Received: 24 August 2020 | Revised: 23 October 2020 | Accepted: 26 October 2020

DOI: 10.1111/cobi.13786

Conservation Biology

Comment

# Risks to conservation of species in the wild from promoting ex situ management: Response to Farhadinia et al. 2020

**Leili Khalatbari**[1,2,3] | **Helen M. K. O'Neill**[4] | **Stéphane Ostrowski**[5] | **Gholam Hosein Yusefi**[1,2] | **Arash Ghoddousi**[6] | **Hamed Abolghasemi**[7] | **Christine Breitenmoser-Würsten**[8] | **Urs Breitenmoser**[8,9] | **José Carlos Brito**[1,2] | **Sarah M. Durant**[5,10]

[1] CIBIO/InBIO, Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, Vairão, Portugal

[2] Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Porto, Porto, Portugal

[3] Mohitban Society, Tehran, Iran

[4] Durrell Institute of Conservation and Ecology, School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, Kent, UK

[5] Wildlife Conservation Society (WCS), The Bronx, New York, USA

[6] Geography Department, Humboldt-University of Berlin, Berlin, Germany

[7] Freelance conservationist, Rafsanjan, Kerman, Iran

[8] IUCN/SSC Cat Specialist Group, Muri, Switzerland

[9] Center of Fish and Wildlife Health, University of Bern, Bern, Switzerland

[10] Institute of Zoology, Zoological Society of London, London, UK

**Correspondence**
Leili Khalatbari, CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos da Universidade do Porto, R. Padre Armando Quintas, 4485–661 Vairão, Portugal.
Email: leili.khalatbari@cibio.up.pt

**Article Impact Statement**: Maintaining in situ populations is a conservation priority and captive management should be implemented with caution.

**Funding information**
Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Grant/Award Numbers: CEECINST/00014/2018, PD/BD/132429/2017; Deutsche Forschungsgemeinschaft, Grant/Award Number: PArCS project #409732304

## INTRODUCTION

Conservation of endangered species may include establishing ex situ populations to provide insurance against extinction in the wild. Farhadinia et al. (2020) looked at the use of ex situ management for 43 taxa (18 species, 23 subspecies, and 2 subpopulations) of mammalian megafauna and found that approximately one-third of these taxa currently have no ex situ populations and 23% have ex situ populations that are not currently viable. They argue that bringing these species, particularly those found in "politically unstable" regions, into captivity "should be considered more rigorously."

Although we agree that in certain cases, ex situ management can provide an important safety net to prevent species extinctions, it is not a panacea. Negative conservation impacts may arise throughout the establishment of ex situ populations, and species-specific biological factors influence whether ex situ management (and ultimately reintroduction or reinforcement) is appropriate. Although these considerations should be central to decisions about initiating ex situ management, Farhadinia et al. disregarded them. We rectify this gap and elucidate the problems that may arise during the establishment, management, and release of ex situ populations.

### Initiating captive populations

Of the 43 taxa included in Farhadinia et al., 15 were identified as having no ex situ management and 10 others were identified as having ex situ populations too small to avoid risks of inbreeding depression. Consequently, effective ex situ management of these 25 taxa would require individuals to be captured from wild populations. Farhadinia et al. used an effective population size of >50 individuals to indicate a viable population, without

 © 2021 Society for Conservation Biology 

**TABLE 1** Differences in the variables evaluated by Farhadinia et al. (2020) against three alternative approaches of defining the subspecies and species taxonomic status of the taxa under evaluation and alternative definitions[a]

| Variable | Farhadinia et al. 2020 (includes some recognized ssp[b], but not all, and subpopulations of unrecognized ssp) | Alternative 1 (recognized ssp used where possible; if no IUCN[c] Red List entry for ssp, then parent species red-list category is used) | Alternative 2 (recognized ssp used where possible; if no IUCN Red List entry for the ssp, then it is inferred from information on the parent species in the red list) | Alternative 3 (excludes all ssp; only the IUCN Red List entry for parent species is used) |
|---|---|---|---|---|
| Number of taxa | 43 | 38 | 42 | 21 |
| Number of range countries | 54 | 49 | 55 | 32 |
| Number of taxa with total in situ population <250 | 24 | 20 | 22 | 8 |
| Number of taxa with total in situ population >1000 | 8 | 9 | 9 | 7 |
| Taxa with decreasing population (%) | 86.05 | 86.84 | 80.95 | 90.48 |
| Taxa with ranges that cross national boundaries (%) | 48.84 | 42.11 | 38.1 | 38.1 |
| Taxa with armed conflict in range (%) | 30.23 | 28.95 | 28.57 | 28.57 |
| Number of taxa with no ex situ population – international | 23 | 19 | 21 | 9 |
| Number of taxa with no ex situ population – national | 15 | 12 | 13 | 6 |
| Taxa with no ex situ and ranges crossing international boundaries & conflict zones (%) | 73.33 | 66.67 | 75 | 57.14 |
| Taxa with no ex situ and ranges crossing conflict zones (%) | 26.67 | 25 | 33.33 | 14.29 |

[a]Detailed data for the alternatives are in Appendix S1.
[b]Subspecies.
[c]International Union for Conservation of Nature.

considering the difference between actual population size ($N$) and effective population size ($N_e$) in captive populations. The average ratio of $N$:$N_e$ is 0.26 (max 0.7) (Lees & Wilcken, 2009); thus, an ex situ population would need an $N$ of 70–190 individuals to achieve an $N_e$ of 50 and to be considered viable. Therefore, at least 5 additional taxa do not currently have sustainable captive populations. For half of these 30 taxa, creating a sustainable ex situ population would require capturing 50–100% of their wild population. When wild populations are very small, as is the case for many critically endangered (CR) taxa, they are vulnerable to stochastic events and inbreeding depression. Therefore, removing enough individuals from these populations to avoid inbreeding in ex situ populations poses an additional threat to their survival in the wild, and in the case of some CR taxa, would make them extinct in the wild, as was the case for red wolf (*Canis rufus*) (Hinton et al., 2017).

The practicality of establishing effective ex situ populations in politically unstable regions is another key concern. Ex situ management is substantially more expensive than in situ management (Balmford et al., 1995), and many countries have insufficient resources to effectively manage and maintain captive populations, especially during armed conflicts during which local resources and foreign aid are likely to be diverted elsewhere. Moving endangered species to other countries can be appropriate and effective when undertaken in collaboration with range governments and wildlife authorities. However, amidst political turmoil or periods of unrest, these agencies are likely to be stretched in their capacity to adequately engage with these initiatives; removing biodiversity under such circumstances may raise legitimate allegations of exploitation and neocolonialism (Hayward et al., 2018).

