Deuxième rapport d'évaluation de l'état de conservation des rapaces (CSAR2) dans le cadre du MdE Rapaces

Rédigé par : Luke Ozsanlav-Harris, Teja Curk, Tom Scott, Victoria R. Jones[1]

Révisé par : Arianna Aradis, Mátyás Prommer, ainsi que d'autres membres du Groupe consultatif technique du MdE Rapaces
et de l'Unité de coordination du MdE Rapaces

Liste des abréviations :

ZICO : Zone importante pour la conservation des oiseaux et la biodiversité
UICN : Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources
KBA : Zone clé pour la biodiversité
MOS : Réunion des Signataires
MOU : Memorandum d'entente
OECM : Autres mesures de conservation efficaces par zone
ZPS : Zone de Protection Spéciale
CMS : Convention sur les espèces migratrices
CMP : Partenariat pour les mesures de conservation
GCT : Groupe consultatif technique
CSAR : Rapport d'évaluation de l'état de conservation
MsAP : Plan d'action multi-espèces
EDGE : Espèces distinctes sur le plan évolutif et menacées d'extinction au niveau mondial
AINS : Anti-inflammatoire non stéroïdien
HPAI : grippe aviaire hautement pathogène
IKB : Abattage illégal d'oiseaux
RLI : Indice de la Liste rouge
RE : Régionalement éteinte
CR : En danger critique d'extinction
EN : En danger
VU : Vulnérable
NT : Quasi menacé
LC : Préoccupation mineure

[1] Relecture par Tess Appleby

Sommaire

1. Introduction 4
2. État de conservation mondial 5
3. État de conservation régional 8
3.1 État de conservation européen 9
3.2 État de conservation des rapaces nicheurs en Méditerranée 11
3.3État de conservation des rapaces en Afrique du Sud, au Lesotho et en Eswatini 12
4. État de conservation mondial au fil du temps – Indice de la Liste rouge 14
5. Évolution de la population mondiale 17
6. Évolution de la population régionale 19
6.1 Tendances démographiques des vautours en Europe 19
6.2 Tendances démographiques en Afrique 22
6.3 Tendances démographiques des vautours en Inde 23
7. Annexe 3, tableau 1 : Évolution des catégories dans le temps 25
8. Menaces sur l'espèce au niveau mondial 28
8.1 Menaces sur les espèces de l'Annexe 1 29
8.1.1 Menaces de niveau 1 30
8.1.2 Menaces de niveau 2 30
8.2 Causes de mortalité identifiées à partir des données de suivi 36
8.3 Menaces pesant sur les vautours 37
8.4 Menaces émergentes 37
8.4.1. Épidémies récentes de grippe aviaire hautement pathogène 38
8.4.2. Conséquences des changements des cycles des rongeurs aux latitudes nordiques 43
8.4.3 Conséquences des conflits armés 45
8.4.4. Effets intra-guilde du rétablissement des populations de rapaces 46
9. Sites d'importance internationale 48
9.1 Lacunes dans le réseau actuel des sites figurant dans le MdE Rapaces 48
9.1.1 Contexte 48
9.1.2 Méthodologie 49
9.1.3 Aperçu des résultats 50
9.1.4 Amélioration du réseau de sites représenté dans la Liste des sites 51

9.2 Liste des sites visés par le MdE sur la protection des rapaces 55
9.2.1 Calcul de la protection du site 55
9.2.2 Calcul de la superficie globale couverte par la Liste des sites 61
10. Habitats des rapaces migrateurs 63
11. Actions de conservation 66
11.1 Étude de cas n° 1 : Collaboration à l'échelle des voies de migration pour la conservation du vautour percnoptère d'Égypte des Balkans 67
11.2 Étude de cas n° 2 : Conservation à l'échelle des voies de migration de l'aigle impérial (région pannonienne) 69
11.3 Étude de cas n° 3 : Conservation du faucon sacre à l'échelle des voies de migration en Bulgarie et dans le sud de la Roumanie 70
12. Lacunes dans les connaissances 71
12.1 Biais géographiques et taxonomiques dans la recherche et le suivi 73
12.2 Connaissances écologiques de base incomplètes et statut migratoire incertain 74
12.3 Absence de suivi coordonné à long terme des populations 75
12.4 Quantification des menaces, des interactions et de l'effet cumulé tout au long du cycle annuel 76
12.5 Évaluation des menaces émergentes et négligées 76
12.6 Disparités socio-économiques et lacunes en matière de gouvernance 77
13. Lacunes des plans d'action internationaux par espèces 77
14. Conclusions 78
15. Références 84
16. Annexe A 92
17. Annexe B 93

1. Introduction

Le deuxième rapport d'évaluation de l'état de conservation (CSAR) relatif au MdE Rapaces est présenté à la MOS4, après la présentation du premier CSAR[2] lors de la MOS3. Le texte du MdE Rapaces[3] énonce plusieurs principes fondamentaux, dont le principe n° 5 : « Les signataires chercheront à prendre des mesures coordonnées pour assurer et maintenir un état de conservation des oiseaux de proie favorable dans l'ensemble de leur aire de répartition et à remédier à leur déclin en tant que de besoin. » L'objectif du CSAR est de fournir à la Réunion des Signataires (MOS) une vue d'ensemble actualisée permettant de déterminer si un état de conservation favorable est atteint et maintenu pour les espèces de rapaces migrateurs figurant à l'annexe 1 du MdE sur l'ensemble de leur aire de répartition.

BirdLife International, en sa qualité d'autorité de la Liste rouge de l'UICN pour les oiseaux, gère des données exhaustives sur toutes les espèces d'oiseaux dans le monde, notamment les évaluations de la Liste rouge, les tendances des populations, les menaces, les habitats, les mesures de conservation et les sites clés. Ces données peuvent être explorées via la zone de données BirdLife[4], qui propose des profils consultables par espèce, site, pays et voie de migration, ainsi que des informations écologiques et de conservation associées.

Les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces sont classées comme suit dans le tableau 1 (annexe 3)[5] : Catégorie 1 – espèces mondialement menacées et quasi menacées telles que définies selon la dernière Liste rouge de l'UICN ; Catégorie 2 – espèces considérées comme ayant un état de conservation défavorable à un niveau régional dans les États et les territoires de l'aire de répartition figurant dans la liste en annexe 2 du MdE ; Catégorie 3 – toutes les autres espèces de rapaces migratrices.

Dans le présent document, le terme « catégorie » fait référence à la catégorie du tableau 1 de l'annexe 3. Le tableau 3 de l'annexe 3 du MdE Rapaces[6] est une liste des sites d'importance internationale pour les oiseaux de proie migrateurs d'Afrique et d'Eurasie. Cette liste inclut des sites d'importance internationale pour les oiseaux de proie migrateurs, identifiés comme des Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux et de la Biodiversité (ZICO)[7], des Zones de Protection Spéciale (ZPS) conformément à la directive « Oiseaux » de l'Union européenne, ainsi que d'autres sites reconnus par les signataires

[2] https://raptors.cms.int/fr/node/31144
[3] https://raptors.cms.int/fr/texte-de-laccord
[4] https://datazone.birdlife.org/
[5] Ci-après dénommé « Tableau 1 »
[6] Ci-après dénommé « Tableau 3 »
[7] Au fil du temps, depuis l'établissement du tableau 3, certains pays ont identifié des Zones Clés pour la Biodiversité (KBA). Évolution de l'approche ZICO, les KBA sont des sites d'importance mondiale pour la préservation de l'ensemble de la biodiversité et reconnaissent l'importance internationale des zones pour de nombreux taxons, y compris les oiseaux.

comme répondant aux critères d'importance internationale. Ci-après, l'expression « Liste des sites » fait référence au tableau 3 de l'annexe 3.

Dans le présent rapport, nous fournissons un aperçu de l'état de conservation, des tendances démographiques, des changements dans les catégories du tableau 1 (annexe 3) au fil du temps, des menaces, des sites importants, des habitats, des actions de conservation et des lacunes dans les connaissances concernant les espèces figurant à l'annexe 1. Nous nous concentrons sur les changements survenus depuis le dernier CSAR[8] ainsi que sur les nouvelles informations pertinentes publiées dans l'intervalle. Enfin, nous identifions les lacunes dans les plans d'action pour les espèces.

2. État de conservation mondial

Partout dans le monde, les oiseaux migrateurs, y compris les rapaces, subissent un déclin de leurs populations et font face à un risque croissant d'extinction, ce qui met en évidence l'urgence de renforcer les efforts de conservation (BirdLife International, 2026). Dans ce contexte, BirdLife International fait office d'autorité officielle de la Liste rouge de l'UICN pour les oiseaux, et est chargée d'évaluer leur état de conservation. Des mises à jour de la Liste rouge pour une sélection d'espèces sont publiées chaque année, tandis que des réévaluations complètes de toutes les espèces d'oiseaux reconnues sont effectuées selon un cycle de quatre à six ans.

Les analyses présentées ici s'appuient sur les ensembles de données de la Liste rouge de l'UICN de 2025, gérés par BirdLife International (fig. 1 et 2), et couvrent l'ensemble des 94 espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces. Le rapport précédent CSAR[8], préparé pour la MOS3 (2023), se basait sur les ensembles de données de la Liste rouge de l'UICN de 2021. Entre 2021 et 2025, trois des 94 espèces inscrites à l'annexe 1 ont été réévaluées. Le vautour charognard (*Necrosyrtes monachus*) a été réévalué en 2022, et son statut d'espèce « en danger critique d'extinction » a été maintenu. En 2025, la ninoxe boréale (*Ninox japonica*) et l'aigle impérial (*Aquila heliaca*) ont été réévalués, et leurs classifications respectives en tant que « Préoccupation mineure » et « Vulnérable » ont été confirmées.

Comme dans le CSAR1[8], 34 % des espèces de l'annexe 1 sont classées comme CR, EN, VU ou NT et sont donc exposées à un risque élevé d'extinction (fig. 1). Les vautours restent le groupe le plus menacé, comprenant huit espèces classées « en danger critique d'extinction » (CR) et présentant la plus forte proportion d'espèces menacées à l'échelle mondiale ou classées « quasi menacées » (NT) (93 %). Les aigles constituent le deuxième groupe le plus menacé, avec deux espèces classées « en danger » (EN) et la moitié de toutes les espèces

[8] https://raptors.cms.int/sites/default/files/document/MOS3_DOC.%2012.3_Annex%201_Conservation%20Status%20Assessment%20Report_EN.pdf

d’aigles de l’annexe 1 classées comme menacées ou « quasi menacées » (NT). Les éperviers et les busards présentent la plus faible proportion d’espèces dans ces catégories, avec 5 % (fig. 2).

Les indices EDGE ont été calculés pour 94 espèces figurant à l'annexe 1 (McClure et al. 2023a). L'indice EDGE (Espèces distinctes sur le plan évolutif et menacées d’extinction au niveau mondial) aide les défenseurs de l'environnement à établir une priorité parmi les espèces à protéger, en combinant deux facteurs : le caractère unique d'une espèce sur le plan évolutif et la probabilité qu'elle disparaisse. Un score élevé signifie qu'une espèce est à la fois très distincte et gravement menacée. Cet indice représente simplement l'histoire évolutive unique que nous pouvons sauvegarder si nous intervenons pour empêcher l'extinction de cette espèce spécifique.

Le tableau 1 présente les dix espèces figurant à l'annexe 1 ayant les indices EDGE les plus élevés. Huit d'entre elles sont des vautours, ce qui corrobore la conclusion de la figure 2 selon laquelle les vautours constituent le groupe de rapaces le plus menacé.

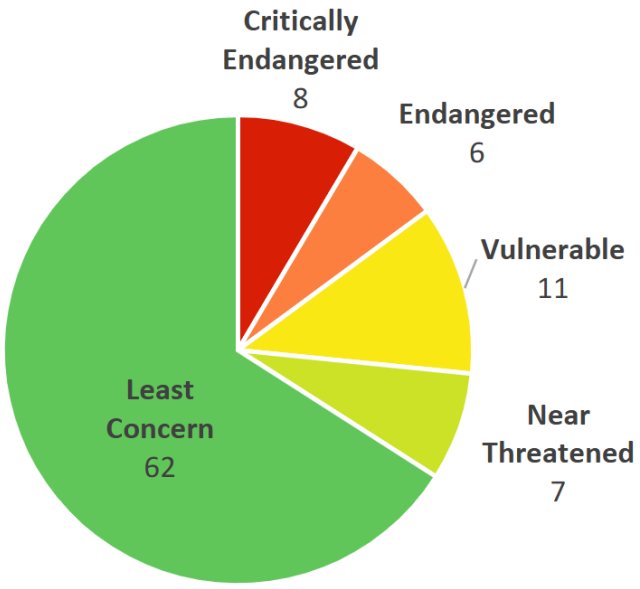


Figure 1. Catégorie globale de la Liste rouge de l'UICN (2025) pour les 94 espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces.

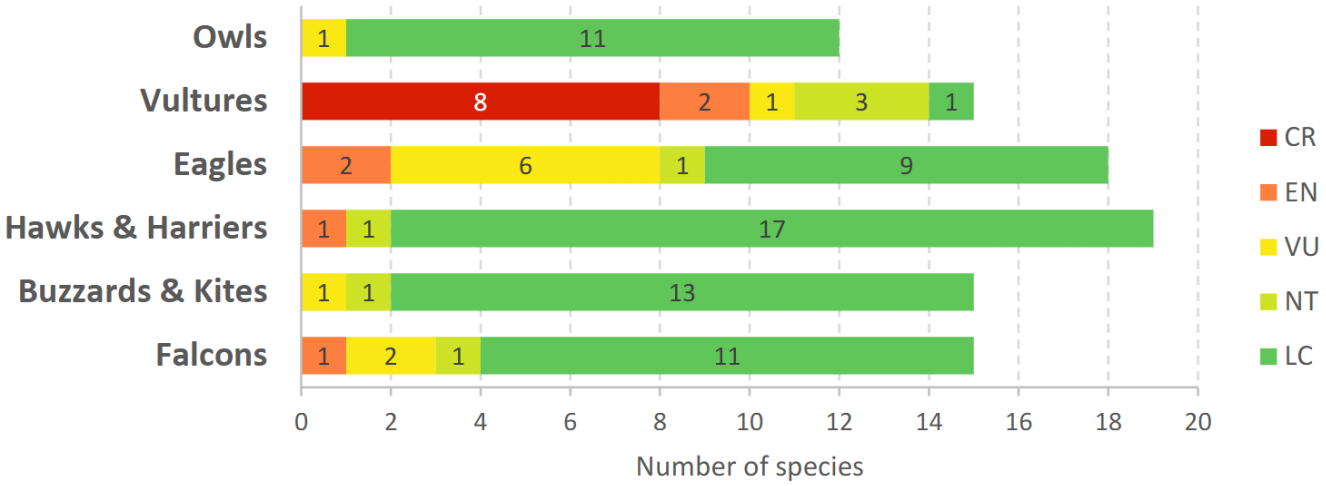


Figure 2. Catégorie globale de la Liste rouge de l'UICN (2025) par groupe taxonomique pour les 94 espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces.

Tableau 1. Les 10 espèces de rapaces figurant dans le MdE Rapaces ayant les indices EDGE les plus élevés.

Nom commun	Annexe 3, tableau 1 Catégorie (MOS3)	EDGE	LR	Tendance
Gypaète barbu	1	3,7	NT	En déclin
Percnoptère d'Égypte	1	12,5	EN	En déclin
Vautour royal	1	12,3	CR	En déclin
Vautour à tête blanche	1	7,5	CR	En déclin
Vautour charognard	1	11,7	CR	En déclin
Vautour chaugoun	1	2,5	CR	En déclin
Vautour africain	1	3,4	CR	En déclin
Pygargue de Pallas	1	3,9	EN	En déclin
Vautour oricou	1	2,9	EN	En déclin
Élanion naucler	1	2,6	VU	En déclin

3. État de conservation régional

L'état de conservation régional est pris en considération lors de l'identification des espèces qui ne sont ni menacées ni classées « quasi menacées » (NT), mais qui sont considérées comme ayant un état de conservation défavorable et sont donc éligibles à la catégorie 2. Toutefois, le GCT a reconnu que, bien que la Liste rouge européenne des oiseaux et la classification SPEC (Espèces d'intérêt pour la conservation en Europe) associée semblent actuellement être les seules sources fournissant des informations sur l'état de conservation à l'échelle d'une région entière (les régions étant ici définies comme l'Europe, l'Afrique, le Moyen-Orient et l'Asie), d'autres sources potentielles couvrent différentes parties de la zone géographique du MdE Rapaces et pourraient également mériter d'être prises en considération. Le plan de travail du GCT pour la période 2023-2026 prévoyait de clarifier la manière dont la notion de « niveau régional » devait être interprétée et appliquée dans le cadre de la catégorie 2. Ces travaux, examinés dans le document UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc. 14.1[9], devraient permettre de garantir que les informations collectées à une échelle appropriée sur l'ensemble de la zone couverte par le MdE puissent contribuer à l'identification des espèces dont l'état de conservation est défavorable. Par ailleurs, la couverture géographique des informations doit être

[9] https://raptors.cms.int/document/proposed-amendments-annex-1-species-list-and-table-1-annex-3-action-plan-raptors-mou

suffisamment large pour refléter l'état de conservation de l'espèce dans l'ensemble de la région concernée. Dans l'attente des résultats des travaux futurs du GCT, le présent CSAR fournit des informations régionales sur l'Europe, ainsi que des données disponibles sur l'état de conservation provenant d'autres parties de la zone couverte par le MdE, à des échelles multinationales ou sous-régionales.

3.1 État de conservation européen

Environ la moitié des espèces mentionnées à l'annexe 1 du MdE Rapaces se trouvent en Europe. Au niveau régional, leur état de conservation est plus favorable qu'au niveau mondial, une proportion plus faible d'entre elles étant classées comme menacées ou quasi menacées. Au total, 23 % des espèces figurant à l'annexe 1 et présentes en Europe sont classées comme « menacées au niveau régional » ou « quasi menacées » dans la Liste rouge européenne des oiseaux (BirdLife International 2021 ; fig. 3).

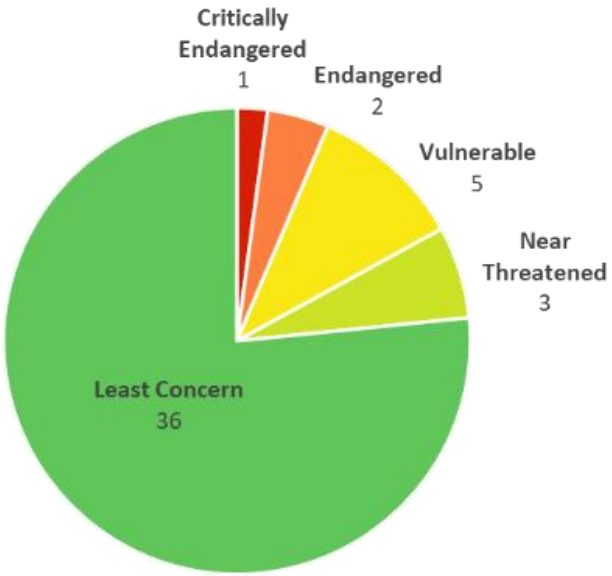


Figure 3. Catégorie régionale de la Liste rouge de l'UICN pour les 47 espèces de rapaces migrateurs européens figurant à l'annexe 1.

