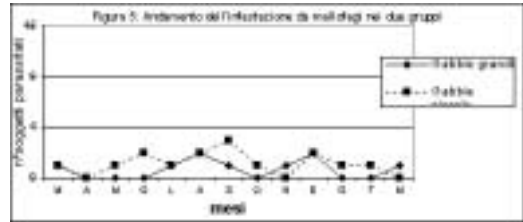


Fig. 5 – Andamento dell'infestazione da mallofagi nei due gruppi

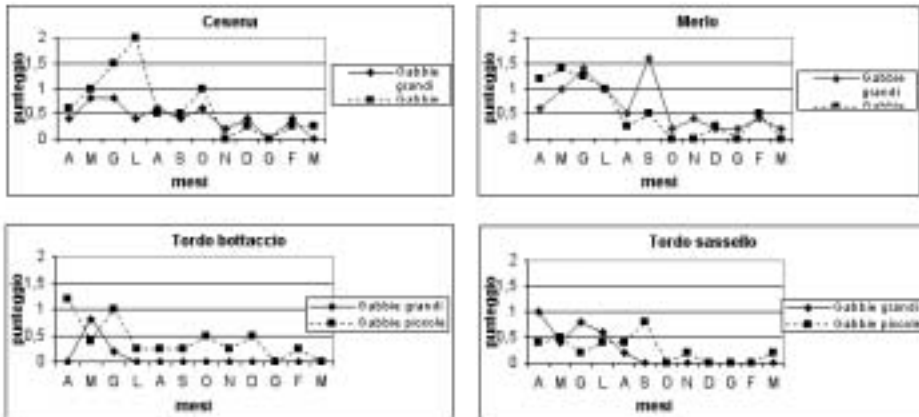


Fig. 6 – Andamento dell'emissione di uova di nematodi/g feci nel corso della sperimentazione  
 Legenda: 0 = assenti; 1 = < 500 uova/g feci; 2 = 500-1000 uova/g feci; 3 = 1000-3000 uova/g feci; 4 = > 3000 uova g/feci

la persistenza degli stessi è stata notevole anche a livello periferico. La percentuale di soggetti colpiti nell'uno o nell'altro gruppo di gabbie è stata talvolta significativamente alta, come nel caso del Tordo bottaccio nelle gabbie grandi ma ciò è dipeso solo dalla distribuzione a caso degli animali dopo la cattura.

Per quanto riguarda invece l'importanza di questi parassiti e la loro influenza sui parametri considerati, si è propensi a non enfatizzarle, tenuto conto di quanto riportato in letteratura (Peirce, 1981; Bennet, 1987) e di quanto evidenziato in precedenti nostre ricerche sull'alta percentuale di turdidi riscontrati infetti durante le migrazioni primaverili ed autunnali (Gallazzi et al., 1994; 1996). Dalla zona di provenienza, e quindi dalla presenza di insetti vettori, dipende ovviamente anche la prevalenza degli emoparassiti; pure dalle nostre prove viene la conferma di quanto persistenti siano queste infezioni (Petraik, 1969).

#### 4.6. Mortalità

Il dato finale relativo alla mortalità, che nel corso della nostra prova è stato del 10% (4 soggetti morti su 40), rischia di essere fuorviante. Se infatti i soggetti non fossero stati mensilmente sottoposti a manipolazioni così stressanti e pericolose come il prelievo ematico dalla giugulare, probabilmente sarebbero sopravvissuti in percentuale ben maggiore, indipendentemente dalla cattività e dalla dimensione delle gabbie. E' però qui importante sottolineare la perdita di un Tordo sassello per pododermatite e, sempre in un soggetto della stessa specie, la presenza di gravi lesioni podali a causa di un posatoio risultato scabro e irregolare. Oltre alla forma, grande attenzione deve essere posta dalla posizione e distanza del posatoio dalla mangiatoia: maggiore è la distanza tra questo e la mangiatoia, più lungo sarà il balzo e maggiori i traumatismi, specialmente nei soggetti irrequieti e pesanti. Dopo pochi mesi in tutte le specie sono comparse soluzioni di continuo a

livello della cute plantare che talvolta non sono più guarite spontaneamente. Per questo si ritiene molto importante che tra le caratteristiche delle gabbie per la detenzione di uccelli da richiamo sia specificato che il posatoio debba essere in posizione orizzontale, con sezione tonda e con diametro non inferiore a 8 mm, come ben indicato in una nota dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica in risposta a specifiche richieste del Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali (Spagnesi, dati non pubblicati).

## 5. Conclusioni

Il controllo prolungato per più di un intero anno dei parametri da noi considerati ci ha permesso di trarre alcune utili indicazioni su quanto la cattività influenzi lo stato morfologico e sanitario degli uccelli da richiamo, a seconda del tipo di gabbia utilizzato per la detenzione.

Per quanto concerne il peso, si è mediamente riscontrato un aumento proporzionale alle dimensioni delle gabbie per Cesena e Merlo, cioè per le specie più grandi. Poiché altrettanto non si è verificato nel Tordo bottaccio e nel Tordo sassello, specie di più ridotte dimensioni ma anche più irrequiete, si deve supporre che la maggiore dimensione della gabbia per queste due specie abbia favorito un più accentuato esercizio muscolare con conseguente maggiore perdita energetica a parità di ingestione di alimento. A proposito di quest'ultimo, va sottolineato che il mangime del commercio da noi utilizzato è risultato ottimo sotto tutti i punti di vista. Nessun caso di anomalità del piumaggio è mai stato causato da pica o carenze vitaminiche

co-oligoelementari, così frequenti negli uccelli da gabbia alimentati con diete casalinghe o non adeguatamente integrate (Lafeber, 1987; Kontio-Jalanka, 1988). Il (mediamente) cattivo stato della livrea che tutte le specie hanno presentato durante la prova è dipeso, come più volte ribadito, dallo stato di cattività piuttosto che dalle dimensioni della gabbia. Gli uccelli nati in libertà, diversamente da quelli allevati ed imprintati con l'uomo, mal sopportano la successiva clausura e necessitano di lunghissimi periodi di tempo per adattarsi alla gabbia ed alla presenza umana. Perciò sarà inevitabile trovare in non buono stato di impiumaggio tutti gli uccelli da richiamo finché per questo scopo saranno ingabbiati soggetti di recente cattura.

Per tutto quello che concerne i controlli parassitologici da noi effettuati nel corso della prova, si può dire che sono stati evidenziati aspetti già noti negli uccelli selvatici, come la presenza di un poliparassitismo sub-clinico abbastanza vario (ecto-endo-emoparassiti) e diffuso (più o meno presente in tutte le specie), ma tutto sommato ben sopportato dagli animali, ed altri poco conosciuti, come la sopravvivenza per oltre un anno nell'ospite definitivo di alcuni cestodi intestinali.

Ai fini della determinazione del grado di benessere o meno goduto dai soggetti tenuti in gabbia, indipendentemente dalle dimensioni a noi pare infine necessario il controllo anche del tipo di posatoio e di mangiatoia. Dall'altezza e dalla distanza di quest'ultima rispetto al pavimento ed al piolo infatti può dipendere la rottura delle penne timoniere e soprattutto la formazione di piccole soluzioni di continuo a

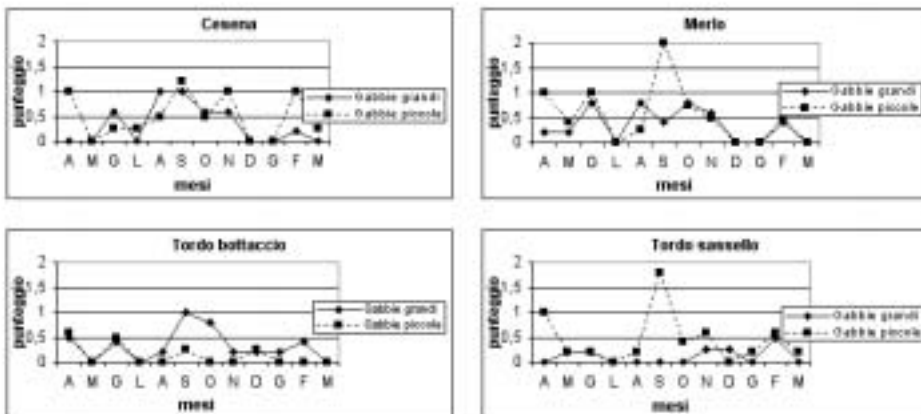


Fig. 7 – Andamento dell'emissione di uova di cestodi/g feci nel corso della sperimentazione

Legenda: 0 = assenti; 1 = < 500 uova/g feci; 2 = 500-1000 uova/g feci; 3 = 1000-3000 uova/g feci; 4 = > 3000 uova/g feci

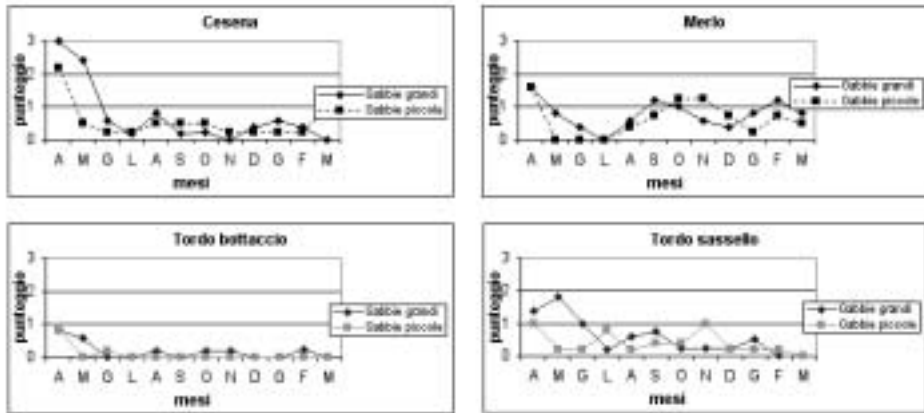


Fig. 8 – Andamento dell'emissione di oocisti/g feci nel corso della sperimentazione

Legenda: 0 = assenti; 1 = < 5000 oocisti/g feci; 2 = 5000-10000 oocisti/g feci; 3 = 10000-30000 oocisti/g feci, 4 = > 30000 oocisti/g feci

livello plantare che, per infezione batterica secondaria, esitano in gravi artrosinoviti e possono portare a morte i colpiti. Da tutti i dati da noi raccolti non sembra siano emersi risultati tali per cui si possa definire migliore un tipo di gabbia rispetto ad un'altra, compresa quella dalle dimensioni indicate nelle recenti delibere delle Regioni Lombardia ed Emilia Romagna. Entrambi i tipi di gabbie saggiate hanno presentato vantaggi ed inconvenienti a seconda delle specie ospitate ed in particolare non sono risultate idonee a salvaguardare l'integrità della livrea, che è l'aspetto di maggiore impatto emotivo relativamente alla questione "benessere". Fortunatamente questo è anche un aspetto che non comporta sofferenze agli uccelli perché, come sottolineato dalla citata nota di Spagnesi (non pubblicato), "le penne originano come formazioni cornee da un ispessimento del derma, collegato e nutrito da una papilla dermica. Quando la penna si è diversificata nelle sue componenti ed ha terminato il suo sviluppo, la papilla dermica si ritrae lasciandola devitalizzata, priva cioè di terminazioni nervose".

## 6. Ringraziamenti

Per la cortese collaborazione nel governo degli animali in sperimentazione e per la umana simpatia si ringrazia in modo particolare il sig. Aldo Reguzzoni. Per la cortese collaborazione nell'elaborazione statistica un grazie al dott. Enrico Zaffaroni.

## Bibliografia

ASH J. S. (1960) - A study of the Mallophaga of birds with particular reference to their biology and ecology. *Ibis* 102:93-110.

- BENNETT G.F. (1987) - *Haematozoa*. Elisha W. Burr. Iowa State University Press, Iowa.120-128.
- BINDER N. (1971) - Contribution to the morphology, invasion dynamics and development of the helminths of the blackbird (*Turdus merula* L.). *Zoologische Beitrage*, 17:83-150.
- BOUGHTON D.C. (1933) - Diurnal gametic periodicity in avian *Isospora*. *Am. J. Hyg.*, 18:161-183.
- EVERETT E.W. (1965) - Nematodes and Acantocephalus of poultry. In Bielster H.E., Schwarte L.H. (eds.) *Diseases of Poultry*, 5th ed., Ames, Iowa State University Press, 1000-1200.
- EUZÉBY J. (1963) - *Les maladies vermineuses des animaux domestiques et leurs incidences sur la pathologie humaine*, Vigot Frères Ed.
- GALLAZZI D., RIPAMONTI G., PECCATI C. & MANDELLI G. (1994) - Emoparassitosi in alcune specie di passeriformi europei. *Atti XIII Convegno Naz. APIV*, Volterra, 53-64
- GALLAZZI D., PECCATI C., GRANATA R., GRILLI G., VIGORITA V., SACCHI L., SIRTONI G. & MANDELLI G. (1996) - Emoparassitosi riscontrate in Italia in uccelli migratori durante il passo primaverile ed autunnale. *Supp. Ric. Biol. Selvaggina*, 24:189-198
- JONSSON L. (1992) - *Birds of Europe*. A & C Black ed., London.
- KONTIO-JALANKA K. (1988) - Feathering disorders in cage birds. Part. 1 Basic anatomy and influence of nutrition and environment. *Suomen Elainlaakarilehti*, 94:7-8, 348-351
- LAFEBER T. J. (1987) - *Feather disorders of common caged birds*. *Current veterinary therapy. VI Small animal practice*. Saunders W.B. ed., Philadelphia, USA, 675-681
- MANI P., ROSSI G., PERRUCCI S. & BERTINI S. (1998) - Mortalità di Merli (*Turdus merula*) in Toscana. *Selezione Veterinaria*, 39 (8-9):749-753.
- PEIRCE M.A. (1981) - Distribution and host-parasite check-list of Haematozoa of birds in Western Europe.

- Journal of Natural History*, 15:419-458.
- PETRAK M. L. (1969) - Diseases of cage and aviary birds. Lea & Febiger ed., Philadelphia, USA,
- RIVA R., GALLAZZI D., MAGNANI Z., OTTOBONI F. & MANDELLI G. (1996) - Reperimento di ectoparassiti su uccelli selvatici catturati in Lombardia. *Zootecnica International*, 6-7(supp.):142-151.
- RUFF M.D., NORTON R.A. (1997) - Nematodes and Acanthocephalans. In: Calnek B.W. (Ed.), *Disease of poultry*, 10th Edition. Iowa States Univ. Press, Ames, Iowa, 815-850.
- SCHWALBACH G. (1960) - Die coccidiose der Singvogel I. Der Ausscheidungsrythmus der Isospora-Oocysten beim haussperling (*Passer domesticus*). *Zbl. Bakt.*, 178:263-276.
- SVENSSON L. (1975) - *Identification Guide to European Passerines*. 2. Aufl. Stockholm



# VALUTAZIONE DELLO STATO SANITARIO DI TURDIDI DA RICHIAMO IN GABBIE DI DIMENSIONI TRADIZIONALI O MAGGIORI. PARTE II: PARAMETRI EMATOLOGICI ED EMATOCHIMICI

Sartorelli P., Zaffaroni E., Bellicini E.

Istituto di Patologia Generale Veterinaria. Università degli Studi, Via Celoria 10 - 20133 Milano

**Riassunto** - In quattro specie di uccelli del genere *Turdus* (Merlo, Cesena, Tordo bottaccio e Tordo sassello), sono stati valutati, con cadenza mensile nel corso di un anno, parametri ematologici ed ematochimici indicatori di stress e/o di possibili alterazioni a carico del metabolismo proteico e glucidico, nonché enzimi spia di eventuali lesioni muscolari (GR, PCV, GB, formula leucocitaria, proteine totali, acido urico, glicemia, CK e AST). Differenze significative tra i soggetti tenuti in gabbie di dimensioni differenti sono emerse, tra i parametri ematologici, per i granulociti eterofili ed il rapporto eterofili-linfociti (Et/L) che hanno mostrato valori più elevati nei soggetti tenuti nelle gabbie di dimensioni maggiori e, tra i parametri ematochimici per le attività enzimatiche (AST e CK) che sono risultate più elevate nei soggetti delle gabbie piccole. La Cesena è la specie che ha presentato le variazioni maggiori. I valori più elevati, nelle gabbie grandi, degli eterofili e del rapporto Et/L, tipico quest'ultimo di una condizione di stress anche acuto, potrebbero in parte essere imputabili allo stress connesso con le operazioni necessarie per il prelievo di sangue, che è risultato in effetti più difficoltoso per i soggetti in gabbia grande. Nel corso del periodo sperimentale questi parametri hanno comunque mostrato una tendenza alla diminuzione, a testimonianza dell'adattamento degli animali alle manipolazioni e alla condizione di cattività. I valori elevati di attività enzimatiche muscolari nei soggetti delle gabbie piccole, più evidenti per Cesena e Merlo, sembrerebbero invece indicativi di uno scarso trofismo muscolare, legato alla minore possibilità di movimento. Le alterazioni muscolari sono anch'esse probabilmente evidenziate dalle operazioni di cattura. Nel Tordo bottaccio e nel Tordo sassello non si osservano differenze tra i soggetti dei due tipi di gabbie. Sembra quindi di poter concludere che, almeno per Cesena e Merlo, le due specie di dimensioni maggiori, sia preferibile la permanenza in gabbie che consentano una libertà di movimento superiore a quelle tradizionali. Nel corso del periodo sperimentale sono inoltre emerse, accanto a differenze quantitative nei parametri esaminati, che rappresentano verosimilmente differenze di specie, anche variazioni che potrebbero essere imputabili a particolari condizioni ambientali (temperature elevate) o momenti fisiologici (periodo migratorio).

**Abstract** - Evaluation of health conditions of decoy-birds (*Turdus* spp.) kept in cages of two different dimensions. Part II: haematological and haematochemical parameters. Haematological and haematochemical examinations were monthly carried out for one year on birds of genus *Turdus* (Blackbird, Fieldfare, Song Trush, Redwing). The birds, 10 for each species, were equally divided into cages of two different dimensions (29,5 x 22 x 23 cm ; 43 x 28 x 28 cm). Parameters considered were markers of stress and/or of glucose and protein metabolism (RBC, PCV, WBC, leukogram, glucose, total protein, uric acid). Moreover, enzyme activities (CK, AST) were measured as markers of muscle lesions. Heterophil granulocytes and heterophil/lymphocyte ratio were significantly higher in birds kept in larger cages, especially in Fieldfare. This was probably due to acute stress experimented when birds were captured and restrained for blood drawing, because capture was more difficult for birds in larger cages. Heterophil granulocytes and heterophil/lymphocyte ratio decreased throughout the experimental period, suggesting that animals became progressively used to handling and caging. Plasma enzyme activities were higher in birds kept in small cages, particularly in Fieldfare and Blackbird. Muscle trophism was probably reduced because of the scarce possibility to move, and more enzymes could have been released into the bloodstream during capture procedures. No differences were observed for the Song Trush and the Redwing. In conclusion, it appears that, for Fieldfare and Blackbird, which are the biggest among these species, a larger cage than that commonly used would be preferable. Significant quantitative differences for most of the parameters were recorded among the four species of *Turdus* and are likely genetically determined. Furthermore, changes probably related to patho-physiological conditions (high ambient temperature, migratory period) were observed during the year.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 59 - 67

## 1. Introduzione

Per valutare in modo più approfondito se la detenzione in gabbie di dimensioni tali da consentire anche alle specie più grosse l'apertura delle ali fosse preferibile a quella in gabbie standard, sugli stessi soggetti, appartenenti a 4

specie del genere *Turdus*, Merlo (*Turdus merula*), Cesena (*Turdus pilaris*), Tordo bottaccio (*Turdus philomelos*), Tordo sassello (*Turdus iliacus*), di cui si è trattato nella parte I di questo lavoro (Gallazzi *et al.*, 2004), sono stati valutati con cadenza mensile, nel corso di un

anno, parametri ematologici ed ematochimici che fornissero indicazioni sullo stato sanitario e su eventuali situazioni di stress, o comunque di scarso benessere, in relazione al diverso tipo di gabbia. A tale scopo sono stati eseguiti l'esame emocromocitometrico, con valutazione del rapporto eterofili/linfociti (Et/L), considerato negli uccelli un marker di stress (Mc Farlane *et al.*, 1989), parametri indicatori del metabolismo glucidico (glucosio), proteico (proteine, acido urico), nonché enzimi marker di danno muscolare (CK, AST), per evidenziare eventuali situazioni patologiche riconducibili alla permanenza in spazio ristretto.

Le specie utilizzate differiscono per dimensioni, socializzazione, attitudine migratoria ed è quindi possibile che esse possano risentire in maniera differente dello stato di cattività; in sede di analisi statistica si è pertanto saggiata anche l'interazione specie-gabbia.

Dal momento inoltre che per queste specie mancano in letteratura informazioni sui valori ematologici ed ematochimici basali, a cui fare riferimento per una corretta interpretazione delle eventuali situazioni patologiche, scopo di questo lavoro è stato anche quello di raccogliere, per quanto possibile, dati relativi ai range "fisiologici" dei diversi parametri esaminati. L'indagine è stata protratta per un intero anno in quanto è verosimile che si verifichino variazioni stagionali legate al ciclo riproduttivo e/o al periodo migratorio.

## 2. Materiali e metodi

Sono stati esaminati 10 soggetti di ciascuna specie, di cui 5 in gabbie di dimensioni tradizionali

(29,5 x 22 x 23 cm – L x l x h) e 5 in gabbie di dimensioni tali da consentire l'apertura delle ali anche alla Cesena (43 x 28 x 28 cm), la specie di maggiori dimensioni tra quelle studiate.

Per quanto attiene alle modalità di cattura, alla stabulazione, all'alimentazione e alla disposizione delle gabbie nel corso della sperimentazione si rimanda alla parte prima di questo lavoro.

Dal marzo 1996 al marzo 1997 sono stati eseguiti ogni mese prelievi di sangue, nell'arco di tre mattine successive, sempre alla stessa ora per evitare interferenze con i ritmi circadiani; la sequenza dei prelievi è stata randomizzata, registrando comunque per ogni soggetto il numero d'ordine del prelievo.

Da ciascun soggetto il sangue è stato prelevato dalla vena giugulare destra in quantità di 0,3 ml, immediatamente miscelato a 30 ml di una soluzione anticoagulante (EDTA).

All'atto del prelievo è stato eseguito uno striscio di sangue, successivamente colorato con May-Grünwald Giemsa per il calcolo della formula leucocitaria.

I campioni di sangue sono stati portati in Istituto in borsa termica nel tempo massimo di 4 ore dal prelievo. Appena giunti, i campioni sono stati sottoposti ai seguenti esami:

- valutazione del valore ematocrito, mediante capillare centrifugato a 12000 giri/minuto per 15 minuti;

- conteggio dei globuli rossi e bianchi in camera di Bürker; dopo diluizione in una pipetta contaglobuli in rapporto 1:200 con una soluzione specifica per uccelli (Natt & Herrick, 1952).

Il sangue rimanente è stato centrifugato a 1500 giri/minuto per 10 minuti e il plasma congelato

**Tab. 1** - Valori medi  $\pm$  deviazione standard dei parametri ematologici nelle diverse specie.

SPECIE	PCV %	G.R 103/ml	G.B. 103/ml	Linfociti %	Monociti %	Eterofili %	Eosinofili %	Basofili %
Cesena	49,47 $\pm 5,09$	3405 $\pm 2075$	36,62 $\pm 29,08$	71,54 $\pm 29,08$	7,56 $\pm 5,49$	12,20 $\pm 14,51$	8,24 $\pm 5,59$	2,22 $\pm 9,89$
Merlo	49,60 $\pm 5,17$	3197 $\pm 594$	34,21 $\pm 17,27$	82,34 $\pm 11,89$	4,75 $\pm 3,56$	6,43 $\pm 7,85$	4,96 $\pm 3,48$	0,84 $\pm 1,89$
Tordo bottaccio	50,64 $\pm 4,66$	3194 $\pm 618$	31,46 $\pm 13,41$	73,21 $\pm 12,22$	8,30 $\pm 5,42$	6,74 $\pm 7,57$	10,22 $\pm 6,9$	1,98 $\pm 3,72$
Tordo sassello	48,77 $\pm 5,73$	3127 $\pm 517$	24,72 $\pm 9,05$	78,00 $\pm 11,64$	8,63 $\pm 6,93$	4,64 $\pm 6,08$	7,61 $\pm 10,31$	2,69 $\pm 4,09$
	*	n.s.	***	***	***	**	***	**

Legenda: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$

fino al momento delle analisi, effettuate entro il termine massimo di 60 giorni. Il tempo intercorso tra prelievo e congelamento è risultato omogeneo per tutti i prelievi. Sono stati eseguiti con analizzatore automatico Abbott VP i seguenti esami:

- glicemia, con metodo enzimatico spettrofotometrico all'esokinasi (Boehringer-Mannheim)
- acido urico, con metodo enzimatico colorimetrico all'uricasi (Boehringer-Mannheim)
- proteine totali, con metodo colorimetrico al biuretto (Abbott)
- AST, con metodo spettrofotometrico in accordo con IFCC (Boehringer-Mannheim)
- CK con metodo spettrofotometrico CR NAC attivato (Boehringer-Mannheim)

Analisi Statistica: l'analisi statistica è stata eseguita con il programma Statistica 5.1 (Statsoft Inc). È stata impiegata l'analisi della varianza utilizzando come criterio di classificazione la dimensione delle gabbie e la specie di appartenenza. Per i parametri che non presentavano una distribuzione normale si è effettuata la trasformazione logaritmica dei dati. Le correlazioni sono state valutate con test per ranghi di Spearman.