## Maintaining a captive population

Ex situ management is extremely complex; species often have complicated husbandry requirements for survival, health, and reproduction. These requirements are usually identified over many years of experience in captive management, often through trial and error. For example, although all female cheetahs (*Acinonyx jubatus*) breed in the wild (Laurenson et al., 1992), a substantial proportion do not successfully breed in captivity, even when kept in optimal conditions (Wachter et al., 2011). Thus, ex situ management is unlikely to serve as comprehensive insurance for 2 CR subspecies of cheetah (*A. j. hecki* and *A. j. venaticus*), particularly because moving individuals into

captivity reduces their effective population size and further threatens their viability in the wild.

Difficulties in providing appropriate conditions to foster natural behavior and reproduction in captivity hinder the maintenance of genetic diversity. Moving large mammals between institutions for breeding has welfare implications and is very expensive, and there is no guarantee of successful reproduction. Assisted reproduction is becoming more widely used, but it is an invasive, expensive procedure that is, for many endangered species, untested and experimental (Weise et al., 2014).

## Reintroduction or reinforcement

The ultimate objective of ex situ conservation should be reintroduction or reinforcement of wild populations; however, preparing animals for release is a complicated process, particularly for species, such as large carnivores, that rely on complex and learned behaviors to survive in the wild. Young predators learn many of their skills from their mothers. Although some hunting-related behaviors may be innate, predator and human-avoidance behaviors are usually learned (e.g., in cheetahs [Durant, 2000]), yet they have a direct impact on the likelihood of an animal surviving after release (Tetzlaff et al., 2019). Training animals to hunt and forage effectively in a captive setting is difficult, time-consuming, and expensive, and there is no guarantee of success. In addition, reintroductions ultimately depend on the timely cooperation of ex situ institutions making their, often valuable, captive populations available for release into the wild, which is not always guaranteed.

Finding suitable areas for release is also challenging, particularly when concurrent in situ conservation efforts are absent or limited, because the original threats to the species may persist. Reinforcing extant populations with captive individuals will put additional pressure on available resources and may result in intraspecific competition (Hayward et al., 2007), exacerbate human–wildlife conflict, and erode potential goodwill (Qin et al., 2015). Equally, if the species has been extirpated at reintroduction sites, then local human populations may have lost coping mechanisms for living alongside the species, which may lead to human–wildlife conflict (Linnell & Cretois, 2018).

## Additional considerations

Several inconsistencies in the approach used by Farhadinia et al. are cause for concern. Most importantly, their "43 critically endangered species" included some subspecies, but not others (e.g., all subspecies of *Gorilla beringei* and *Gorilla gorilla* were included but not all subspecies of *Pongo pygmaeus*). Two subpopulations that are not recognized as subspecies (West African subpopulations of the African wild dog [*Lycaon pictus*] and the African lion [*Panthera leo*]) were also included. These inconsistencies have a substantial impact on their results, depending on which definition of species and subspecies is used (Table 1 & Appendix S1).

The existence of armed conflict in a species range was suggested as a reason for implementing ex situ management. However, as they acknowledge, periods of conflict do not inevitably lead to conservation harm (Collar et al., 2017). Using conflicts to justify diverting funding from in situ conservation toward ex situ management is inappropriate. Likewise, Farhadinia et al. claim that border zones can compromise conservation, but there is no justification given for this generalization. For 15 taxa, having transboundary ranges was the sole indicator of political instability (Table 1), but no evidence was provided showing they are at greater risk because of this. Ex situ populations are also susceptible to political instability; captive animals are sometimes mistreated or killed (Kinder, 2013).

# CONCLUSION

Farhadinia et al. suggest using "ex situ management as an insurance against extinction," but insurance does not always pay out. For example, the northern white rhinoceros (*Ceratotherium simum cottoni*) is effectively extinct in the wild despite years of intensive ex situ management that cost substantial amounts of money (Gibbens, 2018).

Although we agree that ex situ management can be an important aspect of species conservation, which has been effective for certain species, its use should be considered on a species-by-species basis and incorporate biological, ecological, and socioeconomic information rather than broad-stroke generalizations based on threat levels and inferences about range-country governance. The difficulties associated with ex situ management and reintroduction and reinforcement discussed here are not exhaustive; multiple species-specific issues affect different taxa. Such difficulties may explain why very few of these species have been the subject of successful releases.

Ex situ management is resource intensive and often depletes limited in situ resources and efforts, with no guarantee of success, particularly for species with complex behaviors or threats. Where sufficient species-specific data are available, robust decision trees, based on input from a range of stakeholders and experts, can be useful tools for determining whether ex situ management may be appropriate (e.g., Canessa et al., 2016). The 5-step process proposed by International Union for Conservation of Nature (IUCN) Species Survival Commission (SSC) (IUCN SSC, 2014) provides best practice guidelines on when ex situ management is likely to successfully augment conservation efforts, but mammalian megafauna (especially large carnivores) often do not meet these conditions due to their intrinsic characteristics.

Generalized endorsement of ex situ management as an insurance against the extinction of megafauna, in the absence of more pragmatic recommendations, risks being an expensive distraction from addressing the real threats to many species in the wild. We, therefore, argue that in situ conservation should remain the primary focus of species conservation and that ex situ management as a tool to recover a species should only be initiated as a last resort after using IUCN SSC best practice guidelines.

## ACKNOWLEDGMENTS

L.K. and J.C.B. were supported by Fundação para a Ciência e Tecnologia (PD/BD/132429/2017 and CEECINST/00014/2018/CP1512/CT0001). A.G. appreciates the financial support by the German Research Foundation (DFG; PArCS project #409732304). We thank the editor, J.G. Ewen and two annonymous reviewers for their valuable suggestions andproviding constructive comments.

## ORCID

*Leili Khalatbari* https://orcid.org/0000-0003-2182-3084
*Helen M. K. O'Neill* https://orcid.org/0000-0002-9458-4494
*Gholam Hosein Yusefi* https://orcid.org/0000-0002-3258-8561
*Arash Ghoddousi* https://orcid.org/0000-0001-9605-3091
*José Carlos Brito* https://orcid.org/0000-0001-5444-8132
*Sarah M. Durant* https://orcid.org/0000-0003-0724-0878

## LITERATURE CITED

Balmford, A., Leader-Williams, N., & Green, M. J. B. (1995). Parks or arks: Where to conserve threatened mammals? *Biodiversity and Conservation*, *4*, 595–607.