Parmi les groupes taxonomiques, les aigles et les faucons présentent les proportions les plus élevées d'espèces classées comme menacées ou quasi menacées au niveau européen, avec respectivement 33 % et 40 % (Fig. 4). Les buses et les milans sont les seuls groupes qui ne comptent aucune espèce dans l'une ou l'autre catégorie.

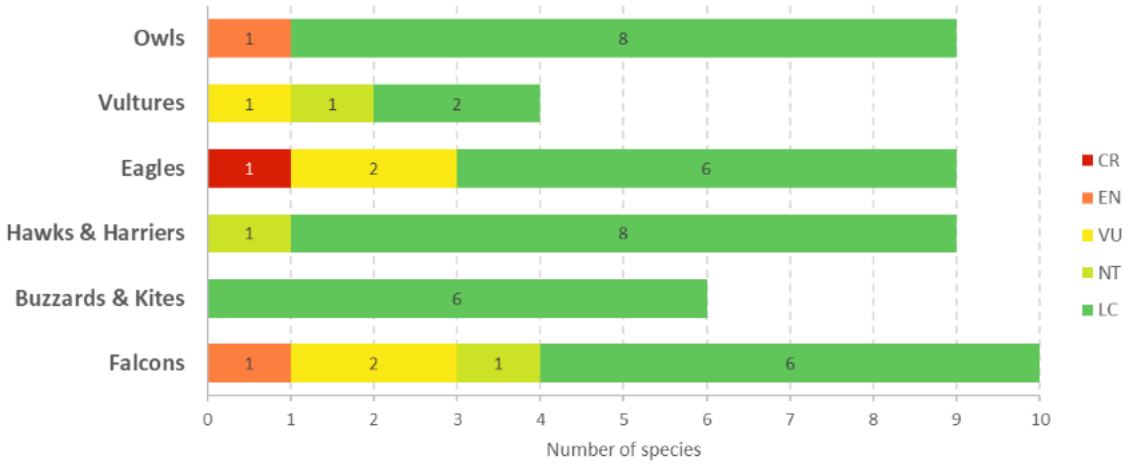


Figure 4. État de conservation des espèces de rapaces migrateurs européens figurant sur la liste rouge européenne des oiseaux 2021, par groupe taxonomique

Aucune nouvelle évaluation de la Liste rouge européenne des oiseaux n'a été publiée depuis le précédent CSAR[10]. Une évaluation actualisée au niveau de l'Europe des 27 a commencé en 2025 et devrait s'achever en décembre 2026 ; elle sera donc disponible pour le troisième CSAR qui sera présenté lors de la MOS5. Toutefois, comme mentionné précédemment, cette évaluation ne concernera que les pays de l'UE.

Depuis le dernier CSAR[10], le harfang des neiges a été déclaré éteint en Suède (Université suédoise des sciences agricoles, Centre suédois d'information sur les espèces, 2026) [11]. Les changements climatiques pourraient contribuer à ce déclin en perturbant l'habitat arctique fragile de l'espèce et son approvisionnement en nourriture. Le harfang des neiges est également considéré comme étant à haut risque d'extinction en Norvège et en Finlande (Hyvärinen et al. 2019, Artsdatabanken 2021). Il serait bénéfique de suivre ces extinctions ou disparitions nationales au sein de la CMS, afin de mieux comprendre les tendances générales des changements de répartition des espèces inscrites à la CMS et de pouvoir agir en conséquence.

[10] https://raptors.cms.int/sites/default/files/document/MOS3_DOC.%2012.3_Annex%201_Conservation%20Status%20Assessment%20Report_EN.pdf

[11] https://www.birdlife.org/news/2025/12/11/sweden-has-lost-the-snowy-owl/

3.2 État de conservation des rapaces nicheurs en Méditerranée

En 2022, le statut régional de ces espèces sur la Liste rouge de l'UICN a été évalué à l'échelle méditerranéenne (Westrip et al. 2022). Cette évaluation a pris en considération uniquement le statut de reproduction, en s'appuyant sur des données et des cartes de répartition déjà compilées issues d'évaluations mondiales (BirdLife International 2021b), européennes (BirdLife International 2021a) et nord-africaines (Garrido et al. 2021), en tenant compte de la proportion de l'aire de répartition située dans la région méditerranéenne.

Sur les 38 espèces évaluées figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces, six ont été classées comme CR, quatre comme EN, six comme VU, trois comme NT et 19 comme LC (Tableau 2).

Plusieurs espèces présentent un statut de conservation régional moins favorable que leur statut mondial : le gypaète barbu *Gypaetus barbatus*, le hibou du Cap *Asio capensis*, le petit-duc de Bruce*Otus brucei*, l'aigle pomarin *Clanga pomarina*, l'aigle ravisseur *Aquila rapax*, le busard Saint-Martin *Circus cyaneus*, le pygargue à queue blanche *Haliaeetus albicilla*, le faucon kobez *Falco vespertinus*, le faucon concolore *Falco concolor*, le balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*, le faucon lanier *Falco biarmicus* et le faucon sacre *Falco cherrug* (Tableau 2).

En revanche, le percnoptère d'Égypte *Neophron percnopterus* et le vautour moine *Aegypius monachus* ont un statut de menace régional inférieur à leur statut de menace mondial (Tableau 2).

Tableau 2. Évaluations de la Liste rouge régionale pour les rapaces nicheurs en Méditerranée, concernant les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces.

Nom commun	Annexe 3, tableau 1 Catégorie	Catégorie Méditerranée	Catégorie mondiale
Gypaète barbu	1	EN	NT
Percnoptère d'Égypte	1	VU	EN
Vautour de Rüppell	1	CR	CR
Vautour moine	1	LC	NT
Aigle ravisseur	1	CR	VU
Aigle impérial espagnol	1	VU*	VU
Aigle impérial	1	VU°	VU
Faucon kobez	1	CR	VU
Faucon concolore	1	CR	VU
Faucon sacre	1	CR	EN
Busard Saint-Martin	2	VU	LC
Busard cendré	2	VU	LC
Épervier à pieds courts	2	LC°	LC
Faucon crécerellette	2	LC	LC
Faucon crécerelle	2	LC	LC
Faucon hobereau	2	LC	LC

Faucon lanier	2	NT	LC
Petit-duc de Bruce	2	EN	LC
Hibou des marais	2	NT°	LC
Balbuzard pêcheur	3	EN	LC
Bondrée apivore	3	LC	LC
Circaète Jean-le-Blanc	3	LC	LC
Vautour fauve	3	LC	LC
Aigle pomarin	3	NT°	LC
Aigle royal	3	LC	LC
Aigle botté	3	LC	LC
Busard des roseaux	3	LC	LC
Épervier d'Europe	3	LC	LC
Autour des palombes	3	LC	LC
Pygargue à queue blanche	3	EN°	LC
Milan royal	3	LC	LC
Milan noir	3	LC	LC
Buse variable	3	LC	LC
Buse féroce	3	LC	LC
Faucon d'Éléonore	3	LC	LC
Faucon pèlerin	3	LC	LC
Nyctale de Tengmalm	3	VU	LC
Hibou du Cap	3	CR	LC

* Maintenu dans une catégorie supérieure afin de s'aligner sur les évaluations mondiales et européennes, conformément à la « règle des cinq ans ».
° Ajustement régional appliqué.

3.3 État de conservation des rapaces en Afrique du Sud, au Lesotho et en Eswatini

En 2025, une nouvelle évaluation de la Liste rouge[12] a été réalisée pour l'Afrique du Sud, le Lesotho et l'Eswatini, actualisant les évaluations précédentes de 2015 (Tableau 3). L'état de conservation de 15 espèces couvertes par le MdE Rapaces a été examiné en 2025. Le tableau 3 montre une comparaison de l'état de conservation entre 2015, 2020 et 2025. Trois espèces ont fait l'objet d'une première évaluation en 2025 : la buse forestière (*Buteo trizonatus* ; NT), l'aigle des steppes (Aquila nipalensis ; EN) et le hibou du Cap (*Asio capensis* ; NT). Le busard pâle (*Circus macrourus*), qui avait déjà été évalué, n'a pas été réévalué en 2025.

Entre 2015 et 2025, trois espèces ont été évaluées comme ayant un état de conservation plus précaire dans cette zone géographique et ont été reclassées à un niveau supérieur sur la Liste rouge. Il s'agissait du vautour oricou (*Torgos tracheliotos* : de EN à CR), du faucon crécerelle (*Falco naumanni* : de LC à VU) et du faucon kobez (Falco vespertinus : de NT à

[12] https://www.birdlife.org.za/red-data-book/

VU). Il s'agit de changements réels qui reflètent des preuves récentes d'une tendance à la baisse de la population régionale.

Deux espèces ont également vu leur état revu à la baisse sur la Liste rouge pour cette zone géographique en raison de l'amélioration de leur état de conservation : le faucon lanier (de « VU » à « NT ») et le vautour chassefiente (*Gyps coprotheres*, de « EN » à « VU »). Le faucon lanier a été reclassé à la baisse en raison de données récentes indiquant une tendance stable de sa population dans la région (Jenkins et al. 2023, Lee 2024). Il a été démontré que la population de vautours chassefientes pourrait augmenter de 30 % dans la région (Shaw et al. 2025b), mais elle a été classée dans la catégorie « Vulnérable » en raison d'un déclin futur prévu de sa population, dû à une série de menaces qui devraient s'intensifier à l'avenir (par exemple, le braconnage, les collisions avec les lignes électriques et les éoliennes, ainsi que l'empoisonnement).

Tableau 3. Évaluations de la Liste rouge pour l'Afrique du Sud, le Lesotho et l'Eswatini en 2015, 2020 et 2025 concernant les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces.

Nom commun	Annexe 3, tableau 1 Catégorie (MOS3)	2015 État LR	2020 État LR	2025 État LR
Gypaète barbu	1	CR	EN	CR
Percnoptère d'Égypte	1	RE	RE	RE
Vautour à tête blanche	1	CR	VU	CR
Vautour charognard	1	CR	VU	CR
Vautour africain	1	CR	VU	CR
Vautour chassefiente	1	EN	VU	VU
Vautour oricou	1	EN	VU	CR
Aigle ravisseur	1	EN	VU	EN
Aigle des steppes	1	S.O.	S.O.	EN
Busard maure	1	EN	NT	EN
Busard pâle	1	NT	NT	S.O.
Buse forestière	1	S.O.	S.O.	NT
Faucon kobez	1	NT	LC	VU
Faucon crécerellette	2	LC	VU	VU
Faucon lanier	2	VU	NT	NT
Hibou du Cap	3	S.O.	S.O.	NT

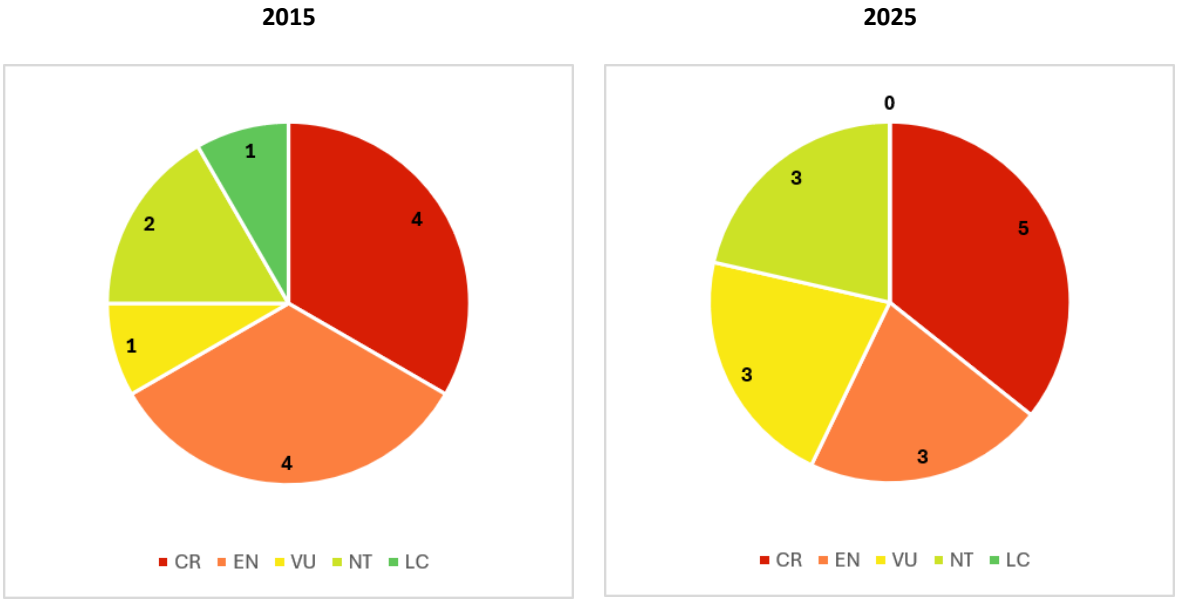


Figure 5. Évaluations régionales de la Liste rouge pour 2015 (à gauche) et 2025 (à droite) concernant l'Afrique du Sud, le Lesotho et l'Eswatini, pour les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces

4. État de conservation mondial au fil du temps – Indice de la Liste rouge

L'indice de la Liste rouge (RLI) a été développé comme un indicateur des tendances de l'état de la biodiversité. Il illustre le taux de perte de biodiversité pour ce qui est de la vitesse à laquelle les espèces se rapprochent (ou s'éloignent) de l'extinction. L'indice est basé sur le nombre d'espèces dans différentes catégories de risque d'extinction sur la Liste rouge de l'UICN et sur le mouvement des espèces entre les catégories en raison de véritables améliorations ou détériorations de l'état (Butchart et al. 2004, 2005, 2007, 2025). Le RLI intègre les répercussions nettes des espèces dont l'état s'améliore et qui sont déclassées dans des catégories de menace inférieures (généralement à la suite d'interventions de conservation) et de celles dont l'état se détériore et qui sont reclassées dans des catégories de menace supérieures (en raison du déclin des populations et de l'augmentation des menaces).

Les valeurs RLI se rapportent à la proportion des espèces qui devraient subsister dans un avenir proche sans mesures de conservation supplémentaires. Une valeur RLI de 1,0 signifie que toutes les espèces sont classées dans la catégorie « préoccupation mineure », et donc qu'aucune d'entre elles ne devraient disparaître dans un avenir proche. Une valeur RLI de zéro indique que toute l'espèce a disparu. Une tendance à la baisse de la ligne du graphique (c'est-à-dire des valeurs RLI décroissantes) signifie que le taux attendu d'extinction de

l'espèce augmente (c'est-à-dire que le taux d'appauvrissement de la biodiversité augmente). Une tendance à la hausse de la ligne graphique (c'est-à-dire des valeurs RLI croissantes) signifie qu'il y a une diminution du taux futur prévu d'extinction de l'espèce (c'est-à-dire une réduction du taux de perte de biodiversité).

Afin d'analyser les tendances de l'état de conservation, les indices RLI ont été calculés de 1988 à 2025 pour quatre groupes distincts (fig. 6) : toutes les espèces d'oiseaux, tous les rapaces, les espèces de rapaces migrateurs figurant à l'annexe 1 de la MOS1 (73 espèces) et les espèces de rapaces migrateurs figurant à l'annexe 1 de la MOS4 (94 espèces). Pour calculer l'indice de la Liste rouge, les données de la Liste rouge de l'UICN de 2025 ont été utilisées, y compris tous les changements réels dans la catégorie de risque d'extinction.

Entre 1988 et 2000, les espèces de la MOS1 affichaient un indice RLI plus élevé que les autres groupes, ce qui indique un meilleur état de conservation. La tendance à la baisse plus marquée pour ce groupe montre que, sur l'ensemble de la période 1988-2025, l'état de conservation s'est détérioré plus rapidement pour les espèces de l'annexe 1 de la MOS1 que pour toutes les espèces d'oiseaux ou toutes les espèces de rapaces. Toutefois, la détérioration semble s'être ralentie après 2008, lorsque le MdE Rapaces est entré en vigueur, la trajectoire entre 2008 et 2025 étant similaire à celle de « tous les oiseaux » et de « tous les rapaces ».

L'indice RLI pour les espèces figurant à l'annexe 1 lors de la MOS4 présente la courbe descendante la plus prononcée parmi les quatre indices de la Liste rouge présentés, ce qui témoigne d'une détérioration de l'état de conservation particulièrement marquée entre le milieu des années 1990 et 2012. La tendance semble se stabiliser légèrement entre 2012 et 2025. En 2025, l'état de conservation des espèces de rapaces MOS4 demeurait moins favorable que celui de l'ensemble des rapaces, et nettement moins favorable que celui de l'ensemble des espèces d'oiseaux. La stabilisation récente de l'indice de la Liste rouge pour les espèces figurant à l'annexe 1 de la MOS4 pourrait suggérer un ralentissement du rythme d'augmentation du risque d'extinction ; cependant, cela reflète également le fait que relativement peu d'espèces de rapaces de l'annexe 1 ont été réévaluées dans la Liste rouge de l'UICN ces dernières années, et que la trajectoire reste celle d'une détérioration progressive.

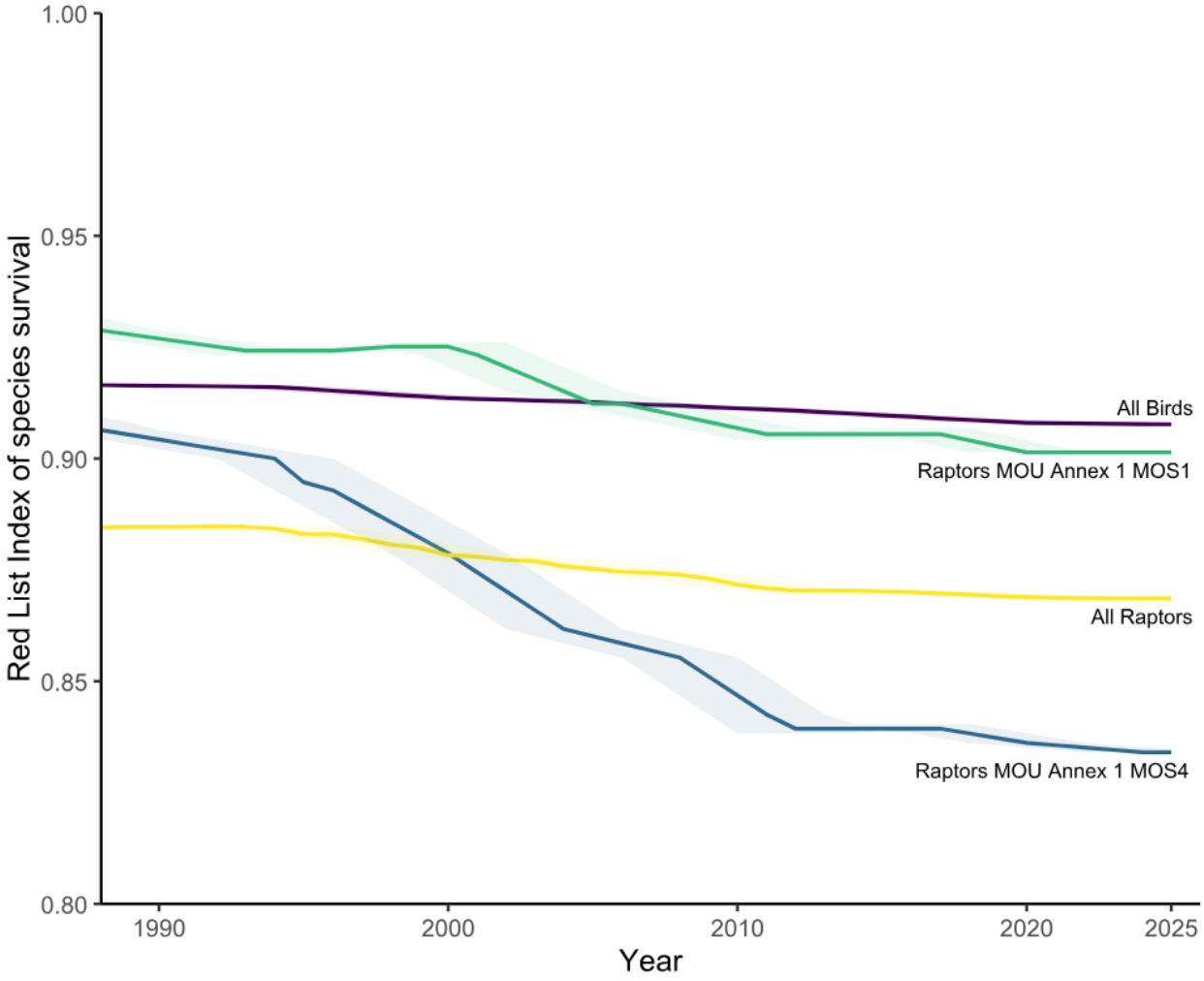


Figure 6. Évolution de l'indice RLI au fil du temps pour trois groupes d'espèces : toutes les espèces d'oiseaux, tous les rapaces et les rapaces figurant à l'annexe 1 de la MOS1 (73 espèces) et de la MOS4 (94 espèces).