### 3. Risultati

Nel corso dell'intero periodo sperimentale si è registrata, come già esposto nella parte prima, una mortalità del 10% (4/40), che ha interessato ugualmente le specie ed i tipi di gabbie, e che in tre casi è stata causata da incidente nel corso delle operazioni di prelievo.

Per quanto riguarda i valori relativi ai parametri ematologici ed ematochimici di seguito riportati, va ricordato che l'impiego di anticoagulante liquido ha comportato una diluizione dei campioni di circa il 10%.

#### 3.1. Parametri ematologici

I risultati relativi ai parametri ematologici sono riportati in Tab. 1.

Tra le diverse specie sono emerse differenze significative tra i valori medi di tutti i parametri considerati, escluso il numero di eritrociti. In particolare il valore ematocrito più basso si registra nel Tordo sassello, quello più elevato nel Tordo bottaccio; il numero di leucociti/mm<sup>3</sup> risulta inferiore nel Tordo sassello rispetto a tutte le altre specie. I linfociti sono più numerosi nel Merlo, gli eterofili nella Cesena, gli eosinofili nel Tordo bottaccio e nella Cesena. I monociti ed i basofili sono invece meno rappresentati nel Merlo.

Tra i soggetti delle gabbie grandi e quelli delle gabbie piccole è stata evidenziata una differen-

za significativa per gli eterofili che, sia come rappresentanza percentuale sia come valori assoluti, risultano più numerosi nelle gabbie grandi. Identico comportamento mostra il rapporto eterofili/linfociti. (Et/L) (Fig. 1).

Nel corso dell'anno non si evidenziano variazioni relative ai parametri ematologici, se si eccettua una tendenza alla diminuzione del numero degli eterofili e del rapporto eterofili/linfociti, in particolare nella Cesena (Fig. 2).

#### 3.2. Parametri ematochimici

I risultati relativi ai parametri ematochimici sono riportati in Tab. 2.

Anche i parametri ematochimici mostrano significative differenze di specie: sia la AST che la CK plasmatiche sono più elevate nel Merlo, sovrapponibili in Cesena e Tordo bottaccio, più basse nel Tordo sassello. La concentrazione delle proteine plasmatiche è superiore nel Merlo rispetto a tutte le altre specie; l'acido urico è più elevato nel Tordo bottaccio e più basso nel Tordo sassello, al contrario della glicemia che è più elevata in quest'ultimo.

Sono state riscontrate differenze significative tra i soggetti delle gabbie grandi e quelli delle gabbie piccole per AST, CK e proteine totali, che presentano valori medi più elevati nelle gabbie piccole. Tuttavia le quattro specie considerate non si comportano in modo univoco, come dimostrato dalla interazione significativa tra specie e gabbia. Per quanto riguarda le attività di CK e AST (Fig. 3), la Cesena mostra gli incrementi maggiori, seguita dal Merlo. Nel Tordo bottaccio e nel Tordo sassello le variazioni non risultano significative.

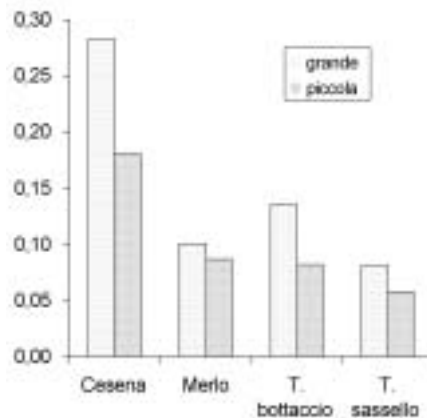


Fig. 1 – Valori medi del rapporto Eterofili/Linfociti nelle diverse specie in relazione al tipo di gabbia.

Le proteine totali sono più elevate in particolare nei Tordi bottacci delle gabbie piccole, tuttavia questa differenza è presente già al primo prelievo e si mantiene inalterata nel tempo; analogo comportamento è stato osservato per l'acido urico, più elevato nei Merli in gabbia grande e più basso nei Tordi bottacci in gabbia piccola. Trattandosi, in ogni caso, di valori iniziali entro i "range" fisiologici per gli uccelli, è verosimile che si tratti di differenze individuali. Nel corso dell'anno le attività enzimatiche mostrano in tutte le specie aumenti sensibili nel periodo primaverile e, con eccezione del Merlo, in quella autunnale (Fig. 4), con livelli minori e più omogenei nei mesi estivi.

La protidemia mostra saltuarie variazioni nel corso dell'anno, mentre l'acido urico tende ad aumentare, in particolare nel Tordo bottaccio. La glicemia non subisce variazioni stagionali significative, anche se va sottolineato che in tutte le specie i valori medi più elevati sono stati registrati al primo prelievo.

Per quanto riguarda infine l'eventuale influenza sui parametri considerati dell'ordine in cui sono stati eseguiti i prelievi, si sono ottenuti risultati differenti a seconda della specie (Tab. 3): in particolare, nella Cesena e nel Merlo vi è una correlazione positiva con l'ordine di prelievo per CK e AST. Nel Merlo e nel Tordo sassello l'ordine di prelievo influisce positivamente sulla glicemia, mentre nel Tordo bottaccio nessun parametro ne risulta influenzato.

#### 4. Discussione

Una valutazione obbiettiva della condizione di benessere di un animale è molto difficile da

raggiungere, dal momento che i parametri di cui disponiamo forniscono solo indicazioni parziali e a volte addirittura contraddittorie. Gli uccelli tenuti in gabbia si trovano, ad esempio, in una condizione che si discosta molto da quella naturale: subiscono una limitazione dei movimenti, sono impossibilitati a riprodursi e ad esibire comportamenti naturali quali quelli migratori, e sono quindi intuitivamente in una situazione di scarso benessere; tuttavia, se si prende come indicatore di benessere la longevità, essa è sicuramente maggiore: i Tordi da richiamo raggiungono i 10 anni di vita, mentre in natura non superano i 5, in base ad esperienze di ricattura. Una mortalità del 10% come quella da noi riscontrata, per di più causata dalle manipolazioni cui gli animali sono stati sottoposti, è di gran lunga inferiore a quella naturale. Anche lo stato di nutrizione è spesso migliore, per la maggior disponibilità di cibo.

Per la valutazione dello stato di benessere è inoltre necessaria una conoscenza approfondita delle necessità biologiche della specie prese in esame, che spesso manca, soprattutto per gli animali selvatici. L'impiego di parametri quali quelli ematici presuppone anche la disponibilità di valori di riferimento ottenuti in soggetti in condizioni "basali", il che è praticamente impossibile nel caso di animali a vita libera. Il prelievo di sangue comporta, infatti, la vicinanza dell'uomo, la cattura, la contenzione, la venipuntura, tutti eventi che costituiscono una fonte di notevole stress per il soggetto, e che sono quindi in grado di alterare gli indicatori ematici di benessere. L'entità dell'alterazione dipende dal grado di eccitabilità del singolo animale e

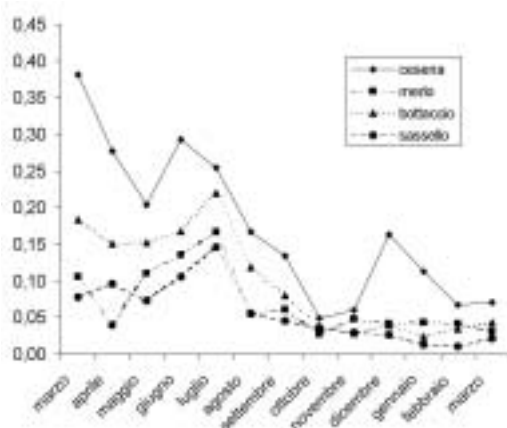


Fig. 2 – Andamento del rapporto Eterofili/Linfociti nelle diverse specie nel corso dell'anno.

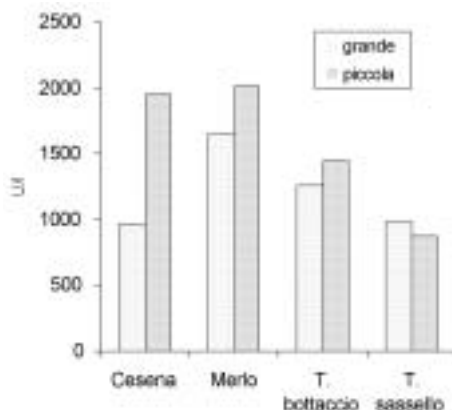


Fig. 3 – Valori medi della CK nelle diverse specie in relazione al tipo di gabbia.

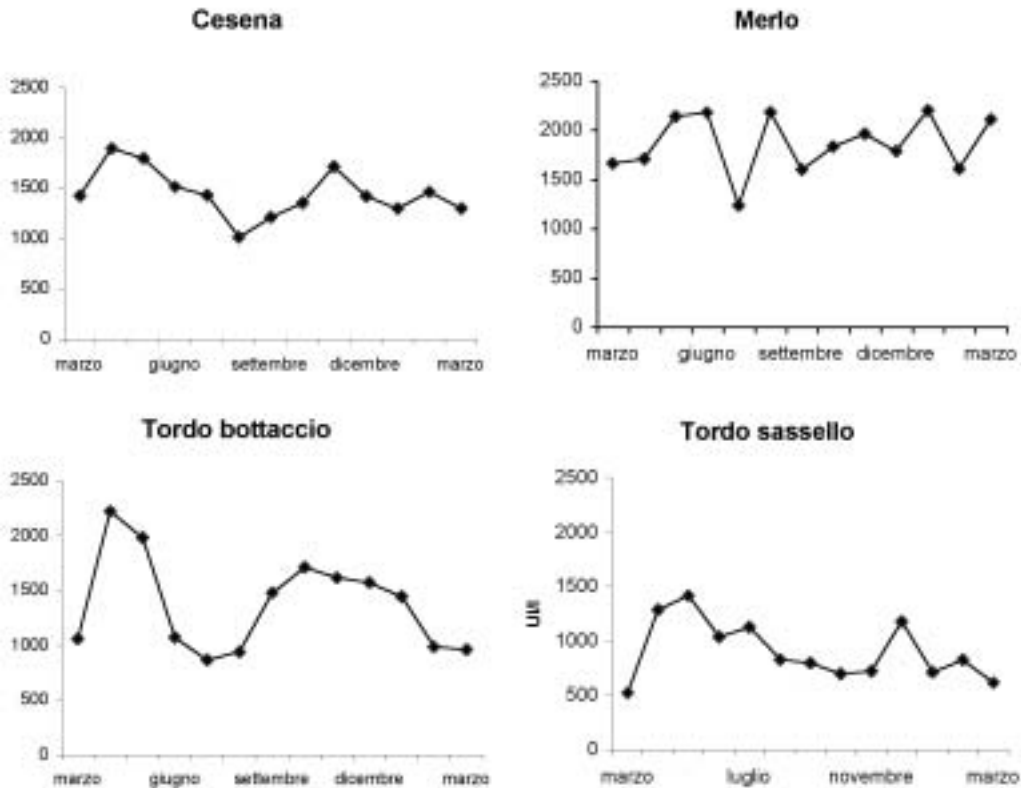


Fig. 4 – Andamento della CK nelle diverse specie nel corso dell'anno.

dall'eventuale abitudine che può instaurarsi quando lo stesso stressor viene ripetuto più volte (Locatelli *et al.*, 1989; Terlouw *et al.*, 1997). È quindi possibile che, nel corso del periodo sperimentale, gli effetti dello stress da prelievo diventino progressivamente meno evidenti.

In letteratura non risultano disponibili dati sui valori ematologici ed ematochimici "basali" delle quattro specie prese in esame. I valori medi da noi riscontrati sono comunque analoghi a quelli segnalati per altre specie di volatili (Di Modugno *et al.*, 1992; Hawkey, 1991; Kaneko *et al.*, 1997). Le differenze significative osservate per la maggior parte dei parametri tra le quattro specie del genere *Turdus*, rappresentano verosimilmente differenze su base genetica.

Pur tenendo sempre presente che nel nostro schema sperimentale è inevitabile un'interferenza legata alla manipolazione dei soggetti, tuttavia, dal momento che i gruppi sperimentali differiscono solo per le dimensioni della gabbia, si può ritenere che le differenze significati-

ve emerse nel corso del periodo sperimentale tra soggetti della stessa specie tenuti in gabbie di dimensioni diverse siano effettivamente imputabili a questa variabile.

Il rapporto eterofili/linfociti è risultato in tutte le specie, ed in particolare nella Cesena, più elevato nei soggetti delle gabbie grandi; tale rapporto è considerato nei volatili domestici un indice di stress tra i più indicativi, essendo influenzato direttamente dal corticosterone, che induce sia linfopenia che eterofilia (Campo & Redondo, 1996; Ghodasara *et al.*, 1991; Gross & Siegel, 1983; McFarlane *et al.*, 1989; Mitchell *et al.*, 1992). Nell'oca sottoposta a prelievo di sangue, il corticosterone aumenta nell'arco di 45 secondi-1 minuto, e risulta quindi essere indicativo di stress acuto (Le Maho *et al.*, 1992); le conseguenti modificazioni del rapporto eterofili/linfociti permangono più a lungo e possono quindi indicare anche stress cronici (Gross & Siegel, 1983). In alcune specie di uccelli la risposta a stimoli

**Tab. 2** - Valori medi ( $\pm$  deviazione standard) dei parametri ematochimici nelle diverse specie.

SPECIE	GLUCOSIO	PROTEINE	AC.URICO	AST	CK
	mmol/l	g/l	mmol/l	U/l	U/l
Cesena	14,94	35,12	860,08	520,25	1414,61
	$\pm 2,01$	$\pm 9,93$	$\pm 377,1$	$\pm 158,4$	$\pm 975,80$
Merlo	14,36	47,49	809,52	575,55	1846,15
	$\pm 2,34$	$\pm 10,89$	$\pm 577,5$	$\pm 153,15$	$\pm 1428,64$
Tordo bottaccio	13,41	37,67	1018,89	540,78	1393,37
	$\pm 2,39$	$\pm 7,35$	$\pm 458,0$	$\pm 172,79$	$\pm 1034,86$
Tordo sassello	15,63	34,53	710,79	470,37	918,81
	$\pm 2,17$	$\pm 4,79$	$\pm 248,6$	$\pm 163,63$	$\pm 789,54$
	***	***	**	***	***

Legenda: \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$

stressanti è invece caratterizzata da eteropenia e linfocitosi (Bhattacharyya e Sarkar, 1968). Non va inoltre dimenticato l'intervento nello stress acuto dell'adrenalina, che nei mammiferi, e verosimilmente anche negli uccelli (Powers *et al.*, 1994), causa neutrofilia e linfocitosi.

L'interpretazione delle variazioni del rapporto Et/L è quindi difficile, soprattutto in assenza del valore "basale" di ogni specie e a causa della variabilità di specie nella risposta a stimoli stressanti. Negli uccelli da noi indagati si sovrappongono lo stress acuto della cattura per il prelievo di sangue, e lo stress cronico, legato alla permanenza in gabbia. Il più elevato rapporto Et/L nei soggetti delle gabbie grandi è verosimilmente imputabile allo stress acuto, dal momento che la cattura è risultata obiettivamente più lunga e difficoltosa, per la maggior possibilità di fuga. Al primo prelievo nel marzo 1996, il rapporto Et/L è risultato in tutte le specie, in particolare nella Cesena, superiore a quello del marzo 1997, indicando che nel corso della sperimentazione si è comunque instaurata una certa "abitudine" alle condizioni di stabulazione e alla manipolazione, come già segnalato in altre specie (Terlouw *et al.*, 1997). Sul rapporto Et/L influiscono comunque anche altri stressors di tipo ambientale: in tutte le specie si è riscontrato, ad esempio, un netto aumento di questo valore nei mesi di giugno e luglio, caratterizzati, nei giorni del prelievo di sangue, da temperature ambientali molto elevate ( $>32^{\circ}\text{C}$ .), in grado di incrementare la liberazione di corticosterone negli uccelli (Faure *et al.*, 1988; Geraert *et al.* 1996). Anche in questo

caso il rapporto Et/L più elevato è stato riscontrato nella Cesena (Fig. 1), che d'altra parte trascorre solitamente i mesi estivi a latitudini più elevate (Bricchetti *et al.*, 1986; Pforr & Limbrunner, 1983) o, in Italia, sopra gli 800 metri. Un altro parametro che da alcuni Autori (Maxwell e Robertson, 1995) è ritenuto indice di stress è il numero dei granulociti basofili, che però, nel nostro caso, non ha presentato differenze imputabili al tipo di gabbia, alle manualità operative, o alle condizioni ambientali. I valori più elevati riscontrati nel Tordo sassello e Tordo bottaccio rispetto al Merlo sembrano quindi essere una caratteristica di specie. Per quanto riguarda gli altri parametri ematologici, non sono emerse differenze né tra i tipi di gabbie, né in relazione al prelievo di sangue, e non appaiono quindi indicativi di stress in queste specie. D'altra parte negli uccelli, a seguito di iniezione di adrenalina, non si verificherebbe spremitura della milza così efficace come nei mammiferi (Hawkey, 1991), e di conseguenza lo stress non provocherebbe variazioni consistenti del numero di emazie e del valore ematocrito. Non sono emerse nemmeno differenze stagionali, segnalate da altri Autori (Puerta *et al.*, 1995) in soggetti catturati nei mesi estivi o nel corso della migrazione, e attribuite a emocostrazione da disidratazione, che ovviamente non si è verificata nei nostri animali.

Il numero di leucociti ha presentato in tutte le specie notevoli variazioni individuali, come già segnalato negli uccelli in genere (Campbell, 1995).

Tra i parametri ematochimici marker di stress,

**Tab. 3** - Correlazione tra parametri ematochimici e ordine di esecuzione del prelievo di sangue.

SPECIE	PARAMETRO	R	P
Cesena	AST	0,39	***
	CK	0,45	***
Merlo	AST	0,33	***
	CK	0,37	***
	glucosio	0,19	*
Tordo sassello	glucosio	0,27	**

Legenda:

\* = P&lt;0,05; \*\* = P&lt;0,01; \*\*\* = P&lt;0,001

la glicemia non ha evidenziato variazioni significative tra le gabbie; tuttavia i valori più elevati sono stati riscontrati per tutte le specie al primo prelievo, che è in effetti risultato il più indaginoso. La glicemia appare quindi influenzata dallo stress acuto, che si accompagna a liberazione di ormoni iperglicemizzanti (adrenalina e corticosterone). In tal senso è da interpretare la correlazione, significativa per il Merlo e il Tordo sassello, tra valori glicemici e ordine di prelievo. I valori medi della glicemia sono risultati paragonabili a quelli riscontrati in altri uccelli (Kaneko *et al.*, 1997).

Differenze significative in relazione alle dimensioni delle gabbie sono state evidenziate per le attività enzimatiche esaminate, che in generale risultano più elevate nei soggetti delle gabbie piccole. Tuttavia tra le diverse specie è emerso un comportamento diverso sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo. Mentre nella Cesena, nel Merlo i valori di CK e AST risultano più elevati nelle gabbie piccole, nel Tordo bottaccio e nel Tordo sassello sono sovrapponibili. Un'interpretazione di questi risultati non può ovviamente prescindere dalla conoscenza dei dati "basali" delle singole specie, che, come già detto, non sono disponibili. Per quanto riguarda il profilo d'organo di questi enzimi, la CK è considerata anche negli uccelli un marker della musculatura scheletrica e, in parte, cardiaca; la AST risulta distribuita in numerosi organi, e, pur essendo considerata tra gli indici di funzionalità epatica, come nei mammiferi, è presente anche a livello muscolare; in presenza di alterazioni muscolari sono segnalati aumenti della CK e della AST (Kaneko *et al.*, 1997). Variazioni consensuali di questi due enzimi suggeriscono quindi un coinvolgimento muscolare. Sarebbe quindi

che nei soggetti tenuti nelle gabbie piccole si verificano alterazioni delle fibre muscolari che comportano una maggior fuoriuscita di enzimi nel sangue. In questi soggetti le dimensioni ridotte della gabbia permettono solo una attività motoria scarsa, e non consentono di distendere le ali; è quindi probabile che si instauri un certo grado di ipotrofia muscolare. Anche se non si può escludere che lo scarso spazio a disposizione aumenti la probabilità di lesioni traumatiche contro le pareti della gabbia, è però verosimile che le fibre muscolari meno sviluppate siano più permeabili e rilascino una maggior quantità di enzimi come conseguenza della eccitazione e dell'attività che si verificano a seguito della manipolazione per il prelievo di sangue (Kaneko *et al.*, 1997). Un fenomeno analogo è stato segnalato nel cavallo sportivo, in cui l'incremento ematico di CK durante l'attività fisica risulta molto maggiore nei soggetti non allenati (Trombetta & Falaschini, 1995).

La Cesena risulta la specie più sensibile, come è comprensibile essendo quella di dimensioni maggiori, seguita dal Merlo e dal Tordo bottaccio. Il Tordo sassello invece, probabilmente per le dimensioni minori che gli consentono comunque un certo movimento, è quello che mostra le variazioni più modeste. Nella Cesena e nel Merlo, il fatto che i valori di CK e di AST aumentino col numero d'ordine del prelievo sembrerebbe indicare che i soggetti di queste specie siano più eccitabili e che presentino una maggiore agitazione. Va sottolineato infine che i valori medi delle attività enzimatiche riportati in tabella 2 sono verosimilmente superiori ai reali livelli "basali" di queste specie, in quanto influenzati sia dalle manipolazioni sia dalle condizioni di stabulazione. Sono stati infatti riscontrati con una certa frequenza valori singoli molto elevati, al di fuori dei limiti di riferimento per gli uccelli in genere (Kaneko *et al.*, 1997). Le variazioni osservate per la CK nel corso dell'anno, con tendenza all'aumento nei mesi primaverili e autunnali, potrebbero essere espressione di una maggiore attività motoria nel periodo in cui in natura si compie la migrazione, che essendo un fenomeno innescato da una componente genetica e da una ambientale, tende a manifestarsi anche in cattività. Nel periodo più freddo può contribuire verosimilmente anche la contrazione involontaria (brivido) utilizzato dai volatili per incrementare la termogenesi (Freeman, 1983); a questo proposito va sottolineato che la Cesena, il Tordo sassello ed il Tordo bottaccio svernano

di regola in climi più caldi. La protidemia non ha presentato variazioni nel corso dell'anno, contrariamente a quanto segnalato in letteratura (Puerta et al., 1995). In uccelli catturati nel periodo della muta sono stati osservati bassi valori di proteine sieriche, attribuiti alle notevoli attività biosintetiche per la produzione delle penne (Veiga e Puerta, 1996). È peraltro verosimile che gli uccelli in cattività riescano a sopperire meglio con la dieta alle aumentate richieste proteiche. La tendenza all'aumento dell'acido urico nel corso del periodo sperimentale fa addirittura supporre un eccessivo apporto proteico, dal momento che negli uccelli l'eccesso di proteine viene catabolizzato ad acido urico (Kaneko et al. 1997).

In conclusione dall'esame complessivo dei risultati pare che le specie in esame si adattino abbastanza bene alle condizioni di cattività in quanto non si evidenziano modificazioni da stress cronico. Tuttavia la scarsa possibilità di movimento sembra indurre alterazioni muscolari, soprattutto nella Cesena e nel Merlo, più evidenti nei soggetti delle gabbie piccole. Per queste specie, di dimensioni maggiori rispetto alle altre due, appare quindi preferibile il mantenimento in gabbie più grandi di quelle tradizionali, che permetterebbero una maggiore attività fisica consentendo un miglior trofismo muscolare.

## 5. Ringraziamenti

Lavoro eseguito con il contributo della regione Lombardia. Si ringrazia il Sig. Aldo Reguzzoni per la sua gentilezza e la cortese collaborazione nel governo degli animali.