Canessa, S., Converse, S. J., West, M., Clemann, N., Gillespie, G., McFadden, M., Silla, A. J., Parris, K. M., & McCarthy, M. A. (2016). Planning for ex situ conservation in the face of uncertainty. *Conservation Biology*, *30*, 599–609.

Collar, N. J., Baral, H. S., Batbayar, N., Bhardwaj, G. S., Brahma, N., Burnside, R. J., Choudhury, A. U., Combreau, O., Dolman, P. M., Donald, P. F., Dutta, S., Gadhavi, D., Gore, K., Goroshko, O. A., Hong, C., Jathar, G. A., Jha, R. R. S., Jhala, Y. V., Koshkin, M. A., … Kessler, A. E. (2017). Averting the extinction of bustards in Asia. *Forktail*, *33*, 1–26.

Durant, S. M. (2000). Predator avoidance, breeding experience and reproductive success in endangered cheetahs, *Acinonyx jubatus*. *Animal Behaviour*, *60*, 121–130.

Farhadinia Mohammad S., Johnson Paul J., Zimmermann Alexandra, McGowan Philip J.K., Meijaard Erik, Stanley-Price Mark, Macdonald David W. (2020). Ex situ management as insurance against extinction of mammalian megafauna in an uncertain world. *Conservation Biology*, *34* (4), 988–996.

Gibbens, S. (2018). *After last male's death, is the northern white rhino doomed?* Washington, DC: National Geographic.

Hayward, M. W., Adendorff J., O'Brien J., Sholto-Douglas A., Bissett C., Moolman L. C., Bean P., Fogarty A., Howarth D., Slater R., & Kerley G. I. H. (2007). Practical considerations for the reintroduction of large, terrestrial, mammalian predators based on reintroductions to South Africa's Eastern Cape Province. *Open Conservation Biology Journal*, *1*, 1–11.

Hayward, M. W., Ripple, W. J., Kerley, G. I. H., Landman, M., Plotz, R. D., & Garnett, S. T. (2018). Neocolonial conservation: Is moving rhinos to Australia conservation or intellectual property loss. *Conservation Letters*, *11*, 1–7.

Hinton, J. W., Brzeski, K. E., Rabon, D. R., & Chamberlain, M. J. (2017). Effects of anthropogenic mortality on critically endangered red wolf *Canis rufus* breeding pairs: Implications for red wolf recovery. *Oryx*, *51*, 174–181.

IUCN (International Union for Conservation of Nature) SSC (Species Survival Commission). (2014). *Guidelines on the use of ex situ management for species conservation*. Version 2.0. Gland, Switzerland: IUCN.

Kinder, J. M. (2013). Zoo animals and modern war: Captive casualties, patriotic citizens, and good soldiers. Pages 45–75 in Hediger R, editor. *Animals and war: Studies of Europe and North America*. Leiden: Brill.

Laurenson, M. K., Caro, T., & Borner, M. (1992). Female cheetah reproduction. *National Geographic Research and Exploration*, *8*, 64–75.

Lees, C. M., & Wilcken, J. (2009). Sustaining the ark: The challenges faced by zoos in maintaining viable populations. *International Zoo Yearbook*, *43*, 6–18.

Linnell, J. D., & Cretois, B. (2018). *Research for AGRI committee—The revival of wolves and other large predators and its impact on farmers and their livelihood in rural regions of Europe*. Brussels: European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies.

Qin, Y., Nyhus, P. J., Larson, C. L., Carroll, C. J. W., Muntifering, J., Dahmer, T. D., Jun, L., & Tilson, R. L. (2015). An assessment of South China tiger reintroduction potential in Hupingshan and Houhe National Nature Reserves, China. *Biological Conservation*, *182*, 72–86.

Tetzlaff, S. J., Sperry, J. H., & DeGregorio, B. A. (2019). Effects of antipredator training, environmental enrichment, and soft release on wildlife translocations: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, *236*, 324–331.

Wachter, B., Thalwitzer, S., Hofer, H., Lonzer, J., Hildebrandt, T. B., & Hermes, R. (2011). Reproductive history and absence of predators are important determinants of reproductive fitness: The cheetah controversy revisited. *Conservation Letters*, *4*, 47–54.

Weise, F. J., Stratford, K. J., & van Vuuren, R. J. (2014). Financial costs of large carnivore translocations – Accounting for conservation. *PLoS One*, *9*, e105042.

## SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section at the end of the article.

**How to cite this article:** Khalatbari Leili, et al. Risks to conservation of species in the wild from promoting ex situ management: Response to Farhadinia et al. 2020. *Conservation Biology* 2021;1−4. https://doi.org/10.1002/cobi.13786.

**Supporting information**

Risks to conservation of species in the wild from promoting ex situ management: Response to Farhadinia et al. 2020

**Table S1** Differences in the figures obtained based on the species definition used:
Alternative 1: Recognized subspecies used where possible, if no Red List entry for the subspecies were available, then the parent species Red List is used.
Alternative 2: Recognized subspecies used where possible, if no Red List entry for the subspecies were available, then it is inferred from information in the parent species Red List.
Alternative 3: Exclude all subspecies, use only the Red List entry for parent species.
Notes are explained in Table S2.

| Species | Scientific name | Parent species | IUCN Red List status of parent species* | Included in Farhadinia et al. dataset | Alternative 1 | Alternative 2 | Alternative 3 | Notes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Northwest African cheetah | *Acinonyx jubatus hecki* | *Acinonyx jubatus* | VU | Yes | Yes | Yes | No | 1 |
| Asiatic cheetah | *Acinonyx jubatus venaticus* | *Acinonyx jubatus* | VU | Yes | Yes | Yes | No | |
| Addax | *Addax nasomaculatus* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Tora hartebeest | *Alcelaphus buselaphus tora* | *Alcelaphus buselaphus* | LC | Yes | Yes | Yes | No | 2 |
| Bawean deer | *Axis kuhlii* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Hirola | *Beatragus hunteri* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Kouprey | *Bos sauveli* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Tamaraw | *Bubalus mindorensis* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Wild Bactrian camel | *Camelus bactrianus* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Red wolf | *Canis rufus* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Northern white rhinoceros | *Ceratotherium simum cottoni* | *Ceratotherium simum* | NT | Yes | Yes | Yes | No | |
| Sumatran rhinoceros | *Dicerorhinus sumatrensis* | | | Yes | Yes | No | Yes | 3 |
| Sumatran rhinoceros ssp | *Dicerorhinus sumatrensis harrissoni* | *Dicerorhinus sumatrensis* | CR | No | No | Yes | No | 4 |
| Sumatran rhinoceros ssp | *Dicerorhinus sumatrensis sumatrensis* | *Dicerorhinus sumatrensis* | CR | No | No | Yes | No | 5 |
| Eastern black rhinoceros | *Diceros bicornis michaeli* | *Diceros bicornis* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| South-central black rhinoceros | *Diceros bicornis minor* | *Diceros bicornis* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| African wild donkey | *Equus africanus* | | | Yes | Yes | No | Yes | 6 |
| African wild donkey ssp | *Equus africanus africanus* | *Equus africanus* | CR | No | No | Yes | No | 7 |
| African wild donkey ssp | *Equus africanus somaliensis* | *Equus africanus* | CR | No | No | Yes | No | 8 |