La stabilisation de l'indice des espèces de l'annexe 1 de la MOS1 (fig. 6) pourrait être interprétée comme le signe que l'inscription sur la liste du MdE Rapaces a eu un effet bénéfique en ralentissant la détérioration de l'état de conservation depuis sa création, ou que les efforts de conservation, de manière plus générale, ont contribué à réduire les menaces auxquelles cet ensemble d'espèces est confronté. Cela pourrait indiquer que l'inscription de ces espèces sur la liste a eu une incidence sur leur état de conservation, les gouvernements et les ONG leur accordant davantage d'attention, ou que l'action en faveur de ces espèces a globalement été intensifiée par une variété d'acteurs. La figure 6 montre que, pour la liste élargie des espèces figurant à l'annexe 1 de la MOS4, la trajectoire de l'état de conservation a connu un déclin prononcé depuis 1988 jusqu'en 2012, suivi d'un déclin plus modéré depuis cette date. On peut espérer que l'inscription à l'annexe 1 du MdE Rapaces aidera à ralentir cette détérioration de l'état de conservation en guidant le ciblage des interventions de conservation.

L'inscription de 18 nouvelles espèces à l'annexe 1 du MdE Rapaces lors de la MOS2 (2015), parmi lesquelles figuraient 12 espèces de vautours, toutes menacées ou quasi menacées, a certainement augmenté le défi de conservation auquel le MdE Rapaces et ses signataires sont confrontés. Comme souligné par McClure et al. (2018) et Buechley et Şekercioğlu (2016), les vautours de l'Ancien Monde ont connu la plus grande détérioration du statut de la Liste rouge de tous les groupes de rapaces depuis 1988, et peut-être de tous les groupes d'oiseaux. Le Plan d'action multi-espèces pour la conservation des vautours d'Afrique-Eurasie (PAME Vautours)[13], adopté par les Parties à la CMS en 2017, a identifié les principales menaces pesant sur 15 espèces de vautours de l'Ancien Monde et a défini 12 objectifs et 124 actions (Botha et al. 2017), et l'évaluation à mi-parcours de la mise en œuvre du Plan d'action multi-espèces pour la conservation des vautours d'Afrique-Eurasie[14] indique les domaines sur lesquels les efforts doivent être ciblés afin de mettre pleinement en œuvre les objectifs du PAME Vautours (Botha et al. 2024).

Le fait que 10 de ces rapaces, des espèces de vautours menacées à l'échelle mondiale et inscrites à l'annexe 1 du MdE Rapaces, ainsi que l'aigle des steppes (*Aquila nipalensis*), également menacé à l'échelle mondiale, aient été ajoutés à l'Annexe I de la CMS en 2017 et que le harfang des neiges, également menacé à l'échelle mondiale, ait été inscrit à l'Annexe II de la CMS en 2026, pourrait également contribuer à encourager la mise en œuvre de mesures efficaces en faveur de ces espèces.

5. Évolution de la population mondiale

Bien que des changements considérables dans la taille de la population soient généralement nécessaires avant qu'une catégorie de la Liste rouge de l'UICN ne soit modifiée, les tendances démographiques en évolution peuvent fournir des indications précoces signalant que l'état de conservation d'une espèce est en train de changer (qu'il se détériore ou s'améliore). C'est l'une des raisons pour lesquelles un suivi précis est essentiel. Pour obtenir des informations supplémentaires sur la taille et les tendances des populations mondiales des différentes espèces d'oiseaux répertoriées dans la Liste rouge de l'UICN, vous pouvez effectuer une recherche par espèce sur la zone de données BirdLife[3].

Les tendances démographiques tirées de l'ensemble de données de la Liste rouge de l'UICN de 2025 montrent que plus de la moitié des espèces figurant à l'annexe 1 du MdE continuent de décliner (53 %), qu'environ un tiers reste stable (34 %) et que seules 11 % sont en augmentation (fig. 7).

Dans l'ensemble, la comparaison entre l'état de conservation et la tendance des populations demeure préoccupante. La proportion d'espèces dont les populations sont en déclin (53 %)

[13] https://raptors.cms.int/fr/node/29153
[14] https://raptors.cms.int/sites/default/files/publication/MTIR%20Report_Final_V2.pdf

est nettement supérieure à celle des espèces actuellement classées comme menacées ou quasi menacées (34 %). De nombreuses espèces actuellement classées comme « préoccupation mineure » (LC) voient leurs effectifs diminuer et, sans des mesures de conservation plus énergiques, certaines pourraient bientôt atteindre le seuil à partir duquel elles seraient reclassées comme « quasi menacées » (NT) ou « menacées ».

Si l'on examine les données par groupe (fig. 8), les vautours et les aigles présentent les proportions les plus élevées de populations en déclin, avec respectivement 93 % et 56 %, suivis de près par les faucons, puis par les éperviers et les busards.

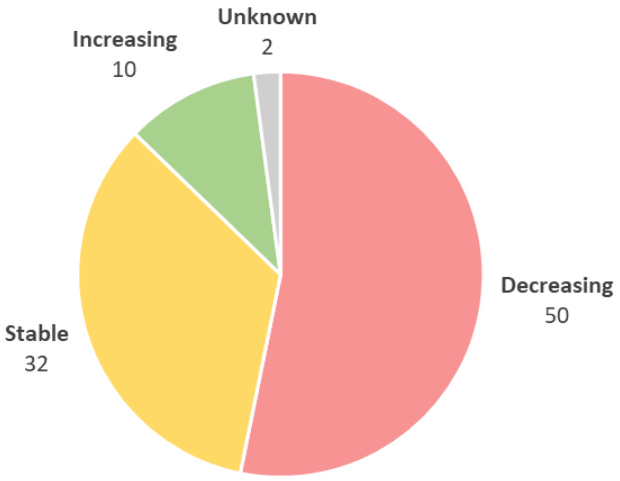


Figure 7. Tendances des populations mondiales des 94 espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces

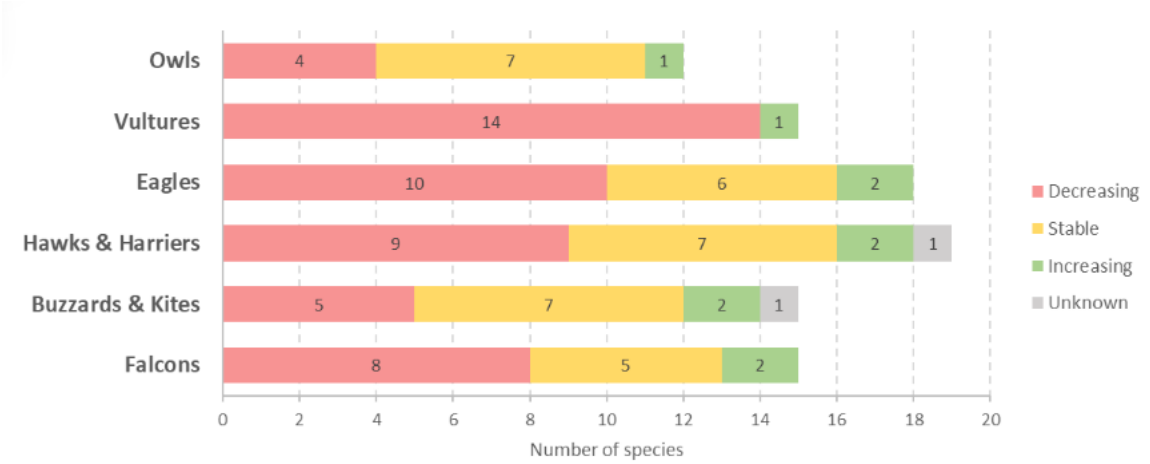


Figure 8. Tendances de la population mondiale des espèces de l'annexe 1 par groupe taxonomique.

6. Évolution de la population régionale

6.1 Tendances concernant les vautours en Europe

Le rapport 2022 de la Vulture Conservation Foundation (Terraube et al. 2022) présente des estimations et des tendances relatives aux populations reproductrices de cinq espèces de vautours d'Europe et du bassin méditerranéen : le percnoptère d'Égypte, le gypaète barbu, le vautour fauve, le vautour de Rüppell et le vautour moine, couvrant les populations d'Europe et des pays riverains de la Méditerranée, notamment le Maroc, l'Algérie, la Türkiye et Israël. Cette étude s'appuie sur des données provenant des gouvernements, des ONG et des experts ; elle examine les tendances des 5 et 10 dernières années et identifie les zones où les populations d'espèces sont en augmentation, stables ou en déclin. Nous présentons dans le tableau 4 ces tendances signalées pour chaque espèce au cours des cinq dernières années, pour les principaux pays et régions.

En résumé, Terraube et al. (2022) rapportent que les populations de vautours fauves, de gypaètes barbus et de vautours moines augmentent dans une grande partie de l'Europe occidentale, soutenues par des programmes de réintroduction, une protection juridique et une meilleure disponibilité de la nourriture. Ces progrès seraient particulièrement marqués en Espagne, en France, au Portugal et dans certaines régions des Balkans, où des actions de conservation ciblées ont permis d'inverser des décennies de déclin. Les populations de percnoptères d'Égypte se seraient stabilisées dans plusieurs régions, mais elles restent vulnérables à l'empoisonnement, à l'électrocution et à la persécution directe, certaines populations clés continuant de diminuer. Le vautour de Rüppell est signalé comme étant en phase initiale d'implantation dans la péninsule ibérique, mais sa viabilité à long terme demeure incertaine. Les populations orientales, en particulier en Türkiye et en Afrique du Nord, sont signalées comme restant peu documentées et souvent en déclin. Ces tendances sont similaires à celles rapportées pour les pays européens dans la Liste rouge européenne des oiseaux 2021[15].

[15] https://datazone.birdlife.org/publications/european-red-list-of-birds

Tableau 4. Tendances des populations reproductrices sur cinq ans (2017-2022) rapportées par Terraube et al. (2022) pour les cinq espèces de vautours présentes en Europe. Les tendances sont réparties par pays ou régions clés (par exemple, les Balkans et l'Afrique du Nord). *« n/d »* indique qu'aucune nouvelle donnée n'a été collectée au cours des cinq années allant de 2017 à 2022 ; c'est pourquoi la tendance démographique sur une période plus longue de dix ans est présentée. *« S.O. »* indique les pays où l'espèce donnée n'est pas présente. Pour une analyse plus détaillée, voir Terraube et al. (2022).

Espèce	**Annexe 3, tableau 1 Catégorie**	**Évolution de la population d'une espèce dans un pays ou une région**								
		Portugal	**Espagne**	**France**	**Italie**	**Balkans**	**Grèce**	**Türkiye**	**Afrique du Nord**	**Israël**
Gypaète barbu	1	S.O.	↑ Augmentation modérée	↑ Augmentation modérée	↑ Légère augmentation	S.O.	↑ Légère augmentation	n/d (déclin sur 10 ans)	n/d (déclin sur 10 ans)	S.O.
Percnoptère d'Égypte	1	↓ Déclin modéré	→ Stable	↓ Léger déclin	↑ Légère augmentation	→ Stable	→ Stable	n/d (déclin sur 10 ans)	n/d (déclin sur 10 ans)	↑ Légère augmentation
Vautour de Rüppell	1	↕ mise en place	↕ mise en place	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Vautour moine	1	↑ Augmentation modérée	↑ Augmentation modérée	↑ Augmentation modérée	S.O.	↑ Légère augmentation	→ Stable	n/d (déclin sur 10 ans)	S.O.	S.O.

Vautour fauve	3	↑ Forte augmentation	↑ Augmentation modérée	↑ Légère augmentation	↑ Augmentation modérée	↑ Augmentation modérée	↑ Légère augmentation	n/d (léger déclin sur 10 ans)	↑ Légère augmentation	↑ Légère augmentation

6.2 Tendances démographiques en Afrique

Depuis le dernier CSAR1[16], Shaw et al. (2024) ont compilé et analysé des données d'enquête sur les taux de rencontre avec des rapaces dans plusieurs régions d'Afrique, notamment au Kenya, dans le nord du Botswana, en Afrique du Sud, dans le nord du Cameroun, ainsi que dans des pays d'Afrique de l'Ouest tels que le Mali, le Niger et le Burkina Faso. L'étude visait à comprendre les tendances des populations de rapaces à travers le continent et a révélé des schémas préoccupants. Il est important de noter que les données sur les taux de rencontre n'étaient pas disponibles pour toutes les espèces examinées dans chacune de ces régions.

L'analyse a révélé une baisse du taux d'observation chez 88 % des 42 espèces de rapaces évaluées. Cette tendance a également été observée chez 87 % des 23 espèces couvertes par l'étude qui figurent à l'annexe 1 du MdE Rapaces (fig. 9). Des diminutions ont été observées dans toutes les régions étudiées, y compris au sein des zones protégées. On a toutefois constaté que le taux de déclin était deux fois plus sévère en dehors de ces zones protégées. Il est alarmant de constater que les espèces enregistrant les déclins les plus marqués sont celles qui dépendent le plus de l'existence de zones protégées. Toutefois, les évaluations régionales des espèces non nicheuses ne reflètent pas forcément leur état de conservation. Par exemple, les busards des roseaux ont tendance à rester en Europe en nombre croissant à mesure que le climat se réchauffe, et cela pourrait être la principale raison expliquant cette évolution dans leur zone d'hivernage.

L'Afrique de l'Ouest, en particulier sur les terres non protégées, s'est avérée être la région où les déclins globaux ont été les plus sévères, touchant particulièrement les grands rapaces. Dans cette étude, un déclin médian de 60 % sur trois générations est rapporté pour le milan noir à bec jaune, et de 33 % pour le crécerelle renard. Ces espèces pourraient nécessiter une évaluation plus approfondie en vue d'un reclassement dans le tableau 1 de l'annexe 3. Toutefois, ces résultats doivent être interprétés avec prudence, car l'incertitude entourant les taux médians de déclin pourrait être sous-estimée, étant donné que l'analyse n'a pas pris en considération l'incertitude liée aux taux de rencontre.

[16] https://raptors.cms.int/sites/default/files/document/MOS3_DOC.%2012.3_Annex%201_Conservation%20Status%20Assessment%20Report_EN.pdf

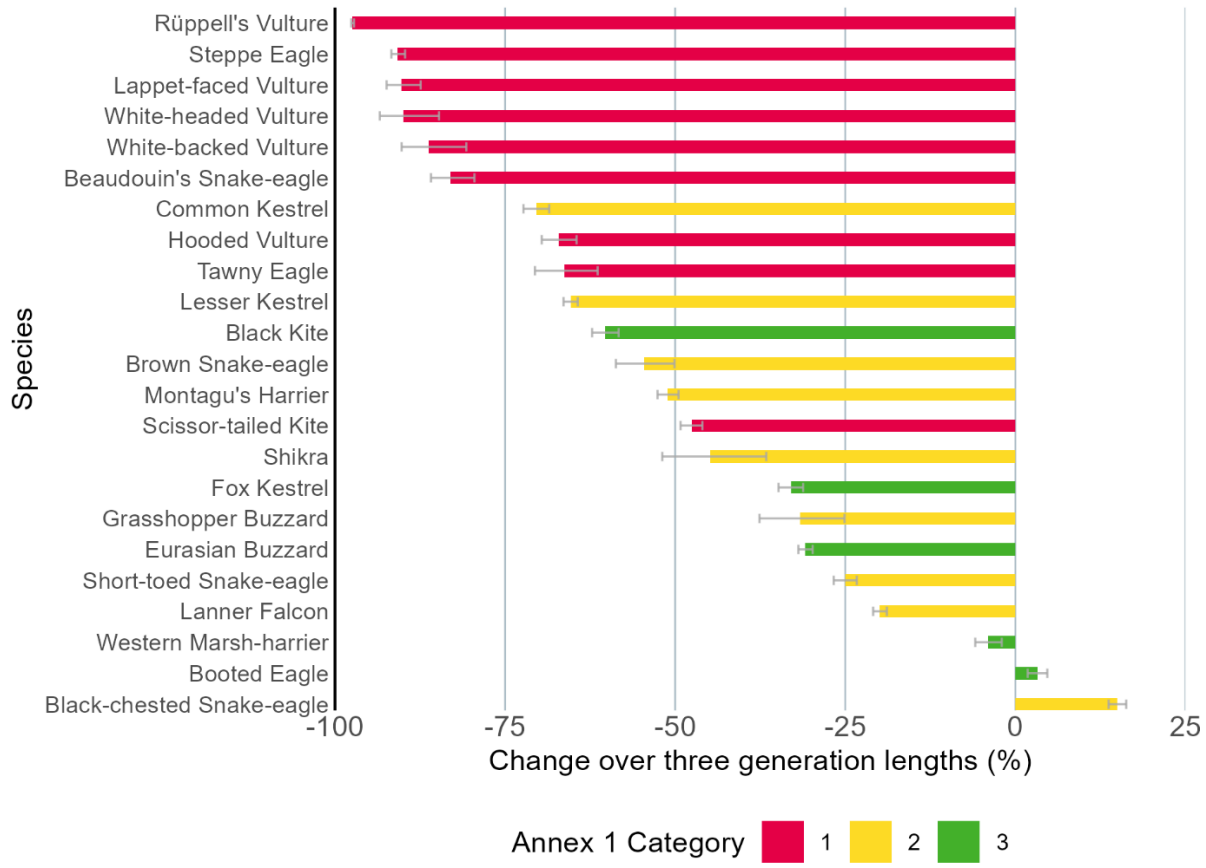


Figure 9. Shaw et al. (2024) ont rapporté une diminution, exprimée en pourcentage, de la taille des populations sur trois générations pour les 23 espèces inscrites à l'annexe 1 du MdE Rapaces. Ces valeurs ont été obtenues à partir de l'analyse des données d'enquête sur les taux de rencontre avec des rapaces au Kenya, dans le nord du Botswana, dans le nord du Cameroun et en Afrique de l'Ouest (Mali, Niger, Burkina Faso). Il est important de noter que le circaète Jean-le-Blanc et l'aigle botté n'ont été recensés que dans une seule des quatre régions, tandis que les autres espèces ont été recensées dans au moins deux régions.