## Bibliografia

- BHATTACHARYYA T.K. & SARKAR A.K. (1968) - Avian leukocyte responses induced by stress and corticoid inhibitors. *Indian Journal of Experimental Biology*, 6: 26-28.
- BRICHETTI P.A., CAGNOLARO L. & SPINA F. (1986) - *Uccelli d'Italia*, Giunti Editore, Firenze.
- CAMPBELL T. W. (1995) - *Avian Haematology and Cytology*. II ed. Iowa State University Press. Ames.
- CAMPO J.L. & REDONDO A. (1996) - Tonic immobility reaction and heterophil to lymphocyte ratio in hens from three Spanish breeds laying pink eggshells. *Poultry Science*, 75: 155-159.
- DI MODUGNO G., SOTTILI R. & RICCI V. (1992) - Parametri ematologici ed ematochimici in alcune specie di rapaci diurni e notturni, *Atti I Seminario nazionale centri Recupero Avifauna. Vanzago, 10-11 marzo 1991*. W.W.F. Serie atti e studi n°9: 55-66.
- FAURE J.M., LAGADIC N. & MILLS A.D. (1988) - Le stress chez le poule, *Rec. Méd. Vét.*, 164: 857-861.
- FREEMAN B.M. (1983) - *Physiology and Biochemistry of the domestic fowls*. Academic Press. London.
- GALLAZZI D., GRILLI G., CONCINA E., RIPEPI P., GRANATA R. & VIGORITA V. (2004) - Valutazione dello stato sanitario di turdidi da richiamo in gabbie di dimensioni tradizionali o maggiori. Parte I: aspetti morfologici, parassitologici e mortalità. *J. Mt. Ecol.* 7 (Suppl.): 43 - 57.
- GERAERT P.A., PADILHA J.C.F. & GUILLAUMIN S. (1996) - Metabolic and endocrine changes induced by chronic heat exposure in broiler chickens: biological and endocrinological variables. *British Journal of Nutrition*, 75: 205-216.
- GHODASARA D.J., PRAJAPATI K.S. & RANK D.N. (1991) - Effect of summer stress on haematological value in layer kept under different systems of housing. *Indian Journal of Animal Sciences*, 61: 658-659.
- GROSS W.B. & SIEGEL H.S. (1983) - Evaluation of the heterophil-lymphocyte ratio as a measure of stress in chickens. *Avian Disease*, 27: 972-979.
- HAWKEY C.M. (1991) - The values of comparative haematological studies. *Comparative Haematology International*, 1: 1-9.
- KANEKO J.J., HARVEY J.W. & BRUSS M.L. (1997) - *Clinical biochemistry of domestic animals*. Academic Press. San Diego.
- LE MAHO Y., KARMANN H., BRIOT D., HANDRICH Y., ROBIN J-P, MIOSCOWSKI E., CHEREL Y. & FARMY J. (1992) - Stress in bird due to routine handling and a technique to avoid it. *American Journal of Physiology*, 263: 775-781.
- LOCATELLI A., SARTORELLI P., AGNES F., BONDILOTTI G.P. & PICOTTI G. (1989) - Adrenal response in the calf to repeated simulated transport. *British Veterinary Journal*, 145: 517-522.
- LUKAS A.M. & JAMROZ C. (1961) - *Atlas of Avian Haematology*, Agriculture Monograph-United State Department of Agriculture
- MAXWELL M.H. & ROBERTSON G.W. (1995) - The avian basophilic leucocyte: a review. *World's Poultry Science Journal*, 51:307-319.
- MCFARLANE J.M., CURTIS S.E., SIMON J. & IZQUIERDO O.A. (1989) - Multiple concurrent stressors in chicks. 2. Effects on hematology, body composition and pathologic traits. *Poultry Science*, 68: 510-521.
- MITCHELL M.A., KETTLEWELL P.J. & MAXWELL M.H. (1992) - Indicators of physiological stress in broiler chickens during road transportation, *Animal Welfare*, 1: 91-103.
- NATT M.P. & HERRICK C.A. (1952) - A new blood diluent for counting the erythrocytes and leucocytes of chickens. *Poultry Science*, 31: 735-738.
- PFORR M. & LIMBRUNNER A. (1983) - *Uccelli d'Europa - Atlante illustrato*. Luigi Reverdito Editore. Trento.
- POWERS V.L., POKRAS M., RIO K., VIVERETTE C. & GOODRICH L. (1994) - Hematology and occurrence of hemoparasites in migrating sharp-shinned hawks (Accipiter striatus) during fall migration. *Journal Raptor Research*, 28: 178-185.
- PUERTA M., NAVA M.P., VENERO C. & VEIGA J.P. (1995) - Hematology and plasma chemistry of house sparrows (*Passer domesticus*) along the summer months and after testosterone treatment. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 110A: 303-307.



- TERLOUW E.M.C., SCHOUTEN W.G.P. & LADEWIG J. (1997) - Physiology. In: Appleby M.C. e B.O.Hughes (eds.), *Animal Welfare*. CAB International
- TROMBETTA M.F. & FALASCHINI A. (1995) - Modificazioni di alcuni parametri ematici indotte dal training in giovani trottatori. *Atti S.I.S.Vet.*, 49: 257-258.
- VEIGA J.P. & PUERTA M. (1996) - Nutritional constraints determine the expression of a sexual trait in the house sparrow, *Passer domesticus*, *Proceedings of the Royal Society of London B.*, 263: 229-234.
- ZUCCA P. (1995) - Valutazione dello stato di una popolazione di rapaci mediante l'esame dei parametri ematici. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22: 339-343.

# INDAGINE PRELIMINARE SULL'AMBIENTAMENTO DI STARNE ALLEVATE CON METODI INTENSIVI

Piccirillo A.\*, Troisi S.\*\*\*, Baiano A.\*, Menna L.F.\*, Fioretti A.\*

\* Sezione di Patologia Aviare, Dipartimento di Patologia e Sanità Animale, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Napoli Federico II - Via EDelpino, 1 - 80137 Napoli

\*\* Studi di Ecologia Applicata (S.E.A.) - Via Caravaggio, 143/y - 80126 Napoli

**Riassunto** - Gli Autori riportano i risultati di un'indagine preliminare che aveva lo scopo di far adattare alle condizioni di vita naturale starni *Perdix perdix* provenienti da un allevamento intensivo, nella Zona di Ripopolamento e Cattura di "Serre-Persano" (SA). Nel corso dell'indagine è stato valutato anche lo stato sanitario degli animali. Le starni, dopo aver sostato per circa 2 settimane nel parchetto di ambientamento sono state liberate progressivamente in gruppi di 4, a distanza di una settimana l'uno dall'altro. Al momento dell'arrivo, al rilascio ed alla cattura sono stati effettuati campionamenti individuali da sottoporre ad esami microbiologici. Nei due mesi di indagine non si è verificato alcun caso di mortalità nelle strutture di ambientamento, mentre il tasso di sopravvivenza fra gli animali rilasciati è stato del 58,3%. Gli animali hanno manifestato anche la tendenza a modificare i propri schemi comportamentali. Gli esami di laboratorio non hanno permesso l'isolamento di microrganismi di particolare rilievo. Questi risultati confermano la necessità di adoperare corretti sistemi di rilascio per migliorare la capacità di ambientamento e di sopravvivenza degli animali.

**Abstract - Preliminary investigation on the adaptation of intensively reared Grey partridge.** Authors report the results of a preliminary investigation about the adaptation of intensively reared Grey partridges *Perdix perdix* in the wild, in the Area for Restocking and Capture "Serre-Persano" (Salerno, Italy). Part of this study involved the monitoring of health condition of the birds. Grey partridges, after about two weeks in the adaptation pen, have been progressively released, in a group of four every week. On their arrival, release and capture, each bird has been sampled in order to carry out microbiological exams. During the research period no bird died in the release pen, while the survival rate of the released birds was 58.3%. Birds have also shown a propensity to change their behavioral schemes. Microbiological exams failed to show the presence of any significant microorganism. These results strongly suggest the need to use correct release methods to improve the adaptation ability and the survival rate of the birds.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 69 - 73

## 1. Introduzione

Negli ultimi decenni si è verificata una drastica riduzione della consistenza delle popolazioni naturali di starna *Perdix perdix*, conseguente soprattutto a radicali modificazioni dell'ambiente e ad una forte pressione venatoria. Sebbene il fenomeno abbia riguardato molti Paesi europei, in Italia il declino della specie ha assunto le proporzioni più drammatiche, in particolare in Italia centro-meridionale la starna sembra di fatto essere scomparsa (Cocchi *et al.*, 1993; Toso & Cattadori, 1993).

A seguito della rarefazione della specie allo stato naturale e del conseguente aumento della richiesta venatoria si è verificata una notevole diffusione dell'allevamento in stretta cattività (Mori & Bagliacca, 1987). Tuttavia, i risultati che si ottengono con l'immissione in natura di animali di allevamento, soprattutto quando hanno come finalità il ripristino o il potenziamento di popolazioni selvatiche, sono molto spesso deludenti (Bagliacca, 1998). Gli attuali sistemi di allevamento, infatti, prevedono l'a-

dozione di tecniche in grado di determinare profonde modificazioni nella morfologia, fisiologia e comportamento degli animali, difficilmente compatibili con la sopravvivenza e la riproduzione nell'ambiente naturale (Papeschi & Dessi-Fulgheri, 1997).

Al fine di facilitare l'inserimento in natura degli animali provenienti da allevamenti intensivi, quindi, si rende necessaria l'adozione di una serie di accorgimenti che assecondino le esigenze biologiche della specie durante la fase dell'ambientamento. In via preliminare, oltre a modificare alcune tecniche di allevamento, bisognerebbe indagare anche sulle cause che hanno determinato la riduzione delle popolazioni naturali ed intervenire, per quanto possibile, affinché esse si riducano. Nel momento in cui si procede all'immissione degli animali, bisogna porre molta attenzione all'età dei soggetti, all'epoca ed alle modalità attraverso le quali avviene il rilascio, alle strutture per l'ambientamento, nonché al territorio prescelto ed al sito di rilascio. E' necessario, inoltre, adotta-

re misure volte al miglioramento ambientale, alla protezione temporanea della specie ed al controllo dei predatori. Solo in questo modo è possibile ottenere la ricostituzione di una vera e propria popolazione autosufficiente (Mussa & Debernardi, 1987; Zanni *et al.*, 1991).

Tra le problematiche che gravano sull'allevamento intensivo, lo stato sanitario degli animali può assumere notevole importanza per le possibili ripercussioni non solo sul ciclo stesso di allevamento, ma anche in seguito al rilascio in natura. A causa soprattutto delle condizioni di elevate densità, infatti, si possono verificare gravi problemi di ordine sanitario che, fin quando gli animali si trovano in allevamento, possono essere risolti con interventi di tipo farmacologico. Una volta liberati in natura, gli animali non possono più essere protetti, con il risultato di una esacerbazione di stati patologici latenti. Questa condizione viene ulteriormente aggravata dallo stress elevato cui vanno incontro gli animali in seguito alla cattura in allevamento, trasporto e liberazione sul nuovo territorio (Mantovani, 1995; Papeschi & Dessì-Fulgheri, 1997). Inoltre, il rischio sanitario legato all'immissione in natura di animali allevati in condizioni di stretta cattività, quali potenziali fonti di agenti patogeni di varia natura, può essere rilevante per le possibili ripercussioni non solo sullo stato sanitario di altre specie allevate intensivamente o popolazioni selvatiche presenti sul territorio, ma anche dell'uomo (Mani, 1998).

Recentemente l'Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Salerno, per operare una corretta gestione della fauna di interesse venatorio, ha attuato una collaborazione con l'Università di Napoli Federico II, che ha fra le sue finalità quella di reintrodurre la starna in territori storicamente abitati da questa specie. In questa sede vengono riportati i risultati di un'indagine preliminare che aveva l'obiettivo di facilitare l'ambientamento in natura di starne provenienti da un allevamento intensivo, attraverso l'adozione di un'adeguata metodologia di rilascio. Nel corso dell'indagine è stato valutato anche lo stato sanitario degli animali.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1. Animali

Per questa prova sono state utilizzate 20 starne di 90 giorni d'età, provenienti da un allevamento di selvaggina situato nella stessa Provincia di Salerno. Sebbene di piccole dimensioni, in tale allevamento si ha una produzione annua di capi di circa 16.000 fagiani e

4.000 starne, destinati prevalentemente all'attività venatoria.

L'intero ciclo produttivo viene condotto con strutture e metodologie proprie dell'allevamento intensivo. In particolare, la fase di incubazione e schiusa vengono condotte mediante l'impiego di incubatrici artificiali. Dalla nascita fino all'età di 80-90 giorni, i pulcini vengono allevati in pulcinaie a terra, con riscaldamento artificiale nel primo periodo di vita. Solo in età tardiva dunque i giovani hanno la possibilità di accedere a voliere all'aperto, inadeguate sia per dimensioni sia per presenza di vegetazione. L'alimentazione dei giovani si basa esclusivamente sulla somministrazione di mangimi artificiali, il cui contenuto in fibra grezza e proteine va dal 3,5% e 28% (dal 1° al 45° giorno di vita) al 6% e 23,5% (dal 45° giorno di vita fino alla vendita), rispettivamente. Non è infrequente, inoltre, l'uso di mangimi contenenti molecole ad attività antibatterica ed antiparassitaria.

A causa delle elevatissime densità durante tutte le fasi del ciclo (da 500 pulcini/m<sup>2</sup> nel primo periodo a 4 capi/m<sup>2</sup> nella fase finale in voliera), si rende necessario adottare mezzi per limitare i fenomeni di aggressività, quali penombra nella prima fase ed anello di plastica nell'ultima fase di allevamento. La profilassi vaccinale viene attuata esclusivamente nei riproduttori, al momento dell'accasamento, nei confronti della Malattia di Newcastle e Corizza infettiva.

### 2.2. Fase di ambientamento

La prova è stata condotta nell'estate 1998 in un'azienda agricola privata, situata all'interno della Zona di Ripopolamento e Cattura di "Serre-Persano", un'area di circa 1.200 ha in provincia di Salerno. L'uso del suolo in quest'azienda è caratterizzato da un'alternanza di uliveti, noceti, vigneti, seminativi (soprattutto mais ed erba medica), piccole aree boschive ed arbustive; è presente anche un corso d'acqua torrentizio.

Al loro arrivo (inizio mese di giugno), dopo essere stati muniti di un anello di identificazione, gli animali sono stati immessi nel parchetto di ambientamento, che aveva le seguenti caratteristiche: area di 7, 6 m<sup>2</sup> ed altezza di 1 m; pareti in rete metallica plasticata a trama salvauro fitta antinocivi; copertura di protezione e contenimento in rete morbida. All'interno del parchetto era presente un abbeveratoio, una mangiatoia ed una piccola tettoia che fungeva da rifugio. Esso, inoltre, era circondato da un recinto di protezione in cemento (25x20 m e 2,5 m di altezza), per limitare ulteriormente

l'accesso ad eventuali predatori. Prima di iniziare i rilasci, eseguiti a gruppi di 4 individui, gli animali hanno sostato nella struttura per 2 settimane. I gruppi venivano liberati a distanza di una settimana l'uno dall'altro, ad eccezione dell'ultimo gruppo lasciato nel parchetto fino agli inizi del mese di agosto (circa due mesi dopo l'arrivo). A questo punto si è ritenuta conclusa la prova.

Durante la fase di ambientamento è stato messo a disposizione degli animali sia il mangime di allevamento che l'alimento naturale, rappresentato dagli stessi semi e le stesse specie vegetali disponibili nel sito di rilascio. Anche agli animali rilasciati, per la predisposizione di mangiatoie ed abbeveratoi all'esterno dei recinti di ambientamento, è stato garantito l'approvvigionamento alimentare ed idrico.

### 2.3. Controllo sanitario

Oltre ad accertare le condizioni di salute degli animali e la causa di eventuali decessi avvenuti durante la fase di ambientamento e successivo rilascio, è stato condotto un monitoraggio nei confronti di *Salmonelle* e di *Ortho-* e *Paramyxovirus*. Per la ricerca dei suddetti patogeni, sono stati eseguiti campionamenti individuali (tamponi cloacali e prelievi di sangue) in tre momenti diversi: al momento dell'arrivo (tutti gli individui), al rilascio (gruppo di 4 individui) ed alla cattura (solo una volta sono stati catturati 3 individui). All'arrivo e durante la fase di ambientamento si è proceduto anche alla raccolta di campioni di feci da sottoporre ad esame copro-microscopico per l'evidenziazione di eventuali parassiti.

I campioni di sangue venivano sottoposti a prove di Inibizione dell'Eteroagglutinazione con antisieri specifici nei confronti di *Ortho-* e *Paramyxovirus*, mentre i tamponi cloacali venivano utilizzati per l'isolamento, oltre che dei suddetti virus, anche di batteri appartenenti al genere *Salmonella*, secondo le metodiche descritte dalla Commissione della Comunità Europea (AA.VV. 1986a,b) e dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (AA.VV., 1994).

### 3. Risultati e discussione

Fin quando gli animali erano ospitati nel parchetto di ambientamento non si è verificato alcun decesso; a conclusione della prova, invece, si registrava fra gli animali rilasciati una percentuale di sopravvivenza del 58,3%. Casanova & Cellini (1986) hanno riportato percentuali di sopravvivenza di starnotti a 90 giorni allevati con sistemi semi-naturali com-

prese fra il 52,51 ed il 64,21%. Altri Autori hanno ottenuto percentuali del 30-45% in epoca venatoria, con l'immissione in piccole voliere e rilascio graduale dei soggetti nell'arco di 7 giorni (Coles cit. da Mussa & Debernardi, 1987). Altri ancora hanno avuto tassi di sopravvivenza del 50% a 2 mesi dal rilascio, rilasciando animali di 8/12 settimane di età (Mantovani, 1995).

Tenuto conto della provenienza degli animali, si ritiene che i risultati ottenuti siano da ricondurre soprattutto alle modalità attraverso le quali è stata condotta la fase di ambientamento, mirate a ridurre alcuni degli effetti negativi indotti dall'allevamento. Il ricorso alle strutture di ambientamento ed il progressivo rilascio degli animali, oltre a rendere graduale il passaggio tra la vita in cattività e quella in libertà, riducendo così al minimo lo stress conseguente al brusco cambio di ambiente, hanno fatto in modo che gli animali acquisissero alcuni di quei comportamenti, altrimenti assenti negli animali allevati con tecniche artificiali.

Gli animali rilasciati, infatti, pur spostandosi sul territorio, hanno mostrato una forte tendenza a rimanere nelle immediate vicinanze del parchetto e ad unirsi ai compagni rimasti in esso nel tentativo di creare la brigata. Per contro, alcuni Autori riportano che animali allevati con sistemi artificiali mostrano una marcata tendenza alla dispersione, compiendo erratismi anche di diversi chilometri, ed un'incapacità di dare vita ai solidi legami sociali propri della brigata. Infatti, molto spesso si ritrovano soli o in piccolissimi gruppi di 2-3 individui (Casanova & Betti, 1982; Mantovani *et al.*, 1992).

Altri fattori che possono aver contribuito al successo della prova sono l'età degli animali e l'epoca ed il luogo in cui essa è avvenuta. In letteratura si riporta che i soggetti giovani sono più adattabili ad un nuovo ambiente rispetto agli adulti, poiché riescono più facilmente a modificare i propri schemi comportamentali (Casanova & Betti, 1982). Per quanto riguarda la scelta del luogo, è necessario precisare che essa non è avvenuta a caso, ma sulla base di indagini preliminari volte ad evidenziare aree che presentassero le caratteristiche di habitat idonee alla specie e garantissero una disponibilità alimentare adeguata alla copertura dei fabbisogni nutritivi.

Nell'intento di ridurre al minimo lo stress del passaggio dall'alimentazione artificiale a quella naturale e di stimolare gli animali alla ricerca e riconoscimento dell'alimento, il regime alimentare è stato modificato gradualmente, som-

ministrando contemporaneamente il mangime concentrato ricevuto in allevamento integrato con il mangime semplice. Gli animali, infatti, hanno conservato durante l'intero periodo un buono stato di nutrizione. Alcuni Autori hanno dimostrato che animali alimentati, durante la fase di allevamento, con mangimi contenenti un basso tenore in fibra grezza presentano una significativa riduzione della lunghezza dell'intestino tenue e cieco rispetto ai conspecifici selvatici. Inoltre, il periodo di adattamento necessario affinché i ciechi raggiungano uno sviluppo corretto risulta relativamente lungo (2-3 mesi). Quando si verifica un cambio repentino del regime alimentare, questa modificazione anatomica può indurre un peggioramento delle condizioni fisiche tale da causare la morte dell'animale. Anche l'oggettiva incapacità degli animali a riconoscere gli alimenti, in quanto abituati a ricevere solo mangime nelle mangiatoie, può contribuire a rendere più difficile il processo di adattamento alle condizioni di vita selvatica (Mantovani, 1995; Paganin & Meneguz, 1991; Paganin *et al.*, 1993).

Durante la fase di ambientamento e dopo il rilascio le condizioni di salute degli animali si sono mantenute buone, così come gli esami di laboratorio non hanno permesso l'isolamento di microrganismi di particolare rilievo. Sebbene consapevoli dell'enorme varietà di microrganismi che possono trovarsi in animali provenienti da allevamenti intensivi e della loro importanza da un punto di vista epidemiologico, si è ritenuto utile effettuare il monitoraggio prevalentemente nei confronti di *Salmonelle* ed *Ortho-* e *Paramyxovirus*. In letteratura si riporta che le infezioni sostenute da *Salmonelle* sono frequenti negli allevamenti intensivi di selvaggina da penna e possono rappresentare un serio problema con importanti riflessi di ordine epidemiologico, ricollegabile all'instaurarsi dello stato di portatore-eliminatore asintomatico, ed antropozoonotico, relativamente al rischio di contagio per l'uomo (Mani, 1998). Si è ritenuto utile effettuare anche il monitoraggio nei confronti di *Ortho-* e *Paramyxovirus*, in quanto non è stato ancora definito il ruolo che la selvaggina stanziale potrebbe avere nella trasmissione di questi virus. Questi uccelli sono sensibili, sia ai virus influenzali che al PMV-1, e perciò da considerare come potenziale fonte di infezione. Inoltre, tenuto conto del fatto che l'allevamento di queste specie viene condotto prevalentemente in voliere all'aperto, si può ben comprendere il rischio elevato di contrarre l'infezione attraverso

il contatto con uccelli selvatici, potenziali veicoli di tali virus (Alexander, 1993a,b). Non va dimenticato, infine, che gli agenti patogeni oggetto di studio sono responsabili di infezioni e zoonosi soggette a denuncia obbligatoria e ad eradicazione (Benazzi P., 1989; D.P.R. 15/11/96 n°656; D.P.R. 15/11/96 n°657).

Nonostante le dimensioni del campione fossero ridotte e siano stati considerati solo alcuni aspetti della problematica relativa al reinserimento in natura di animali allevati con tecniche artificiali, si ritiene comunque che, con l'adozione di una corretta metodologia, è possibile migliorare la capacità di adattamento alle condizioni di vita naturale e l'immediata sopravvivenza degli animali. Inoltre, il ricorso a strutture di ambientamento può consentire di controllare gli animali da un punto di vista sanitario, al fine di evitare il rischio patologico e la possibilità di diffusione di agenti patogeni.

### Bibliografia

- ALEXANDER D.J. (1993a) - Orthomyxovirus infection. In: McFerran J.B. e McNulty M.S. (eds.), *Virus Infection of Birds*, 1st ed., Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Netherlands, 287-316.
- ALEXANDER D.J. (1993b) - Newcastle Disease. In: McFerran J.B. e McNulty M.S. (eds.), *Virus Infection of Birds*, 1st ed., Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, Netherlands, 287-316.
- AA.VV. (1986a) - Report and Recommendation of Scientific Group on Contagious Diseases in Poultry (*Avian Orthomyxoviruses*) - Commission of European Community ; IV/2914/86-EN.
- AA.VV. (1986b) - Report and Recommendation of Scientific Group on Contagious Diseases in Poultry (*Avian Paramyxoviruses*) - Commission of European Community ; VI/5541/86-EN.
- AA.VV. (1994) - Guidelines on Detection and Monitoring of *Salmonella* Infected Poultry Flocks with Particular Reference to *Salmonella enteritidis* (Wray C. & Davies R.H. Eds.), World Health Organization, Veterinary Public Health Unit.
- BAGLIACCA M. (1998) - Piccola selvaggina, sono queste le strutture. *Riv. Avic.*, 1/2:21-30.
- BENAZZI P. (1989) - Il Regolamento di Polizia Veterinaria. Esculapio (ed.), Bologna.
- CASANOVA P. (1981) - Allevamento dei volatili da caccia. *Riv. Avic.*, 9:33-38.
- CASANOVA P. & BETTI A. (1982) - Osservazione su alcune differenze etologiche nel fagiano e nella starna. *Riv. Avic.*, 11:11-15.
- CASANOVA P. & CELLINI L. (1986) - Alcune prove comportamentali condotte sulla starna: note riasuntive. *Riv. Avic.*, 1:35-42.
- COCCHI R., GOVONI M. & TOSO S. (1993) - La starna. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 14.
- MANI P. (1998) - Anche la selvaggina si ammala. *Riv. Avic.*, 9:40-44.

- MANTOVANI C. (1995) - Problematiche della selvaggina di allevamento. *Riv. Avic.*, 6:21-32.
- MANTOVANI C., VERGA M., ZULLINO P. & HEINZL E. (1992) - Rilascio di starne, allevate con differenti stimoli di imprinting, nell'oasi WWF di Vanzago. *Riv. Avic.*, 11:47-52.
- MORI B. & BAGLIACCA M. (1987) - La starna: ambiente ed alimentazione. *Atti del IX Convegno Gruppo di Studio per gli Allevamenti di Selvaggina, Bastia Umbra (PG)*, pp.47-57.
- MUSSA P.P. & DEBERNARDI M. (1987) - Allevamento e reintroduzione di piccola selvaggina stanziale: situazione attuale e prospettive di miglioramento. *Atti IX Convegno Gruppo di Studio per Allevamenti di Selvaggina, Bastia Umbra (PG)*, pp.85-99.
- PAGANIN M. & MENEGUZ P.G. (1991) - Considerazioni ed implicazioni di carattere gestionale sulla lunghezza dell'intestino della coturnice (*Alectoris graeca*). *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XIX:303-310.
- PAGANIN M., G. DONDINI, S. VERGARI & DESSI-FULGHERI F. (1993) - La dieta e l'esperienza influenzano la sopravvivenza di coturnici (*Alectoris graeca*) liberate in natura. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XXI:669-676.
- PAPESCHI A. & DESSI-FULGHERI F. (1997) - Ripopolamento, limiti e rischi dell'allevamento. *Riv. Avic.*, 12:19-25.
- TOSO S. & CATTADORI I. (1993) - La starna (*Perdix perdix*, L.) in Italia: analisi dell'origine e della presenza storica di una specie influenzata dalle attività antropiche. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XXI:175-186.
- ZANNI M.L., A. TROCCHI & TASSELLI I. (1991) - I ripopolamenti con piccola selvaggina stanziale allevata in cattività: strutture e metodi per il rilascio. *Atti I Convegno Europeo Gruppo di Studio per Allevamenti di Selvaggina, Grado (GO)*, pp.321-328.

# INTERVENTI DI CONTROLLO NUMERICO DELLE POPOLAZIONI RECETTIVE E DINAMICA DELLE INFEZIONI

Guberti V., Zamboni L., Corrain R.

Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica - Via Ca' Fornacetta, 9 - 40064 Ozzano E. (BO)

**Riassunto** - Il presente lavoro analizza le strategie e le tecniche utilizzate nella gestione sanitaria della fauna selvatica in Italia. Il depopolamento è la tecnica utilizzata più frequentemente con l'intento di ridurre sia la prevalenza sia l'incidenza delle infezioni. Tuttavia questa tecnica spesso determina risultati poco efficaci quando non del tutto contrari a quelli attesi. Viene proposta una semplice metodologia da applicarsi nel controllo o nell'eradicazione delle malattie trasmissibili nella fauna selvatica. L'intera popolazione deve essere il target dell'intervento, evitando di effettuare distinzioni, spesso irrealizzabili, tra animali infettanti, ammalati, sani o immuni. La popolazione in cui si vuole intervenire deve rappresentare il serbatoio epidemiologico dell'infezione da sottoporre a controllo (ad esempio le volpi e la rabbia). La malattia che si vuole controllare deve essere rilevante o dal punto di vista economico (Lista A dell'O.I.E.), o da quello di sanità pubblica (zoonosi) o dal punto di vista conservazionistico (rogna nel camoscio). I fattori di rischio intrinseci alla popolazioni che favoriscono la persistenza dell'agente eziologico devono essere attentamente riconosciuti (ad esempio alterazioni della naturale struttura per classi di sesso e di età, densità). L'intervento primario dovrà essere indirizzato nel rimuovere i fattori di rischio responsabili del mantenimento dell'infezione nella popolazione. Qualora non sia possibile modificare significativamente i fattori di rischio è possibile attuare un intervento di depopolamento. L'intervento di depopolamento dovrà raggiungere la densità soglia di trasmissione dell'infezione che si vuole controllare o eradicare, in caso contrario viene favorito il fenomeno dell'endemizzazione. Strategie alternative quali la vaccinazione, far nulla o modificare i sistemi di caccia o quelli di allevamento degli animali da reddito simpatrici devono essere attentamente valutati ed eventualmente applicati.

**Abstract - Host depopulation and dynamic of infectious diseases in wildlife.** This paper analyses strategies and techniques applied in Italy for controlling or eradicating wildlife diseases. Very often the usual intervention is represented by depopulation aimed in reducing both prevalence and incidence. However depopulation results in very poor, sometimes adverse, effects on diseases diffusion and persistence. A very simple framework is proposed for wildlife diseases control or eradication. The whole population should be the target of any interventions and thus avoiding misleading distinction between infectious, diseased, healthy and immune individuals. The wild population must be the epidemiological reservoir of the infection to be controlled (i.e. fox and rabies). The diseases has to be relevant for economical (A list O.I.E.) sanitary (zoonoses) or conservation (mange in Chamois) reasons. The population intrinsic risk factors allowing infection persistence have to be assessed (i.e. disrupted age and gender classes, density). The infection should be contrasted managing and modifying the risk factors. Whenever risk factors cannot be managed, depopulation can be performed. Depopulation must reach the host population threshold density for extinction/eradication of the infection, otherwise endemic stability will be favoured. Alternative strategies such as vaccination, sit and wait, modifying hunting or livestock management have to be accurately explored.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 75- 84

## 1. Introduzione

L'attuale gestione delle infezioni negli animali selvatici trae la sua origine da due ben distinte linee di pensiero, quella veterinaria e quella venatoria e, il più delle volte, utilizza come intervento sanitario il depopolamento, ovvero il controllo numerico delle popolazioni recettive. Esistono, in realtà, altri strumenti sanitari (es. vaccinazione e terapia) applicati normalmente agli animali domestici, ma, poiché in passato si è ricorsi esclusivamente all'abbattimento degli animali ammalati nella convinzione di eliminare le infezioni (Henderson, 1982; Fernández-Morán *et al.*, 1997), è importante discutere l'efficacia di questo tipo di intervento e se veramente rappresenti l'unica possibilità di management delle infezioni diffusibili nelle

specie selvatiche. L'impostazione veterinaria estende pedissequamente agli animali selvatici tecniche e principi messi a punto nei domestici. Pur introducendo concetti quali eradicazione, controllo, sorveglianza, l'obiettivo, anche nella fauna selvatica, è rappresentato esclusivamente dalla malattia/infezione senza considerare l'ecologia del rapporto ospite/parassita né la fattibilità e la congruità degli interventi.

L'approccio venatorio, basato principalmente su osservazioni empiriche, viene attuato astraendosi da concetti quali eradicazione e controllo, trascurando eventuali ripercussioni sanitarie e conservazionistiche ed intervenendo unicamente su specie cacciabili presenti ad elevata densità.

Entrambi gli approcci, sebbene a diversi livelli, sono volti a combattere le infezioni attraverso

l'identificazione ed eliminazione dei singoli soggetti ammalati o sospetti di esserlo.

Viene quindi abbattuto il camoscio affetto da cheratocongiuntivite infettiva per impedire che possa trasmetterla ulteriormente, così come viene incenerito il cinghiale positivo per la presenza di virus pestoso.

In sostanza l'attività di controllo viene rivolta, seppur indirettamente, verso l'agente eziologico ed i singoli soggetti vengono considerati come banali contenitori.

Nelle specie domestiche la facile identificazione dei singoli individui, la possibilità di sequestrare gli allevamenti in attesa delle risposte di laboratorio, la determinazione di zone infette nelle quali limitare la movimentazione di animali e di mezzi hanno reso possibile il successo dei piani di controllo/eradicazione. Una volta estesa ai selvatici, l'impostazione verso il singolo individuo è rimasta inalterata; tuttavia nelle popolazioni a vita libera non è possibile vincolare gli animali ad un'area infetta, effettuare controlli individuali né distruggere prontamente ogni animale infetto.

Nelle popolazioni domestiche allevate in modo intensivo molte delle caratteristiche legate all'ospite possono essere di fatto trascurate perché non condizionano il successo del controllo. In termini pratici la difficoltà di controllo delle medesime infezioni all'interno di popolazioni domestiche allo stato brado o semi-brado (molto più simili per certi aspetti alle popolazioni selvatiche) dimostra l'importanza di tali caratteristiche nella dinamica dell'infezione e, di conseguenza, nella reale possibilità di controllarla.

Una popolazione selvatica è infatti caratterizzata da (Begon *et al.*, 1989):

- ampi areali di distribuzione;
- densità difficilmente note;
- notevole sensibilità nei confronti dei fattori abiotici e biotici (clima, disponibilità trofiche, fenomeni di competizione e predazione, ecc) in grado di modificarne la consistenza (direttamente o indirettamente in funzione di fattori densità-dipendenti) ed il comportamento (modificazione dell'home range e dell'areale di distribuzione);
- rapporti intra ed interspecifici con altre popolazioni selvatiche o con popolazioni domestiche allo stato brado.

Tali fattori, in un contesto di infezione/controllo, concorrono a complicare la dinamica dell'infezione in sé e, di conseguenza, anche le attività di monitoraggio e management.

Il parziale vuoto legislativo che regola gli interventi di tipo sanitario nelle popolazioni a vita

libera dipende probabilmente dalla negazione delle specifiche peculiarità che caratterizzano il rapporto ospite-parassita da un lato e, dall'altro, dalla scarsa rilevanza che alcune infezioni assumono dal punto di vista della Sanità Pubblica.

Il ricorso al depopolamento in caso di infezione nelle popolazioni selvatiche è possibile, ma è prima necessario analizzare attentamente i fattori che consentono la persistenza di una infezione, acquisire conoscenze specifiche sulle caratteristiche intrinseche dell'agente eziologico (Beaglehole *et al.*, 1994), sulla popolazione ospite e sulle tecniche da adottare, stabilire a priori l'obiettivo da perseguire previa un'analisi critica del rapporto "costi-benefici". Il presente lavoro vuole quindi essere una disamina dei possibili effetti della riduzione numerica della popolazione ospite nel caso in cui non siano considerati importanti aspetti teorici, sanitari e conservazionistici.

## 2. Condizioni di persistenza o estinzione di infezioni sostenute da microparassiti

La riduzione della densità della popolazione ospite (depopolamento) si fonda sul principio che, aumentando il tempo di contatto tra animale infetto e recettivo, sia possibile modificare il rapporto tra numero di infetti e numero di recettivi rallentando o addirittura arrestando la trasmissione dell'infezione.

Poichè l'ingresso di un agente patogeno in una popolazione totalmente recettiva determina un progressivo aumento del numero di infetti e una contemporanea riduzione del numero di recettivi fino al momento in cui non esiste più un numero di recettivi sufficiente a garantire l'ulteriore trasmissione dell'infezione (Anderson & May, 1991), è evidente che il mantenimento della stessa dipende dal numero di individui recettivi.

L'evoluzione di qualsiasi infezione in termini di persistenza o estinzione dipende, in particolare, dalla dimensione iniziale della popolazione recettiva e dal reclutamento di nuovi individui recettivi nel corso dell'epidemia.

Tuttavia, in tale contesto, qualsiasi evento di tipo numerico (numero di infetti, recettivi, immuni) dovrebbe essere messo in relazione con il fattore tempo, inteso come principale elemento dinamico dell'evoluzione delle infezioni. Quest'ultimo va specialmente riferito a:

### 1) *Velocità di reclutamento di nuovi recettivi*

Intesa come velocità di comparsa di individui recettivi per nascita, perdita dell'immunità e immigrazione, è funzione, per quanto riguarda in particolare i nuovi nati, del tasso di fertilità della specie ospite, della durata della stagione



riproduttiva e del turn over, naturale o artificiale, cui la popolazione è sottoposta. Emblematico è il caso del cinghiale nel quale l'elevata fertilità, la lunga stagione riproduttiva (circa 8 mesi), il turn over indotto dalla pressione venatoria e di controllo, fanno sì che il pool dei recettivi venga continuamente rinnovato consentendo così la persistenza delle infezioni.

#### 2) *Durata dell'immunità*

Premesso che nelle infezioni sostenute da microparassiti la principale difesa dell'organismo ospite è rappresentata dall'immunità umorale (Nokes, 1992), il fatto che questa possa proteggere l'animale per tutta la vita o solo per un periodo di tempo limitato condiziona il mantenimento dell'infezione appena insorta e la dinamica di successive infezioni.

Un'immunità di breve durata, quale l'immunità materna o vaccinale, ad esempio, contribuisce largamente ad incrementare il pool dei recettivi facilitando la persistenza dell'infezione. Al contrario, una protezione che dura tutta la vita del soggetto guarito condurrà ad una progressiva diminuzione del numero di recettivi.

#### 3) *Periodo in cui insorgono i primi casi d'infezione rispetto al calendario biologico della specie ospite*

Indipendentemente dalla durata della stagione riproduttiva un'infezione avrà maggiori o minori probabilità di diffondersi e mantenersi all'interno della popolazione a seconda che insorga, rispettivamente, prima o dopo la stagione riproduttiva.

Se, ad esempio, un'infezione è caratterizzata da un'iniziale fase epidemica della durata di circa 6 mesi ed insorge in una popolazione di capriolo durante l'estate (ovvero dopo la stagione riproduttiva) si diffonderà in una popolazione di dimensioni costanti e potrà facilmente estinguersi prima della comparsa dei nuovi nati dell'anno successivo. Al contrario, se la stessa infezione insorge alla fine dell'inverno, avrà maggiori probabilità di mantenersi grazie ai nuovi nati di maggio-giugno.

#### 4) *Durata del periodo infettante*

Un individuo infetto viene considerato infettante per tutto l'arco di tempo in cui elimina l'agente eziologico garantendone la trasmissione (Anderson & May, 1991). Se, ad esempio, la durata del periodo infettante è molto breve (poche ore), i contatti con gli individui recettivi saranno possibili solo a densità elevate. Al contrario, se la capacità infettante si protrae per settimane o mesi le probabilità di trasmettere l'infezione saranno elevatissime anche in popolazioni molto disperse sul territorio.

#### 5) *Velocità di trasmissione dell'infezione all'inter-*

#### *no della popolazione ospite*

È intesa come velocità alla quale si formano nuovi individui infetti ed è funzione della capacità dell'agente eziologico di diffondersi più o meno rapidamente da ospite a ospite. Infezioni altamente diffusibili e contagiose (es. Peste suina classica, Afta epizootica) (Blood et al., 1983) colpiscono in breve tempo tutta la popolazione e la loro possibilità di persistere dipende dalla densità della popolazione recettiva.

Viceversa infezioni che necessitano di tempi di esposizione molto prolungati per potersi trasmettere (es. rogna del camoscio) riescono a permanere a lungo anche a densità molto basse. Tali concetti vengono generalmente espressi in termini maggiormente analitici utilizzando il concetto di numero riproduttivo di base ( $R_0$ ) (Anderson & May, 1991) e di densità soglia (Kermack & McKendrick, 1927; Anderson, 1991).

Il management delle infezioni diffusibili negli animali selvatici è infatti complicato dalla replicazione dell'agente eziologico all'interno dell'organismo ospite e dalla sua conseguente trasmissione ad altri individui recettivi in funzione delle diverse modalità di eliminazione (Wobeser, 1994).

La "riproduzione" o "successo di trasmissione" dell'agente eziologico è noto in epidemiologia come  $R_0$  e rappresenta il numero medio di infezioni secondarie conseguenti all'introduzione di un individuo infetto in una popolazione totalmente recettiva (Anderson & May, 1991). Quando l'introduzione di un individuo infetto genera in media 1 caso secondario ( $R_0=1$ ) l'infezione viene considerata endemica. Valori di  $R_0$  superiori o inferiori garantiscono, rispettivamente, il mantenimento o l'estinzione della stessa.

Poiché, in generale,  $R_0$  è direttamente proporzionale al numero di ospiti recettivi ( $R_0=N/N_T$ ;  $N$  rappresenta il totale della popolazione ospite ed  $N_T$  la densità soglia), la condizione di estinzione di un'infezione ( $R_0<1$ ) si verifica solo quando la densità della popolazione ospite scende al di sotto di un valore limite di individui ( $N<N_T$ ) tale per cui la distanza tra infetto e recettivo impedisce un'ulteriore trasmissione dell'infezione (concetto di densità soglia di estinzione dell'infezione). Se, ad esempio, un animale è infettante per 3 giorni, la densità soglia è quella densità di recettivi tale per cui l'infettante non incontra un recettivo prima di 3 giorni.

Il mancato raggiungimento della densità soglia esiterà semplicemente in un rallentamento della trasmissione dell'infezione (con diminu-

zione della prevalenza e dell'incidenza) senza mai condurre alla sua estinzione.

### 3. Il depopolamento come strumento sanitario dell'eradicazione e/o del controllo

In termini di management è possibile scegliere di eliminare completamente un'infezione dalla popolazione ospite e dall'ambiente (eradicazione) o ammettere la persistenza della stessa a livelli accettabili (controllo) (Ademollo e Boldrini, 1975; Webber, 1996). Il controllo numerico della popolazione ospite (depopolamento) rappresenta uno dei possibili strumenti sanitari utilizzabili per raggiungere questi due obiettivi.

In particolare viene definita eradicazione l'eliminazione totale di una infezione dagli ospiti e dall'ambiente, in tempi brevi, ovunque questa sia presente attuando un processo del tipo tutto o niente (Schnurrenberger *et al.*, 1987; Wobeser, 1994; Webber, 1996). Poichè ogni infezione ha propri e caratteristici tempi di eliminazione (la tubercolosi bovina richiede tempi più lunghi rispetto all'afte epizootica), è necessario valutare a priori la convenienza e la realizzabilità di un processo di eradicazione che necessariamente dovrà protrarsi a lungo nel tempo.

Nel caso in cui non sia necessaria la totale eliminazione dell'agente eziologico è possibile tentare di attenuare semplicemente gli effetti dell'infezione sulla dinamica della popolazione ospite. Il controllo consiste nella riduzione dell'incidenza e della prevalenza di una specifica infezione allo scopo di limitarne l'impatto a carico della popolazione colpita o nell'ambito dei focolai (Wobeser, 1994).

E' necessario sottolineare, tuttavia, che controllo ed eradicazione non sono espressione di un diverso grado di depopolamento (l'eradicazione non è il risultato di un controllo particolarmente intenso, né il controllo deriva dal fallimento dell'eradicazione), bensì rappresentano due tipi di management ben distinti nei concetti, negli scopi e nelle tecniche (Webber, 1996; Schnurrenberger *et al.*, 1987).

L'eradicazione deve avvenire in tempi brevi; la sorveglianza, ovvero la ricerca attiva dell'agente eziologico anche ottenuta l'eradicazione, deve essere accurata, intensa e protrarsi a lungo dopo l'ultimo caso d'infezione; i sistemi adottati prevedono verifiche a priori e a posteriori.

Il controllo, al contrario, può essere protratto a lungo, non prevede attività di prevenzione e sorveglianza nè una stringente valutazione dei risultati raggiunti.

Approssimandosi al livello di prevalenza prefis-

sato, le misure di controllo possono allentarsi; nell'ambito di un progetto di eradicazione, al contrario, quando i casi d'infezione diminuiscono o scendono al di sotto della soglia di rilevanza è necessario un investimento superiore per individuare l'infezione residua (Webber, 1996). L'esperienza dimostra che i primi dieci casi sono sempre più facilmente eliminabili degli ultimi dieci (Schnurrenberger *et al.*, 1987).

### 4. Quali infezioni eradicare e quali controllare nelle popolazioni selvatiche?

La normativa che regola gli aspetti zoonosanitari ed i metodi di profilassi delle malattie animali, nell'indicare quali debbano essere le infezioni da eradicare, fa soprattutto riferimento alla Lista A dell'O.I.E.

Sono comprese in questa lista le malattie trasmissibili che hanno la possibilità di diffondersi in modo grave indipendentemente dai confini nazionali, che determinano gravi conseguenze socio-economiche o sulla salute pubblica e che rivestono notevole importanza per il commercio internazionale di animali e loro prodotti (Office International des Epizooties, 1993). In caso di focolai sono previsti provvedimenti d'urgenza volti all'estinzione delle infezioni nel più breve tempo possibile, pena l'interdizione degli scambi commerciali con gli altri Stati membri dell'Unione Europea e non.

La lista comprende per la maggior parte malattie considerate esotiche per l'Italia, fatta eccezione per la PSC, la PSA e l'Afte epizootica. Quest'ultime sono le uniche infezioni soggette a piani di eradicazione (in Italia) anche nelle specie selvatiche (Afte epizootica - "animali delle specie sensibili: ogni ruminante o suino, domestico o selvatico, che si trovi in un'azienda"; biungulati selvatici (D.P.R. 1° marzo 1992, n.229 art.1);

Pesti suine - "suino selvatico: qualsiasi animale della famiglia dei suidi che non è allevato o tenuto in azienda" (D.P.R. 17 maggio 1996, n.363 art.1).

Il vuoto legislativo tuttavia sussiste, in quanto non vengono date indicazioni precise riguardo gli animali a vita libera, lasciando quindi supporre che a questi si debbano estendere i provvedimenti previsti per le specie domestiche (Afte epizootica) oppure, nel migliore dei casi (Peste suina classica), viene suggerita una generica "riduzione della popolazione dei suini selvatici a mezzo dell'attività venatoria" (D.P.R. 17 maggio 1996, n. 363 art. 10 comma 5 lettera e) o, nel caso della PSA, "il diradamento dei suini selvatici" (O.M. 6 febbraio 1997 art1 comma 4).

La normativa mette in particolare evidenza le restrizioni da applicarsi al commercio di animali e/o prodotti potenzialmente responsabili di diffondere le malattie in questione; non sembra considerare, tuttavia, il ruolo epidemiologico delle specie selvatiche, trascurando la possibilità che queste possano anche non mantenere le infezioni, ma solo segnalare la presenza sul territorio (es. afta nel capriolo).

I tentativi di eradicazione, ad esempio, dell'Afta epizootica e della brucellosi nel bovino tramite il depopolamento della popolazione di cervo (Wobeser, 1994; Moore & Schnurrenberger, 1981) sono risultati fallimentari perchè il cervo non è serbatoio bensì solo un epifenomeno.

Per quanto riguarda le malattie non contemplate dalla Lista A, ma ugualmente sottoposte a piani di eradicazione in Italia, la normativa si rivela essere estremamente vaga e, pur essendoci i riferimenti alle specie oggetto dei provvedimenti sanitari, mancano poi i testi legislativi che la legge stessa invita a seguire.

Casi esemplificativi sono rappresentati dalla tubercolosi e dalla brucellosi.

Tubercolosi bovina e bufalina - D.M.15 dicembre 1995, n. 592 art.16 comma 1 "nei casi in cui l'unità sanitaria competente per territorio ritiene che l'eventuale presenza di individui infetti di *altre specie* può compromettere l'esito dei programmi di eradicazione della tubercolosi, deve adottare nei confronti di ciascuna specie le misure previste dalle specifiche norme vigenti".

Brucellosi bovina - D.M.27 agosto 1994, n. 651 art. 20 comma 1 "[...] l'unità sanitaria competente per territorio dovrà adottare nei confronti di ciascuna specie le misure previste dalle specifiche norme vigenti, integrate, se necessario, dalle misure previste dal presente regolamento". Premesso questo, è possibile affermare che, indipendentemente dalla tecnica utilizzata, siano da eradicare le zoonosi e le infezioni comuni agli animali domestici soggette a denuncia obbligatoria e a specifici piani di eradicazione e che riconoscono i selvatici come possibile serbatoio epidemiologico.

Questo non significa che tutte le infezioni che rispondono a questi requisiti debbano essere obbligatoriamente eradicare (nulla è obbligatorio finché non sancito da una legge), ma che, nel momento in cui si opta per l'eradicazione, tali requisiti devono rappresentare una *conditio sine qua non*. In particolare è fondamentale per il successo dell'eradicazione che la specie selvatica rappresenti il principale serbatoio epidemiologico.

Per quanto riguarda invece l'attenuazione dell'impatto dell'infezione sulla popolazione ospite, dovrebbero essere sottoposte a controllo esclusivamente le infezioni non soggette a piani ufficiali di eradicazione, che riconoscono i selvatici come principale serbatoio e che colpiscono unicamente specie oggetto di attività venatoria.

### 5. Tecniche utilizzate nel depopolamento delle specie selvatiche a scopo sanitario

Qualora lo scopo del depopolamento sia l'eradicazione di una specifica infezione vengono abbattuti tutti gli animali (indipendentemente dal fatto che siano infetti o meno) fino al raggiungimento della densità soglia di estinzione (il numero di animali da abbattere deve essere pari a  $N_T+1$ ).

Il controllo delle infezioni viene effettuato tramite una riduzione della densità degli ospiti di tipo selettivo o di tipo globale (Wobeser, 1994).

La riduzione selettiva della densità dovrebbe consistere nell'abbattimento dei soli soggetti infettanti, ossia eliminatori dell'agente eziologico. La riduzione globale della densità dovrebbe invece essere attuata abbattendo indiscriminatamente gli animali sani, infetti e sospetti infetti.

In realtà quello che viene fatto, da un punto di vista pratico, non è né un controllo selettivo propriamente detto né un controllo globale. Si abbattano gli animali ritenuti infetti e quelli sospettati di esserlo (perchè spazialmente vicini agli infetti), senza tuttavia colpire gli animali sani ad eccezione di quelli abbattuti durante la normale attività venatoria. In altre parole la consueta attività venatoria rimane separata dall'attività sanitaria, integrando semplicemente il piano di abbattimento con i cosiddetti "tiri sanitari" o addirittura abbattendo gli animali infetti al di fuori del piano di abbattimento.

La condizione di infetto non viene giudicata utilizzando test diagnostici, bensì sulla base di sintomi clinici evidenti a distanza o di particolari comportamenti dell'animale che fanno sospettare una patologia. Si tratta quindi di una valutazione puramente visiva la cui accuratezza è compromessa dalla distanza alla quale viene effettuata, dalla preparazione culturale di chi la esegue e dalla soggettività intrinseca che la caratterizza. Una valutazione di questo tipo, inoltre, non consente di discriminare gli animali realmente infettanti da quelli che, pur presentando sintomi clinicamente evidenti, non sono più eliminatori dell'agente patogeno.

## 6. Quali conoscenze sono necessarie per programmare piani di eradicazione e di controllo?

Nella maggior parte dei casi il controllo numerico della popolazione ospite è stato fatto su base empirica, senza conoscere la densità della popolazione stessa o il grado di riduzione necessario per raggiungere l'effetto desiderato (Wobeser, 1994). Poichè tale atteggiamento ha spesso condotto all'insuccesso dell'attività di management, è necessario che ogni piano di eradicazione o controllo presupponga l'acquisizione a priori di specifiche conoscenze relative all'agente eziologico e alla specie ospite.

In particolare è importante avere precise nozioni riguardo a:

A) Ruolo epidemiologico della specie selvatica. Se la specie selvatica non rappresenta il serbatoio dell'infezione, bensì un epifenomeno (es. capriolo per brucellosi bovina) o un amplificatore (es. cinghiale per afta epizootica) (Hone & Pech, 1990) qualsiasi tentativo di eradicazione/controllo risulterà inefficace perchè non indirizzato verso la specie in grado di mantenere l'infezione.

Il problema riveste particolare importanza nel caso in cui il serbatoio sia rappresentato da una o più specie domestiche (o solo da queste) oppure da una specie selvatica non oggetto di attività venatoria (es. tasso per tubercolosi bovina) (White & Harris, 1995).

B) Prevalenza e incidenza dell'infezione.

La conoscenza di questi semplici parametri epidemiologici consente di sapere in quale fase si trova l'infezione, di ipotizzarne la possibile evoluzione, di calcolare la densità soglia, l'entità del controllo e, soprattutto, di valutare l'opportunità o meno dello stesso (quanto senso ha, ad esempio, controllare un'infezione con prevalenza pari al 5-10%?).

C) Caratteristiche intrinseche dell'agente eziologico (modalità e velocità di trasmissione, vie di eliminazione, durata ed entità dell'eliminazione, sopravvivenza in ambiente esterno, in ospiti intermedi o vettori).