Table S1 Continued

| Species | Scientific name | Parent species | IUCN Red List status of parent species* | Included in Farhadinia et al. dataset | Alternative 1 | Alternative 2 | Alternative 3 | Notes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Mountain gorilla | *Gorilla beringei beringei* | *Gorilla beringei* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | 9 |
| Eastern lowland gorilla | *Gorilla beringei graueri* | *Gorilla beringei* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Cross River gorilla | *Gorilla gorilla diehli* | *Gorilla gorilla* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Western lowland gorilla | *Gorilla gorilla gorilla* | *Gorilla gorilla* | CR | Yes | Yes | Yes | Yes | 10 |
| Giant sable antelope | *Hippotragus niger variani* | *Hippotragus niger* | LC | Yes | Yes | Yes | No | |
| Upemba lechwe | *Kobus anselli* | *Kobus leche* | NT | Yes | Yes | Yes | No | 11 |
| African wild dog | *Lycaon pictus manguensis* | *Lycaon pictus* | EN | Yes | No | No | No | 12 |
| Balkan lynx | *Lynx lynx balcanicus* | *Lynx lynx* | LC | Yes | Yes | Yes | No | |
| Western chimpanzee | *Pan troglodytes verus* | *Pan troglodytes* | EN | Yes | Yes | Yes | No | 13 |
| West African lion | *Panthera leo leo* | *Panthera leo* | VU | Yes | No | No | No | 14 |
| Javan leopard | *Panthera pardus melas* | *Panthera pardus* | VU | Yes | No | No | No | 15 |
| Arabian leopard | *Panthera pardus nimr* | *Panthera pardus* | VU | Yes | No | No | No | 16 |
| Amur leopard | *Panthera pardus orientalis* | *Panthera pardus* | VU | Yes | No | No | No | 17 |
| South China tiger | *Panthera tigris amoyensis* | *Panthera tigris* | EN | Yes | Yes | Yes | No | |
| Malayan tiger | *Panthera tigris jacksoni* | *Panthera tigris* | EN | Yes | Yes | Yes | No | |
| Sumatran tiger | *Panthera tigris sumatrae* | *Panthera tigris* | EN | Yes | Yes | Yes | No | |
| Sumatran orangutan | *Pongo abelii* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Bornean orangutan | *Pongo pygmaeus* | | | Yes | No | No | Yes | 18 |
| Bornean orangutan | *Pongo pygmaeus morio* | *Pongo pygmaeus* | CR | No | Yes | Yes | No | 19 |
| Bornean orangutan | *Pongo pygmaeus pygmaeus* | *Pongo pygmaeus* | CR | No | Yes | Yes | No | 20 |
| Bornean orangutan | *Pongo pygmaeus wurmbii* | *Pongo pygmaeus* | CR | No | Yes | Yes | No | 21 |
| Tapanuli orangutan | *Pongo tapanuliensis* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Saola | *Pseudoryx nghetinhensis* | | | Yes | Yes | Yes | Yes | |
| Javan rhinoceros | *Rhinoceros sondaicus* | | | Yes | Yes | No | Yes | 22 |
| Javan rhinoceros ssp | *Rhinoceros sondaicus annamiticus* | *Rhinoceros sondaicus* | CR | No | No | Yes | No | 23 |
| Javan rhinoceros ssp | *Rhinoceros sondaicus sondaicus* | *Rhinoceros sondaicus* | CR | No | No | Yes | No | 24 |

Table S1 Continued

| Species | Scientific name | Parent species | IUCN Red List status of parent species* | Included in Farhadinia et al. dataset | Alternative 1 | Alternative 2 | Alternative 3 | Notes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Saiga antelope | *Saiga tatarica* | | | Yes | No | No | Yes | 25 |
| Saiga antelope | *Saiga tatarica mongolica* | *Saiga tatarica* | CR | No | No | No | No | 26 |
| Saiga antelope | *Saiga tatarica tatarica* | *Saiga tatarica* | CR | No | Yes | Yes | No | 27 |
| Visayan warty pig | *Sus cebifrons* | | | Yes | No | No | Yes | 28 |
| Western giant eland | *Tragelaphus derbianus derbianus* | *Tragelaphus derbianus* | VU | Yes | Yes | Yes | No | |
| Mountain bongo | *Tragelaphus eurycerus isaaci* | *Tragelaphus eurycerus* | NT | Yes | Yes | Yes | No | 29 |
| Baluchistan black bear | *Ursus thibetanus gedrosianus* | *Ursus thibetanus* | VU | Yes | No | Yes | No | 30 |

*LC = Least Concern, NT = Near Threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered.

**Table S2** Notes on the inconsistencies observed in species data in the Farhadinia et al. dataset and the relevant references, (Codes correspond to the Notes column of Table S1).