6.3 Tendances démographiques des vautours en Inde

Prakash (2024) a présenté les résultats de la huitième campagne d'étude par transects routiers consacrée aux vautours de l'espèce *Gyps*, menée dans le nord, le centre, l'ouest et le nord-est de l'Inde depuis le début des années 1990. Les populations de vautours chaugouns*Gyps bengalensis*, de vautours indiens *G. indicus* et de vautours à long bec *G. tenuirostris* ont connu un déclin spectaculaire à partir du milieu des années 1990, principalement en raison d'empoisonnements dus à l'utilisation vétérinaire du diclofénac, un anti-inflammatoire non stéroïdien (AINS), chez les bovins. Bien que l'interdiction du diclofénac à usage vétérinaire, introduite au milieu des années 2000, semble avoir mis un terme à ces déclins rapides, la dernière étude en date n'a révélé aucune preuve d'un

rétablissement durable des populations. Au contraire, les populations des trois espèces auraient maintenu des niveaux faibles et n'auraient montré que peu de changements globaux au cours des dernières années.

L'étude n'a trouvé aucun indice clair d'une croissance démographique régulière après 2003. Par rapport aux valeurs de référence de 2002, les indices moyens de population enregistrés entre 2003 et 2022 ont révélé des déclins sévères chez les trois espèces : les vautours chaugouns ont vu leur population diminuer en moyenne de 67 % (ratio de 0,3278), les vautours indiens de 48 % (ratio de 0,5162) et les vautours à long bec de 89 % (ratio de 0,1087).

Contrairement à l'Inde, où les populations de vautours n'ont pas réussi à se reconstituer, le Népal a connu une reprise rapide des populations de vautours chaugouns et long bec depuis environ 2013 (Galligan et al., 2020). Cette différence est mise en évidence par une augmentation annuelle de 22 % des effectifs de vautours chaugouns et de 41 % de ceux des vautours à long bec au Népal, ce qui dépasse largement la capacité maximale naturelle de reproduction calculée pour une population fermée (Niel et Lebreton, 2005 ; Galligan et al., 2020). Par conséquent, les chercheurs suggèrent que le rétablissement de la population au Népal est favorisé par une immigration nette en provenance d'Inde, rendue possible par les très vastes domaines vitaux de ces oiseaux (Gilbert et al. 2007) et par leur forte attraction sociale envers d'autres vautours lors de la recherche de nourriture (Jackson et al. 2008 ; Galligan et al. 2020).

Des preuves supplémentaires issues du projet « State of India's Birds » (SoIB 2020), qui utilise des données de listes d'observation de science citoyenne recueillies à travers le pays, ont également indiqué des déclins importants à long terme. Entre la période précédant l'an 2000 et 2018, les indices de présence ont diminué de 97 % pour les vautours chaugouns et de 90 % pour les vautours indiens. Ces tendances suggèrent une poursuite du déclin pendant une période où les relevés effectués le long des routes indiquaient une stabilité relative. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les relevés effectués le long de transects routiers se concentrent autour des zones protégées, où les populations de vautours ont tendance à être plus denses et ont connu des déclins moins marqués, tandis que les observations issues de la science citoyenne sont réparties de manière plus large sur l'ensemble du paysage. Par conséquent, les indices basés sur des listes de contrôle pourraient mieux refléter les changements démographiques dans les zones situées en dehors des zones protégées.

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent qu'une infime fraction des populations présentes au début des années 1990 subsiste encore aujourd'hui, et qu'aucune des trois espèces ne montre de signes clairs de rétablissement en Inde. Toutefois, les récentes interdictions en Inde des médicaments vétérinaires que sont le kétoprofène, l'acéclofénac et la nimésulide constituent des étapes décisives, qui s'appuient sur l'interdiction du diclofénac en 2006. Ces restrictions, notamment les interdictions supplémentaires d'AINS prévues pour 2023 et 2024, si elles sont effectivement mises en œuvre, réduiront considérablement cette menace

qui pèse sur les vautours et amélioreront les perspectives de rétablissement à long terme de ces espèces[17, 18].

7. Annexe 3, tableau 1 Évolution des catégories dans le temps

L'évolution dans le temps de la catégorie attribuée dans le tableau 1 aux espèces figurant à l'annexe 1 fournit une indication utile de la direction générale du changement. Les espèces qui passent de la catégorie 1 à la catégorie 2, ou de la catégorie 2 à la catégorie 3, le font en raison de preuves indiquant une amélioration de leur état de conservation ou de la tendance de leur population. À l'inverse, les transitions de la catégorie 3 à la catégorie 2, ou de la catégorie 2 à la catégorie 1, reflètent une détérioration de l'état de conservation ou une tendance négative des populations.

Entre la MOS1 et la MOS4, 41 % des changements de catégorie mentionnés dans le tableau 1 de l'annexe 3 reflétaient une amélioration de l'état de conservation ou de sa trajectoire, tandis que 59 % reflétaient une détérioration. Les évolutions négatives ont donc été plus nombreuses que les évolutions positives, ce qui souligne clairement la nécessité d'intensifier les efforts de conservation en faveur des espèces de l'annexe 1. Toutefois, lorsqu'on examine les données par période, on observe des différences notables entre les phases MOS1–MOS2 (2012–2015), MOS2–MOS3 (2015–2023) et MOS3–MOS4 (2023–2026). Ces périodes n'étaient pas toutes de la même durée : trois ans se sont écoulés entre la MOS1 et la MOS2, près de huit ans entre la MOS2 et la MOS3, et trois ans entre la MOS3 et la MOS4. Malgré cela, la période prolongée entre la MOS2 et la MOS3 n'a pas entraîné un nombre plus élevé d'évolutions de catégorie (fig. 10).

Entre la MOS1 et la MOS2, les évolutions de catégorie étaient réparties de manière égale, 50 % correspondant à une amélioration et 50 % à une détérioration. En revanche, entre la MOS2 et la MOS3, 75 % des évolutions de catégorie reflétaient une détérioration et seulement 25 % une amélioration. Il s'agit là d'un signe inquiétant indiquant que la situation des espèces de l'annexe 1 s'est considérablement détériorée au cours de cette période. Ces détériorations ne se sont pas limitées à un seul groupe, mais ont concerné plusieurs groupes au cours des deux périodes, notamment les faucons, les aigles, les éperviers et les busards, les buses et les milans, ainsi que les chouettes.

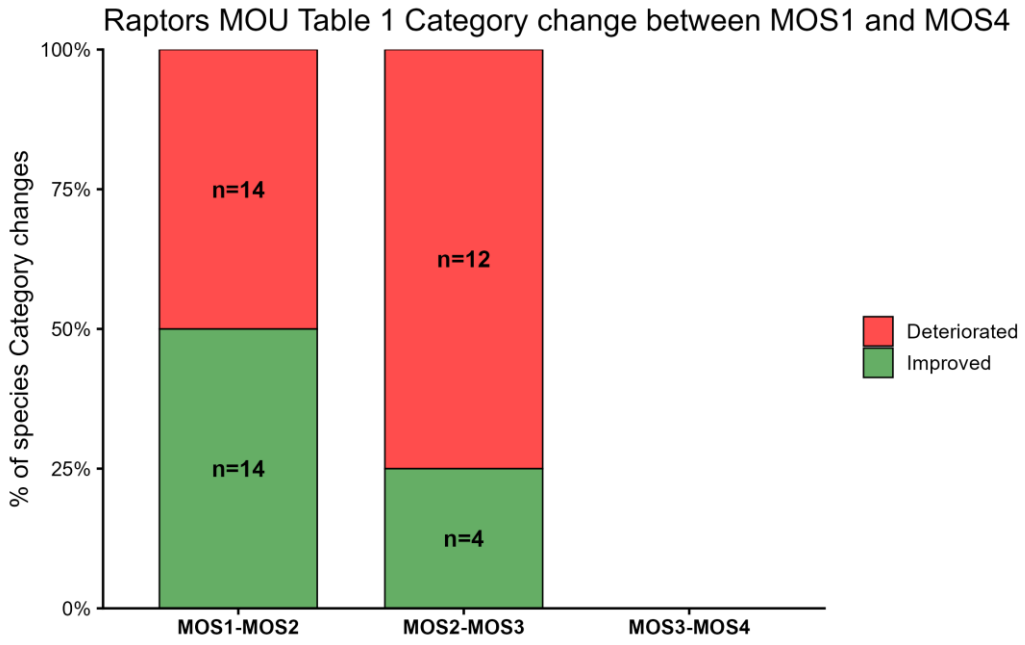
[17] https://www.birdlife.org/news/2023/09/01/bans-on-two-more-veterinary-drugs-linked-to-vulture-deaths-in-india/

[18] https://www.rspb.org.uk/helping-nature/what-we-do/protecting-species-and-habitats/species-spotlight/species-spotlight-asian-vultures

Les espèces nouvellement inscrites à l'annexe 1, qui ont ensuite été classées dans une catégorie, n'ont pas été comptabilisées comme des évolutions de catégorie. Les résultats ci-dessus ne sont donc pas influencés par l'ajout de nombreuses espèces de vautours à l'annexe 1 lors de la MOS2. En effet, aucune évolution de catégorie dans le tableau 1 n'a été enregistrée pour aucune espèce de vautour entre la MOS1 et la MOS3.

Aucune espèce n'a changé de catégorie entre la MOS3 et la MOS4. Cela ne signifie pas nécessairement qu'aucune espèce n'a vu son statut se détériorer ou s'améliorer entre la MOS3 et la MOS4. Des évolutions de catégorie sont susceptibles de se produire lorsque des espèces de rapaces font l'objet d'une réévaluation dans le cadre du processus mondial de la Liste rouge de l'UICN ou de processus régionaux et qu'une évolution notable a été détectée. Cependant, relativement peu d'espèces de rapaces de l'annexe 1 ont été réévaluées dans la Liste rouge de l'UICN entre la MOS3 et la MOS4, et bien qu'une nouvelle évaluation dans le cadre de la Liste rouge européenne des oiseaux soit actuellement en cours, l'évaluation de 2021 reste pour l'instant la plus récente.

Lors de la MOS3, le GCT a été chargé de clarifier les critères d'inclusion d'une espèce dans la catégorie 2 du Plan d'action du MdE, et ce point est abordé plus en détail dans le document UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc.14.1[19]. Si la MOS4 donne son approbation, l'application d'une approche renouvelée pour attribuer les espèces à la catégorie 2 entre la MOS4 et la MOS5 pourrait entraîner le reclassement de certaines espèces actuellement dans la catégorie 3 vers la catégorie 2, en raison de la détérioration de leur état régional.



[19] https://www.cms.int/fr/node/51233

Figure 10. Pourcentage des évolutions de catégorie du tableau 1 de l'annexe 3 représentant une amélioration ou une détérioration de l'état de conservation ou de la trajectoire entre la MOS1 et la MOS2 du MdE Rapaces (la catégorisation des nouvelles espèces de l'annexe 1 n'a pas été considérée comme une évolution dans le cadre de cette analyse).

8. Menaces pesant sur l'espèce au niveau mondial

En tant qu'autorité de la Liste rouge de l'UICN pour les oiseaux, BirdLife rassemble et tient à jour des informations sur les menaces qui pèsent sur les espèces d'oiseaux. Dans le cadre de la Liste rouge de l'UICN, les menaces directes désignent les activités ou processus humains immédiats qui ont eu, ont, ou pourraient avoir une incidence sur l'état du taxon. On peut citer, par exemple, l'agriculture, l'exploitation forestière, la chasse, la pêche et le développement des infrastructures.

Les menaces sont classées selon la Classification unifiée des menaces directes de l'UICN et du Partenariat pour les mesures de conservation (CMP) (Salafsky et al., 2008). Ce système hiérarchique classe les menaces en trois niveaux de spécificité croissante. Par exemple, la vaste catégorie de niveau 1 « Agriculture et aquaculture » inclut la catégorie de niveau 2 « Élevage de bétail et élevage en ranch », qui peut à son tour être divisée en catégories de niveau 3 plus spécifiques telles que « Pâturage, élevage en ranch ou agriculture des petits exploitants ». Les menaces pesant sur l'espèce sont évaluées sur l'ensemble de son aire de répartition, et les évaluateurs identifient celles qui sont considérées comme pertinentes pour son état de conservation.

Pour chaque menace, on évalue son moment d'apparition, son ampleur et sa gravité afin d'estimer son incidence globale. Les menaces à forte incidence concernent généralement une grande partie de la population et entraînent un déclin rapide, tandis que les menaces à faible incidence concernent une plus petite partie de la population ou provoquent un déclin plus lent. De plus amples informations sur le système de classification des menaces de l'UICN et sur le calcul des scores d'incidence des menaces sont disponibles[20]

La classification des menaces de l'UICN[21] fournit un cadre standardisé permettant de comparer les menaces entre les espèces et les groupes taxonomiques. Cependant, certaines catégories ne se prêtent pas aussi bien à une présentation intuitive des principales pressions qui pèsent sur les rapaces, en particulier au niveau 1.

Par exemple, l'empoisonnement peut appartenir à plusieurs catégories de menaces différentes de l'UICN selon sa source. Les empoisonnements dus à la présence de pesticides ou de rodenticides dans les proies sont classés dans la catégorie de niveau 1 « Pollution » et dans la catégorie de niveau 2 « Effluents agricoles et forestiers ». En revanche, l'empoisonnement accidentel des vautours par des appâts empoisonnés destinés aux carnivores, dans le cadre de conflits entre l'homme et la faune sauvage, est classé dans la catégorie de niveau 1 « Utilisation des ressources biologiques », la catégorie de niveau 2

[20] http://datazone.birdlife.org/species/spcthreat
[21] https://www.iucnredlist.org/fr/resources/guidelines/threat-classification-scheme

« Chasse et piégeage d'animaux terrestres », et enfin la catégorie de niveau 3 « Effets involontaires (l'espèce évaluée n'est pas la cible) ».

Un problème similaire se pose en ce qui concerne la mortalité associée aux infrastructures énergétiques et de transport. Les électrocutions et les collisions avec des lignes électriques sont classées dans la catégorie de niveau 1 « Corridors de transport et de service » et dans la catégorie de niveau 2 « Lignes de services publics et de distribution », tandis que les collisions avec des infrastructures liées à l'énergie éolienne relèvent de la catégorie « Production d'énergie et exploitation minière » et, au niveau 2, de la catégorie « Énergies renouvelables ». Par conséquent, les formes de mortalité associées peuvent être réparties entre plusieurs grandes catégories de l'UICN. Les résultats présentés ci-dessous doivent donc être interprétés à la lumière de la classification des menaces de l'UICN sous-jacente, plutôt que de partir du principe que chaque catégorie de niveau 1 représente un problème de conservation unique et distinct.

Les données de l'UICN sur les menaces décrivent elles aussi principalement les pressions anthropiques directes. D'autres contraintes écologiques peuvent limiter le rétablissement des populations, même lorsque les menaces directes sont réduites. Il peut s'agir, entre autres, d'une faible disponibilité des proies, de la rareté des sites de nidification adaptés ou d'autres facteurs limitant la reproduction et le recrutement. Les menaces identifiées ci-dessous mettent donc en évidence des domaines importants pour les actions de conservation, mais des mesures supplémentaires pourraient également être nécessaires pour permettre aux populations de rapaces de se reconstituer.

8.1 Menaces pesant sur les espèces de l'annexe 1

Pour chaque espèce, nous avons identifié la ou les menaces les plus graves enregistrées, définies comme celles ayant le score d'incidence le plus élevé selon l'UICN. Certaines espèces ne présentent aucune menace évaluée comme ayant une incidence élevée ou moyenne, ce qui signifie que la menace la plus grave à laquelle elles sont confrontées peut tout de même être classée comme ayant une incidence faible.

Lorsqu'une ou plusieurs catégories de menaces partageaient le score d'incidence le plus élevé pour une espèce donnée, la contribution de cette espèce était répartie à parts égales entre les catégories ex æquo. Chaque espèce a donc contribué à un poids total de 1, indépendamment du nombre de menaces classées au même niveau. Le nombre pondéré d'espèces a ensuite été calculé en additionnant ces contributions pour les espèces au sein de chaque catégorie de menace.

Les résultats sont présentés pour trois groupes d'espèces visés par le MdE Rapaces : l'annexe 1, qui regroupe toutes les espèces répertoriées ; la catégorie 1, qui regroupe les espèces classées dans le tableau 1 de l'annexe 3 comme « menacées » ou « quasi menacées

» ; et la catégorie 2, qui regroupe les espèces restantes de l'annexe 1 dont l'état de conservation régional est défavorable. Les catégories de menaces sont classées en fonction de leur contribution pondérée aux menaces ayant une incidence moyenne ou élevée, mettant ainsi en évidence celles qui sont le plus étroitement associées aux préoccupations liées à la conservation.

Vous trouverez de plus amples informations sur les menaces pesant sur chaque espèce via la zone de données BirdLife. Les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces peuvent être recherchées individuellement par nom d'espèce. Il est également possible d'accéder à des informations synthétiques sur toutes les espèces de l'annexe 1 via la fonction « Explorer nos données », en appliquant le filtre « MdE Rapaces de la CMS » sous la rubrique « Instrument politique ».

8.1.1 Menaces de niveau 1

Au niveau le plus général de la classification de l'UICN – niveau 1 –, deux catégories de menaces se distinguent parmi les espèces de l'annexe 1 : « Agriculture et aquaculture » et « Utilisation des ressources biologiques » (fig. 11). Les espèces de catégorie 1 présentent un schéma très similaire, ces deux mêmes catégories représentant une grande partie des menaces ayant l'incidence la plus élevée recensées parmi l'ensemble des espèces (fig. 11). Toutefois, comme les catégories de niveau 1 regroupent un large éventail de pressions sous-jacentes, ces résultats sont mieux compris en examinant les menaces plus spécifiques de niveau 2.

8.1.2 Menaces de niveau 2

Au niveau 2, les menaces les plus fréquentes et ayant la plus forte incidence parmi les espèces de l'annexe 1 sont les « cultures annuelles et pérennes non ligneuses » et la « chasse et le piégeage d'animaux terrestres » (fig. 12). Ces deux mêmes catégories occupent également une place prépondérante parmi les espèces de catégorie 1, bien que la « chasse et le piégeage d'animaux terrestres » revêtent une importance particulière au sein de ce groupe (fig. 12). Les résultats correspondants pour les espèces de catégorie 2 sont présentés à l'annexe A.

Conversion des terres agricoles et perte d'habitats

La catégorie « Cultures annuelles et pérennes non ligneuses » reflète principalement la perte ou la modification des habitats utilisés par les rapaces. La conversion des prairies, des zones boisées et d'autres habitats naturels ou semi-naturels en terres cultivées peut réduire la disponibilité des proies, supprimer les habitats de nidification et simplifier des paysages qui, autrement, offriraient des opportunités d'alimentation et de reproduction. La conversion des terres agricoles étant très répandue dans les aires de répartition de

nombreuses espèces figurant à l'annexe 1, elle s'impose comme l'une des menaces de niveau 2 les plus importantes pour l'ensemble de ce groupe.