La riduzione della densità della popolazione ospite risulta essere più efficace nei confronti delle infezioni che si trasmettono per contatto diretto piuttosto che verso quelle trasmesse, ad esempio, per via sessuale, attraverso vettori o l'ambiente (malattie telluriche) (Webber, 1996). Per lo stesso motivo la resistenza dell'agente patogeno all'esterno dell'ospite (ospiti intermedi, vettori, ambiente) può rappresentare un serio ostacolo al processo di eradicazione/controllo.

Infezioni caratterizzate da un lungo periodo

infettante e ridotta velocità di trasmissione persistono più facilmente all'interno della popolazione e, come tali, sono più difficilmente controllabili.

La rogna sarcopatica del camoscio, ad esempio, conduce a morte l'ospite dopo 2-3 mesi dall'avvenuto contatto con individui infetti, la durata dell'epidemia è di circa 3-4.5 anni con un fronte di avanzamento di 3-5 Km/anno (Rossi *et al.*, 1995). L'acaro responsabile di questa parassitosi non resiste in ambiente esterno più di 24-48 h (Burgess, 1994), ciononostante la lunga durata del periodo infettante consente all'infezione di persistere anche riducendo enormemente la densità degli ospiti.

D) Biologia dell'ospite (home-range, fenomeni di immigrazione-emigrazione, tasso intrinseco d'accrescimento, tasso di fertilità, tipo di riproduzione e durata della stagione riproduttiva, turn over).

Tutti gli elementi connessi con la biologia dell'ospite sono fondamentali per poter comprendere la dinamica dell'infezione, le possibilità di persistenza e la sua eventuale diffusione a zone limitrofe.

E) Dimensione e distribuzione dell'intera popolazione a rischio d'infezione

Conoscere dimensione e densità della popolazione ospite consente di calcolare correttamente la quota di animali da abbattere (Anderson *et al.*, 1981); nel caso particolare dell'eradicazione è necessario comprendere nel programma l'intera popolazione a rischio, superando i confini politici e tenendo conto piuttosto delle barriere naturali o artificiali.

F) Impatto dell'infezione sulla popolazione ospite (tipo di impatto, entità)

Si intende per impatto qualsiasi ripercussione che la presenza dell'infezione determina a livello di popolazione ospite. Un'infezione può ripercuotersi negativamente sulla dinamica di popolazione compromettendo semplicemente le condizioni di salute dell'ospite (macroparassiti, fasi iniziali di infezioni croniche da microparassiti, esempio paratubercolosi), riducendone le capacità riproduttive (malattie croniche da macroparassiti, tricomonomiosi nella lepre) o provocandone la morte.

L'esigenza di un controllo viene normalmente avvertita in quest'ultimo caso, ovvero quando gli animali morti per malattia assumono proporzioni tali da allarmare non solo gli operatori del settore, ma anche l'opinione pubblica.

L'epidemia di rogna sarcopatica verificatasi in Spagna (Sierra di Cazorla) nel 1995 ha sterminato nell'arco di 3 anni la popolazione residente

di stambecco spagnolo (*Capra pyrenaica*) riducendola a 250 capi rispetto ad una popolazione originaria di 10.000 capi (León-Vizcaíno, 1990). Conoscere l'esatta entità dell'impatto impedisce di incorrere in errori di sovrastima quando si tenta di valutare l'impatto a priori sulla base degli animali ritenuti infetti. Non è sempre vero, infatti, che tutti gli animali infetti moriranno, quindi, non considerando la quota di animali che possono guarire, si rischia di programmare uno sforzo di controllo eccessivo rispetto al reale impatto. In questo caso la mortalità da controllo non è più sostitutiva, bensì aggiuntiva rispetto alla letalità (mortalità negli infetti) e si hanno più morti di quelli che ne avrebbe causato la malattia.

In caso di epidemia da cheratocongiuntivite nel camoscio la percentuale di animali infetti (prevalenza) è pari circa all'80-100%, di questi il 70% sviluppa un'immunità che, oltre a proteggerli dall'infezione in atto, li preserva da possibili reinfezioni. Un controllo calcolato esclusivamente sulla prevalenza fa sì che i camosci morti per cheratocongiuntivite non siano solo un 30% bensì il 50-70%.

G) Percentuale di individui recettivi, immuni e infetti.

L'evoluzione di una infezione sostenuta da microparassiti dipende strettamente dal rapporto che si instaura tra la percentuale di individui recettivi, infetti ed immuni; è quindi inevitabile che una riduzione della densità, globale o selettiva, conduca ad una modificazione di tali rapporti e a conseguenze spesso imprevedibili.

Gli individui recettivi rappresentano, come detto sopra, l'elemento indispensabile per il mantenimento di una infezione. Il loro numero dipende dal tasso di fertilità dell'ospite, dal turn over causato dalla pressione venatoria, da fenomeni di immigrazione spontanea o indotta dalla presenza di aree sottopopolate, dal tempo di scomparsa degli anticorpi protettivi.

Gli individui infetti sono l'elemento scatenante per il verificarsi di una epidemia, ma contemporaneamente rappresentano l'ostacolo ad una sua ulteriore diffusione nella percentuale in cui diventano immuni o muoiono.

Per questi motivi è importante conoscere:

- tipo di immunità indotta dall'agente eziologico;
- durata dell'immunità;
- percentuale di animali che riesce ad immunizzarsi;
- fase dell'infezione (epidemia in popolazione precedentemente indenne, epidemia in popolazione già venuta a contatto con l'agente eziologico, endemia);

- stato della popolazione precedente la fase epidemica che si vuole controllare.

## 7. Effetti di un programma finalizzato al controllo

In generale le conseguenze dell'abbattimento degli animali immuni o degli infetti che guariranno sono:

- riduzione della quota di immuni già esistente;
- riduzione del numero di nuovi immuni (come conseguenza dell'eliminazione degli infetti);
- aumento della quota di recettivi in seguito al turn over.

Tutto ciò si traduce a breve termine in una facilitazione alla permanenza e diffusione dell'infezione anziché in un suo rallentamento e, nel lungo periodo, nell'instaurarsi di una situazione favorevole all'insorgenza di nuove epidemie (popolazione quasi totalmente recettiva). Più in particolare gli effetti del controllo saranno diversi in relazione alla fase dell'infezione.

### Caso 1

Controllo di una epidemia insorta in una popolazione totalmente recettiva.

Se si interviene all'inizio dell'epidemia o in coincidenza del picco le categorie più rappresentate sono quelle dei recettivi e degli infetti; un controllo globale consente, in questo caso, di rallentare effettivamente la diffusione dell'infezione.

Al contrario, l'intervento effettuato dopo il picco epidemico troverà una popolazione costituita prevalentemente da infetti, immuni e pochi recettivi, ovvero una situazione avviata già di per sé alla risoluzione. Un controllo globale tenderà a rallentare l'estinzione dell'infezione (endemizzazione) e ad accelerarne la diffusione.

### Caso 2

Controllo di una epidemia insorta in una popolazione venuta precedentemente in contatto con l'agente eziologico.

La popolazione è costituita fin dall'inizio non solo da recettivi ed infetti, ma anche da individui immuni. L'effetto di un controllo globale è simile a quello che si ottiene intervenendo in una popolazione indenne dopo il picco epidemico, con la differenza che, abbattendo gli animali infetti, si riducono le possibilità che questi possano esercitare un effetto booster sugli immuni e aumentare così le loro difese.

### Caso 3

Controllo di una infezione in fase endemica.

La condizione di endemia, di per sé, presuppone l'esistenza di pochi casi di malattia prevedibili nel tempo. Un intervento di controllo del-

l'infezione in questa fase difficilmente modifica la situazione esistente in termini di prevalenza, conducendo piuttosto ad un aumento della diffusione spaziale dell'infezione.

Anche se, apparentemente, il controllo più efficace è quello effettuato in una popolazione precedentemente indenne all'inizio della fase epidemica, raramente si è intervenuti così tempestivamente. Questo è dovuto principalmente all'impossibilità di individuare in tempo reale la presenza dell'infezione. Nel caso, ad esempio, della rabbia silvestre, la difficoltà nel reperimento di volpi rabide comporta un ritardo di 3-4 mesi nell'individuazione dell'epidemia; nel frattempo si saranno già infettate circa 45 volpi e l'epidemia sarà avanzata di 9-32 Km (Bacon, 1981). Allo stesso modo il rilevamento del primo suino morto per Peste suina classica (in allevamento) non avviene prima di 30 giorni; se si considera che prima dell'allestimento del sequestro e delle varie misure di protezione e sorveglianza un certo numero di animali infetti sarà uscito dall'allevamento, emerge chiaramente l'impossibilità di limitare l'infezione all'allevamento di prima insorgenza.

In ogni caso, ammesso che si riesca ad intervenire al momento giusto, la mortalità viene ripartita tra abbattimenti e letalità; si evidenzia una diminuzione, nel tempo, degli animali morti a causa dell'infezione cui corrisponde un incremento degli animali morti in seguito al controllo. Il risultato è un controllo dell'infezione, non della mortalità in senso lato.

Inoltre, poichè il rallentamento della trasmissione dell'infezione, obiettivo principale del controllo, viene contrastato da una forza uguale e contraria rappresentata dall'incremento dei recettivi (aumentato turn over) e dall'eliminazione degli immuni, la velocità con cui l'infezione continua a diffondersi rimane pressochè inalterata con la differenza che la popolazione è complessivamente più piccola. In una popolazione, ad esempio, costituita da 1000 individui, un'infezione con letalità pari al 20% ne conduce a morte 200, se la popolazione viene ridotta a 500 individui gli animali morti a causa dell'infezione sono solo 100 e quindi la percezione della mortalità risulta minore.

Un'ulteriore complicazione dell'attività di controllo consiste nella creazione di aree a diversa densità.

Nella zona in cui viene effettuato il controllo la densità risulta essere bassa e la popolazione viene a trovarsi molto al di sotto della capacità portante dell'habitat. Al contrario, le zone limitrofe sono caratterizzate da densità relativa-

mente più elevate. In assenza di barriere è estremamente probabile che si creino dei flussi di animali nelle due direzioni. Vi sarà in particolare un flusso di animali sani e infetti verso le zone indenni come conseguenza del disturbo causato dall'attività di controllo ed un flusso contrario di animali sani diretti verso la zona a minor densità. La creazione di aree sottopopolate con abbondanti disponibilità trofiche si traduce, in termini ecologici, in fenomeni di immigrazione "eterospecifici" e, in termini epidemiologici, in una accelerazione della diffusione dell'infezione (nella zona oggetto di controllo) per aumento del pool dei recettivi. Parallelamente la diffusione spaziale dell'infezione comporta l'insorgenza di nuovi focolai in fase epidemica nelle zone confinanti.

Indipendentemente dal fatto che la popolazione sia indenne o abbia memoria di precedenti contatti con l'agente eziologico, un controllo di tipo globale è comunque preferibile a quello selettivo. Quest'ultimo infatti, non prevedendo l'abbattimento degli animali sani (recettivi ed immuni), non rispetta il principio dell'allungamento del tempo di contatto, almeno non in tempi ragionevolmente brevi, ma soprattutto non incide sulla categoria di animali maggiormente responsabili del mantenimento dell'infezione (recettivi). Inoltre, se non si hanno conoscenze precise sul momento in cui avviene l'eliminazione dell'agente eziologico (incubazione, malattia, guarigione) si corre il rischio di abbattere animali non più eliminatori e che quindi non rappresentano più un pericolo da un punto di vista epidemiologico (esempio) o di lasciare sul territorio animali fortemente infettanti (paratubercolosi e adulti portatori subclinici).

## 8. Effetti di un programma finalizzato all'eradicazione

Se l'obiettivo del programma di depopolamento viene raggiunto (eliminazione dell'agente eziologico dagli ospiti e dall'ambiente per raggiungimento della densità soglia), si ottiene indubbiamente l'eradicazione. Tale evenienza, tuttavia, non si è verificata quando si è tentato di eradicare un'infezione da una popolazione selvatica utilizzando il depopolamento come strumento sanitario. Paradigmatico è il fallimento dell'eradicazione della rabbia silvestre in Europa attraverso il sistematico abbattimento delle volpi presenti sul territorio (Aubert, 1992) o della tubercolosi bovina nel tasso e nell'opossum rispettivamente in Gran Bretagna (White & Harris, 1995; Henderson, 1982; Swin-

ton *et al.*, 1997) e Nuova Zelanda (Roberts, 1996). I motivi di tale insuccesso vanno ricercati in:

- difficoltà di abbattimento di un numero di animali sufficiente a raggiungere la densità soglia;
- caratteristiche biologiche, sociali e comportamentali della specie ospite (Wachendörfer & Frost, 1992);
- fenomeni di emigrazione ed immigrazione;
- difficoltà nel coordinamento spazio-temporale degli abbattimenti.

Il mancato raggiungimento in tempi brevi della densità soglia ha condotto alla diffusione spaziale dell'infezione come effetto, da una parte, del disturbo e, dall'altra, della creazione di zone biologicamente vuote. Il diffondersi dell'infezione ha determinato la comparsa di nuovi focolai in zone non prevedibili, impegnando lo sforzo di eradicazione contemporaneamente su più fronti.

La fallita eradicazione si è tradotta, in breve, in un controllo, o meglio nella trasformazione dell'epidemia in endemia limitatamente alle zone dove era stata intrapresa l'eradicazione e nella contemporanea creazione di focolai in fase epidemica nelle zone, originariamente indenni, nelle quali l'infezione si era diffusa successivamente.

L'impossibilità, storicamente dimostrata (Macdonald, 1980; Wobeser, 1994), di ottenere l'eradicazione di una infezione attraverso la riduzione numerica della popolazione ospite va anche attribuita al rapporto esistente tra trasmissione dell'infezione e intervento esterno. In particolare, per le infezioni caratterizzate da  $R_0$  elevato, esiste un equilibrio instabile tra la velocità di diffusione dell'agente patogeno all'interno della popolazione recettiva e la velocità con cui si riescono ad effettuare gli abbattimenti; l'infezione si diffonde a zone indenni prima di essere riusciti ad eradicarla nella zona di insorgenza.

Nel caso di infezioni caratterizzate da basso  $R_0$  non è importante la velocità di intervento quanto piuttosto il fatto che il valore soglia sia estremamente basso (e quindi difficilmente raggiungibile) (Anderson & May, 1991) e spesso coincidente con l'estinzione locale dell'ospite (es. paratubercolosi nel cervo; rogna nel camoscio).

### 9. Considerazioni finali

Nel momento in cui si decide di eradicare o controllare un'infezione che colpisce gli animali selvatici non è possibile trasferire pedissequamente le metodologie normalmente applicate

nei domestici. L'intervento sulla densità della popolazione ospite è valido dal punto di vista teorico, ma difficilmente può essere realizzato sul campo.

Un corretto management necessita comunque della conoscenza di dati oggettivi derivanti dallo studio approfondito di ogni specifica situazione, evitando generalizzazioni poco realistiche e spesso controproducenti.

Da un punto di vista gestionale l'unico vantaggio oggettivamente è il mantenimento dell'attività venatoria. Tuttavia la popolazione ospite rimane molto al di sotto della capacità portante dell'habitat, fatto che si traduce, nel medio termine, in una netta riduzione della quota di animali cacciabili. Inoltre, nel caso in cui la soglia di estinzione dell'infezione sia particolarmente bassa o sia necessario un imponente sforzo d'abbattimento per rallentare la trasmissione dell'infezione, è possibile che la popolazione ospite vada incontro a fenomeni di estinzione, eventualità allarmante nel caso si tratti di specie minacciate.

E' importante sottolineare, infine, che il controllo numerico non è assolutamente identificabile con la normale attività venatoria, poiché presuppone uno sforzo notevolmente più intenso, prolungato nel tempo e mirato.

Da un punto di vista sanitario, il controllo tende all'endemizzazione dell'infezione aumentando le probabilità che questa si possa diffondere spazialmente (riproponendo il problema in altre zone) e ad altre specie simpatriche (riproponendo il problema in altre specie).

L'ingente riduzione della densità degli ospiti, conseguente agli abbattimenti, aumenterà il turn over della popolazione innalzando la quota di animali recettivi; poiché a questo si accompagna anche l'eliminazione degli individui immuni o che guariranno, è evidente che, nel tentativo di rallentare la trasmissione dell'infezione, si favorirà invece l'instaurarsi di una situazione favorevole alla trasmissione della stessa.

Nel caso di infezioni per le quali esiste una resistenza di tipo individuale (Pence *et al.*, 1983), l'abbattimento degli animali resistenti impedirà il selezionarsi di una futura popolazione resistente.

Se lo scopo del management è l'eradicazione, ovvero il raggiungimento della densità soglia di estinzione, è dimostrato che questa può essere ottenuta non solo attraverso gli abbattimenti, ma anche, e soprattutto, con l'immunità di popolazione (naturale o vaccinale).

In qualsiasi caso e a prescindere dagli scopi, un

management di questo tipo (controllo numerico) interferisce pesantemente con la naturale evoluzione del rapporto ospite-parassita, con importanti ripercussioni ecologiche se si tratta, in particolare, di aree protette.

E' possibile affermare, per concludere, che in alcuni casi particolari le ripercussioni dell'infezione a livello di dinamica di popolazione possono essere limitate ricorrendo non al controllo numerico, bensì alla sospensione temporanea dell'attività venatoria.

## Bibliografia

- ADEMOLLO A. & BOLDRINI G. (1975) - *Controllo delle malattie trasmissibili degli animali*. Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche, La Nuova Cartografica, Brescia.
- ANDERSON R. M., JACKSON H.C., MAY R. M. & SMITH A. M. (1981) - Population dynamics of fox rabies in Europe. *Nature*, 289: 765-770.
- ANDERSON R.M. & MAY R.M. (1991) - *Infectious diseases of humans. Dynamics and Control*. Oxford Science Publications, Oxford.
- ANDERSON R.M. (1991) - Discussion: the Kermack-McKendrick epidemic threshold theorem. *Bull. Math. Biol.*, 53: 3-32.
- AUBERT M. (1992) - Epidemiology of fox rabies. In: Bogel K., Meslin F. X. & Kaplan M.(Eds.) *Wildlife rabies control*. Wells Medical Ltd, Kent.
- BACON P.J. (1981) - The consequences of unreported fox rabies. *J. Environ. Manage.*, 13:195.
- BEAGLEHOLE R., BONITA R. & KJELLSTROM T. (1994) - *Basic epidemiology*. World Health Organization, Geneva.
- BEGON M., HARPER J.L. & TOWNSEND C.R. (1989) - *Ecologia. Individui, popolazioni, comunità*. Zanichelli, Bologna.
- BENAZZI P. (1994) - *Il regolamento di polizia veterinaria Approvato con D.P.R. 8-2-1954 N. 320. Annotato, integrato ed aggiornato al 12-1-1994*. Società editrice Esculapio, Bologna.
- BENAZZI P. (1997) - *Il regolamento di polizia veterinaria Approvato con D.P.R. 8-2-1954 N. 320. Aggiornamento al 31-7-1997*. Società editrice Esculapio, Bologna.
- BLOOD D.C., RADOSTITS O.M.. & HENDERSON J.A. (1983) - *Veterinary Medicine*. Baillière Tindall, London.
- BURGESS I. (1994) - *Sarcoptes scabiei* and Scabies. *Adv. Parasit.*, 33: 235-292.
- FERNÁNDEZ-MORÁN J., GÓMEZ S., BALLESTEROS F., QUIRÓS P., BENITO J.L., FELIU C. & NIETO J. M. (1997) - Epizootiology of sarcoptic mange in a population of cantabrian chamois (*Rupicapra pyrenaica parva*) in Northwestern Spain. *Vet. Paras.*, 73: 163-171.
- HENDERSON W. M. (1982) - The control of disease in wildlife when a threat to man and farm livestock. In: Edwards M. A. & McDonnell U. (ed.) *Animal disease in relation to animal conservation. Symp. zool. Soc. Lond.*, 50: 287-297.

- HONE J. & PECH R. (1990) - Disease surveillance in wildlife with emphasis on detecting foot and mouth disease in feral pigs. *J. Environ. Manage.*, 31: 173-183.
- KERMACK W. O. & MCKENDRICK A.G. (1927) - A contribution to the mathematical theory of epidemics. *Proc. R. Soc., A*, 115: 700-721.
- KREBS J. R., ANDERSON R. M., CLUTTON-BROCK T., DONNELLY C. A., FROST S., MORRISON W. I., WOODROFFE R. & YOUNG D. (1998) - Badgers and bovine TB: conflicts between conservation and health. *Science*, 279: 817-818.
- LEÓN-VIZCAÍNO L. (1990) - Patología de la sarna de la cabra montés en Cazorla. *Quercus*, 50:22.
- MACDONALD D.W., 1980 - *Rabies and wildlife a biologist's perspective*. Oxford University Press, Oxford.
- MOORE C.G. & SCHNURRENBERGER P.R. (1981) - A review of naturally occurring *Brucella abortus* infections in wild animals. *J. Am. Vet. Med. Assoc.*, 179: 1105-1112.
- NOKES J. D. (1992) - Microparasites: viruses and bacteria. pp: 349-374. In: Crawley M.J. (ed.) *Natural Enemies*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- OFFICE INTERNATIONALE DES ÉPIZOOTIES (1993) - *Santé animale mondiale. Rapports sur la situation zoo-sanitaire et les méthodes de prophylaxie des maladies animales et Foyers de maladies de la Liste A - Statistiques. Tome 1*. Office International des épi-zooties, Paris.
- PENCE D. B., WINDEBERG L.A, PENCE B.C. & SPROWLS P. (1983) - The epizootiology and pathology of sarcoptic mange in coyotes, *Canis latrans*, from South Texas. *J. Parasit.*, 69: 1100-1115.
- ROBERTS M. G. (1996) - The dynamics of bovine tuberculosis in possum population and its eradication or control by culling or vaccination. *J. Anim. Ecol.*, 65: 451-464.
- ROSSI L., MENEGUZ P. G., DE MARTIN P. & RODOLFI M. (1995) - The epizootiology of sarcoptic mange in chamois, *Rupicapra rupicapra*, from the Italian Eastern Alps. *Parassitologia*, 37: 233-240.
- SCHNURRENBERGER P. R., SHARMAN R. S. & WISE G. H. (1987) - *Attacking animal diseases. Concepts and strategies for control and eradication*. Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- SWINTON J., TUYTTENS F., MACDONALD D., NOKES D.J., CHEESEMAN C. L. & CLIFTON-HADLEY R. (1997) - A comparison of fertility control and lethal control of bovine tuberculosis in badger: the impact of perturbation induced transmission. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 352: 619-631.
- WACHENDÖRFER G. & FROST J.W. (1992) - Epidemiology of red fox rabies: a review. In: Bogel K., Meslin F. X. & Kaplan M.(ed.) *Wildlife rabies control*. Wells Medical Ltd, Kent.
- WEBBER R. (1996) - *Communicable disease epidemiology and control*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WHITE P.C.L. & HARRIS S. (1995) - Bovine tuberculosis in badger (*Meles meles*) populations in southwest England: an assessment of past, present and possible future control strategies using simulation modelling. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 349: 415-432.
- WOBESER G. A. (1994) - *Investigation and management of disease in wild animals*. Plenum Press, New York.



# DISEASE MANAGEMENT IN WILDLIFE

Wobeser G.

Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Department of Veterinary Pathology, Western College of Veterinary Medicine, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan, Canada S7N 5B4

**Abstract** - Management of disease in wild animals may be done because the disease is having a negative effect on a valued species, because the disease is a risk to humans or domestic animals, or because there is public pressure to "do something" about a perceived problem. Management may take four general directions: a decision might be made not to intervene, in which case the disease will continue; or intervention could be directed at preventing disease occurrence, reducing the frequency or impact of the disease, or complete eradication of an existing condition. Within these general directions, effort might be directed at attacking the disease agent, altering the environment, manipulating the host population, or changing human activities. Most programs involve some combination of techniques that includes public education. Disease management requires input from many disciplines; the system used in Canada to link veterinary and wildlife management expertise through the Canadian Cooperative Wildlife Health Centre is described.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 85-88

This paper is intended to give an overview of general methods that might be used to manage or manipulate disease in wild animals. Examples will include infectious and non-infectious diseases, with emphasis on conditions that occur in North America. Discussion of examples will necessarily be brief.

There are four basic reasons why one might attempt to manage disease in a wild species:

i. because the disease is having a serious negative effect on a valuable wild species.

For instance, managers in North America have been attempting to manage wild mountain sheep *Ovis canadensis* for many years, to reduce serious losses from pneumonia that have devastated some populations. Similarly, management of disease, particularly canine distemper and plague, have become an important component of the recovery plan for the endangered black-footed ferret *Mustela nigripes*. Management for canine distemper is necessary because ferrets are very susceptible to this disease, and for plague because prairie dogs *Cynomys* spp., the principal prey of ferrets, may be wiped out over large areas by plague.

ii. Because disease in wild animals is a risk to human health.

Two important diseases of this type in North America are rabies, carried by a number of different carnivores, and the hantaviruses carried by some wild rodents that cause Hantavirus Pulmonary Syndrome, a severe form of pneumonia in humans.

iii. Because disease in wild animals is a risk to domestic animals.

An example of this type of problem in North America is the occurrence of both *Mycobacterium bovis* and *Brucella abortus* infection in wild bison *Bison bison* in and around Wood Buffalo National Park in northern Canada. The occurrence of these diseases in bison is important, because both diseases have been eradicated from cattle throughout Canada after a decades long, expensive struggle. The bison now represent a potential reservoir of infection for other herds of disease-free bison, cattle and humans.

iv. Because there is public pressure to "do something" about a disease in wildlife.

A current example of this type in North America is pressure, primarily from organized hunting groups, to manage avian botulism in wild waterfowl. Botulism kills many ducks each year in western Canada and the USA, but the actual impact of the disease on duck populations is unknown, so it is unclear that management is required. At present, management consists of collecting and disposing of dead birds during outbreaks. Large amounts of money are spent each year on this "carcass cleanup" but, while it meets the objective of "doing something", there is no firm evidence that removal of carcasses reduces losses or has any population effect.