| Codes | Notes | References |
|---|---|---|
| 1 | Central African Republic, Chad and Mali were not included in the original range countries, although the correct number of subpopulation (5) were listed. | Durant et al. 2017 |
| 2 | Species range crosses international border, although this was not included in the Farhadinia et al dataset. | www.redlist.org |
| 3 | Three recognized subspecies, although none have their own Red List assessment. From species Red List, *D.S.lasiotis*: probably EX, *D.s.sumatrensis* & *D.s.harrissoni* both are probably CR. | www.redlist.org |
| 4 | Not on original list - no Red List assessment. | www.redlist.org |
| 5 | Not on original list - no Red List assessment. | www.redlist.org |
| 6 | Two recognized subspecies although neither has separate Red List assessment. | www.redlist.org |
| 7 | Not on original list - no Red List. | www.redlist.org |
| 8 | Not on original list - no Red List. | www.redlist.org |
| 9 | In 2018 it was listed EN as a result of in-situ conservation success. | www.redlist.org |
| 10 | Now have an estimated population size of 316,000 (200,000 in original paper). | www.redlist.org |
| 11 | Alternative scientific name: *Kobus leche anselli*; *Kobus leche* is NE. | www.redlist.org |
| 12 | Not a recognized subspecies. Parent species (*Lycaon pictus*) is listed as EN. | www.redlist.org |
| 13 | Species range crosses international border, although this was not included in the Farhadinia et al dataset. | www.redlist.org |
| 14 | Not a recognized subspecies. Parent species (*Panthera leo*) is listed as VU. | www.redlist.org |
| 15, 16 and 17 | These subspecies were included in the dataset as CR, however they were blocked from appearing in the 2016 Red List update and are currently categorized as Not Evaluated. From the Red List assessment: "Not Evaluated assessment is created to block the subspecies from appearing in the 2016 update, because the subspecies have not been reassessed and the information in the new (2016) species level assessment does not match that in the older subspecies accounts (2008)." | www.redlist.org |
| 18 | Three recognized subspecies, all of them listed as CR, however the parent species was included in the dataset but none of the subspecies. | www.redlist.org |
| 19 | Not on original list, listed as CR in Red List. | www.redlist.org |
| 20 | Not on original list, listed as CR in Red List. | www.redlist.org |
| 21 | Not on original list, listed as CR in Red List. | www.redlist.org |
| 22 | Three recognized subspecies, 2 are not assessed and 1 is EX. | www.redlist.org |
| 23 | Not on original list - no Red List. | www.redlist.org |
| 24 | Not on original list - no Red List. | www.redlist.org |
| 25 | Two recognized subspecies. In 2017 *S.t.tatarica* was listed as CR and *S.t.mongolica* as EN; now both subspecies are listed as EN.<br>Now have an estimated population size of 123,000 (5,000 in original paper).<br>Species range crosses international border, although this was not included in the Farhadinia et al dataset. | www.redlist.org |

17 Table S2 Continued

| Codes | Notes | References |
|---|---|---|
| 26 | Not on original list, listed as EN in Red List. | www.redlist.org |
| 27 | Not on original list, listed as EN in Red List. | www.redlist.org |
| 28 | Possibly 3 subspecies although not Red List assessed. | www.redlist.org |
| 29 | The species range and the armed conflict areas in Kenya do not appear to overlap. | www.redlist.org |
| 30 | Subspecies is not assessed on Red List, it is classified as EN at the national level in Iran. | Yusefi et al. 2020 |

18 * LC = Least Concern, NT = Near Threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critically Endangered, EX = Extinct.

## References


Durant SM et al. 2017. The global decline of cheetah Acinonyx jubatus and what it means for conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*, 528–533.

Farhadinia MS, Johnson PJ, Zimmermann A, McGowan PJK, Meijaard E, Stanley-Price M, Macdonald DW. 2020. Ex situ management as insurance against extinction of mammalian megafauna in an uncertain world. *Conservation Biology*, *34*, 988-996

Yusefi GH, Khalatbari L, Jowers MJ, Fahimi H, Costa V, Björklund M, Beja-Pereira A. 2020. Phylogenetic analysis of marginal Asiatic black bears reveals a recent Iranian–Himalayan divergence and has implications for taxonomy and conservation. *Mammial Biology*, *100*, 419–427.

# خطرات ترویج مدیریت برون‌زیستگاهی برای حفاظت گونه‌ها در طبیعت: پاسخی به مقاله فرهادی‌نیا و همکاران (۲۰۲۰)

لیلی خلعت‌بری،[۱،۲،۳*]، هلن م.ک. اونیل[۴]، استفان استرووسکی[۵]، غلامحسین یوسفی[۱،۳]، آرش قدوسی[۶]، حامد ابوالقاسمی[۷]، کریستین برایتنموزر[۸]، اورس برایتنموزر[۸،۹]، ژوزه کارلوس بریتو[۱،۲]، سارا م. دورانت[۵،۱۰]

[1] CIBIO/InBIO, Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, Vairão, Portugal
[2] Department of Biology, Faculty of Sciences, University of Porto, Porto, Portugal
[3] Mohitban Society, Tehran, Iran.
[4] Durrell Institute of Conservation and Ecology, School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, Kent, UK
[5] Wildlife Conservation Society (WCS), The Bronx, New York, USA
[6] Geography Department, Humboldt-University of Berlin, Berlin, Germany
[7] Freelance conservationist, Rafsanjan, Kerman, Iran
[8] IUCN/SSC Cat Specialist Group, Muri, Switzerland
[9] Center of Fish and Wildlife Health, University of Bern, Bern, Switzerland
[10] Institute of Zoology, Zoological Society of London, London, UK

*نویسنده مسئول، پست الکترونیکی: leili.khalatbari@cibio.up.pt

**بیانیه تاثیر مقاله:** حفاظت درون‌زیستگاهی اولویتِ حفاظت است و حفاظت برون‌زیستگاهی باید با احتیاط اجرا شود.

## مقدمه

حفاظت از گونه‌های در خطر انقراض می‌تواند شامل ایجاد جمعیت‌هایی در اسارت به عنوان بیمه‌ای در برابر انقراض در طبیعت باشد. فرهادی‌نیا و همکاران (۲۰۲۰) در پژوهشی کاربرد مدیریت برون‌زیستگاهی برای ۴۳ گونه/تاکسون (۱۸ گونه، ۲۳ زیرگونه و ۲ زیرجمعیت) از پستانداران درشت‌جثه را بررسی کردند و دریافتند که حدود یک‌سوم از این تاکسون‌ها در حال حاضر هیچ جمعیتی در اسارت ندارند و ۲۳ درصد، جمعیتِ در اسارتی دارند که ماندگار نیست. آنها استدلال کرده‌اند که در آوردنِ این گونه‌ها به اسارت، به‌ویژه آنهایی که در مناطق «بی‌ثباتِ سیاسی» زندگی می‌کنند، «باید دقت بیشتری شود».