« L'exploitation forestière et la récolte du bois » représentent une autre forme notable de perte et de dégradation des habitats. De nombreuses espèces de l'annexe 1 dépendent directement des habitats boisés, tandis que les espèces principalement associées à des paysages ouverts peuvent néanmoins avoir besoin d'arbres ou de lisières de forêt pour nicher, se reposer ou chasser. L'abattage d'arbres matures peut donc avoir des répercussions sur des espèces dont les associations plus larges avec leur habitat ne laissent pas nécessairement supposer, à première vue, une forte dépendance vis-à-vis des milieux boisés.

Chasse, piégeage et empoisonnement

La « chasse et le piégeage d'animaux terrestres » englobent à la fois la mortalité intentionnelle et la mortalité accidentelle. Il s'agit de l'une des menaces de niveau 2 les plus importantes pour les espèces de l'annexe 1, et elle est particulièrement marquée chez les espèces de catégorie 1.

Cette catégorie englobe plusieurs types de pressions distinctes exercées sur les rapaces. Cela inclut la chasse illégale, le piégeage et la capture d'oiseaux, qui restent des menaces importantes dans certaines régions de la Méditerranée (BirdLife International 2025) et, pour certains groupes tels que les faucons, à une échelle géographique beaucoup plus vaste, ainsi que plusieurs formes d'empoisonnement[22]. L'empoisonnement peut résulter d'une persécution délibérée des rapaces, d'appâts empoisonnés destinés aux carnivores dans le cadre de conflits entre l'homme et la faune sauvage, de l'utilisation délibérée de pesticides comme poisons, d'empoisonnements liés au braconnage ou de l'exposition à des substances toxiques telles que les munitions au plomb.

Parmi les autres pressions figurent la capture ou l'abattage de vautours et de chouettes à des fins liées aux croyances, ainsi que le piégeage illégal ou non durable de faucons.

Les vautours de l'Ancien Monde sont particulièrement vulnérables à l'empoisonnement, qu'il soit intentionnel ou accidentel, en raison de leur mode de vie de nécrophages. Ils peuvent être tués délibérément par des braconniers, empoisonnés après s'être nourris de carcasses ou d'appâts destinés aux carnivores, ou capturés à des fins liées à des croyances, notamment pour la médecine traditionnelle (Buij et al. 2015 ; Buechley et Şekercioğlu 2016 ; Ogada et al. 2016 ; Botha et al. 2017). Certaines données indiquent également que les vautours de l'Ancien Monde peuvent être exposés à des niveaux importants de plomb

[22] https://raptors.cms.int/fr/node/691

provenant de munitions de chasse usagées, ajoutant ainsi une source supplémentaire d'exposition toxique dans certaines régions (Garbett et al. 2018).

Autres menaces

La catégorie « Autres menaces » est la troisième menace la plus fréquente et ayant la plus forte incidence parmi les espèces de l'annexe 1. Ce risque est lié à l'utilisation d'AINS (anti-inflammatoires non stéroïdiens) à des fins vétérinaires. La sécurité d'utilisation des AINS actuellement utilisés ou en cours d'homologation n'a pas été évaluée chez les rapaces nécrophages, ce qui laisse penser que plusieurs espèces pourraient être en danger. Bien que des progrès aient été accomplis dans la restriction de l'utilisation du diclofénac à usage vétérinaire dans certains pays asiatiques, des défis considérables subsistent pour protéger les populations de vautours asiatiques contre l'exposition aux AINS (Cuthbert et al., 2016 ; Margalida et Ogada, 2018). Malgré les enseignements tirés de la crise des vautours en Asie, le diclofénac a été autorisé à des fins vétérinaires dans plusieurs pays de l'Union européenne, ce qui soulève des inquiétudes quant au fait que les mesures existantes de gestion des carcasses ne permettent peut-être pas d'empêcher efficacement les vautours de consommer des carcasses contaminées (Margalida et Ogada, 2018). Ces risques sont étayés par des rapports mentionnant des vautours fauves retrouvés morts en Espagne, souffrant d'une insuffisance rénale liée à une exposition à la flunixine (Zorrilla et al., 2014), ainsi qu'un vautour moine décédé dans son nid après avoir ingéré du diclofénac (Herrero-Villar et al., 2021).

Électrocution et collisions

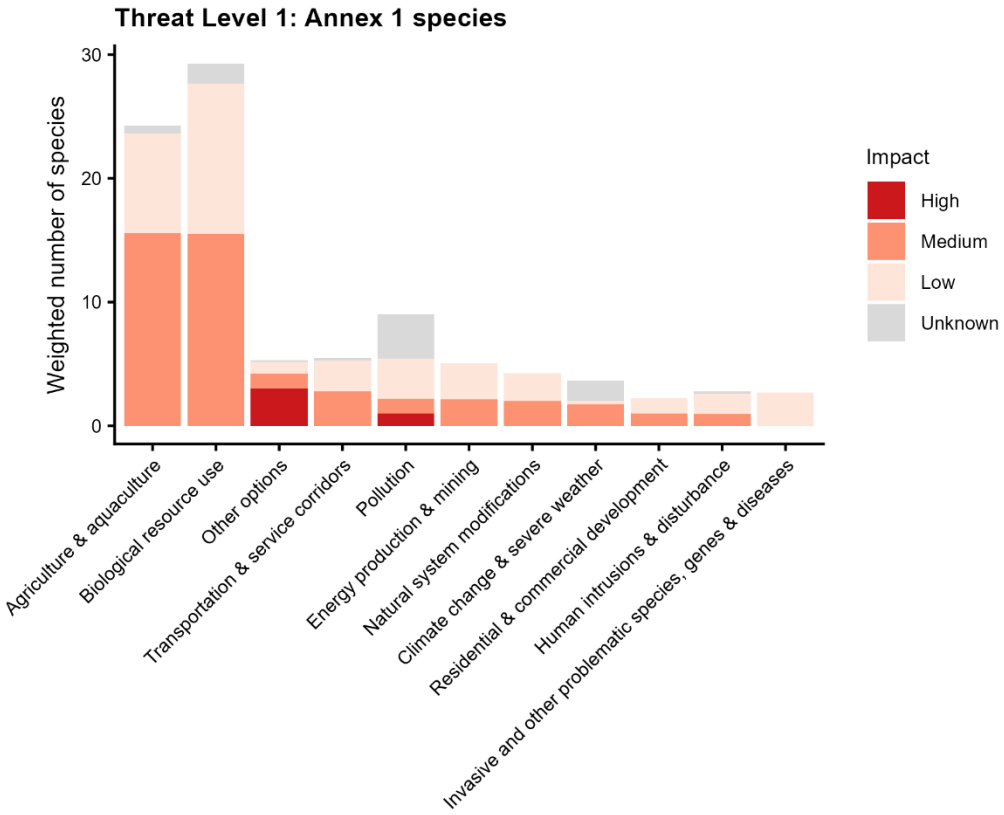
Les quatrième et cinquième menaces ayant la plus forte incidence sur les espèces de l'annexe 1 sont les « lignes de services publics et de distribution » et les « énergies renouvelables ». Cela inclut les électrocutions, les collisions avec les infrastructures électriques et les collisions avec les éoliennes[23]. Les rapaces sont particulièrement exposés au risque d'électrocution lorsqu'ils se perchent sur des poteaux, tandis que certaines espèces, comme les vautours, peuvent entrer en collision avec les lignes électriques en raison de leurs adaptations visuelles pour scruter le sol (Martin et al., 2012). Les infrastructures peuvent également attirer les rapaces, qui peuvent les utiliser comme sites de perchage ou de nidification, augmentant ainsi leur exposition aux dangers électriques. Les faucons sacres présentent un taux élevé de mortalité par électrocution[24] (Kovács et al., 2014), tandis que les vautours et les aigles des steppes sont également victimes

[23] https://www.cms.int/raptors/en/page/collision
[24] https://birdelectrocution.org/

d'électrocution et de collisions. Bien que les conceptions adaptées aux oiseaux et la cartographie de la sensibilité puissent réduire ces risques[25], des infrastructures dangereuses continuent d'être installées partout dans le monde, et les lignes électriques et poteaux existants présentant un danger nécessitent des mesures d'atténuation urgentes[26].

[25] AVISTEP en est un exemple : https://avistep.birdlife.org/

[26] Un guide interactif des mesures d'atténuation est accessible à l'adresse suivante : http://datazone.birdlife.org/info/transmit


Threat Level 1: Annex 1 species
Weighted number of species
30
20
10
0
Agriculture & aquaculture
Biological resource use
Other options
Transportation & service corridors
Pollution
Energy production & mining
Natural system modifications
Climate change & severe weather
Residential & commercial development
Human intrusions & disturbance
Invasive and other problematic species, genes & diseases
Impact
High
Medium
Low
Unknown

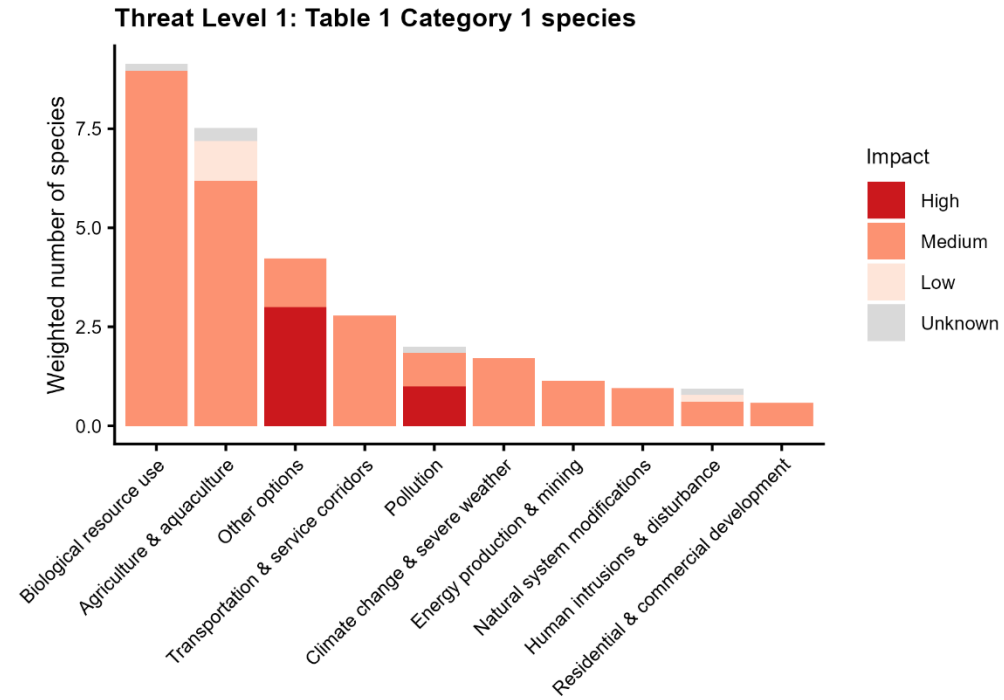

Threat Level 1: Table 1 Category 1 species
Weighted number of species
7.5
5.0
2.5
0.0
Biological resource use
Agriculture & aquaculture
Other options
Transportation & service corridors
Pollution
Climate change & severe weather
Energy production & mining
Natural system modifications
Human intrusions & disturbance
Residential & commercial development
Impact
High
Medium
Low
Unknown

Figure 11. Menaces de niveau 1 ayant l'incidence la plus importante pour (en haut) les espèces de l'annexe 1 et (en bas) les espèces de catégorie 1 du tableau 1 de l'annexe 3.

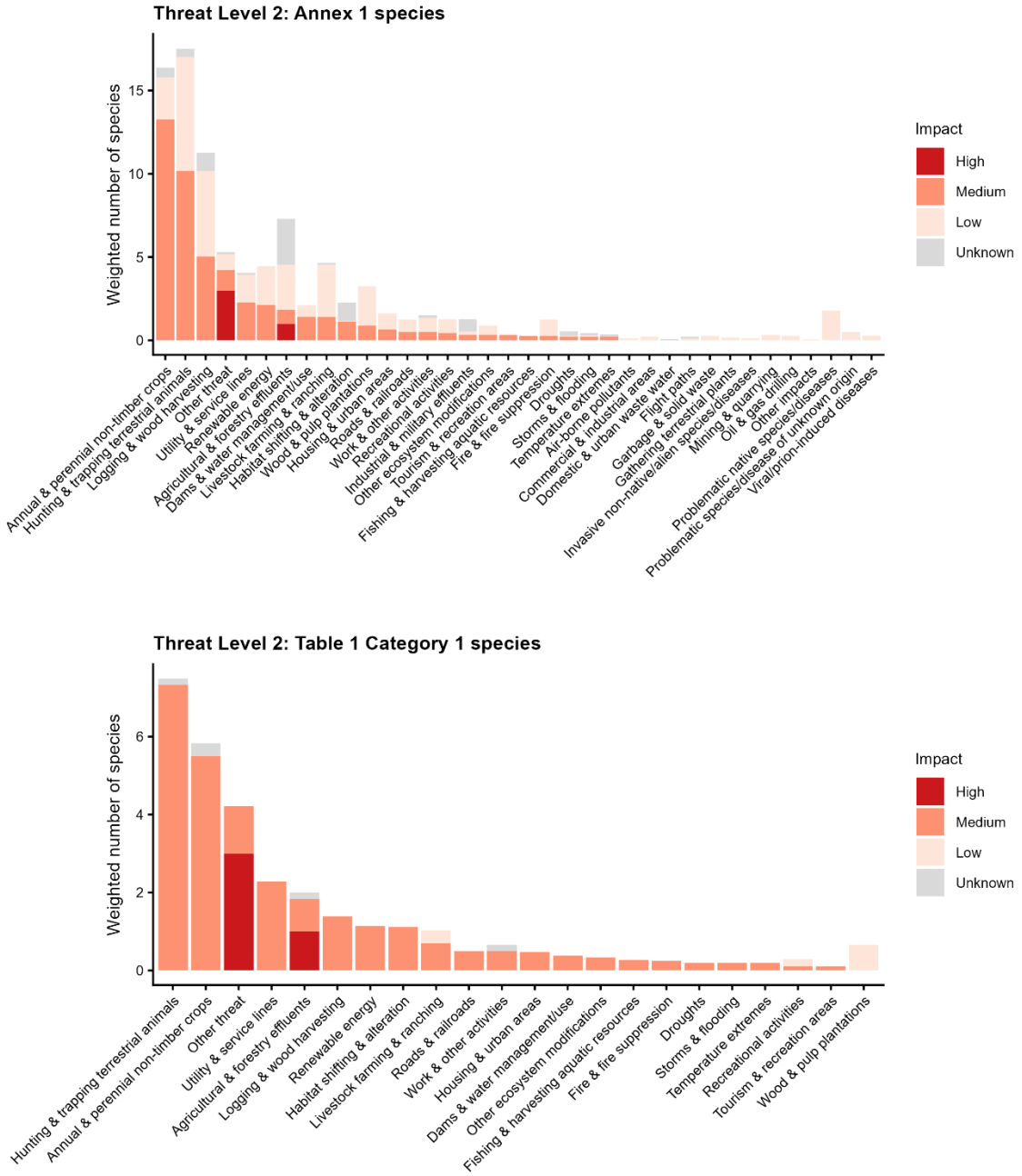


Figure 12. Menaces de niveau 2 ayant la plus grande incidence pour (en haut) les espèces de l'annexe 1 et (en bas) les espèces de catégorie 1 figurant dans le tableau 1 de l'annexe 3.

Effluents agricoles

Les rapaces peuvent être attirés par les zones présentant une forte concentration de ravageurs agricoles, ce qui augmente leur exposition aux pesticides, soit par contact direct, soit par la consommation de proies contaminées (insectes, oiseaux et mammifères) traitées avec des insecticides, des avicides ou des rodenticides (Thomsett, 1987 ; Keith et Bruggers, 1998 ; McWilliam et Cheke, 2004). L'utilisation de pesticides peut également réduire l'abondance des proies invertébrées et des petits vertébrés, ce qui contribue à une pénurie de nourriture pour des espèces telles que le faucon hobereau, en plus d'autres pressions comme la persécution, la dégradation de l'habitat et le développement des infrastructures. On pense que les effets des produits chimiques utilisés pour lutter contre le travailleur à tête rouge et le criquet sont considérables pour certains rapaces, mais ils restent mal quantifiés. Par ailleurs, la contamination des plans d'eau pourrait avoir une incidence sur les espèces piscivores, telles que le balbuzard pêcheur (Amar et al. 2018). L'exposition chronique à d'autres toxines, notamment aux néonicotinoïdes, pourrait également constituer une menace importante, mais encore mal comprise, pour certaines populations (SoIB, 2020). Une méta-analyse approfondie a montré que les néonicotinoïdes nuisent directement à la santé, au comportement, à la reproduction et à la survie des oiseaux (Molenaar et al., 2024). Ces résultats démontrent qu'en plus de la réduction de la disponibilité des ressources alimentaires, l'exposition directe aux néonicotinoïdes pourrait contribuer au déclin des populations. Bien que cette menace soit incluse dans la classification de l'UICN sous les rubriques « Pollution » et « Effluents agricoles et forestiers », son importance pourrait être sous-estimée, car l'ampleur de ses effets sur les populations reste mal documentée.

8.2 Causes de mortalité identifiées à partir des données de suivi

Grâce à une vaste collaboration entre des chercheurs étudiant 45 espèces différentes, coordonnée par BirdLife International, Serratosa *et al.* (2024) ont compilé des données sur la mortalité causée par l'homme et naturelle chez les grands oiseaux terrestres migrateurs suivis le long de la voie de migration Afrique-Eurasie. L'ensemble de données comprenait 251 cas de mortalité chez les Accipitridae dus à l'activité humaine et 151 cas chez les vautours. Parmi les rapaces autres que les vautours, l’électrocution était la cause de mortalité la plus fréquemment identifiée, représentant plus d’un tiers des cas de mortalité enregistrés. Viennent ensuite les homicides illégaux n'impliquant pas d'empoisonnement, qui représentent un quart des événements, suivis par l'empoisonnement, qui constitue la troisième cause la plus fréquente. Chez les vautours, l'empoisonnement était la principale cause de mortalité, responsable de près de 40 % des décès enregistrés, suivi de l'électrocution et des mises à mort illégales ne comportant pas d'empoisonnement.

Des méthodes similaires sont employées par Ginel *et al.* pour analyser les causes de mortalité chez les rapaces africains, ainsi que par le projet LIFE EUROKITE pour étudier la mortalité des milans royaux en Europe. Ces études seront présentées dans le CSAR3.

8.3 Menaces pesant sur les vautours

Selon l'examen à mi-parcours de la mise en œuvre du Plan d'action multi-espèces pour conserver les vautours d'Afrique-Eurasie[27] (Botha et al. 2024), les vautours (le groupe de rapaces le plus menacé) continuent d'être confrontés à l'empoisonnement, à la chasse et au commerce, aux collisions avec les éoliennes, à l'électrocution sur les lignes électriques et à la diminution des ressources alimentaires. L'empoisonnement intentionnel et la chasse à des fins liées aux croyances, ainsi que la consommation et le commerce de viande de brousse, sont des problèmes plus graves qu'on ne le pensait auparavant, en particulier en Afrique de l'Ouest. L'expansion rapide des infrastructures dédiées aux énergies renouvelables accroît les risques de collision et d'électrocution, tandis que les changements climatiques et la grippe aviaire hautement pathogène constituent des préoccupations émergentes pour des populations déjà décimées. La diminution de la disponibilité alimentaire pourrait désormais être moins importante dans certaines régions d'Europe grâce à des mesures de conservation ciblées.