If disease management is contemplated, there are four basic strategies that might be considered:

1. **"Do nothing"**. Deciding not to pursue active management of a disease should be a conscious decision, reached after reviewing the reasons for possible management and the probability of success of different methods. A deci-

sion to do nothing, *i.e.*, not to interfere, is appropriate in many situations. However, if nothing is done it must be recognized that the disease will likely continue to occur.

**2. Prevention.** The most obvious examples of prevention are situations in which measures are taken to prevent a disease from gaining entry into an area. For example, a nematode *Parelaphostrongylus tenuis*, the "meningeal worm" of white-tailed deer *Odocoileus virginianus*, is very common in deer in eastern North America but is not present in western regions. The parasite does not harm white-tailed deer, but causes fatal neurologic disease in other cervids, including moose *Alces alces*, wapiti *Cervus elaphus*, mule deer *O. hemionus* and caribou *Rangifer tarandus*, as well as mountain sheep. All of these species would be at risk if the parasite were to become established in western Canada. The most likely method by which this parasite would move westward is through translocation of infected deer. To prevent this, provinces in western Canada prohibit importation of deer from areas where the parasite occurs.

Unfortunately, many diseases of wild animals have been translocated around the world because of inadequate preventive measures. For example, the liver fluke *Fascioloides magna* was introduced to Europe with wapiti from North America, and nematodes of the genus *Elaphostrongylus* were introduced from Europe to New Zealand with red deer, and to Newfoundland with reindeer. Despite better testing methods, and greater awareness of the potential problems, many translocations of wildlife continue to occur without any consideration of the likelihood of introducing new disease agents. Some such parasite introductions have occurred despite rigorous testing of individual animals and treatment with drugs.

The opposite side of this problem also may occur when susceptible animals are introduced into an area where a disease is already present. Caribou are very susceptible to *Protostrongylus tenuis*, but a few years ago caribou were translocated from Newfoundland (where *P. tenuis* does not occur) to Maine (where the parasite is enzootic in white-tailed deer). Predictably, the introduction failed and at least some of the introduced caribou died of *P. tenuis* infection.

**3. Control.** The objective in a disease control program usually is to reduce the frequency of occurrence or the severity of a disease to a tolerable or acceptable level, rather than to eliminate the disease entirely. Insecticides kill many

wild birds but, because insecticides are so important for crop production throughout the world, it is not feasible to stop all insecticide use or to eliminate poisoning completely. Control programs aimed at this problem are directed toward reducing use of insecticides where possible, development of less toxic and less persistent insecticides, and education of those who use insecticides, so that the chemicals are used in ways that reduce the risk to birds.

**4. Eradication or complete elimination of a disease.** Very few diseases of wild animals have been eradicated, even on a local level. One successful program, that involved killing thousands of deer, may have led to the elimination of foot-and-mouth disease from deer in California during the early 1920's. The current program in North America and elsewhere to prohibit the use of lead shot for waterfowl hunting, and the use of lead sinkers for fishing, is an attempt to eradicate lead poisoning of waterbirds. (The assumption is that when use of lead for these purposes ceases, lead pellets currently in wetlands will become buried and unavailable to birds). A similar ban on the use of mercurial compounds for treating seed grains eliminated a problem of mercury poisoning of terrestrial seed-eating birds in Sweden.

Within these basic strategies, a disease may be attacked by dealing with the causative agent or factor, by altering the environment, by manipulating the host population, or by changing some aspect of human activities that will influence the disease.

The most obvious way to manage a disease is by dealing directly with the causative agent. In the case of infectious disease, the agent might be attacked either within the host animal (for example by antibiotic treatment) or when it is outside the host animal. Dealing with disease agents within the host is a standard method in both human and domestic animal medicine. There is no reason to think that treatments, such as antibiotics or anthelmintics, would be less successful in individual wild animals than in domestic animals; however, there are great difficulties in delivering drugs to free-ranging animals. Treatment with anthelmintics has been used on a limited basis to reduce transplacental transmission of *Protostrongylus* spp. lungworms in wild mountain sheep. This resulted in better lamb survival, but it did not address the underlying problem of high sheep density on overcrowded range. Similarly, we have used acaricides to treat heavy infestations of ticks on nestling falcons on a very limited basis. In

general, it appears that treatment may be suitable for individual animals, or small groups under unusual circumstances, but treating individuals has very limited usefulness as a measure for dealing with disease in wild populations.

Another method is to prevent or reduce exposure of animals to the disease agent. In North America, outbreaks of avian cholera and avian botulism in waterfowl are often managed by disposal of the carcasses of dead birds. In the case of avian cholera, the objective is to remove carcasses as a source of *Pasteurella multocida*, and in botulism the goal is to remove carcasses that act as substrate within which *Clostridium botulinum* may toxin. While this type of management seems appropriate intuitively, there is no evidence that carcass collection alters the course of either disease or reduces mortality. Preliminary studies in botulism outbreaks suggest that only a small proportion of the carcasses present are actually removed during these carcass collections. Use of disinfectants or other chemicals to destroy disease agents in the environment has received little attention in wild animals, and is probably of very limited usefulness, except in very local situations.

The most promising area for disease management in wild animals is through environmental alteration to reduce exposure of animals to disease agents. The goal of such manipulation might be to change the distribution of the disease agent, or the host, or to alter the environment in some way that reduces contact or transmission. A simple example of such environmental manipulation is alteration of the design of electrical transmission lines to prevent large birds, such as eagles and vultures, from becoming electrocuted. Similarly, transmission lines can be located away from known bird flight paths, to reduce the number of deaths from collisions by large birds such as swans. An environment can also be altered to reduce exposure of animals to an infectious agent. On Isle Blanche, an island in the Saint Lawrence River in eastern Canada, nesting common eiders *Somateria mollissima* died of avian cholera in most years. We found that water in shallow pools, under dense vegetation on the island, contained large numbers of the causative bacterium *Pasteurella multocida*. Birds were exposed repeatedly to bacteria as they walked through the pools going to and from their nests. Clearing the dense vegetation and drainage of the standing water has reduced the occurrence of avian cholera on this island. Unfortunately, using environmental manipu-

lation to manage a disease requires detailed knowledge of the ecology of the disease; something that is often missing for disease conditions in wild animals.

Disease may be managed by manipulating the host population. The objective may be to reduce exposure of animals to a disease agent, to reduce host density and disease transmission, or to increase the resistance of the host population. One direct method of manipulating the host population is to move animals away from a source of disease. During an outbreak of avian cholera among ducks on a large saline lake, we found that mortality was concentrated where small freshwater streams entered the lake, and that the water at these sites contained many *P. multocida*. Birds were discouraged from using these areas by propane exploding noise makers. (Attempts to move wild animals often fail because of intense loyalty to the area, and rapid habituation by the animals to devices used to scare them away). Attempts to control disease in wild animals by reducing population density over large areas have generally been unsuccessful, because of the inability to achieve or maintain sufficient population reduction over time. Population reduction has occasionally been successful in preventing the movement of a disease, but this has depended on a large sustained effort in a relatively small area. Rabies among striped skunks *Mephitis mephitis* swept steadily westward across the Canadian prairies during the 1950's and 1960's, reaching the border of province of Alberta by about 1970. The disease has been prevented from spreading into Alberta by rigorous skunk depopulation within a 30 km band along the border. Occasional cases of rabies that do occur beyond this zone are dealt with by skunk depopulation in a circular zone around the case.

Another way of altering the host population is to increase the level of resistance to disease within the population. This is done most directly through immunization. Early attempts at immunization were often unsuccessful, primarily because of difficulty in delivering vaccine to the animals. For instance, when anthrax occurred in wild bison in northern Canada about 30 years ago, an attempt was made over several years to collect and vaccinate the animals to reduce losses. However, immunization had no significant effect, because only a small proportion of the herd could be captured for immunization at any time, and the vaccine induced only short-term immunity. In contrast, oral vaccination pro-

grams have been highly successful in reducing the occurrence of rabies among foxes in both Europe and Canada, but these have required massive effort to deliver vaccine to the animals. It is not clear that this type of massive effort can be sustained when the disease becomes very rare and attracts little public concern.

Almost every attempt to manage a disease in wild animals involves changing human activities in some way. I have alluded to several examples earlier, including altering how and where electrical transmission lines are constructed, changing how people hunt and fish to reduce lead poisoning of birds, and changing the way that farmers use insecticides to reduce poisoning of birds. Education is an important part of many disease management programs. Brucellosis, caused by *Brucella suis* biovar 4, is a relatively common infection in wild caribou in northern Canada and is also a serious zoonotic disease. Caribou are very important in the diet and culture of Inuit people. The disease can not be controlled in free-ranging caribou, so management has been directed toward educating the people, so that they can continue to utilize caribou but recognize and avoid exposure to infected animals. Another example, of the use of education for disease management, is training field staff and biologists in proper methods for capturing and handling wild animals to reduce the occurrence of capture myopathy. Most successful disease management plans have included some form of public education.

An essential component of any attempt to manage a disease must be a system for measuring the effectiveness of the management. The goal should be adaptive management, in which useful

portions of the plan are continued and expanded, and the unsuccessful aspects are terminated. Very few disease management techniques in wildlife have been assessed critically. The actual value of common practices, such as limited population reduction and carcass sanitation, in changing the outcome of disease are unknown.

Disease management requires input from specialists in many disciplines. In Canada, veterinary medical expertise has been linked with wildlife management expertise through formation of the Canadian Cooperative Wildlife Health Centre (CCWHC) in 1992. This is a partnership among Canada's four veterinary colleges that is supported financially by Environment Canada, the wildlife resource departments of all provinces and territories, and other organizations including Ducks Unlimited Canada, and the Canadian Wildlife Federation. The CCWHC is actively involved in disease surveillance, with each veterinary college providing disease diagnostic service to a region of Canada, as well providing consultation and training on wildlife disease issues. The CCWHC maintains a national data base of wildlife health problems in Canada that is available to its supporters, and publishes a newsletter describing current wildlife health concerns. The CCWHC is not a research organization but it assists supporting agencies with disease investigation, and wildlife health problems identified through CCWHC become research programs for graduate students within the veterinary colleges, so that a number of faculty are involved with wildlife health at each veterinary college.

# WILDLIFE INFECTIOUS DISEASE CONTROL IN EUROPE

Artois M.

CNEVA Nancy, BP N°9, 54220 Malzeville(France)

Present address: Ecole Nationale Veterinaire Lione (ENVL), Unité Pathologie infectieuse, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile

**Abstract** - During the last thirty years, common infectious diseases of humans or animals have changed their manner of attack... New epidemiological patterns have emerged as wild species have acted as victim, host or reservoir. This has been seen in rabies, bovine tuberculosis or, more recently, wild-boar classical swine fever. Attempts to control these diseases have not always been successful depending on the criteria of the proposed objective. Emerging diseases are of interest for veterinarians as well as public health officials. As far as wildlife is concerned, difficulties can arise in controlling the population dynamics either of the host or of the pathogen. Lessons learnt from previous experiences could help in the management of new emerging problems.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 89-97

## 1. Historical background

Not long time ago, at a conference, a student asked me " why was it so important to control rabies, since no human death due to rabies has been mourned in Western Europe for more than half a century..." This highlights the point that the need to control infectious diseases in wildlife, is based on what is considered important or not... Obviously, determining what is important is not solely a scientific task. Objective criteria are still lacking.

Currently international organisations, such as the World health organisation (WHO) or the Office international des épizooties, World animal health organisation, (OIE), have listed diseases which should be reported in human and in domestic species. Among them, several are known to occur in wildlife (table I). A special OIE working group, created in 1993, listed the diseases in wildlife which have the potential to cause problems. Nevertheless, new emerging diseases can occur anywhere, anytime.

Wildlife disease specialists (as far as they do exist) are well aware that "disease" is not a relevant concept (Artois, 1993). Usually the pathogenic effect (morbidity) of infection, however infectious or parasitic they might be, are not noticed. Some provokers used to say that in wildlife, "disease" simply does not exist (Moutou & Artois, 1984). Then apart from some uncommon cases, controlling wildlife disease means dealing with an impalpable reality. The last point to mention as an introduction, is a very unique characteristic of wildlife disease : wild mammals and birds arouse love and friendly attitudes from the general public. As symptoms of sickness are not obvious, and

since people are usually not aware that some infections can be passed on to man or domestic species, the rationale for control is difficult to be justified. Spectacular outbreaks of mass mortality (stranded whales, botulism) or infection (IKC, foot rot of sheep, ecthyma) in wildlife are immediately reported in the media, usually in a very emotional way, attracting public attention mainly because of the welfare concerns. Management then, is to be carried out under the scrutiny of TV, radio and newspapers. A situation which is not very comfortable, fortunately nowadays the mad-cow crisis has redirected some of the attention to another topic...

## 2. Surveillance

Management is based on the knowledge of an infectious problem in wildlife. For knowledge, surveillance is the most appropriate way to get structured data. According to a report from Leighton (1994, where relevant addresses could be found), few countries in Europe currently have their own wildlife diseases surveillance network. However a country scale reporting system, assessing an acceptable level of health in game species is recommended in a EU directive (92/45/CEE). It is no universal system for surveillance: some reporting systems are based on zoonotic or specific infection of economical importance, but mostly oriented toward domestic species, some are based on the interest in given animal groups: sea mammals, game animal, rehabilitation centres.

Specialised diagnosis departments for wildlife exist in Sweden (National veterinary institute, Uppsala), the area of Nordrhein-Westfalen,

Tab. 1 - Main parasites and infections in wildlife which are known to be (potentially) important for veterinary public health and economy in Europe.

Type	Name (in domestic species)	Host(s)/ Sentinel	Sp. Frequently mentioned	OIE	Mortality/ Carryage	Zoonose	of concern for domestic animals	of concern for wildlife conservation
tse	Bovine spongiform encephalopathy	bovine	Animals in zoological gardens	B115	?	?	y	n
v	African swine fever	porcine	Wild boar	A120		n	y	h
v	Aujeszky disease	porcine/carnivores	Wild boar, fox	B052	c	n	y	y
v	Avian influenza	birds	Birds (wild boar ?)		c	y	y	
v	Avian pox	poultry	Birds	B307		n	y	
v	Classical swine fever	porcine	Wild boar	A130	m/c	n	y	n
v	Foot and mouth disease	ruminant et porcine	Cervid, wild boar	A010	c	n	y	y
v	Hantavirus (Dobrova, Puumala, Seoul)	man	Field mice and voles		c	y	y	n
v	Myxomatosis	rabbit	Wild rabbit	B351	m	n	y	y
v	Newcastle disease	poultry	Birds	A160	m/c	n	y	
v	Rabbit viral haemorrhagic disease	rabbit	Wild rabbit	B353	m	n	y	
v	Rabies	mammals	Fox, bats	B058	m	y	y	y
r	Q fever	ruminant	Terrestrial vertebrate	B057	c	y	y	
b	Anthrax	mammals	Ungulate	B051	m	y	y	y
b	Avian botulism	ornamental birds	Waterfowl		m	y/n	n	y
b	Avian cholera	poultry	Birds	B306	m/c	n	y	
b	Avian tuberculosis	poultry	Birds	B303	c	y	y	
b	Bovine brucellosis	bovine	Ungulate	B103	m/c	y	y	n
b	Bovine tuberculosis	bovine, caprine, human	Cervid, wild boar, Carnivores	B105	c	y	y	n
b	Leptospirosis	mammals	Commensal rodents	B056	c	y	y	
b	Listeriosis	human	Mammals		c	y	y	
b	Lyme disease	human	Mammals		c	y	y	
b	Paratuberculosis	ruminant	Ungulate	B059	c	n	n	
b	Pasteurellosis	porcine	Mammals		m/c	y	y	
b	Salmonellosis	porcine	Vertebrate		c	y	y	
b	Sheep and goat brucellosis	ovine & caprine	Ungulate	B152	m/c	y	y	n
b	Swine brucellosis	porcine	Wild boar, hare	B253	c	y	y	
b	Tularaemia	hare	Mammals	B352	m	y	n	y
p	Leishmaniasis	human dog	?	B501		y		
p	Toxoplasmosis	human, Cat	Mammals		c	y	y	
c	Echinococcosis/hydatidosis	human, ovine	Fox, wolf, rodents	B053	c	y	y	
n	Trichinellosis	porcine	Wild boar, fox	B255	c	y	y	
ac	Mange	ruminant, equid	Mountain ungulates, fox	B213	m	n	y	n

Germany (Forsthaus Hardt, Bonn), the canton of Vaud (Institut Galli Valerio, Lausanne) in Switzerland and CNEVA Nancy in France. Several laboratories at research institutes (notably Pasteur Institutes; Institute of Animal Pathology, University of Bern, Bern - Switzerland ; Institute for Zoo Biology and Wildlife Research, Berlin, - Germany; Animal Diseases Research Association, Moredun Institute, Edinburgh - Scotland) and many veterinary universities (schools or colleges) are to some extent dealing with wildlife disease surveillance and diagnosis. Most of them carry out, on a limited scale of time and space, investigations concerning some noticeable infections. To the knowledge of the author, the SAGIR network in France is the only institutional network in Europe, officially recognised by a government for reporting mortality and diseases in wild species (Lamarque & Artois, 1997) as recommended by the EU.

On a broader scale expert members of the OIE work group on wildlife diseases, on an annual basis, have reported noticeable events occurring in this field in Europe (Artois *et al.*, 1997; Artois and Mörner, 1998). An informal network mainly based on the members of the European section of the Wildlife disease association (from the above mentioned institutions) provide data to the rapporteurs<sup>1</sup>. EWDA have published an annual report to OIE on wildlife diseases in Europe since 1995, thanks to support from the CNEVA Nancy, France.

There is clearly a great deal of interest in wildlife disease surveillance in Europe, and a lot of information is circulating ; fortunately more and more is being published in international scientific journals, most notably in the Journal of wildlife diseases. But a significant proportion of results presented in different meetings do not appear in peer reviewed journals. Moreover, efforts to co-ordinate the activities in this field (European section of WDA have met every second year since 1995, a FAIR project should start on zoonoses in wild species) are just beginning to develop.

A useful surveillance programme is based on accurate data. It is not the purpose of this paper to review problems linked with the identifying of a pathogen accurately at the individual and population level. This question has been examined by Wobeser (1994). Problems stem from making the diagnosis itself (sensitivity and specificity of tests available for domestic species are different in wild species), the way in which to collect samples (bias of recruitment) and

finally with the assessment of the presence/absence of the infection (Bacon & Macdonald, 1980) and variation of prevalence rate in space and time.

### 3. Control

#### 3.1. Aim

Hone (1994) pointed out that a clear distinction should be made between wildlife control and pathogen or disease control. Actually, the purpose of controlling an infectious disease in wildlife is not precisely defined: is eradication of the pathogen the target, or is it to prevent the contamination of the domestic stock or humans? Rationale for the need of a control is often imposed by threat to human health or for economical reasons. But an analysis of different strategies targeting either the reservoir, the pathogen or the transmission are rarely properly addressed. For example, two books published at the turn of the 80's/90's, explicitly dealing with rabies control (Thraenhart *et al.* 1989, Bögel *et al.*, 1992) did not include any chapter about why rabies should be controlled, neither analysing the chances of success or risk of failure of different strategies. Wobeser (1994) considers that four questions should be asked before beginning any control program:

"Why? How? How far and finally, How will success be measured?"

Krebs *et al.* (1998) reviewing the badger TB problem in the UK, stated how different the opinions are, concerning the need of limiting bovine TB incidence in cattle. According to the point of view on the perception of the seriousness of the threat or on the acceptance of the role of badgers as a reservoir, the necessity and the efficacy of badger culling remains a matter of debate. A lack of clarity in the aim of the badger TB control programme and the general absence of a way to assess efficacy of measures carried out, led these authors to conclude that any demonstration of success or failure was still lacking. In practice, programmes are frequently designed to fit with the perception of what is feasible on the short term, in order to decrease the level of complaints linked with the disease.

The question of a real need a management should not be avoided. In most instances, abstinence is a reasonable position. Gilmour & Munro (1991) argued that nature should be allowed to take its course and achieve a balance. Experts should carefully compare the expected evolution of the infection in the presence or absence of a control, rabies has been an

example that not enough vaccination can slow the natural spread of the infection, extending the period of time of its consequences at a given point (Smith & Harris, 1991, Tischendorf *et al.*, 1998).

### 3.2. Programme

Most of the problems we deal with in this paper are considered important at the country scale. One can wonder by whom and how the decision to control a wildlife infection, is taken. To address this point, one only can refer to non-scientific literature. For rabies and CSF, regular meetings (supported by EU, WHO, OIE and private foundations) have been organised for central veterinary officers to allow a consultation with experts of different countries. For badger TB, the British MAAF has essentially been responsible for the decision, reviewed by several and successive reports (Zuckermann, 1980; Dunnet, 1986; Krebs *et al.*, 1997).

As a consequence of the vagueness of clear objectives, establishment of action plans are usually empirical, resulting from a trial and error process. Action plans are then progressively improved by experience gained in the field. The standard format is a series of regulations enumerating a list of actions to be done by select people, based on opinions expressed by experts. If the disease is epidemic and spreading on a large area, cross border co-operation is necessary, as seen in fox rabies control programmes.

Transmission, after replication of the pathogen within the host, is a key point in the control of contagious diseases. In wildlife, this task is complicated by insufficient knowledge of the dynamics of most host populations. Experimental approaches are notably difficult since the host is usually very elusive which stimulated an extensive array of literature based on the theoretical aspects of the population biology of pathogens in natural hosts populations (Bailey, 1975, Anderson & May, 1979, May & Anderson, 1979, only to mention the most prominent authors). Conditions for the persistence of both the host and the pathogen, and control strategies were the most important areas addressed by these papers, and the voluminous literature which has followed since (see Grenfell & Dobson, 1995; Barlow, 1996; Tompkins & Wilson, 1998 for recent reviews). Few of the proposed models have been actually employed in order to draw up control strategies; in Ontario a spatial simulation model on fox rabies was used to define the plans for distribution of vaccine baits (Voigt *et al.*, 1985). In

addition Anderson *et al.*, 1981; David *et al.*, 1982; for rabies (see Pech & Hone, 1992 for a literature review of a dozen rabies models), Hone *et al.* (1992) or Guberti *et al.* (1997) for CSF, Anderson & Trehwella (1985) or Smith *et al.* (1995) for bovine TB, published hypothesis on the limitations or prospects of different strategies of control. But to what extent this information has really been used by managers, remains non-documented.

### 3.3. Technique

Among the possibilities of control reviewed by Wobeser (1994), management through population reduction has been used in an attempt to control badger bovine TB, CSF in wild boars and fox rabies (other examples of population control are listed by this author). Different methods were employed to kill badgers, wild boars and foxes, either at the den (burrow gassing) or by shooting or trapping (or even poisoning). A trial to reduce an animal population will be sooner or later balanced by reproduction or immigration. It would be desirable to slow these parameters. Contraception has been considered, at least in epidemiological (Wobeser, 1994) or for experimental design (Artois and Bradley, 1995), but is still unpractical under field conditions. Very few of such plans are aimed to evaluate the desired level of population decrease. In addition, only a subjective appraisal of the efficacy is expected.

Most of the drugs or vaccines available for the treatment of domestic species can be used to treat or prevent similar infections, at the individual level, in wild species. But problems for delivering them to free ranging individuals are extremely difficult to solve. In practice, spreading baits for an oral administration is the most well advanced technique (Linhart *et al.*, 1997), but viral vectored transmission is considered as well (Robinson *et al.*, 1997). Examples of treatment, mostly with wormicides, are presented by Wobeser (1994). Before the actual use of orally delivered vaccines for European foxes, (see below), limited trials were carried out for protecting rare valuable species against anthrax (De Vos *et al.*, 1973) or to test feasibility (Rosatte *et al.*, 1981), by parenteral injection (other examples from North America are mentioned by Wobeser, 1994). The limitation of these methods are the capability to immunise (or treat) a sufficient proportion of the population during a significant period of time. Cost, practicality and efficiency are the main limitations of a final success.



## 4. Results

### 4.1. Effect of lethal control

Since the recognition of badgers as a potential vector of TB for cattle in 1980 (Zuckerman, 1980), various strategies have been implemented to cull them. According to the review of Krebs *et al.* (1998) several reasons have prevented to compare the efficiency of different strategies in decreasing the number of reactive cattle. However, it has been noticed that severe removal of badgers at a local scale reduced the incidence of TB in cattle. But persistence of the *Mycobacteria* within the environment and social behaviour of badgers has allowed the infection to persist despite control efforts.

Control of CSF by wild boar shooting have been attempted in Europe, but were poorly documented in peer reviewed scientific journals (Aubert *et al.*, 1994). Appropriate methods to assess the culled fraction of the population have never been used in any country. According to French (Coustel & Fouquet, 1994, Burger *et al.*, 1997) and Italian (Guberti *et al.*, 1997) experiences, the level needed for control does really surpass the usual hunting cull and should essentially target the young boars. In the known recorded outbreak CSF in these countries, the natural turn-over of the boar population allowed boars to recover in the space of a few years. After culling, long persistence of the infection within the infected population is a common rule, with a very slow decrease in the registered virus carriers and seropositives. Apparent eradication was claimed when no more infected were recorded, but persistence of antibodies in young at this time should lead to a more prudent diagnosis. To my knowledge, no appropriate statistical method has been applied anywhere in Europe to assess the probability of detection of the CSF infection in wild boars at a low level (see Wobeser, 1994 for description of available standard methods).