گرچه ما هم موافقیم که در موارد خاص، مدیریت برون‌زیستگاهی می‌تواند چتر ایمنی مهمی برای جلوگیری از انقراض گونه‌ها در طبیعت باشد، این

نوع مدیریت نوشدارو نیست. اثرات منفی حفاظتی ممکن است ضمن ایجاد جمعیت برون‌زیستگاهی به وجود بیایند و عوامل زیست‌شناختی مختص هر گونه بر اینکه آیا مدیریت برون‌زیستگاهی (و سرانجام معرفی مجدد به طبیعت و یا تقویت جمعیت) مناسب است یا نه اثر می‌گذارند. با آنکه این ملاحظات باید محور تصمیم‌گیری در مورد شروع مدیریت برون‌زیستگاهی باشند، اما فرهادی‌نیا و همکاران آنها را نادیده گرفته‌اند. در اینجا ما این کاستی‌ها را اصلاح کرده و مشکلاتی را توضیح می‌دهیم که ممکن است در طول تشکیل، مدیریت و رهاسازی جمعیت‌های خارج از زیستگاه به وجود بیایند.

**ایجاد جمعیت در اسارت**

از ۴۳ گونه/تاکسونی که در مقالهٔ فرهادی‌نیا و همکاران ارزیابی شده‌اند، ۱۵ تاکسون در حال حاضر هیچ مدیریت برون‌زیستگاهی نداشته و در مورد ۱۰ تای دیگر جمعیتِ فعلی آنها در اسارت کوچکتر از آن است که از خطر تنشِ خویش‌آمیزی در امان باشد. در نتیجه، برای انجام یک برنامهٔ حفاظت برون‌زیستگاهی موثر برای این ۲۵ تاکسون لازم است افرادی از طبیعت زنده‌گیری شوند. فرهادی‌نیا و همکاران جمعیت موثر بیش از ۵۰ فرد را به عنوان جمعیت پایدار در نظر گرفته‌اند، بدون توجه به تفاوت اندازهٔ جمعیت واقعی ($N$) و اندازه جمعیت موثر ($N_e$) در جمعیت‌های در اسارت. متوسط نسبت جمعیت واقعی به جمعیت موثر ($N:N_e$) برابر با ۰/۲۶ است (حداکثر ۰/۷) (Lees و Wilcken، ۲۰۰۹)، بنابراین جمعیت در اسارت باید چیزی بین ۷۰ تا ۱۹۰ فرد باشد تا بتواند به یک جمعیت موثر ۵۰ فردی برسد و پایدار شمرده شود؛ در نتیجه دست‌کم ۵ تاکسون دیگر نیز در حال حاضر جمعیتِ پایداری در اسارت ندارند. در مورد نیمی از این ۳۰ تاکسون برای ایجاد یک جمعیتِ در اسارت پایدار، باید ۵۰ تا ۱۰۰ درصد جمعیت در طبیعت (وحشی) آنها زنده‌گیری شود. هنگامی که جمعیت‌های طبیعی بسیار کوچک باشند، چنانکه که در بسیاری از تاکسون‌های در آستانهٔ انقراض دیده می‌شود، در مقابل رویدادهای تصادفی و تنشِ خویش‌آمیزی آسیب‌پذیر هستند. در نتیجه، برداشت تعداد کافی از این جمعیت‌ها برای جلوگیری از خویش‌آمیزی جمعیت‌های در اسارت، تهدید دیگری به بقای گونه در طبیعت می‌افزاید، و در مورد بعضی از گونه‌های در آستانهٔ انقراض، به انقراض آنها در طبیعت می‌انجامد، همان‌طور که گرگ قرمز (*Canis rufus*) را در طبیعت منقرض کرد (Hinton و همکاران، ۲۰۱۷).

یک نگرانی عمدهٔ دیگر عملی بودن ایجاد جمعیت در اسارت در مناطق «بی‌ثباتِ سیاسی» است. مدیریت برون‌زیستگاهی بسیار پُرهزینه‌تر از مدیریت درون‌زیستگاهی است (Balmford و همکاران، ۱۹۹۵) و بسیاری از کشورها منابع کافی برای مدیریت و نگهداری جمعیت‌های در اسارت ندارند، به‌ویژه در زمان درگیری‌های مسلحانه که منابع محلی و کمک‌های خارجی احتمالاً به مصارف دیگر اختصاص داده می‌شوند. انتقال گونه‌های در خطر انقراض به کشورهای دیگر، اگر با همکاری و مشارکت دولت‌ها و مسئولان حیات‌وحش کشوهای میزبان این گونه‌ها انجام شود، می‌تواند راهکار مناسب و موثری باشد. با این حال، در میانهٔ آشفتگی سیاسی و دوره‌های ناآرامی، احتمال دارد که این نهادها نتوانند واکنش مناسبی به این مسئله داشته باشند. جابه‌جا کردن

تنوع زیستی در چنین شرایطی می‌تواند به دعاوی استثماری و نواستعماری مشروعیت ببخشد (Hayward و همکاران، ۲۰۱۸).

## نگهداری جمعیت در اسارت

مدیریت برون‌زیستگاهی به‌شدت پیچیده است، چراکه بسیاری گونه‌ها معمولاً برای بقا، سلامت و تولیدمثل نیاز به مراقبت‌های پیچیده دارند. این نیازها معمولاً طی سال‌ها تجربهٔ مدیریت برون‌زیستگاهی و معمولاً با آزمون و خطا مشخص می‌شوند. برای مثال، در حالی که همهٔ یوزهای ماده (*Acinonyx jubatus*) در طبیعت تولیدمثل می‌کنند (Laurenson و همکاران، ۱۹۹۲)، بخش قابل توجهی از آنها، حتی اگر در شرایط عالی نگهداری شوند، در اسارت تولیدمثل نمی‌کنند (Wachter و همکاران، ۲۰۱۱). از این رو بعید است که مدیریت برون‌زیستگاهی بتواند نقش یک بیمهٔ جامع را در برابر انقراض دو زیرگونهٔ در آستانهٔ انقراض یوز آسیایی (*A. j. venaticus*) و یوز شمال‌غربی آفریقا (*A. j. hecki*) بازی کند، به‌ویژه به دلیل آنکه انتقال افراد به اسارت جمعیتِ موثر آنها در طبیعت را کاهش داده و بقای آنها در طبیعت را بیش از پیش در معرض تهدید قرار می‌دهد.

مشکلات آماده کردن شرایط مناسب برای برانگیختن رفتارهای طبیعی و تولیدمثلی در اسارت نیز مانع بزرگی در حفظ تنوع ژنتیکی است. جابه جایی پستانداران درشت‌جثه میان موسسات برای تولیدمثل با نگرانی‌هایی در مورد آسایش این جانوران همراه است و هزینهٔ بسیاری دارد، بدون آنکه تضمینی برای موفقیت باشد. کمک به تولیدمثل دارد به روشی پرکاربرد تبدیل می‌شود، اما این روش تهاجمی و گران‌قیمت است که در مورد بسیاری از گونه‌های در خطر انقراض، هنوز آزموده نشده و آزمایشی است (Weise و همکاران، ۲۰۱۴).