Selon l'avis de SAVE sur les populations de secours ex situ des vautours Gyps d'Asie du Sud[28], les médicaments vétérinaires toxiques restent une menace majeure pour les trois espèces de *Gyps* d'Asie du Sud classées « en danger critique d'extinction », ainsi que l'empoisonnement, l'électrocution et les collisions avec les infrastructures électriques. Ces menaces n'ont pas encore été suffisamment réduites dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, et les conditions de réintroduction des oiseaux élevés en captivité restent inégales entre les pays et les sites. Des populations captives viables sont donc toujours considérées comme indispensables pour prévenir l'extinction, à condition qu'elles s'accompagnent d'un suivi rigoureux et d'une évaluation spécifique à chaque espèce de toute éventuelle réintroduction future.

8.4 Menaces émergentes

Dans la suite de cette section, nous nous concentrerons sur trois menaces émergentes majeures qui pèsent actuellement sur les populations de rapaces. Il s'agit des suivantes :

1. Grippe aviaire hautement pathogène (HPAI)
2. Évolution des cycles des rongeurs aux hautes latitudes nordiques

[27] https://raptors.cms.int/sites/default/files/publication/MTIR%20Report_Final_V2.pdf
[28] https://save-vultures.org/wp-content/uploads/2025/06/SAVE-Opinion-on-Ex-Situ-Safety-Net-Populations-of-South-Asian-Gyps-Vultures.pdf

3. Conséquences des conflits armés
4. Effets intra-guilde du rétablissement des populations de rapaces

8.4.1. Épidémies récentes de grippe aviaire hautement pathogène

Ces dernières années, la souche H5N1 de la grippe aviaire hautement pathogène a provoqué une mortalité importante chez de nombreuses espèces d'oiseaux. Par exemple, des épisodes de mortalité massive très médiatisés ont été observés, le plus souvent associés à des oiseaux marins nichant en colonies (Leguia et al. 2023 ; Burke et al. 2024 ; Lane et al. 2024) ou à de grands rassemblements d'oies en dehors de la saison de reproduction (Percival et al. 2024). Des recherches bibliographiques plus approfondies révèlent qu'une grande variété d'espèces d'oiseaux ont été infectées par le virus de la grippe aviaire hautement pathogène, y compris des rapaces (voir par exemple Shearn-Bochsler et al., 2019). Des études menées sur des populations pendant et après des épidémies de grippe aviaire hautement pathogène montrent que les individus peuvent se rétablir après une infection (Lane et al. 2024), et qu'une population d'oies bernaches montre des signes de rétablissement après l'épidémie, malgré la perte d'un tiers de sa population (Griffin & Peach 2024). Cependant, dans de nombreux cas, le déclin continu des populations, amplifié par les épidémies, est susceptible d'être durable, voire irréversible (Tremlett et al., 2024).

Des liens ont été établis entre les comportements de nécrophagie et de prédation et une susceptibilité accrue à la grippe aviaire hautement pathogène (Veen et al. 2007 ; Bertran et al. 2012). Cela se fait soit par l'ingestion d'individus infectés (Veen et al. 2007) soit par le kleptoparasitisme de la nourriture provenant d'individus infectés (Gorta et al. 2024). Ces mécanismes de transmission interespèces directs rendent les rapaces particulièrement vulnérables à la transmission de la grippe aviaire hautement pathogène (Pearce-Higgins et al. 2025). De nombreuses espèces de rapaces ont été observées en train de se nourrir d'individus infectés lors d'épisodes de mortalité massive liés à la grippe aviaire hautement pathogène, comme, par exemple, des vautours charognards se nourrissant de cadavres de grandes sternes en Gambie (Barlow et al., 2023). Dans la suite de cette section, nous nous pencherons sur l'incidence de la grippe aviaire hautement pathogène sur les paramètres démographiques et le comportement, et nous analyserons ses conséquences sur les tendances démographiques. Nous nous concentrons sur les espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces, tout en nous appuyant sur des exemples d'autres espèces lorsque cela est pertinent.

8.4.1.1 Espèces de l'annexe 1 pour lesquelles des cas de grippe aviaire hautement pathogène ont été confirmés

Le tableau 5 présente une liste des espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces pour lesquelles des cas confirmés de grippe aviaire hautement pathogène ont été signalés dans la

littérature scientifique depuis 2017. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive des espèces, car tous les cas n'ont pas été signalés dans la littérature scientifique et il existe des biais spatiaux dans la surveillance et la détection de la grippe aviaire hautement pathogène. Par conséquent, si une espèce ne figure pas dans le tableau 5, cela ne signifie pas nécessairement qu'elle n'a pas été touchée par la grippe aviaire hautement pathogène.

Tableau 5. Liste des espèces figurant à l'annexe 1 ayant fait l'objet de cas confirmés de grippe aviaire hautement pathogène signalés dans la littérature scientifique depuis 2017.

Espèce	**Annexe 3, tableau 1 Catégorie**	**Références**
Gypaète barbu	1	Adlhoch et al. (2022) ; Martinez et al. (2025)
Faucon sacre	1	Károly et al. (2017)
Harfang des neiges	1	Ringenberg et al. (2024)
Buse pattue	2	Günther et al. (2024) ; Paprocki et al. (2025)
Faucon crécerelle	2	Günther et al. (2024)
Faucon gerfaut	2	(Náttúrufræðistofnun 2024)
Petit-duc scops	2	Günther et al. (2024)
Hibou moyen-duc	2	Günther et al. (2024)
Vautour fauve	3	Adlhoch et al. (2022) ; Duriez et al. (2023)
Aigle royal	3	Wilson et al. (2023)
Épervier d'Europe	3	Wilson et al. (2023) ; Günther et al. (2024)
Autour des palombes	3	Günther et al. (2024)
Pygargue à queue blanche	3	Wilson et al. (2023) ; Günther et al. (2024)
Milan royal	3	Wilson et al. (2023)
Buse variable	3	Wilson et al. (2023) ; Caliendo et al. (2024); Günther et al. (2024)
Faucon de l'Amour	3	El Zowalaty et al. (2021)
Faucon pèlerin	3	Günther et al. (2024) ; Caliendo et al. (2025) ; Caliendo et al. (2024) ; Ringenberg et al. (2024) ; Hall et al. (2024) ; Esaki et al. (2026) ; Badia-Boher et al. (2026) ; Watts et al. (2026)

8.4.1.2 Effets de la grippe aviaire hautement pathogène au niveau des populations de rapaces migrateurs

Les effets de la grippe aviaire hautement pathogène sur les rapaces n'ont peut-être pas été aussi évidents que les événements de mortalité massive survenus chez les oiseaux marins et les oiseaux aquatiques. Toutefois, des études de surveillance en cours, par exemple Günther et al. (2024), Hall et al. (2024) et Ringenberg et al. (2024), ont mis en évidence des niveaux élevés de grippe aviaire hautement pathogène chez les rapaces sauvages morts testés. Caliendo et al. (2024) ont constaté que 80 % (28/32) des faucons pèlerins morts récupérés aux Pays-Bas étaient positifs à la grippe aviaire hautement pathogène, tandis qu'une étude de plus grande envergure menée en Amérique du Nord, portant sur près de 10 000 oiseaux, a révélé qu'environ un tiers des faucons pèlerins et des harfangs des neiges morts étaient positifs à la grippe aviaire hautement pathogène (Ringenberg et al. 2024). Ces résultats positifs montrent que la grippe aviaire hautement pathogène entraîne une mortalité chez les rapaces, mais il est souvent difficile de déterminer les taux de mortalité ou d'infection au sein des populations sauvages en raison des biais introduits par l'échantillonnage qui porte sur des oiseaux déjà morts ou blessés.

Bien que certains oiseaux meurent des suites d'une infection par le virus de la grippe aviaire hautement pathogène, il existe des preuves indiquant que d'autres peuvent se remettre de cette infection et que celle-ci peut même laisser des traces visibles. Par exemple, de nombreux fous de *Bassan (*Morus bassanus) qui se remettent de la grippe aviaire hautement pathogène présentent une altération de la coloration de l'iris (Lane et al., 2023). Une étude récente sur les vautours fauves en France a permis de suivre les déplacements quotidiens de ces oiseaux à l'aide de balises GPS lors d'une épizootie de grippe aviaire hautement pathogène au printemps 2022 (Duriez et al., 2023). Sur les 31 oiseaux suivis, 21 ont présenté une période prolongée et inhabituelle d'immobilité au nid, d'une durée moyenne de 5,6 jours, qui a été attribuée à une infection par le virus de la grippe aviaire hautement pathogène (confirmée par des tests). Cela a entraîné la mort de 3 individus et l'abandon de 9 nids, ce qui a fait chuter la productivité de plus de moitié (passant de 0,69 entre 2019 et 2021 à 0,27 en 2022). Ce type d'épidémie semble pouvoir avoir des répercussions à l'échelle de la population sur le succès de la reproduction. Par exemple, en Écosse, la surveillance des nids a révélé que le taux de réussite de la reproduction de l'aigle royal (le pourcentage de couples territoriaux ayant réussi à élever leurs petits) a chuté de 48 % à 28 %, tandis que celui du pygargue à queue blanche a diminué de 67 % à 45 % (Wilson et al. 2025). Aucune étude n'a encore démontré que l'infection par le virus de la grippe aviaire hautement pathogène ait des effets à plus long terme sur la condition physique qui se répercutent d'une saison à l'autre, d'un stade du cycle de vie à l'autre ou d'une année à l'autre.

L'infection par le virus de la grippe aviaire hautement pathogène chez les rapaces peut provoquer une mortalité et diminuer la productivité des individus qui survivent. Il est essentiel de déterminer si ces baisses de survie et de productivité sont responsables du déclin des populations, afin de mieux comprendre les implications potentielles en matière de conservation. Certaines études ont montré que les foyers de grippe aviaire hautement pathogène détectés sont associés à une détérioration des tendances démographiques. Par exemple, lorsque la présence de la grippe aviaire hautement pathogène a été confirmée localement, le nombre de territoires de buses variables dans une population du nord de l'Écosse est passé de 58 à 42 (Swann & Beckmann 2025). Des liens ont également été établis entre les épidémies de grippe aviaire hautement pathogène et la détérioration des tendances démographiques à l'échelle nationale. La diminution de 57 % des observations de faucons gerfauts enregistrée lors du recensement national hivernal des oiseaux en Islande entre 2020 et 2023 a été en partie attribuée à la grippe aviaire hautement pathogène (Náttúrufræðistofnun 2024), ainsi qu'à la tendance au déclin des populations de faucons pèlerins dans la majeure partie des Pays-Bas (Caliendo et al. 2024).

Les données disponibles indiquent que les effets de la grippe aviaire hautement pathogène sur les rapaces varient considérablement selon les espèces et les régions, et dépendent en grande partie du fait que ces espèces chassent des taxons infectés ou qu'elles se nourrissent de charognes. Par exemple, une étude de suivi sur plusieurs espèces menée en Écosse a révélé une diminution de la productivité de reproduction chez l'aigle royal et le pygargue à queue blanche, avec des effets les plus prononcés dans les habitats côtiers et marins. Cette tendance était cohérente avec une exposition accrue due à la prédation ou à la consommation de charognes d'oiseaux marins et d'oiseaux aquatiques infectés. En revanche, l'étude écossaise n'a pas révélé de baisse évidente de la productivité chez la buse variable, le busard Saint-Martin, le faucon crécerelle ou le faucon pèlerin, bien qu'il soit important de ne pas généraliser cette tendance à l'ensemble de l'aire de répartition de ces espèces. Même lorsque la transmission aux rapaces se produit, les répercussions démographiques à plus grande échelle peuvent rester limitées, et les épidémies de grippe aviaire hautement pathogène n'ont pas toujours coïncidé avec une baisse de la productivité (Günther et al. 2024 ; Smith et al. 2025). La transmission au sein des populations de rapaces pourrait également être réduite par les réactions comportementales des individus infectés. Chez les vautours fauves, par exemple, les oiseaux infectés sont restés sédentaires pendant environ six jours durant la période où ils étaient probablement les plus contagieux, ce qui a pu réduire la transmission à d'autres individus et aux populations environnantes (Duriez et al. 2023).

Des analyses démographiques plus récentes fournissent des preuves plus solides que la grippe aviaire hautement pathogène peut toucher les populations de faucons pèlerins en réduisant la survie des adultes. À l'aide d'un modèle démographique intégré pour la population néerlandaise, Badia-Boher et al. (2026) ont estimé que la survie des adultes avait

diminué, passant de valeurs pré-panzootiques de 0,73–0,86 à 0,57 en 2022, tandis que le nombre de couples reproducteurs avait chuté d'environ 25 % entre 2021 et 2023. En revanche, la productivité est restée globalement inchangée, ce qui indique que le principal mécanisme démographique était la mortalité des reproducteurs établis plutôt que l'échec de la reproduction. La population estimée d'individus errants a également fortement diminué, ce qui pourrait affaiblir le tampon démographique qui permet normalement de remplacer rapidement les reproducteurs perdus. Les projections démographiques suggéraient que le rétablissement de la population reproductrice pré-panzootique pourrait prendre environ une décennie.

Il est important de noter que le risque de grippe aviaire hautement pathogène au sein des populations de faucons pèlerins semble être fortement lié à leur régime alimentaire et à leur habitat. Dans la région du centre de la côte atlantique des États-Unis, Watts et al. (2026) ont observé une baisse spectaculaire du taux de survie des adultes et, par conséquent, de l'occupation des territoires chez les faucons pèlerins côtiers, tandis que les populations situées à l'intérieur des terres sont restées relativement stables. Les faucons pèlerins côtiers obtenaient plus de 70 % de leur alimentation des oiseaux aquatiques, en particulier des oiseaux de rivage migrateurs, tandis que ceux de l'intérieur des terres consommaient principalement des passereaux. Le taux de survie des adultes en milieu côtier a diminué, passant de 0,82 en 2022 à 0,25 en 2024, suivi d'une baisse de 50,6 % de l'occupation du territoire entre 2024 et 2025. Ces résultats indiquent que les effets de la grippe aviaire hautement pathogène au niveau des populations pourraient former une mosaïque spatiale, influencée par l'exposition à des proies infectées, plutôt que de refléter uniquement la sensibilité propre à chaque espèce. Toutefois, malgré ces cas documentés, les preuves indiquant que la grippe aviaire hautement pathogène provoque des baisses détectables au niveau des populations de rapaces restent relativement limitées.

Le nombre de cas où la grippe aviaire hautement pathogène semble avoir provoqué des déclins au niveau des populations se limite à quelques espèces et à des études réalisées à l'échelle nationale ou infranationale. Cela s'explique, au moins en partie, par les limites et les biais spatiaux du suivi des tendances des populations (Buechley et al., 2018) et de la surveillance de la grippe aviaire hautement pathogène dans les populations sauvages. Un autre facteur pourrait être que la grippe aviaire hautement pathogène a principalement réduit la productivité de reproduction des populations, sans provoquer de mortalité massive chez les adultes. Il serait donc difficile de détecter les déclins de population à court terme chez les rapaces, car ce sont des espèces à longue durée de vie dont les taux de reproduction ont souvent une influence moindre sur le taux de variation de la population par rapport à la survie des adultes (Sæther et Bakke 2000).

Pearce-Higgins et Pollock (2024) ont évalué toute une série d'interventions possibles visant à réduire les effets de la grippe aviaire hautement pathogène sur les populations d'oiseaux sauvages. Ils n'ont trouvé aucune intervention susceptible de réduire de manière

significative le risque de mortalité élevée chez les oiseaux sauvages. L'enlèvement des carcasses et la vaccination se sont révélés être les options les plus prometteuses, mais ces deux solutions posent des difficultés pratiques considérables et ne devraient s'avérer efficaces que dans certains contextes particuliers. En conséquence, des essais supplémentaires s'imposent. Les auteurs ont également averti que limiter les activités de recherche, telles que le baguage et le marquage, pourrait s'avérer contre-productif, car cela réduirait les preuves nécessaires pour évaluer les effets et orienter les actions de conservation. Toutefois, des mesures supplémentaires pour protéger la santé humaine et réduire au minimum la transmission sont nécessaires en cas d'épidémie.

Une découverte importante des études récentes est que l'occupation du territoire et le succès de reproduction, pris isolément, peuvent sous-estimer les effets de la grippe aviaire hautement pathogène sur les populations de rapaces. Le renouvellement des adultes, la structure d'âge des détenteurs de territoire, l'abondance des individus sans territoire fixe et les estimations directes de la survie pourraient constituer des indicateurs plus sensibles. Une autre conclusion importante est que, même lorsque les populations sont capables de se reconstituer, ce processus peut prendre plus d'une décennie, période durant laquelle ces populations réduites peuvent être plus vulnérables à d'autres menaces. Un suivi rigoureux des populations de rapaces peut donc constituer un important système d’alerte précoce et contribuer à déclencher en temps voulu des mesures de conservation.

8.4.2. Conséquences des changements des cycles des rongeurs aux latitudes nordiques

Les changements climatiques sont de plus en plus reconnus comme un facteur majeur de changement écologique, avec des effets en cascade à tous les niveaux trophiques. Les rapaces sont touchés non seulement directement par l'évolution des conditions climatiques (voir Martínez-Ruiz et al. (2023) pour une synthèse sur ce sujet), mais aussi indirectement par les changements dans la dynamique des populations d'espèces proies clés telles que les campagnols et les lemmings (Schmidt et al., 2012 ; Millon et al., 2014). Les cycles démographiques des proies, en particulier ceux des campagnols et des lemmings, connaissent des changements notables dans tout l'hémisphère Nord, les changements climatiques jouant un rôle majeur dans cette perturbation (Kausrud et al., 2008).

La toundra arctique est un écosystème où la cyclicité des populations de rongeurs joue un rôle clé dans les interactions entre les niveaux trophiques. Des effondrements régionaux des cycles des lemmings ont été documentés, par exemple par Schmidt et al. (2012), se traduisant à la fois par une diminution des densités et par une rupture de la périodicité régulière. Toutefois, une méta-analyse pan-arctique plus récente menée par Gauthier et al. (2024) indique que les cycles régionaux des lemmings sont fréquemment perdus puis retrouvés, et qu'aucune tendance constante vers une instabilité accrue n'a été observée au

cours des 27 dernières années. En revanche, les régions boréales et subarctiques semblent plus gravement touchées, un amortissement à long terme des cycles de population des rongeurs ayant été observé dans des zones telles que le sud de la Finlande (Kausrud et al., 2008) et le nord de la Norvège (Ims et al., 2011). Cornulier et al. (2013) ont également signalé un affaiblissement à grande échelle des cycles des campagnols dans l'ensemble de la zone boréale. Bien que ces tendances varient selon les régions (Ehrich et al., 2020), Gauthier et al. (2024) mettent en garde contre le fait que le réchauffement climatique en cours pourrait déstabiliser la dynamique des populations de rongeurs dans l'Arctique, comme en témoignent les effondrements observés dans la zone boréale.