For years, the only way to control rabies was by fox culling. Organisation and efficacy were reviewed and discussed by Macdonald *et al.*, 1981. In several instances, bounties were paid to non-professionals in order to encourage fox destruction. Origin of the samples (tails) turned in for payment of a bounty was difficult to assess (when samples were actually checked); payment of bounties was in some circumstances unduly considered as a regular support for outdoor entertainment, consequently a decrease of the resource fox population was not desired. These factors, associated with social

changes in rural areas and the capacity of the fox population to overcome destruction, did not allow control to be efficient on the long term, neither against the progression of the geographic expansion (Artois, 1983) nor against subsequent re-occurrences of the infection (Aubert, 1994). Blancou *et al.* (1991) cautiously concluded, that fox culling has never been proven as efficient for the control of rabies on the European continent.

### 4.2 Oral vaccination

To this point, rabies has been the only example where the pathogen causing an infection in wildlife has been targeted for control on a significantly large scale. The project was in mind of several scientists, but Baer *et al.* (1971) were the first to demonstrate that immunisation against rabies was possible in fox by the oromucosal route of administration. Years were spent in research in the lab, animal facilities and finally in the field before Swiss researchers first released the SAD strain on a limited scale field trial in 1978 (Steck *et al.*, 1982). European co-operation, under the auspices of WHO allowed a prudent and progressive expansion of fox oral vaccination against rabies in several countries (Stöhr & Meslin, 1996). Much work has been devoted to the assessment of efficacy and safety of the method, including a project in a BAP EEC programme on GMO: Flamand *et al.*, 1991. Oral immunisation of foxes techniques have been reviewed in Wandeler (1991). Currently, where sufficiently well co-ordinated efforts have been concentrated in an area, using good vaccines and an appropriate method of bait distribution, a dramatic decrease of rabies has been observed (Aubert, 1995). By comparison, untreated areas have suffered a persistence of the infection (Aubert, 1992).

To be complete, trials to treat foxes against echinococcosis with baits loaded with Praziquantel (Schelling *et al.*, 1997), or to vaccinate wild boars against CSF are currently carried out on a limited scale in Germany (EU meeting, Perouse, 1998). Only preliminary data have been published in peer reviewed journals.

## 5. Discussion

The management of wildlife infectious diseases in Europe is still exceptional, apart from the three above mentioned examples, few other diseases are known to be worth considering (echinococcosis, Lyme disease...). Recent crisis have attracted attention concerning emerging

diseases ; as pointed out in several reviews (Morse, 1993; Brown, 1997; Chomel, 1998), several factors are involved. Among them, the followings are notably worrying (only to mention European examples) :

- Introduction of an exotic (potential or actual) reservoir (e.g. racoon dog rabies in Finland and Poland, human tularaemia acquired from imported hares in Italy and Spain),
- changes in demographic balances of natural wild reservoir and/ or vectors amplify a pathogen otherwise not noticeable (e.g. Aujeszky virus infection in wild boars in central Europe, fox mange in Scandinavia, fox rabies (bat rabies ?), wild boar trichinellosis, multilocular echinococcosis, Looping ill amplified by hare population on the increase in Scotland, Lyme disease amplified by increase of deer which could have increased tick populations),
- wild free ranging populations can be infected by domestic species and then act as reservoir (Chamois Brucellosis in the Alps, Badger Tuberculosis),
- both combined (CSF in wild boar),
- change in breeding practices of domestic species increases the chances of cross infections (e.g. Swine brucellosis at *Brucella suis* biovar 2 transmitted by wild boars to pigs in open air settlements)?
- Environmental (global ?) changes increase the potential for microparasites to become pathogenic (increase of avian botulism records).

Actually, separation of the origin of the cited problems is partly artificial, since in most cases, they are combined. In addition, some emerging problems are still not explained such as Hantaviruses, or Tick borne encephalitis ; others are just suspected to be able to occur sooner or later : epizootic of Newcastle disease in migrating waterfowl, highly pathogenic human influenza emerging from European wild reservoir by natural recombination between wild boar and waterfowl virus... Natural recombination of genes can as well create new pathogenic strains (Cholera, anthrax, *E. coli* H7 O157...), this could occur at any time in wild species and spread to humans and domestic species by some unexpected routes (how could *Brucella* infection have evolved in marine mammals?).

Finally, it should be mentioned that emerging diseases can affect the conservation of natural species in the same way : infectious kerato conjunctivitis in Chamois and Ibex was recently shown to be due to *Mycoplasma conjunctivae* (Giacometti *et al.*, 1998). This allows the speculation that sheep are responsible for the cont-

amination of wild ungulates, as it could be with Q fever, mange and probably other diseases. Small isolated populations of rare and endangered wild animals, not only overseas, are threatened with extinction if pathogenic parasites invade them from outside domestic reservoirs. Large populations have been affected by more extensive outbreaks : Phocine distemper and fox mange in Scandinavia has attracted attention, because of its origin and the ecological consequences of such mass mortality involving a transmissible infectious agent.

This present paper has addressed the questions of whether it was desirable to eradicate an infection in wild species and if desirable how to make the decision to control it : detection, alert function, aim and target, feasibility, environmental safety and ecological efficacy, are all key points to consider in making a good decision. It is of a special importance to consider ethical, sociological and political factors with a great deal of tact as the communication with the public concerned is of greater importance than the actual management done in the field (doing something just to show the public that something is being done could have dramatic consequences ; becoming an object of ridicule, being, at the least humiliating).

When it is decided to manage an infectious wildlife disease, much more planning, preparation in risk analysis should be done than is presently practised. One can wonder if increasingly culling a species would be sustainable, only for ecological reasons? As well, since most of the species (i.e. rodents, medium Carnivores and ungulates, among mammals) involved in infectious diseases in Europe are wide spread and populous, it would be well worth to spend more effort in understanding why they are doing so well. Alternative strategies to culling should be developed. Since sanitary hazards are frequently part of what makes an animal a "problem species", infections should be dealt with together with other problems in a pluri disciplinary approach.

Therefore, for human and veterinary public health officials, the challenge of developing a new field of expertise is posed. It is not uncommon to hear wildlife veterinarians arguing that field biologists, especially those involved in conservation, should be more involved in veterinary medicine (Hutchins *et al.*, 1991). This is true, but it is far too infrequent to see veterinarians taking lessons from scientists working in population biology, behavioural ecology, modelling or even bio statistics! Experience

from previous attempts to manage infections in wild free ranging species have shown that agencies dealing with human and animal health are not well enough informed. The common belief that a classical training in medicine and veterinary practice are sufficient to deal with this should be corrected (Peterson, 1991). On an other hand population biologists are notably disappointed by an absence of involvement in field research by microbiologists (Wake, 1998).

At least a minimum number of references should be available in offices, that would include the following: Combes, 1995; Caughley & Sinclair, 1994; Hone, 1994; Scott & Smith, 1994; Wobeser, 1994. The ideas and concepts included in these books (and surely several others) are well accepted by biologists and most, if not all, wildlife veterinarians, but they still should be popularised among veterinary officers, and government workers.

The lack of basic knowledge on these topics is not only a result of an inappropriate training, it is also a consequence of the fact that too many results obtained in this field are only published (when they are published) at non-scientific meetings, in internal reports, or solely in professional newspapers but rarely in peer reviewed international journals. A huge amount of crucial information is stored therefore in "grey literature" or simply in the memory of the actors of local events. Lessons and expertise deduced from previous experience are beneficial for the community on a whole since at the stage where we are, good descriptions and clear portrayal of facts are needed. We can certainly speculate and try to build hypotheses, models and theory about emerging infections and parasites, but factual information (properly sampled) is what is really desired.

On the European scale, greater co-ordination between agencies should be stressed. A special training in zoology of hosts and vectors (namely entomology and acarology), ecological epidemiology, population biology of parasites and infection, wildlife management, should be included in veterinary and medical schools (Kirkwood, 1994). Equally the study of diseases, infection and zoonoses should be a part of field biologists training. Money spent in this way would be better used that wasted in calamitous wildlife disease control programmes, the worst having not been mentioned in this paper. My final message is that the passion displayed by wildlife disease specialists does not mean they are not good professionals. Ecology

is as important as epidemiology, or even animal health ; wildlife management and conservation can be regarded just as can stock and cattle breeding ; in any case knowledge, expertise and experience do exist, it's just necessary to knock at the right door.

## References

- ANDERSON R.M. & R.M. MAY (1979) – Population biology of infectious diseases: part I. *Nature*, 280: 361-367.
- ANDERSON R.M., H.C. JACKSON, R.M. MAY & A.D.M. SMITH (1981) – Population dynamics of fox rabies in Europe. *Nature* (5800) : 765-771.
- ANDERSON R.M. & W. TREWHELLA (1985) – Population dynamics of badgers (*Meles meles*) and epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). *Phil. Trans. R. Soc.*, B310 : 327-381.
- ARTOIS M. (1993) – Mammifères sauvages, maladies contagieuses et environnement. *Point Vét.*, 24 : 17-25.
- Artois M. & M. Bradley (1995) – Un vaccin contre les renards. Pour enrayer la prolifération des animaux indésirables, un appât contraceptif. *La Recherche* (281): 40-41.
- ARTOIS M. (1983) – Evolution de la rage vulpine dans les Alpes françaises. *Actes VII<sup>e</sup> Colloque National de Mammalogie*, Grenoble, 15-16 octobre, 37-45.
- ARTOIS M., T. MÖRNER & M. WOODFORD (1997) – Annual report to OIE on wildlife diseases in Europe 1996/early 1997, 5 p.
- ARTOIS M. & T. MÖRNER (1998) – Wildlife diseases in Europe : an annual report to OIE by the European section of the Wildlife disease association (EWDA), 1997, 36 p.
- AUBERT M. (1992) – Epidemiology of fox rabies. In: Bögel K., Meslin F.X., Kaplan M. (Eds.) *Wildlife rabies control*. Wells Medical Ltd., Kent, 9-18.
- AUBERT M. (1994) – Control of rabies in foxes: what are the appropriate measures? *Vet. Rec.* (134) : 55-59.
- AUBERT M., M. PICARD, E. FOUQUET, J. CONDE, C. CRUCIERE, R. FERRY, E. ALBINA, J. BARRAT & F. VEDEAU (1994) – La peste porcine classique du sanglier en Europe. *Ann. Méd. Vét.*, 138 : 239-247.
- AUBERT M. (1995) – Epidémiologie et lutte contre la rage en France et en Europe. *Bull. Acad. Nat. Méd.*, 179 (5) : 1033-1054.
- Bacon P.J. & D.W. MACDONALD (1980) – To control rabies: vaccinate foxes. *New Sci.*, 640-645.
- BAER G.M., M.K. ABELSETH & J.G. DEBBIE (1971) – Oral vaccination of foxes against rabies. *Am. J. Epidemiol.*, 93 (6): 487-490.
- BAILEY N.T.J. (1975) – *The mathematical theory of infectious diseases and its application*. Griffin, London, 401 p.
- BARLOW N.D. (1996) – The ecology of wildlife disease control: simple models revisited. *J. Appl. Ecol.*, 33 : 303-314.
- BLANCOU J., M.F.A. AUBERT & M. ARTOIS (1991) – Fox rabies. In: Baer G.M. (Ed.) *The natural history of rabies*, 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press, Boca Raton, pp 257-290.

- BÖGEL K., F.X. MESLIN, M. KAPLAN (1992) – Wildlife rabies control. *Wells Medical Ltd.*, Kent, 222 p.
- BROWN C. (1997) – Emerging diseases – what veterinarians need to know. *J. Vet. Diagn. Invest.*, 9: 113-117.
- BURGER C., M. GONZAGUE, P. GILLI-DUNOYER, M. PICARD & C. CRUCIERE (1997) – La peste porcine classique chez les sangliers du massif vosgien. *Epidémiol. Santé Anim.* (31-32) : 01/11.
- Caughley G. & A.R.E. Sinclair (1994) – Wildlife ecology and management. *Blackwell Science, Cambridge*, 334 p.
- CHOMEL B.B. (1998) – New emerging zoonoses: a challenge and an opportunity for the veterinary profession. *Comp. Immunol. Microbiol. Infect. Dis.*, 21: 1-14.
- COMBES C. (1995) – Interactions durables. Ecologie et évolution du parasitisme. *Masson, Paris*, 524 p.
- Coustel G. & E. Fouquet (1994) – Les difficultés de la maîtrise sanitaire : l'épidémie de peste porcine classique dans l'Est de la France. *Bull. Mens. ONC* (189): 123-124.
- DAVID J.M., L. ANDRAL, M. ARTOIS (1982) – Computer simulation model of the epi-enzootic disease of vulpine rabies. *Ecol. Model.*, 15 : 107-125.
- DE VOS V., G.L. VAN ROOYEN, J.J. KLOPPERS (1973) – Anthrax immunization of free-ranging roan antelope *Hippotragus equinus* in the Kruger National Park. *Koedoe*, 16 : 11-25.
- DIRECTIVE 92/45/CEE du conseil du 16 juin 1992 concernant les problèmes sanitaires et de police sanitaire relatifs à la mise à mort du gibier sauvage et à la mise sur le marché de viandes de gibier sauvage. *J.O.C.E.* (1268) : 35-53
- DUNNET G.M., D.M. JONES & J.P. MCINERNEY (1986) – Badgers and bovine tuberculosis. *HMSO*, 73 p.
- FLAMAND A., J. BLANCOU, P.P. PASTORET (1991) – Monitoring the potential risk linked to the use of modified live viruses for antirabies vaccination of foxes. In: Economidis I. (Ed.) *Biotechnology R & D in the EC. Biotechnology Action Programme (BAP). Part I: Catalogue of BAP achievements on risk assessment for the period 1985-1990. Commission of the European Communities*, pp 79-83.
- GIACOMETTI M., J. NICOLET, J. FREY, M. KRAWINKLER, W. MEIER, M. WELLE, K.E. JOHANSSON, M.P. DEGIORGIS (1998) – Susceptibility of alpine ibex to conjunctivitis caused by inoculation of a sheep-strain of *Mycoplasma conjunctivae*. *Vet. Microbiol.*, 61 : 279-288.
- GILMOUR J.S. & R. MUNRO 1991 – Wildlife disease: management or masterly inactivity? *J. Nat. Hist.*, 25: 537-541.
- GRENFELL B.T. & P. DOBSON (1995) – Ecology of infectious diseases in natural populations. *Cambridge University Press, Cambridge*, 521 p.
- GUBERTI V., G. FERRARI & S. CERONI (1997) – Rôle du sanglier sauvage (*Sus scrofa*) dans l'épidémiologie de la fièvre porcine classique en Italie. XXIII<sup>e</sup> Congrès de l'Union Internationale des Biologistes du Gibier, Lyon, 1-6 septembre, 1 p.
- HONE J., R. PECH & P. YIP (1992) – Estimation of the dynamics and rate transmission of classical swine fever (hog cholera) in wild pigs. *Epidemiol. Infect.*, 108 : 377-386.
- HONE J. (1994) – Analysis of vertebrate pest control. *Cambridge University Press, Cambridge*, 258 p.
- HUTCHINS M., T. FOOSE & U.S. SEAL (1991) – The role of veterinary medicine in endangered species conservation. *J. Zoo Wildl. Med.*, 22 (3) : 277-281.
- IRMER S. & H.L. SCHLEGEL (1981) – Impfung von Jungfüchsen – eine Alternative zur Tollwutbekämpfung? Der Versuch einer Kosten-Nutzen-Analyse. *Berl. Münch. Tierärztl. Wochenschr.*, 94 : 202-207.
- KIRKWOOD J.K. (1994) – Veterinary education for wildlife conservation, health and welfare. *Vet. Rec.*, 148-151.
- KREBS J.R., R. ANDERSON, T. CLUTTON-BROCK, I. MORRISON, D. YOUNG & C. DONNELLY (1997) – Bovine tuberculosis in cattle and badgers. *Report to the Rt Hon J. Cunningham*, 191 p.
- KREBS J.R., R.M. ANDERSON, T. CLUTTON-BROCK, C.A. DONNELLY, S. FROST, W.I. MORRISON, R. WOODROFFE, D. YOUNG (1998) – Badgers and bovine TB: conflicts between conservation and health. *Science*, 279 : 817-818.
- LAMARQUE F. & M. ARTOIS (1997) – Surveillance of wildlife diseases in France: the SAGIR network. *Epidémiol. Santé Anim.* (31-32) : 07.B.31.
- LEIGHTON F.A. (1994) – Surveillance of wild animal diseases in Europe. A survey of sources of information on wildlife diseases. *Cooperative Project Canadian Cooperative Wildlife Health Centre – CNEVA Nancy, France*, 87 p.
- LINHART S.B., A. KAPPELER & L.A. WINDBERG (1997) – Review of baits and bait delivery systems for free-ranging carnivores and ungulates. In: Creeger T.J. (Ed.) *Contraception in wildlife management. Techn. Bull. Dept. Agr. Anim. Plant Health Insp. Serv.*, 1853 : 69-132.
- MACDONALD D.W., R.G.H. BUNCE, P.J. BACON (1981) – Fox populations, habitat characterization and rabies control. *J. Biogeogr.*, 8 : 145-151.
- MAY R.M. & ANDERSON R.M. (1979) – Population biology of infectious diseases. *Part II. Nature*, 280 : 455-461.
- Mesure de contrôle de la peste porcine classique chez le sanglier sauvage en Europe. *Séminaire organisé par l'Institut de prophylaxie expérimentale de Pérouse*, 5-7 avril 1998, 4 p.
- MORSE S.S. (1993) – Emerging viruses. *Oxford University Press, New York, Oxford*, 317 p.
- MOUTOU F. & ARTOIS M. (1984) – L'approche écologique de la pathologie. In: *Pathologie et mammifères sauvages. VIII<sup>e</sup> Colloque de la SFEPM, Créteil*, 20-21 Octobre, pp 9-13.
- PECH R.P. & J. HONE (1992) – Models of wildlife rabies. In P. O'Brien and G. Berry (eds.), *Wildlife rabies contingency planning in Australia. National Wildlife Rabies Workshop*, 12-16 March 1990.
- PETERSON W.J. (1991) – Wildlife parasitism, science and management policy. *J. Wildl. Manage.*, 55 (4) : 782-789.

- ROBINSON A.J., R. JACKSON, P. KERR, J. MERCHANT, I. PARER, R. PECH (1997) – Progress towards using recombinant myxoma virus as a vector for fertility control in rabbits. *Reprod. Fertil. Dev.*, 9 : 77-83.
- ROSATTE R.C., D.R. HOWARD, J.B. CAMPBELL & C.D. MACINNES (1990) – Intramuscular vaccination of skunks and raccoons against rabies. *J. Wildl. Dis.*, 26 : 225-230.
- SCOTT M.E. & G. SMITH (1994) – Parasitic and infectious diseases. Epidemiology and ecology. *Academic Press, San Diego*, 398 p.
- SCHELLING U., W. FRANK, R. WILL, T. ROMIG & R. LUCIUS (1997) – Chemotherapy with praziquantel has the potential to reduce the prevalence of *Echinococcus multilocularis* in wild foxes (*Vulpes vulpes*). *Ann. Trop. Med. Parasitol.*, 91 (2) : 179-186.
- SMITH G.C. & S. HARRIS (1991) – Rabies in urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Britain: the use of a spatial stochastic simulation model to examine the pattern of spread and evaluate the efficacy of different control regimes. *Ph. Trans. R. Soc. Lond. B*, 334 : 459-479.
- SMITH G.C., M.S. RICHARDS, R.S. CLIFTON-HADLEY & C.L. CHEESEMAN (1995) – Modelling bovine tuberculosis in badgers in England: preliminary results. *Mammalia*, 59 : 639-650.
- STECK F., A. WANDELER, P. BICHSSEL, S. CAPT & L. SCHNEIDER (1982) – Oral immunisation of foxes against rabies. A field study. *Zbl. Vet. Med.*, 29 : 372-396.
- STÖHR K & F.X. MESLIN (1996) – Progress and setbacks in the oral immunization of foxes against rabies in Europe. *Vet. Rec.*, 139 : 32-35.
- THRAENHART O., H. KOPROWSKI, K. BÖGEL & P. SUREAU (1989) – Progress in rabies control. *Wells Medical, Kent*, 614 p.
- TISCHENDORF L., H.H. THULKE, C. STAUBACH, M.S. MULLER, F. JELTSCH, J. GORETZKI, T. SELHORST, T. MULLER, H. SCHLÜTER & C. WISSEL (1998) – Chance and risk of controlling rabies in large-scale and long-term immunized fox populations. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B Biol.*, 265 : 839-846.
- TOMPKINS D.M. & K. WILSON (1998) – Wildlife disease ecology: from theory to policy. *TREE*, 13 : 476-478.
- VOIGT D.R., R.R. TINLINE, L.H. BROEKHOVEN (1985) – A spatial simulation model for rabies control. In: Bacon P.J. (Ed.) Population dynamics of rabies in wildlife. *Academic Press, London*, 311-349.
- WAKE D.B. (1998) – Action on amphibians. *TREE*, 13 (10) : 379-380.
- WANDELER A.I. (1991) – Oral immunization of wildlife. In: Baer G.M. (Ed.) *The natural history of rabies, 2nd ed.* CRC Press, Boca Raton, 485-503.
- WANDELER A.I., S.A. NADIN-DAVIS, R.R. TINLINE & C.E. RUPPRECHT (1994) – Rabies epidemiology: some ecological and evolutionary perspectives. In: Rupprecht C.E., Dietzschold B., Koprowski H. (Eds.) *Lyssaviruses.* Springer Verlag, Berlin, 297-324.
- WOBESER G.A. (1994) – Investigation and management of disease in wild animals; *Plenum Press, New York*, 265 p. (Eds)
- ZUCKERMAN O.M. (1980) – Badgers, cattle and tuberculosis. *Report to the Right Hon. P. Walker*, 106 p.

# MATHEMATICAL MODELS AND WILDLIFE DISEASES: TECHNIQUES OF PARAMETERS ESTIMATION FOR NEMATODES INFECTIONS

Rosà R. \*, Rizzoli A. \*, Pugliese A. \*\*, Genchi C.\*\*\*

\* Centro di Ecologia Alpina, Viote del Monte Bondone, 38040 Trento, Italy

\*\* Dipartimento di Matematica, Università degli Studi di Trento, 38100 Povo (Tn), Italy

\*\*\* Istituto di Patologia Generale e Parassitologia, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università degli Studi di Milano - 20100, Milano, Italy

**Abstract** - The use of mathematical models in the study of wild host-nematodes interaction is still limited since the estimate of the numerical values of many parameters of the models are usually difficult to be quantified empirically. In this paper we present a technique of parameter estimation based on a mathematical model for macroparasitic infections using a Bayesian updating method. As a case-study we considered a Trichostrongylidae, principally *Teladorsagia circumcincta*, infection in a chamois population (*Rupicapra rupicapra* L.). Using these estimates a value of the basic reproduction ratio ( $R_0$ ) equal to 2.4 was obtained.

**Riassunto** - L'utilizzo dei modelli matematici nello studio delle interazioni tra ospiti vertebrati e nematodi parassiti è ancora limitato poiché la stima dei valori numerici di molti parametri in essi contenuti risulta spesso difficoltosa. In questo lavoro viene presentata una tecnica di stima parametrica che utilizza un approccio di tipo Bayesiano. È stato utilizzato un modello matematico per infestazioni macroparassitarie a ciclo diretto implementato su dati di tipo empirico relativi a un'infestazione da Trichostrongylidae, soprattutto *Teladorsagia circumcincta*, in una popolazione di camoscio (*Rupicapra rupicapra* L.). Le stime dei parametri ottenute forniscono un valore di  $R_0$  (tasso base di riproduzione del parassita) pari a 2.4.

J. Mt. Ecol., 7 (Suppl.): 99- 106

## 1. Introduction

Mathematical models play a significant role in our understanding of epidemiology and dynamics of parasite-host interactions (Anderson & May, 1991; Scott & Smith, 1994; Grenfell & Dobson, 1995) but their use in the analysis of many macroparasites (as nematodes) -wildlife systems is still limited (Barlow, 1995).

One reason is that the estimate of the numerical values of many parameters used in such models require long-term studies on host demography and manipulative experiment to understand parasite induced effects (Gulland, 1992; Hudson *et al.*, 1992; Hudson *et al.* 2002.; McCallum & Dobson, 1995). Environmental complexity, in terms of geomorphology and climate, and species behaviour that affect their observation and monitoring (these characteristics are common in Alpine ecosystems and many of their wildlife species) often represent a limitation for the development of epidemiological and ecological studies on nematodes infections in wildlife with the application of mathematical models.

Our theoretical approach to these constrains is to use mathematical models as exploratory tools (Damaggio *et al.*, 1996; Rosà *et al.*, 1997) for obtaining a first estimate of some funda-

mental parasite population parameters and parameters regarding the host-parasite interaction using only few measures of parasitological and demographic variables of the two populations.

These estimate will be derived by simulating the relationship between parasite dynamics and host dynamics with the use of a mathematical model. They will represent a guidance for further study and they will prove useful only if there is a reasonable agreement between the dynamics simulated by the model and the temporal changes actually observed in the host and parasite populations under study.

In this paper we present the estimate of the numerical values of some parameters regarding a Trichostrongylidae infection in a chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) population obtained by the application of a 4-dimensional deterministic model (Pugliese *et al.*, 1998) to a set of empirical estimate of parasite and host demographic variables (Rizzoli, 1995; Damaggio *et al.*, 1996; Rosà *et al.*, 1997).

## 2. Material and methods

### 2.1 Case study

Epidemiological investigations on a chamois population (*Rupicapra rupicapra* L.) of the Province of Trento (Italy) were carried out

after a population crash (Rizzoli, 1995). Pulmonary and abomasal nematodes, principally *Neostromylus linearis* (Marotel, 1913) and *Teladorsagia circumcincta*, Stadelmann, 1894, were recorded as highly prevalent and abundant. Under the hypothesis that the parasite intensity of infection was related with changes in the vital rates of the host population, a 4-dimensional deterministic model was constructed. In this study only direct transmitted parasites were considered. Measure of abomasal nematodes abundance and aggregation were recorded during a 4 year surveys; host demography was studied over 10 years population counts (Rosà et al., 1997).