## معرفی مجدد یا تقویت جمعیت

هدف نهایی مدیریت برون‌زیستگاهی باید معرفی مجدد یا تقویت جمعیت‌های طبیعی باشد. با این‌حال، آماده‌کردن جانوران برای رهاسازی، فرایندی پیچیده است، به‌ویژه برای گونه‌هایی مانند گوشت‌خواران بزرگ که بقای آنها در طبیعت وابسته به رفتارهای پیچیده و آموخته شده است. پستانداران شکارگر جوان بسیاری از مهارت‌هایشان را از مادر یاد می‌گیرند؛ اگرچه بعضی از رفتارهای مرتبط با شکار ممکن است غریزی باشند، رفتارهای اجتناب از جانوران شکارگر دیگر و انسان معمولاً آموختنی هستند (برای مثال در یوزپلنگ‌ها، Durant، ۲۰۰۰) و با این حال تاثیر مستقیمی بر احتمال بقای یک جانور پس از رهاسازی دارند (Tetzlaff و همکاران، ۲۰۱۹). تربیت جانوران در اسارت برای اینکه شکار و خوراک‌جویی موثری داشته باشند، دشوار، زمان‌بر و پرهزینه است، بدون آنکه تضمینی برای موفقیت آن باشد. گذشته از این، معرفی مجدد در نهایت وابسته به همکاری بهنگام موسسات مدیریت برون‌زیستگاهی برای در اختیار قرار دادن جانوران اغلب باارزش‌شان است که تضمینی برای انجام آن وجود ندارد.

یافتن مناطق مناسب برای رهاسازی هم چالش دیگری است، به‌ویژه در شرایطی که تلاش‌های همزمان برای حفاظت درون‌زیستگاهی محدود باشد یا وجود نداشته باشد، چراکه عوامل اولیهٔ

تهدید گونه ممکن است هنوز به قوت خود باقی مانده باشند. تقویت جمعیت‌های موجود با افزودن افراد متولدشده در اسارت فشار مضاعفی به منابع موجود وارد می‌کند و ممکن است باعث رقابت درون‌گونه‌ای شود (Hayward و همکاران، ۲۰۰۷)، تعارض میان انسان و حیات‌وحش را تشدید کند و نیک‌خواهی‌های بالقوه را از بین ببرد (Qin و همکاران، ۲۰۱۵). همچنین، اگر گونه‌ای در محل معرفی مجدد منقرض شده باشد، ممکن است مردم محلی سازوکارهای همزیستی با آن را از دست داده باشند و وارد کردن دوبارهٔ گونه به تعارض میان انسان و حیات‌وحش بینجامد (Linnell و Cretois، ۲۰۱۸).

**سایر ملاحظات**

تناقض‌های متعدد رویکرد فرهادی‌نیا و همکاران نگران‌کننده است. مهمتر از همه اینکه «۴۳ گونهٔ در آستانهٔ انقراض» آنها بعضی زیرگونه‌ها را شامل شده و بعضی دیگر را نه (برای مثال، همهٔ زیرگونه‌های *Gorilla beringei* و *Gorilla gorilla* در تحلیل‌های آن‌ها وارد شده‌اند، ولی نه همهٔ زیرگونه‌های *Pongo pygmaeus*). دو زیرجمعیت، که زیرگونه شناخته نمی‌شوند، (زیرجمعیت غرب‌آفریقایی سگ‌وحشی آفریقایی [*Lycaon pictus*] و شیر آفریقایی [*Panthera leo*] نیز در تحلیل‌ها وارد شده‌اند. این تناقضات تاثیر قابل توجهی بر نتایج ارائه‌شده در مقاله دارند، بسته به اینکه چه تعریفی از (زیر)گونه به کار رفته باشد (جدول ۱ و پیوست ۱).

در مقالهٔ فرهادی‌نیا و همکاران، وجود درگیری‌های مسلحانه در گسترهٔ پراکنش یک گونه دلیلی برای اجرای حفاظت برون‌زیستگاهی دانسته شده است. اما، همان‌طور که آنها هم اذعان کرده‌اند، دوره‌های درگیری لزوماً باعث صدمه به حفاظت نمی‌شود (Collar و همکاران، ۲۰۱۷). طرح بحث درگیری‌ها برای توجیه منحرف کردن منابع مالی از حفاظت درون‌زیستگاهی به سمت حفاظت برون‌زیستگاهی بی‌مورد است. همچنین فرهادی‌نیا و همکاران در این مقاله ادعا کرده‌اند که مناطق مرزی حفاظت را به خطر می‌اندازند، بدون آنکه دلیلی برای این کلی‌گویی ارائه شده باشد. در مورد ۱۵ تاکسون، تنها عامل تشخیص «بی‌ثباتیِ سیاسی» داشتن گسترهٔ حضور فرامرزی بوده (جدول ۱)، ولی شواهدی ارائه نشده که آنها به این دلیل با خطر بیشتری مواجه‌اند . جمعیت‌های برون‌زیستگاهی (در اسارت) نیز در برابر بی‌ثباتیِ سیاسی آسیب‌پذیرند؛ در بعضی موارد خطر بدرفتاری با جانوران در اسارت یا کشته شدن آنها وجود دارد (Kinder، ۲۰۱۳).

**جمع‌بندی**

فرهادی‌نیا و همکاران می‌گویند «حفاظت برون‌زیستگاهی مانند بیمه‌ای در برابر انقراض است»، ولی بیمه همیشه نتیجه‌بخش نیست. مثلاً کرگدن سفید شمالی (*Ceratotherium simum cottoni*) با وجود سال‌ها مدیریت برون‌زیستگاهی شدید و صرف مبالغ هنگفت، عملاً در طبیعت منقرض شده است (Gibbens، ۲۰۱۸).