Ces changements dans la dynamique des populations de rongeurs ont des répercussions significatives sur les espèces de rapaces, qui dépendent des petits mammifères comme proie principale. Les cycles des lemmings et des campagnols ont traditionnellement influencé le succès de reproduction et la dynamique des populations de plusieurs espèces de rapaces, et leur ralentissement ou leur effondrement peut avoir des conséquences écologiques en cascade. Schmidt et al. (2012) ont démontré que l'effondrement local des cycles des lemmings sur deux îles du Groenland avait entraîné une baisse de 98 % de la production de jeunes harfangs des neiges ayant pris leur envol. Ce déclin soudain suggère une réaction de type nomade, les chouettes abandonnant leurs tentatives de reproduction dans les zones où la densité des proies passe en dessous de seuils critiques, un comportement corroboré par Gilg et al. (2006). Dans les régions tempérées, au Royaume-Uni, le passage de cycles de campagnols à forte amplitude à des cycles à faible amplitude a coïncidé avec un déclin marqué des populations reproductrices de chouettes hulottes (Millon et al., 2014). Si certaines espèces parviennent à atténuer ces changements en modifiant leurs choix de proies, cette compensation semble néanmoins incomplète. Les buses pattues, par exemple, ont changé de proie, passant des lemmings aux campagnols, lorsque les cycles des rongeurs, auparavant modérés, ont été de plus en plus dominés par les campagnols dans une région de la Russie subarctique. Malgré leur adaptation à l'évolution de la composition de leur régime alimentaire, cela a tout de même entraîné une baisse de la productivité globale et un déclin des populations (Fufachev et al., 2019). Cette flexibilité est susceptible de varier considérablement selon les espèces. Les harfangs des neiges semblent particulièrement dépendants des lemmings pendant la saison de reproduction, et un suivi à long terme mené récemment dans le nord de la Norvège a révélé qu'ils se reproduisaient lors d'un pic de population de lemmings, mais ne réagissaient pas de la même manière face à des pics répétés de population de campagnols, cela indique que d'autres petits rongeurs ne parviennent peut-être pas à compenser de manière adéquate la diminution de la disponibilité des lemmings (Ims et al., 2026).

Les implications pour la conservation des rapaces sont complexes. Lorsque l'atténuation des cycles des rongeurs est due aux changements climatiques, les possibilités d'intervention

directe peuvent être limitées. Cependant, le maintien de vastes réseaux d'habitats adaptés à grande échelle géographique pourrait offrir aux espèces très mobiles et nomades, telles que le harfang des neiges et la buse pattue, une résilience accrue en leur permettant de suivre les pics de population de rongeurs, qui varient selon les zones. Pour ces prédateurs nomades, les variations de la synchronisation spatiale des cycles des rongeurs peuvent être tout aussi importantes que celles de leur amplitude : des pics asynchrones peuvent offrir des zones de reproduction alternatives, tandis que des phases basses simultanées et généralisées peuvent réduire considérablement le nombre de zones propices à l'exploitation. Cela est particulièrement important dans les régions subarctiques et boréales, où la perte et la fragmentation des habitats causées par l'activité humaine aggravent les défis posés par l'instabilité des proies induite par les changements climatiques (Wan et al., 2022). Favoriser une large connectivité à l'échelle du paysage pourrait contribuer à atténuer les défaillances des cycles locaux, mais d'importantes lacunes subsistent, notamment en ce qui concerne la manière dont les espèces nomades réagissent, sur le plan démographique et comportemental, à l'évolution des cycles de proies à l'échelle régionale. Il sera essentiel de poursuivre les recherches sur l'interaction entre les cycles des rongeurs, les changements climatiques et le comportement des prédateurs afin d'élaborer des stratégies de conservation efficaces dans un monde en rapide évolution.

8.4.3 Conséquences des conflits armés

Les conflits armés peuvent avoir des conséquences graves et durables sur la faune sauvage, notamment en raison de la mortalité directe, de l'intensification de la chasse et des persécutions, de la destruction des habitats, du déplacement des populations vers des zones protégées, de l'effondrement de la gouvernance environnementale et de la perturbation des activités de conservation.

Une préoccupation croissante concerne les interférences militaires avec les signaux du système mondial de navigation par satellite (GNSS), qu'il s'agisse de brouillage ou de falsification. Ces interférences se sont intensifiées dans les zones de conflit récentes en Europe de l'Est et au Moyen-Orient, et peuvent gravement compromettre le suivi des données provenant de la faune sauvage équipée de balises. Jiguet et al. (2025) ont mis en évidence un phénomène généralisé de falsification des GNSS concernant plusieurs espèces d'oiseaux, notamment des aigles et des faucons, avec des conséquences non seulement sur les études de déplacement, mais aussi sur les programmes de conservation qui s'appuient sur les données de suivi pour détecter la mortalité et identifier les menaces telles que l'électrocution, l’empoisonnement et la persécution.

Le suivi GPS des aigles criards traversant l'Ukraine au printemps 2022 a révélé que ces oiseaux ont utilisé moins de sites d'escale, ont effectué des déviations importantes par rapport à leur itinéraire habituel et sont arrivés plus tardivement sur leurs lieux de reproduction par rapport aux années précédentes (Russell et al., 2024). Ces réactions ont

probablement augmenté le coût énergétique de la migration et pourraient entraîner des effets secondaires sur les performances de reproduction et la survie ultérieures. Si ces changements de comportement se généralisent à l'ensemble des sous-populations touchées par un conflit armé, ils pourraient avoir des conséquences sur leur persistance à long terme. Une vidéo de l'armée ukrainienne montre des villages recouverts de lignes blanches[29]. Ce sont des câbles à fibres optiques déployés par des drones de combat. Les fils emmêlés constituent des obstacles au vol pour les oiseaux, qui intègrent également ces débris dans leurs nids[30]. Ces matériaux peuvent entraîner des risques d'enchevêtrement ou d'autres dangers physiques, bien que leurs effets au niveau des populations d'oiseaux, y compris les rapaces, restent largement méconnus.

Les conflits armés peuvent également modifier les habitats des rapaces et les populations de proies par le biais des incendies, de la perturbation des sols, de la contamination chimique, des munitions non explosées et de la destruction des zones protégées, bien que les conséquences démographiques de ces processus sur les rapaces en particulier restent mal quantifiées (Filho et al. 2024).

Les conflits armés représentent donc une menace émergente, à la fois directe et indirecte, pour les rapaces migrateurs. Outre la perturbation des habitats et la modification des comportements migratoires, les conflits armés modernes peuvent perturber les technologies de suivi, entraver les activités de conservation et introduire de nouveaux risques physiques et chimiques. Bon nombre de ces effets sont mal quantifiés, et l'utilisation croissante de la guerre électronique et des technologies militaires télécommandées constitue un nouveau domaine de recherche essentiel pour la conservation des rapaces.

8.4.4. Effets intra-guilde du rétablissement des populations de rapaces

Le rétablissement des populations de rapaces autrefois décimées peut engendrer de nouveaux défis en matière de conservation, liés à la concurrence, à la prédation intraguilde et au kleptoparasitisme. Il s'agit d'interactions écologiques naturelles, mais elles peuvent devenir préoccupantes en matière de conservation lorsqu'un prédateur dominant en voie de rétablissement partage l'habitat d'une population réduite ou menacée d'une autre espèce. La prédation intraguilde peut influencer l'occupation du territoire, le succès de reproduction et la survie et, lorsqu'elle est suffisamment fréquente, la dynamique des populations (Sergio & Hiraldo, 2008).

Un exemple bien documenté concerne les grands-ducs d'Europe *Bubo bubo* et les faucons pèlerins *Falco peregrinus*. Les grands-ducs, dont la population est en voie de rétablissement, peuvent entrer en concurrence avec les faucons pèlerins pour les sites de nidification et

[29] https://www.msn.com/en-xl/technology/general/fiber-optic-drones-weave-spiderweb-battlefields-in-ukraine/ar-AA1T4s5Q
[30] https://www.techspot.com/news/112681-birds-ukraine-weaving-nests-discarded-drone-fiber-optic.html

s'attaquer aux adultes et aux jeunes de ces derniers. La productivité des faucons pèlerins a diminué dans les Préalpes centrales, où les grands-ducs étaient présents en forte densité (Brambilla et al., 2006). En Allemagne, l'expansion des populations de grands-ducs a eu une incidence sur la répartition et le succès de reproduction des faucons pèlerins. Ces grands-ducs occupent de plus en plus des bâtiments et des sites de nidification également utilisés par les faucons pèlerins (Lindner, 2018).

Un défi similaire pourrait être en train de se développer entre le faucon pèlerin et le faucon sacre *Falco cherrug* dans le bassin pannonien. Depuis leur retour en Hongrie en tant qu'espèce nicheuse en 1997, les faucons pèlerins se sont étendus des zones montagneuses vers les paysages agricoles de plaine, où ils ne nichaient pas historiquement. Ce phénomène a été en partie favorisé par les pylônes à haute tension et les nichoirs artificiels, y compris ceux initialement installés pour les faucons sacres (Prommer et al., 2026). Cela accroît la concurrence potentielle pour les sites de nidification. Par ailleurs, le déclin des sousliks d'Europe *Spermophilus citellus*, qui constituaient autrefois une proie importante pour le faucon sacre, s'est accompagné de changements alimentaires : les Columbiformes restent dominants, tandis que les passereaux gagnent en importance (Bagyura et al., 2025). L'expansion du faucon pèlerin dans les habitats du faucon sacre pourrait donc entraîner une augmentation à la fois du chevauchement des zones de nidification et du chevauchement trophique, bien que les effets au niveau des populations de faucons sacres n'aient pas encore été démontrés.

Outre la prédation directe au sein de la même guilde, le rétablissement des aigles impériaux *Aquila heliaca* pourrait exercer des pressions concurrentielles similaires sur les faucons sacres. Leur population et leur aire de répartition se sont considérablement étendues à travers la plaine hongroise (Horváth et al., 2025), augmentant ainsi le chevauchement avec les faucons sacres. Le kleptoparasitisme exercé par les aigles impériaux sur les faucons sacres a été documenté à plusieurs reprises en Slovaquie ; dans un cas particulier, le vol répété de proies aurait apparemment empêché un approvisionnement alimentaire suffisant pour un nid de faucon sacre, entraînant la mort de tous les oisillons (Danko & Mihók, 2007). Ces interactions pourraient revêtir une importance particulière dans les cas où la disponibilité des proies est déjà en diminution.

L'interaction entre les pygargues à queue blanche *(Haliaeetus albicilla)*, dont la population est en voie de rétablissement, et les balbuzards pêcheurs *(Pandion haliaetus)* constitue un autre exemple. En Pologne, où il ne restait plus que 25 couples de balbuzards pêcheurs, un suivi par caméra a permis de mettre en évidence que les pygargues à queue blanche s'attaquaient aux oisillons de balbuzards pêcheurs, ce qui a encore accru la mortalité d'une population déjà vulnérable (Woźniak et al., 2022). Des études plus larges menées dans la région baltique indiquent que le rétablissement des populations de pygargues à queue blanche pourrait également limiter celui des balbuzards pêcheurs en raison de la concurrence entre les deux espèces, dont les aires de répartition se chevauchent fortement (Treinys et al., 2011).

Ces interactions ne doivent pas être systématiquement considérées comme des effets négatifs de la conservation, car elles peuvent refléter le rétablissement de relations écologiques perdues durant des périodes de persécutions sévères. Cependant, cela crée un nouveau défi en matière de conservation, dans la mesure où les prédateurs dominants en cours de reconstitution interagissent avec des populations qui restent peu nombreuses, menacées ou exposées à d'autres pressions. Les programmes de surveillance devraient donc prendre en considération les variations de l'abondance et de la répartition des autres rapaces comme des facteurs potentiels d'évolution des populations, tandis que des interventions de gestion ne devraient être envisagées que si des preuves solides démontrent des répercussions au niveau de la population.

9. Sites d'importance internationale

9.1 Lacunes dans le réseau actuel des sites figurant dans le MdE Rapaces

9.1.1 Contexte

Le plan de travail du Groupe consultatif technique de la MOS2 (Activité 2, Tâche 2.5) incluait une tâche visant à « conseiller sur les lacunes dans les informations actuelles concernant les principales zones de reproduction, les étapes, les sites de ravitaillement, les goulots d'étranglement, ainsi que d'autres sites de rassemblement et de non-reproduction le long des voies de migration des rapaces, et : a. formuler des recommandations sur la manière de combler ces lacunes ; b. donner des conseils sur les approches appropriées pour la conservation et la gestion des zones critiques. »

Cette approche a été présentée dans le plan de travail 2018 du GCT[31] et testée dans le cadre d'une analyse pilote portant sur 11 espèces. En résumé, l'approche convenue consistait à superposer la liste des sites sur la carte de répartition des espèces établie par BirdLife, à identifier les principales lacunes dans la couverture des sites et à évaluer si ces lacunes étaient effectivement réelles. Les résultats ont été présentés lors de la MOS3 en 2023[32, 33], où il a été recommandé d'étendre l'analyse à toutes les espèces couvertes par le MdE Rapaces, sous réserve des ressources disponibles[34]. Compte tenu des contraintes budgétaires en amont de la MOS4, la neuvième réunion du GCT a adopté en 2025 une approche modulaire, en donnant la priorité aux espèces de catégorie 1[35].

[31] UNEP/CMS/Raptors/TAG3/Doc.4.2b
[32] UNEP/CMS/Raptors/MOS3/Doc.12.2.
[33] UNEP/CMS/RAPTORS/MOS3/Report/Rev1
[34] UNEP/CMS/RAPTORS/MOS3/Report/Annex XIII.
[35] UNEP/CMS/RAPTORS/TAG9/REPORT

Cette analyse a donc étendu le projet pilote à toutes les espèces de catégorie 1, et le rapport complet de ces travaux est présenté dans le document suivant : UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc12.3.

9.1.2 Méthodologie

En résumé, une revue de la littérature a été utilisée pour déterminer si chaque espèce adopte un comportement grégaire au cours des différentes phases de son cycle annuel. La liste actuelle des sites de catégorie 1 a ensuite été superposée aux cartes des aires de répartition de BirdLife afin d'identifier d'éventuelles lacunes dans la couverture des sites. Le comportement de rassemblement a ensuite été utilisé pour déterminer si ces lacunes étaient susceptibles de refléter de véritables insuffisances du réseau de sites ou si elles correspondaient à des stades de vie pour lesquels la conservation fondée sur les sites est moins appropriée. Comme dans le cadre de l'analyse pilote, qui visait à identifier les lacunes réelles concernant les espèces de catégorie 1, l'analyse s'est attachée à déterminer les parties de l'aire de répartition et les phases du cycle annuel au cours desquelles les espèces se rassemblaient en nombre suffisant pour atteindre les seuils d'importance internationale.

Les zones déjà délimitées et répertoriées comme abritant des populations d'importance internationale d'espèces de rapaces migrateurs figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces, situées dans le périmètre géographique du MdE, mais ne figurant pas actuellement sur la liste des sites, ont été identifiées comme une contribution visant à combler les lacunes à l'avenir. De nouvelles espèces éligibles, présentes en nombre important à l'échelle internationale sur des sites existants déjà inscrits sur la liste des sites du MdE Rapaces, ont également été identifiées. Afin de pouvoir identifier à l'avenir d'autres sites susceptibles de combler ces lacunes, trois approches ont été utilisées :

- *Analyse documentaire* - Une revue rapide de la littérature a été réalisée afin d'identifier les sites susceptibles de soutenir des populations d'espèces de catégorie 1 d'importance internationale.
- *Données de recensement eBird* - De plus, afin d'évaluer la contribution potentielle des données issues de la science citoyenne pour 12 espèces de catégorie 1 (Tableau 1), pour lesquelles relativement peu de sites figurent sur la Liste des sites, les données de recensement eBird ont été utilisées pour identifier les zones présentant des effectifs d'importance internationale en dehors des sites déjà répertoriés pour ces espèces dans la Liste des sites ou dans les ZICO/IBA connues.
- *Estimations d'abondance eBird* - Pour un sous-ensemble d'espèces de catégorie 1 pour lesquelles ces informations étaient disponibles, des cartes d'abondance modélisées issues d'eBird ont été utilisées afin d'identifier, en dehors de la liste actuelle des sites, les zones présentant l'abondance estimée la plus élevée, où les efforts d'identification et de prospection des sites

pourraient potentiellement être priorisés. Ces données n'étaient disponibles que pour 17 des 31 espèces de la catégorie 1.

9.1.3 Aperçu des résultats

Les résultats de l'analyse sont résumés dans le tableau 6, où les lacunes dans la couverture des sites pour les espèces de catégorie 1 sont identifiées. Des informations complémentaires ainsi qu'une cartographie espèce par espèce des résultats concernant les espèces de catégorie 1 sont disponibles dans le rapport sur le réseau de sites (UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc12.3[36]). Le nombre de sites où l'espèce est répertoriée comme une espèce éligible est réparti selon les différentes parties de l'aire de répartition de l'espèce, reflétant ainsi les différentes phases de son cycle annuel. Des recommandations sont formulées pour indiquer si la couverture du site est « suffisante » (fond vert), s'il s'agit d'une véritable lacune dans la couverture du site (fond rouge), ou si l'absence de sites s'explique par le fait que l'espèce ne présente pas de comportement grégaire (fond bleu). Les lacunes potentielles du réseau de sites sont mises en évidence là où il est difficile d'évaluer si la couverture est suffisante (fond violet), souvent en raison d'informations limitées sur le comportement de regroupement au cours d'une phase particulière du cycle annuel.

Pour un certain nombre d'espèces de catégorie 1, aucun site (ou très peu) ne figure actuellement sur la Liste des sites, et ces lacunes ne s'expliquent ni par leur comportement ni par le fait qu'un grand nombre d'individus soit nécessaire pour qu'un site soit considéré comme étant d'importance internationale. C'est particulièrement le cas des vautours d'Afrique les plus menacés, notamment le vautour charognard, le vautour oricou, le vautour à tête blanche, le vautour africain et le vautour de Rüppell, mais cela s'étend également à d'autres espèces telles que l'élanion naucler, l'aigle ravisseur et le pygargue de Steller. Pour les vautours d'Afrique, cela reflète sans doute leur récent reclassement sur la Liste rouge mondiale de l'UICN, passant de la catégorie « Préoccupation mineure » à « En danger critique d'extinction » ou « En danger », ce qui a considérablement abaissé le seuil requis pour qu'un site soit qualifié d'importance internationale. C'est probablement également le cas pour l'élanion naucler et l'aigle ravisseur, dont le statut a récemment été reclassé de « Préoccupation mineure » à « Vulnérable ». Les vautours parcourent souvent de vastes étendues de terres arides, et leurs aires de répartition saisonnières sont moins bien définies que celles des autres rapaces. Cela rend la protection par le biais des désignations traditionnelles de sites fixes plus difficile. Pour des espèces dont l'aire de répartition est très vaste, une approche plus efficace consisterait probablement à établir un réseau de sites stratégiquement situés couvrant l'ensemble de cette aire, notamment au niveau des

[36] https://www.cms.int/fr/node/51228

colonies de reproduction et des gîtes collectifs connus. Malgré tout, la protection basée sur le site ne sera pas suffisante à elle seule. Ces mesures doivent être complétées par des actions plus larges, à l'échelle du paysage, afin de protéger efficacement ces espèces tout au long de leur cycle annuel.