**2.2 The mathematical model**

A classical model for studying host-macroparasite interactions was introduced by Anderson and May (1978) for the case of macroparasites with direct life-cycles. This model has been modified by letting the aggregation be a dynamic variable (Adler & Kretzschmar, 1992), introducing a carrying capacity for the host (Pugliese & Rosà, 1995) and assuming that infections will generally occur with several larvae at the same time (Damaggio et al., 1996). The resulting model (Pugliese et al., 1998) has a reasonable flexibility in explaining observed values of aggregation, and all its parameters have a biological interpretation and are, at least in principle, passable of independent measurement. Mathematically, it consists of four coupled differential equations (equations 1) describing changes in the host population size, *N*; the mean adult parasite burden, *χ*; the aggregation of parasite distribution, *A* (defined as the ratio of the variance to the mean) and the number of free living larvae, *L*.

$$\begin{aligned}
 1) \quad \frac{dN}{dt} &= N[\beta(1 + (A-1)(1-\xi))^{-\lambda} - \mu - (\beta - \mu)N/N_c - \alpha\chi] \\
 \frac{d\chi}{dt} &= \chi[\sigma - \alpha d - \beta(1 + (A-1)(1-\xi))^{-\lambda} + \theta\psi L] \\
 \frac{dA}{dt} &= -(A-1)[\sigma + \alpha d + \frac{\theta\psi L}{x}] + \beta(1 + (A-1)(1-\xi))^{-\lambda} + \frac{\theta\psi L}{x} \lambda \\
 \frac{dL}{dt} &= hN\chi - dL - \theta L N
 \end{aligned}$$

The parameters of the model are described in Table 1. Equations of the model (1) can be examined when the parasite is first introduced to the host populations to produce an expression for the basic reproduction ratio (*R*<sub>0</sub>) of the parasite. When  $\lambda=0$  we obtain the following expression:

2)

$$R_0 = \frac{h\psi\theta N_c}{(\delta + \theta N_c)(\beta + \sigma + \alpha)}$$

When the basic reproduction ratio equals unity, equation (2) can be rearranged to provide an expression for the threshold number of hosts required to continuously sustain an abomasal infection:

3)

$$N_c = \frac{\delta(\beta + \sigma + \alpha)}{\theta(h\psi - (\beta + \sigma + \alpha))}$$

When  $\lambda>0$  an extra term appears in the denominator of *R*<sub>0</sub> because the infection occur with several larvae at the same time; consequently, also the expression of *N*<sub>c</sub> will differ somewhat (for details see Pugliese et al., 1998).

**2.3 Estimating parameters: techniques**

A standard method in parameter estimation is the minimisation of the sum of squared deviations between model predictions and observed data. Without aiming at a precise estimate with an error margin, we suggest here instead two simpler methods, based on a single (or few) static measure; these methods give a quick idea of the values of model parameters that are compatible with data, and of the sensitivity of model predictions on parameter values.

**2.4 Backward deterministic estimation**

In the simplest method, we simply assume that the observed values correspond to an equilibrium of the model. We then use the model backwards, finding from the equilibrium the parameter values. More precisely, we start from the equations for the endemic equilibrium, obtained setting equal to 0 the right hand sides of the model (1). With some algebraic manipulations, we obtain, if  $\xi=0$ , the following equations to estimate  $\alpha$ ,  $\lambda$ ,  $\theta$ , and *h*:

4)

$$\alpha = \frac{\beta - \mu}{x^*} (1 - \frac{N^*}{N_c})$$

5)

$$\lambda = \frac{(A^* - 1)(2\alpha d^* + 2\sigma + \beta) - \beta x^*}{\alpha A^* + \beta + \sigma}$$

6)

$$\theta = \frac{x^*(\alpha A^* + \beta + \sigma)}{\psi L^*}$$

**Tab. 1** - Meaning of variables and parameters of the model

Parameter	Description
$N$	Host population size
$x$	Mean adult parasite burden
$A$	Aggregation of parasite distribution (defined as variance/mean)
$L$	Number of free living larvae
$\beta$	Instantaneous birth rate of hosts
$\mu$	Instantaneous death rate of hosts
$N_K$	Carrying capacity for the host population
$\sigma$	Instantaneous death rate of adult parasite within the host
$\lambda$	Mean number of free-living stages forming a single infecting "parcel"
$h$	Instantaneous rate of production of infecting larva
$\delta$	Instantaneous death rate of adult of free-living stages
$\psi$	Proportion of ingested larvae that develop to adult stage
$\alpha$	Instantaneous death rate of host due to the parasite
$\xi$	Instantaneous reduction in chamois fertility due the parasite
$\theta$	Average instantaneous rate of infection of host by parasite

7)

$$h = \frac{L'(\delta + \theta N^*)}{x^* N^*}$$

If a numerical value for  $L$  is not known, but it may be assumed that it is relatively large, it is still possible to estimate the values of  $\alpha$ ,  $\lambda$  and the product of  $\theta$ ,  $h$ . In fact, the product of equations (6) and (7) gives

8)

$$\theta h = (\alpha \lambda^* + \beta + \sigma) \left[ \frac{\delta}{N^*} + \frac{x^* (\alpha \lambda^* + \beta + \sigma)}{L'} \right] = (\alpha \lambda^* + \beta$$

With this method it possible to estimate a number of parameters equal to the number of equations of the model, if all the variables of the model are observable. The parameters to be estimated are those for which direct measures are lacking or are most uncertain. The other parameters are fixed at the best empirical estimates. While this method is certainly simplistic, it can be integrated through a sensitivity study (Fig. 1): one can vary the values of the parameters to be estimated, and see the effect on the equilibrium values.

**2.5 Bayesian updating method**

The previous method can be integrated with

the standard method of minimising the squared deviations via a Bayesian technique.

In Bayesian methods, one starts from a prior distribution on parameters, reflecting initial uncertainties; following standard usage, the multidimensional parameter will be denoted by  $\Theta$ , the observed data by  $X$ , the prior distribution by  $P(\Theta)$ . As a second ingredient, one has a likelihood function of the observed data,  $P(X/\Theta)$ , i.e.  $P(X/\Theta)$  is the probability that the observed data occur given that the parameter is equal to  $\Theta$ . Finally, Bayes' formula yields the posterior (after having observed the data) distribution  $P(X/\Theta)$  of the parameters as

$$P(\Theta / X) = cP(X / \Theta)P(\Theta)$$

where  $c$  is a normalising constant that ensures that  $P(X/\Theta)$  is a probability distribution. In our case, the prior parameter distributions were chosen on the basis of literature data and our feeling for existing uncertainties. The choice is described in the Table 2.

The likelihood function will depend on the dynamical model we are using and there are several possible choices (Patwardhan and Small, 1992). Our choice was simply the Gaussian centred on the equilibrium values predicted by the model for a given value of the parameters.

Precisely, letting  $N$ ,  $x$  and  $A$  denote the observed values of host population size, mean parasite burden, and aggregation of parasite distribution, we used

$$P(X / \Theta) = \exp(-2.SS^2(\Theta))$$

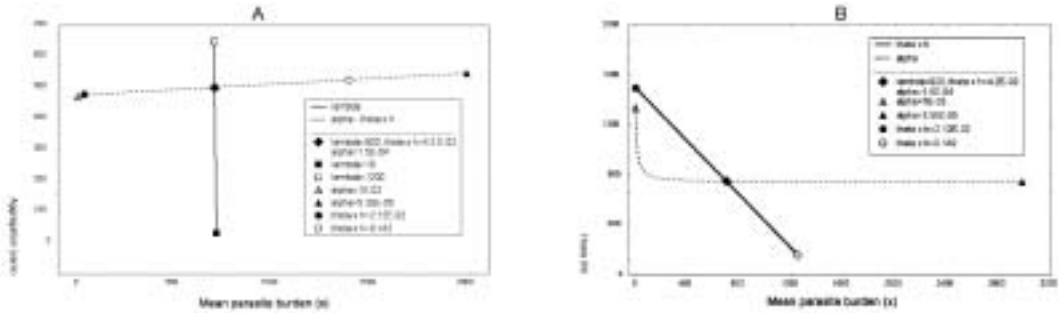
where

$$SS^2(\Theta) = \frac{(N - N^*(\Theta))^2}{\sigma_1^2} + \frac{(x - x^*(\Theta))^2}{\sigma_2^2} + \frac{(A - A^*(\Theta))^2}{\sigma_3^2}$$

and  $N^*(\Theta)$ ,  $x^*(\Theta)$ ,  $A^*(\Theta)$  represent the values of endemic equilibrium for our mathematical model when the multidimensional parameter is  $\Theta$ . In words, this choice says that, if we were known, a data point would be more likely, the closest (in the sense of least squares) it was to the equilibrium of the model with parameter  $\Theta$ .

To obtain the posterior distribution on  $\Theta$ , using (9), we need to compute  $P(X/\Theta)$ , and thus  $N^*(\Theta)$ ,  $x^*(\Theta)$ ,  $A^*(\Theta)$ , for a large number of possible values of  $\Theta$ . Since  $\Theta$  is multidimensional, the number becomes quickly very large: for instance, if  $\Theta$  was 6-dimensional and we were





**Fig. 1** – Sensitivity study on the method of fixed parameters for the estimation of  $\alpha$ ,  $\lambda$  and  $\theta h$ . Other parameters are  $\beta=0.44$ ,  $\mu=0.23$ ,  $N_k=1500$ , (Rosà et al., 1997);  $\delta=3$ ,  $\sigma=6$ ,  $\psi=0.65$  (Smith and Grenfell, 1985; Michel, 1970);  $\xi=1$ . The endemic equilibrium is assumed to be  $N^*=750$ ,  $x^*=700$ ,  $A^*=500$  (Rosà et al., 1997). A) Projection on the  $(A, x)$  plane; B) Projection on the  $(N, x)$  plane. The point of intersection between two curves, ( $\alpha=1.5 \cdot 10^{-4}$ ,  $\lambda=920$ ,  $\theta h=4.2 \cdot 10^{-2}$ ) is the same for both figures and represents the backward deterministic estimate.

content with a very coarse subdivision of each one-dimensional component of  $\Theta$  in 10 parts, we would have  $10^6$  combinations to consider. In order to improve the efficiency, we did not computed all possible combinations, but followed the Latin Hypercube sampling scheme: see McKay et al. (1979) or Blower and Dowlatabadi (1994) for details.

The posterior distribution is genuinely multidimensional: even if in the prior distribution parameters are assumed to be not correlated, they will generally be correlated in the posterior distribution. In order to have a grasp of the posterior distribution, we will show its one-dimensional marginal distributions (the distributions of each single uncertain parameter of the model) and some descriptive statistics (mainly mean and variance of each parameter, and their correlations).

**3. Results**

The results of the sensitivity study on the backward deterministic estimation are presented in Fig. 1. Part A shows the effect of variations of parameter values on the mean parasite burden and the aggregation of the parasite distribution:  $\lambda$  (the mean number of free-living stages forming a single infecting parcel) influences only the aggregation, and basically the aggregation depends only on  $\lambda$ .

Part B shows the effect of variations of parameter values on the mean parasite burden ( $x$ ) and the host population size ( $N$ ):  $\alpha$  (death rate of host due to the parasite) influences, over a large range, only the mean parasite burden and not the host population, where the increase of  $x$  reduces the mean parasite burden.  $\theta h$  (the

product of the transmission rate and the parasite fecundity) moves  $N$  and  $x$  on a fixed line, where the increase of  $\theta h$  increases the mean parasite burden and decreases the host population size. This results was explained by the increase of the basic reproduction ratio of the parasites ( $R_0$ ).

Fig. 2 shows the marginal distributions of the posterior distribution for each parameter, compared with the prior distributions. The estimates of the mean values, the variance and some correlation coefficient of the distribution of the estimated parameters are reported in Table 3. Using these values we obtained the basic reproduction ratio ( $R_0$ ) equal to 2.4 and the threshold number of hosts required to continuously sustain the infection ( $N_T$ ) around 600 (Tab.4). In Table 5 the values of the increasing in mortality  $\alpha \cdot i$  (additive effect  $\mu_{tot}=\mu_{nat}+\mu_{prel}+\alpha \cdot i$ ) and reduction in fertility  $\xi^i$  (multiplicative effect  $\beta_{tot}=\beta_{nat} \cdot \xi^i$ ) related to different values of the mean parasite burden using the estimated values of  $\alpha$  and  $\xi$  are reported.

**4. Discussion**

One limitation to the use of mathematical models for studying the dynamical interaction among nematodes parasites and their wild host is that the estimate of most of the numerical values of their parameters require long-term studies on host demography and manipulative experiment to understand parasite induced effects (Gulland, 1992; Hudson et al., 1992; Hudson et al., 2002; McCallum & Dobson, 1995) that in many natural populations and ecosystems, like those of the Alps, they result difficult to be carried out.

**Tab. 2** - Patterns of the prior distribution of parameters

Parameters	Distribution	Min	Max
$\alpha$	Triangular	0	10-3
$\theta$	Uniform	10-5	10-3
$\xi$	Uniform	0.998	1
$\psi$	Uniform	0.3	1
Parameters	Distribution	Mean	Variance
$h$	Normal	500	1000
$\delta$	Normal	3	0.5
$\sigma$	Normal	6	2.5
$\lambda$	Log-normal	80	106

**Tab. 3** - Mean and variance of the posterior distributions of parameters. Correlation coefficients (R) of some pairs of parameters. Only correlation coefficients greater than 0.1 in absolute value are reported.

Parameters	Mean value	Variance
$\alpha$	1.02E-04	2.14E-09
$\theta$	1.22E-04	3.20E-09
$\psi$	0.57	3.87E-02
$h$	499.11	511.84
$\delta$	3.09	2.46E-01
$\sigma$	6.10	1.28
$\lambda$	756.36	7.49E+04
$\xi$	0.9998	1.64E-08
Pairs of parameters	R	
$\alpha, \theta$	0.12	
$\alpha, \xi$	0.66	
$\theta, \delta$	0.38	
$\theta, \sigma$	0.39	
$\theta, \psi$	-0.71	

Mathematical models can be used as exploratory tools to give a first estimate of some fundamental parasite population parameters and parameters regarding the host-parasite interaction using only few measures of parasitological and demographic variables of the population and simulating the relationship between parasite and host dynamics with the use of the model. This methods give an initial estimate for the values of parameters difficult to estimate empirically thus allowing a first approximation of the basic reproductive ratio  $R_0$  of the parasite and the threshold population density  $N_T$  necessary to continuously sustain the infection. These estimates, in absence of detailed empiri-

cal information, can provide an initial guidance for accept or exclude the hypothesis that macroparasites dynamics is related to the host dynamics allowing to take in account the potential relative impact of the parasite on the host, along with other ecological factors as climate and food shortage (Grenfell *et al.*, 1998). The empirical value of such parameters can be tested subsequently on the basis of population counts, necroscopic and parasitological examination on a sample of the population, along with experimental infections. As example, in the Table 4 different values of the mean parasite burden, were related to an increase in host mortality and reduction in

**Tab. 4** - Estimated values of the basic reproduction ratio ( $R_0$ ) and the threshold number of hosts required to continuously sustain the infection ( $N_T$ )

Parameters	Estimated value
$R_0$	2.4
$N_T$	603

host fertility. Such values appeared comparable with the parasitological data obtained from a sample of the populations under study at different time when variation in host fecundity and mortality rates were observed (Rizzoli, 1995; Rosà et al., 1997).

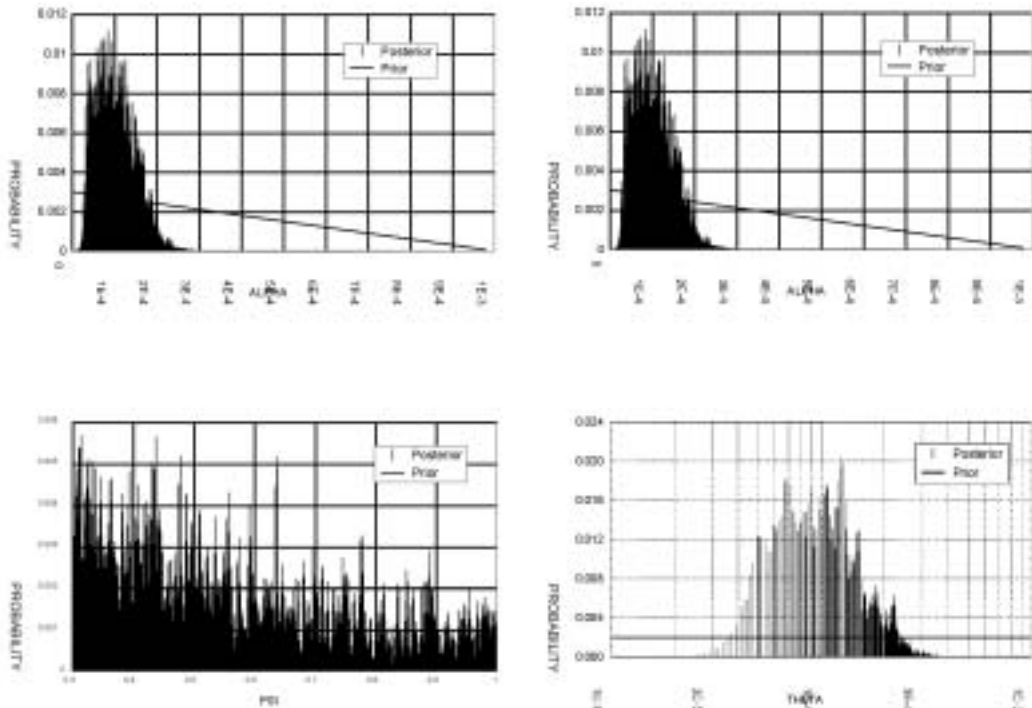
Moreover, after a posterior distribution has been obtained, new simulation can be performed by choosing parameter values randomly according to the posterior distribution; such simulations will yield an estimate of uncertainties in the forecast.

A second aim of these methods is to provide a starting point for empirical estimates of the parameters: if one expects, as example, the

value of  $\theta$  (the encounter rate between infecting larvae and hosts) to be around 0.0001, one would design an experiment to measure it differently (or would decide that such a measure would be altogether impossible) than if it were around 0.01. Via the sensitivity graphs (Fig 1), one can also see that a precise measure of some parameter is not needed if one is only interested in some variables of the model.

A third result of these estimates is to prove that the mathematical model is deficient at some stages: if the parameter values necessary to make the model compatible with data are completely different from empirical estimates, then something relevant is wrong with that model.

We illustrate these points, referring to our case study. When the posterior distribution is similar to the prior distribution (as it is for  $\psi$ ,  $h$ ,  $\delta$ ,  $\sigma$  in Fig 2), our procedure has not been useful in resolving uncertainties: our empirical data are not sufficient to discriminate the value of these parameters. On the other hand, when it is different (the case of  $\alpha$ ,  $\theta$ ,  $\lambda$  and, to some



**Fig. 2** – Marginal posterior distribution of the uncertain parameters according to the Bayesian updating method. The prior distribution of Box 4 was used. To evaluate the sum of squared deviations we used  $N=750$ ,  $\sigma_1=200$ ,  $x=700$ ,  $\sigma_2=200$ ,  $A=500$ ,  $\sigma_3=250$ . The other parameters were fixed at  $\beta=0.44$ ,  $\mu=0.23$  and  $N_K=1500$ .

**Tab. 5** - Some values of the increasing in mortality  $\alpha \cdot i$  (additive effect  $\mu_{tot} = \mu_{nat} + \mu_{prel} + \alpha \cdot i$ ) and reduction in fertility  $\xi$  (multiplicative effect  $\beta_{tot} = \beta_{nat} \cdot \xi^i$ ) related to different values of mean parasite burden ( $i$ ) using the estimated values of  $\alpha$  and  $\xi$  of Table 3. For comparison, fertility rate  $\beta_{nat}$  is 0.44, mortality rate  $\mu_{nat} + \mu_{prel}$  is 0.23 at population size  $N=1500$ .

Mean parasite burden ( $i$ )	$\alpha \cdot i$	$\xi$
500	0.05	0.9
1000	0.1	0.82
5000	0.5	0.37

degree,  $\xi$ ), the uncertainty has actually decreased: our new estimates (Table 3) can be a starting point for empirical studies.

Finally, one can compare the posterior distribution obtained for  $\lambda$  with some empirical estimates, obtained by Rosà et al. (1997), that estimate  $\lambda$  in the range 60-100. We must conclude that the model (1) can not account for the amount of aggregation measured in the chamois population: some other mechanism of generating aggregation must be considered.

This last point emphasises the difference between using this model and the classical model by Anderson and May (1978); in the latter, the aggregation is simply a parameter of the model while in our model aggregation is a dynamic variable; its value are predicted by the model on the basis of the parameter values, which are susceptible of independent measures. Thus, it become possible to falsify the model on the basis of small sample size and few empirical data.

## References

- ADLER F.R. & KRETZSCHMAR M. (1992) - Aggregation and stability in parasite-host models. *Parasitology*, 104: 199-205.
- ANDERSON R.M. & MAY R.M. (1978) - Regulation and stability of host-parasite population interactions. I. Regulatory processes. *J. Anim. Ecol.*, 47: 249-67.
- ANDERSON R.M. & MAY R.M. (1991) - *Infection diseases of humans. Dynamics and control*. Oxford university press.
- BARLOW N.D. (1995) - critical evaluation of wildlife disease models. In Grenfell b.t and dobson a.p. (eds.), *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Ed??? 230-259.
- BLOWER S.M. & DOWLATABADI H. (1994) - Sensitivity and uncertainty analysis of complex models of disease transmission. *International statistical review*, 62: 229-243.
- DAMAGGIO M.L., RIZZOLI A., ROSÀ R., PUGLIESE A., IANNELLI M., MERLER S., ZAFFARONI E. & GENCHI C. (1996) - model for host-macroparasite dynamics in a managed wild ungulate population. In spagnesi m., Guberti g. And de marco m.a. (eds.), *Atti del i convegno nazionale di ecopatologia della fauna selvatica,*

- suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, xxiv: 27-52.
- GRENFELL B.T., PRICE O.F., ALBON S.D. & CLUTTON-BROK T.H. (1992) - Overcompensation and population cycles in an ungulate. *Nature*, 355: 823-826.
- GRENFELL B.T., & DOBSON A.P. (1995) - *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Publications of the newton institute.
- GRENFELL B.T., WILSON K., ISHAM V.S., BOYD H.E.G. & DIETZ K. (1995) - Modelling parasite aggregation in natural populations: trichostrongylid nematode-ruminant interactions as a case study. *Parasitology*, 111: s135-s151.
- GRENFELL B.T., WILSON K., FINKENSTÄDT B.F., COULSON T.M., MURRAY S., ALBON S.D., PEMBERTON J.M., CLUTTON-BROCK T.H. & CRAWLEY M.J. (1998) - Noise and determinism in synchronised sheep dynamics. *Nature*, 394: 674-677
- GULLAND F.M.D. (1992) - The role of nematode parasites in soay sheep (*ovis aries* L.) Mortality during a population crash. *Parasitology*, 105: 493-503.
- GULLAND F.M.D. & FOX M. (1992) - Epidemiology of nematode infections of soay sheep (*Ovis aries* L.) On st. Kilda. *Parasitology*, 105: 481-492.
- HUDSON P.J, DOBSON A.P. & NEWBORND (1992) - Regulation and stability of a free-living host-parasite system: *Trichostrongylus Tenuis* in red grouse. I. Monitoring and parasite reduction experiments. *J. Anim. Ecol.*, 61: 477-486.
- HUDSON P.J. & DOBSON A.P. (1995) - macroparasites: observed patterns. In Grenfell b.t and dobson a.p. (eds.), *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cabridger university press. 20-51.
- HUDSON P.J., RIZZOLI A.P., GRENFELL B.T., HEESTERBEEK H. & DOBSON A.P. (eds.) (2002) - *The ecology of wildlife diseases*. Oxford university press, oxford.
- MCCALLUM H. & DOBSON A.P. (1995) - Detecting disease and parasite threats to endangered species and ecosystems. *Trends in ecology & evolution.*, Vol.10 (5): 190-194.
- MC KAY M.D., CONOVER W.J. & BECKMAN R.J. (1979) - A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. *Technometrics*, 21: 239-245.
- MICHEL J.F. (1970) - The regulation of population of ostertagia ostertagi in calves. *Parasitology*, 61: 435-47.
- PATWARDHAN A. & SMALL M.J. (1992) - Bayesian methods for model uncertainty analysis with application to future sea level rise. *Risk analysis*, 12: 513-

- 524.
- PUGLIESE A. & ROSÀ R. (1995) - A 2-dimensional model for macroparasitic infections in a host with logistic growth. *J. Biol. Syst.*, 3: 833-849.
- PUGLIESE A., ROSÀ R. & DAMAGGIO M.L. (1998) - Analysis of a model for macroparasitic infection with variable aggregation and clumped infections. *J. Math. Biol.*, 36: 419-447.
- RIZZOLI A. (1995) - *Indagini fisiopatologiche sui mammiferi selvatici dell'arco alpino orientale*. Ph.d. Thesis. Institute of veterinary general pathology and parasitology, university of milan.
- ROSÀ R., RIZZOLI A., PUGLIESE A., GENCHI C. & CITTERIO C. (1997) - *Models for macroparasitic infections of chamois (*Rupicapra Rupicapra* l.) In the brenta mountain group (Trentino, Italy)*. Internal report of the centre for alpine ecology, viote del monte bondone (Trento) Italy.
- SCOTT E. & SMITH G. (1994) - *Parasitic and infectious diseases*. Academic press.
- SMITH G. & GRENFELL B.T. (1985) - The population biology of *Ostertagia ostertagi*. *Parasitol. Today*, 3: 76-81.