گرچه ما هم موافقیم که مدیریت برون‌زیستگاهی می‌تواند جنبه‌ای مهم در حفاظت از گونه‌ها باشد، و در مورد بعضی گونه‌ها نتیجه هم داده، اما این روش باید گونه به گونه، و با تلفیق داده‌های زیست‌شناختی، بوم‌شناختی و اقتصادی-اجتماعی

سنجیده شود و نه با تعمیم‌هایی کلی بر مبنای سطح تهدید و برداشت‌هایی دربارهٔ دولت‌ها در کشورهایی که گونه‌ها در آنها حضور دارند. آنچه در اینجا مطرح شد، تمام مشکلات مدیریت برون‌زیستگاهی و معرفی مجدد و تقویت جمعیت نیست و موارد گونه-ویژهٔ پرشماری وجود دارند که بر تاکسون‌های مختلف اثر می‌گذارند. چنین مشکلاتی می‌توانند توضیح دهند که چرا فقط تعداد بسیار کمی از این گونه‌ها با موفقیت رهاسازی شده‌اند.

مدیریت برون‌زیستگاهی بسیار هزینه‌بر است و معمولاً منابع و تلاش‌های محدود حفاظت در طبیعت را می‌بلعد بدون آنکه تضمینی برای موفقیت بدهد. این وضعیت به‌ویژه در گونه‌هایی دیده می‌شود که رفتار و یا عوامل تهدید پیچیده‌ای دارند. هنگامی که اطلاعات گونه-ویژهٔ کافی وجود داشته باشد، درخت‌های تصمیم‌گیری با طراحی قوی، با استفاده از داده‌های طیفی از ذینفعان و متخصصان مختلف، می‌توانند ابزار مناسبی برای تعیین کارایی مدیریت برون‌زیستگاهی باشند (برای مثال، Canessa و همکاران، ۲۰۱۶). فرایند پنج-مرحله‌ای پیشنهادی از سوی کمیسیون بقای گونه‌های اتحادیه جهانی حفاظت (IUCN) (IUCN SSC، ۲۰۱۴)، بهترین رهنمودهای عملی را دربارهٔ اینکه مدیریت برون‌زیستگاهی چه زمانی می‌تواند با موفقیت تکمیل‌کنندهٔ تلاش‌های حفاظتی باشد ارائه می‌دهد، اما پستانداران درشت جثه (به‌ویژه گوشت‌خواران بزرگ)، معمولاً به دلیل ویژگی‌های ذاتی خود، این شرایط را ندارند.

تأیید کلی مدیریت برون‌زیستگاهی به عنوان بیمه‌ای در برابر انقراض پستانداران درشت‌جثه، در نبودِ توصیه‌های واقع‌بینانه‌تر، ممکن است انحرافی پرهزینه و خطرناک از چاره‌اندیشی برای عوامل واقعی تهدیدات بسیاری از گونه‌ها در طبیعت باشد. از این رو معتقدیم که حفاظت درون‌زیستگاهی همچنان باید اولویتِ نخست حفاظت از گونه‌ها باشد و مدیریت برون‌زیستگاهی به عنوان ابزاری برای بهبود وضعیت گونه‌ها، تنها باید به عنوان آخرین راهکار، پس از به‌کارگیری بهترین رهنمودهای IUCN در پیش گرفته شود.

ترجمه‌ی فارسی مقاله توسط کاوه فیض‌اللهی ویرایش شده است.

**جدول ۱: تفاوت‌ها در متغیرهای بررسی شده توسط فرهادی‌نیا و همکاران (۲۰۲۰) در مقایسه با سه رویکرد جایگزینِ تعریف جایگاه تاکسونومیک گونه و زیرگونه در تاکسون‌های بررسی شده و تعریف رویکردهای جایگزین[۱].**

| متغیر | *فرهادی‌نیا و همکاران ۲۰۲۰ (شامل بعضی زیرگونه‌های به رسمیت شناخته شده هست، ولی نه همه، و بعضی زیرجمعیت‌های زیرگونه‌های به رسمیت شناخته نشده)* | *جایگزین ۱ (هر جا که ممکن باشد، زیرگونه‌های به رسمیت شناخته شده استفاده شده؛ اگر مدخلی در فهرست قرمز IUCN[۲] برای زیرگونه نباشد، وضعیت گونه والد در دسته‌بندی‌های IUCN استفاده شده)* | *جایگزین ۲ (هر جا که ممکن باشد، زیرگونه‌های به رسمیت شناخته شده استفاده شده؛ اگر مدخلی در فهرست قرمز IUCN برای زیرگونه نباشد، از اطلاعات موجود درباره گونه والد در فهرست قرمز IUCN استنباط شده)* | *جایگزین ۳ (همه زیرگونه‌ها کنار گذاشته شده؛ فقط مدخل فهرست قرمز IUCN برای گونه والد استفاده شده)* |
|---|---|---|---|---|
| تعداد تاکسون | ۴۳ | ۳۸ | ۴۲ | ۲۱ |
| تعداد کشورهایی که گونه در آنها حضور دارد | ۵۴ | ۴۹ | ۵۵ | ۳۲ |
| تعداد تاکسون‌های با جمعیت در طبیعت < ۲۵۰ | ۲۴ | ۲۰ | ۲۲ | ۸ |
| تعداد تاکسون‌های با جمعیت در طبیعت >۱۰۰۰ | ۸ | ۹ | ۹ | ۷ |
| تاکسون‌های با جمعیت‌های در حال کاهش (٪) | ۸۶/۰۵ | ۸۶/۸۴ | ۸۰/۹۵ | ۹۰/۴۸ |
| تاکسون‌های با گسترهٔ حضور فرامرزی (٪) | ۴۸/۸۴ | ۴۲/۱۱ | ۳۸/۱ | ۳۸/۱ |
| تاکسون‌های با گسترهٔ حضور در مناطقی که درگیری مسلحانه وجود دارد (٪) | ۳۰/۲۳ | ۲۸/۹۵ | ۲۸/۵۷ | ۲۸/۵۷ |
| تعداد تاکسون‌های بدون جمعیت در اسارت - بین‌المللی | ۲۳ | ۱۹ | ۲۱ | ۹ |
| تعداد تاکسون‌های بدون جمعیت در اسارت - کشوری | ۱۵ | ۱۲ | ۱۳ | ۶ |
| تاکسون‌های بدون جمعیت در اسارت و با گستره حضور فرامرزی و در مناطقی که درگیری وجود دارد (٪) | ۷۳/۳۳ | ۶۶/۶۷ | ۷۵ | ۵۷/۱۴ |
| تاکسون‌های بدون جمعیت در اسارت و با گستره حضور در مناطقی که درگیری وجود دارد (٪) | ۲۶/۶۷ | ۲۵ | ۳۳/۳۳ | ۱۴/۲۹ |

[۱] *داده‌های تفضیلی هر رویکرد جایگزین در پیوست ۱ ارائه شده است*

[۲] *اتحادیه بین‌المللی حفاظت از طبیعت*