D'autres espèces de catégorie 1 sont bien couvertes dans certaines parties de leur aire de répartition, notamment en Europe et pendant la période de reproduction, mais présentent des lacunes importantes ailleurs. C'était particulièrement le cas pour le vautour moine, le busard pâle, le vautour de l'Himalaya, le faucon kobez et le percnoptère d'Égypte. Par exemple, pour le vautour moine, aucun site figurant sur la Liste des sites ne se trouve actuellement dans l'aire de reproduction de l'espèce en Mongolie, bien que ce pays représente un bastion mondial pour cette espèce. Dans ces cas-là, identifier les priorités géographiques pour les enquêtes visant à combler les lacunes peut considérablement améliorer l'exhaustivité du réseau de sites. Certaines espèces de catégorie 1 bénéficient d'une couverture relativement complète. Par exemple, le pygargue de Pallas, l'aigle criard, le vautour chassefiente, le gypaète barbu, l'aigle impérial et l'aigle ibérique sont représentés par de nombreux sites couvrant différentes étapes de leur cycle annuel et diverses zones géographiques de leur aire de répartition. Nous recommandons donc que les efforts visant à étendre le réseau de sites dédiés aux rapaces se concentrent sur les espèces dont la couverture reste insuffisante, comme mentionné ci-dessus.

La liste des sites comprenait également un certain nombre de sites situés en dehors des cartes actuelles de répartition des espèces. Cela peut refléter soit des informations obsolètes concernant l'aire de répartition, soit un rétrécissement récent de celle-ci, soit encore des données dépassées sur les sites. Dans certains cas, ces sites peuvent encore abriter l'espèce, tandis que dans d'autres, ils représentent des zones de présence historique où une recolonisation ou une réintroduction pourrait être envisageable. Par exemple, les sites des Balkans pour le gypaète barbu, bien qu'ils ne soient plus occupés, pourraient être cruciaux pour les efforts de rétablissement à long terme. Ces sites ne doivent pas être négligés, mais conservés dans le cadre d'une stratégie de conservation tournée vers l'avenir, intégrant des objectifs de restauration.

9.1.4 Amélioration du réseau de sites représenté dans la Liste des sites

Afin de combler certaines des lacunes identifiées au sein du réseau de la Liste des sites, il sera nécessaire de mener des suivis et des études ciblés afin d'identifier les sites d'importance internationale sur l'ensemble de l'aire de répartition des espèces et tout au long de leur cycle annuel. Pour plusieurs espèces, des sites d'importance internationale ont déjà été identifiés, délimités et documentés pour les espèces figurant à l'annexe 1, mais ils ne sont pas encore inclus dans la Liste des sites. Ces documents sont présentés dans

UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc.14.4[37]. D'autres sites potentiels ont été documentés dans la littérature scientifique ; par exemple, deux dortoirs connus de l'élanion naucler au Sénégal et au Mali répondent aux critères d'importance internationale, accueillant régulièrement des milliers d'individus. Le nombre de sites éligibles devrait également augmenter à mesure que davantage de pays mettent à jour leurs inventaires nationaux d'IBA et de ZICO, en particulier pour des espèces telles que les vautours africains, qui ont été reclassés récemment dans des catégories supérieures de la Liste rouge mondiale de l'UICN.

Les bases de données issues de la science citoyenne peuvent également fournir des informations précieuses en révélant les lieux où des effectifs d'importance internationale ont été enregistrés. Toutefois, ces données sont biaisées spatialement en faveur des régions plus développées et plus densément peuplées, ce qui limite leur représentativité dans les zones moins étudiées, comme l'Afrique de l'Ouest.
Pour certaines espèces, notamment celles dont l'aire de répartition est étendue ou qui ne se regroupent pas fortement, les mesures basées sur les sites doivent être intégrées dans une stratégie paysagère plus globale. Pour d'autres espèces, notamment celles qui forment de grandes colonies de reproduction ou des dortoirs communautaires, la protection ciblée des sites peut jouer un rôle considérable. Une surveillance continue et des études ciblées, associées aux données issues de la science citoyenne, seront essentielles pour combler les principales lacunes géographiques et temporelles et garantir que le réseau représenté par la Liste des sites soutienne les espèces de l'Annexe 1 à toutes les étapes de leur cycle annuel pour lesquelles la conservation au niveau des sites peut s'avérer efficace.

Cette analyse souligne l'importance de réexaminer régulièrement les performances de la Liste des sites en tant que réseau, espèce par espèce, et d'utiliser ces informations pour orienter les efforts de recensement et de suivi. Il serait également pertinent d'appliquer cette approche aux espèces de catégorie 2.

[37] https://www.cms.int/fr/node/51249

Tableau 6. Cette section détaille le nombre de sites figurant sur la liste des sites du MdE Rapaces pour chaque espèce de catégorie 1, en précisant comment ces sites se chevauchent avec les différentes parties de leur aire de répartition. Des recommandations codées par couleur indiquent si les sites répertoriés offrent une couverture suffisante pour une espèce existante à toutes les étapes de son cycle annuel. Ces évaluations s'appuient sur trois indicateurs clés : le nombre total de sites, le comportement de regroupement et le statut de conservation à l'échelle mondiale. Bien que toutes les espèces figurant au tableau 1 de l'annexe 3 puissent finalement bénéficier de l'identification et de la protection d'un plus grand nombre de zones d'importance internationale, le terme « suffisance » est ici utilisé comme un indicateur relatif par rapport aux autres espèces évaluées.

Nom commun	Résident natif	Reproducteur natif	De passage natif	Non-reproducteur natif	Réintroduit	Possiblement existant	Possiblement éteint	Éteint	Hors aire de répartition
Gypaète barbu	109	S.O.	S.O.	0	33	0	1	46	23
Percnoptère d'Égypte	41	264	271	0	S.O.	S.O.	0	5	23
Circaète de Beaudouin	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Vautour royal	14	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.
Vautour à tête blanche	1	S.O.	S.O.	0	S.O.	0	0	0	S.O.
Vautour charognard	1	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.	0	0	S.O.
Vautour de l'Himalaya	29	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	2
Vautour chaugoun	166	S.O.	S.O.	0	S.O.	S.O.	35	S.O.	S.O.
Vautour africain	3	S.O.	S.O.	2	S.O.	0	0	0	S.O.
Vautour indien	51	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	38	S.O.	6
Vautour à long bec	52	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	10	S.O.	7
Vautour chassefiente	27	S.O.	S.O.	7	S.O.	S.O.	0	0	S.O.
Vautour de Rüppell	4	S.O.	S.O.	3	S.O.	S.O.	0	0	S.O.
Vautour moine	126	4	2	98	13	S.O.	S.O.	19	23
Vautour oricou	10	S.O.	S.O.	2	S.O.	0	0	1	5
Aigle montagnard	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Aigle criard	S.O.	124	126	164	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	69
Aigle ravisseur	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.

Aigle des steppes	S.O.	11	5	1	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	9
Aigle impérial espagnol	80	S.O.	9	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	3
Aigle impérial	11	195	121	80	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	29
Busard maure	12	S.O.	S.O.	10	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Busard pâle	S.O.	64	142	45	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	19
Pygargue de Pallas	S.O.	41	42	59	S.O.	S.O.	22	S.O.	8
Pygargue de Steller	0	0	S.O.	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Buse forestière	6	S.O.	S.O.	7	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Élanion naucler	0	0	S.O.	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Faucon kobez	S.O.	127	281	2	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	24
Faucon concolore	S.O.	26	10	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	8
Faucon sacre	101	83	102	21	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	13
Harfang des neiges	S.O.	4	S.O.	1	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.

Légende des couleurs

- Écart réel
- Manque de sites justifiés par l'écologie des espèces durant cette saison
- Sites en nombre suffisant
- Écart potentiel

9.2 Liste des sites visés par le MdE Rapaces

Cette analyse avait pour objectif de calculer quelle proportion de chaque site est couverte par une aire protégée reconnue. La couverture moyenne des aires protégées est présentée par continent, région et espèce afin d'aider à identifier les priorités pour remédier à la faible protection des sites. Nous examinons également l'étendue géographique de la Liste des sites à l'échelle mondiale afin d'identifier les zones présentant une couverture de surface élevée ou faible.

9.2.1 Calcul de la protection du site

La liste des sites postérieure à la MOS 3 comprend les ZICO, les ZPS au titre de la directive « Oiseaux » de l'UE, ou d'autres sites reconnus par les signataires qui répondent aux critères d'importance internationale. Cette section examine dans quelle mesure la liste des sites est couverte par des zones protégées officiellement désignées. Les aires protégées, telles que définies par l'UICN, sont des espaces géographiques clairement délimités, reconnus, dédiés et gérés, par des moyens juridiques ou d'autres moyens efficaces, afin d'assurer la conservation à long terme de la nature, ainsi que des services écosystémiques et des valeurs culturelles qui y sont associés (Dudley, 2008).

Depuis que la liste des sites de la MOS1 a été élargie par le GCT en vue de la MOS2 (puis adoptée – avec quelques modifications recommandées par la MOS2 – lors de la MOS3), l'ensemble de données sous-jacent des ZICO géré par BirdLife International a fait l'objet de certaines mises à jour (et certains pays ont désormais identifié des KBA). Un petit nombre de sites ont été retirés de la liste, ce qui signifie que BirdLife ne collecte plus d'informations sur leur chevauchement avec des zones protégées. Par ailleurs, certains sites ont été fusionnés, tandis que d'autres ont été divisés en plusieurs sites. Ces changements identifiés sont décrits dans le document UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc.14.4[38]. BirdLife continue de disposer de données sur ces sites reconfigurés, bien que celles-ci soient répertoriées sous des codes de site différents et que leurs limites aient été ajustées pour refléter ces changements.

La plupart des sites figurant sur la Liste des sites ont des limites définies, bien qu'un petit nombre d'entre eux ne soient représentés que par des points. Les différents types de sites figurant sur la « Liste des sites » sont répertoriés séparément afin d'en faciliter la mise à jour, mais il arrive parfois que ces types de sites se chevauchent spatialement. Par conséquent, dans les cas où un chevauchement important entre deux sites de types différents aurait entraîné une surestimation de l'exhaustivité du réseau de sites représenté par la liste des sites pour l'espèce concernée, les sites ont été regroupés et un seul des deux

[38] https://www.cms.int/fr/node/51249

sites a été pris en considération dans l'analyse[39]. Cela a permis de centrer l'analyse sur la manière dont le réseau de sites remplit sa fonction pour une espèce, tout en fournissant l'ensemble de données de départ pour l'analyse de la protection des sites.

À partir de la liste de sites affinée, nous avons calculé le pourcentage de la superficie de chaque site qui est couvert par des zones protégées. Tous les sites de ZPS ont été considérés comme étant protégés à 100 %, car ce sont des zones officiellement désignées comme protégées. Pour les ZICO, la couverture de protection a été déterminée par une analyse de chevauchement spatial entre les limites des ZICO (telles que maintenues par BirdLife International) et les polygones numériques des aires protégées provenant de la Base de données mondiale sur les aires protégées (PNUE-WCMC et UICN, 2020), ainsi que des autres mesures de conservation efficaces par zone (OECM) provenant de la base de données mondiale sur les OECM. Pour des détails complets sur la méthodologie, consulter [40]. Il n'a pas été possible de calculer la couverture des aires protégées pour 32 sites, car aucun périmètre numérique n'était disponible.

En résumé, la liste des sites nous a permis de calculer la couverture des aires protégées pour 5 688 sites (99,4 %). La couverture de protection de ces 5 688 sites est illustrée à la figure 13, tandis que la figure 14 montre plus précisément la couverture de protection des ZICO. En moyenne, 82,2 % de la superficie de ces 5 688 sites est protégée. Par définition, les ZPS bénéficiaient d'une couverture de protection de 100 %, tandis que les ZICO avaient une couverture moyenne de 55,9 %. Au niveau continental, la couverture moyenne des aires protégées est la suivante : Afrique (50,7 %), Asie (25,5 %) et Europe (87,4 %). Ces chiffres relatifs aux continents sont également visualisés sous forme d'histogrammes dans la figure 15. La figure 16 présente les mêmes données que la figure 15, mais en les limitant uniquement aux ZICO de chaque continent. Enfin, les figures 17 et 18 illustrent la protection des sites au niveau régional, la figure 18 ne présentant que les sites IBA.

[39] Le seuil appliqué dans le cadre de ce processus était un chevauchement géographique de 50 % ou plus.
[40] https://unstats.un.org/sdgs/metadata/files/Metadata-15-04-01.pdf

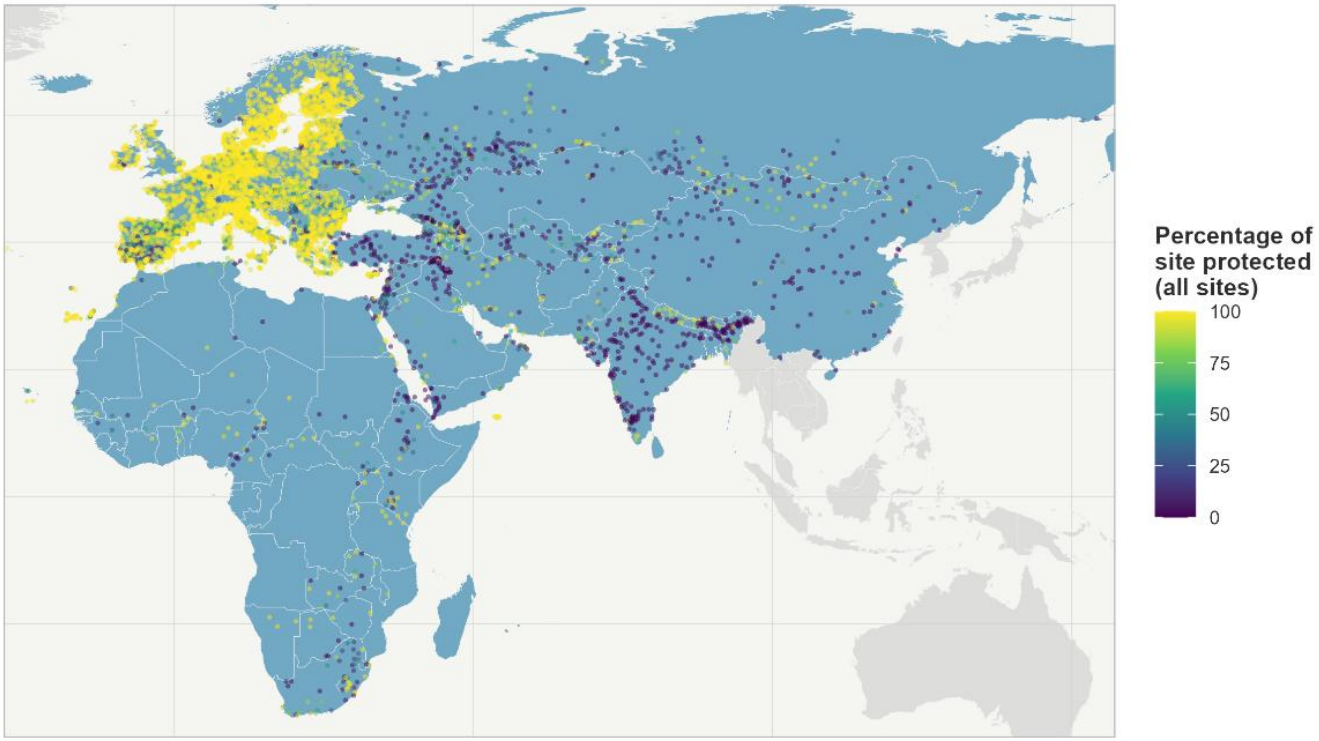


Figure 13. Le pourcentage de chaque site figurant sur la Liste des sites (Tableau 3) du MdE Rapaces qui chevauche une aire protégée.

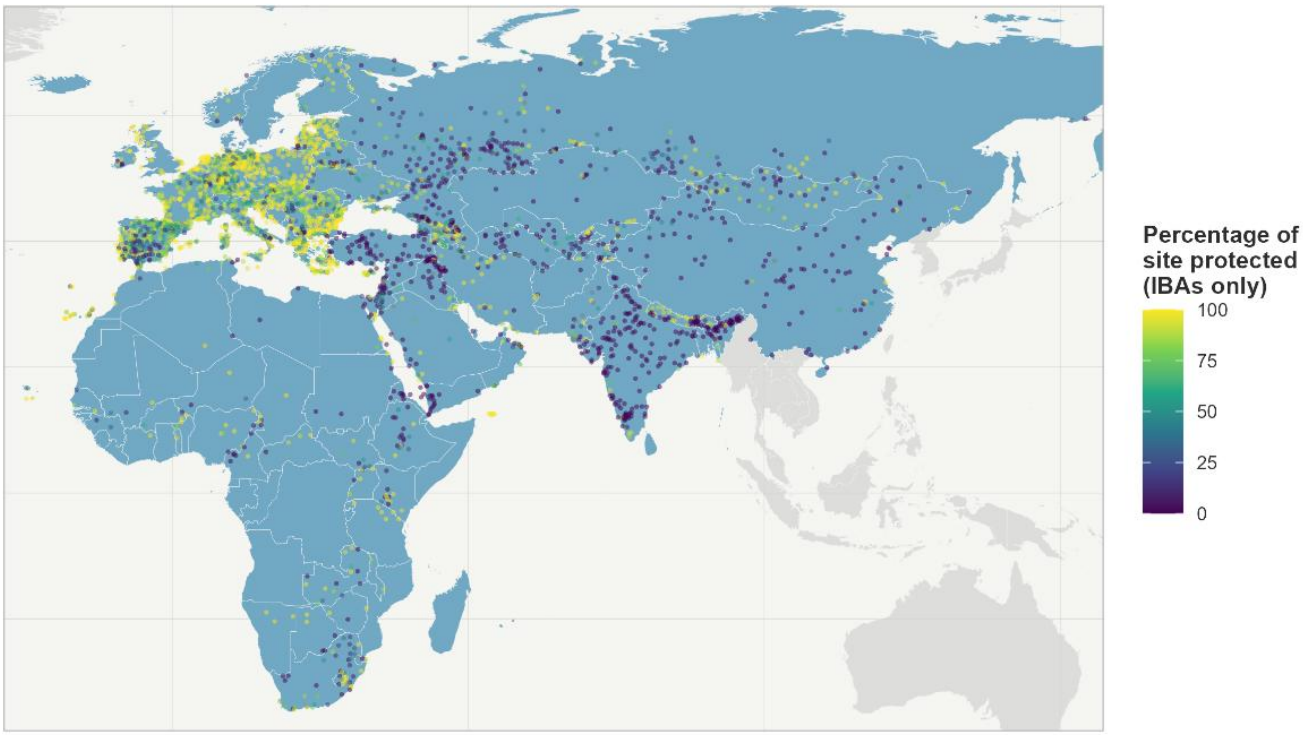


Figure 14. Le pourcentage de chaque site de ZPS figurant sur la liste des sites (Tableau 3) du MdE Rapaces qui se superpose à une aire protégée.

Au niveau régional, le degré de protection accordé à la Liste des sites varie considérablement. Alors que l'Europe du Nord et de l'Ouest bénéficie d'un niveau élevé de protection des sites, l'Asie de l'Est et du Sud présente un faible niveau de protection des sites. Cette variation géographique dans la protection des sites a des implications directes sur les résultats de conservation au niveau des espèces dans le cadre du MdE Rapaces. Les espèces dont l'aire de répartition est principalement située au nord ou en Europe ont tendance à bénéficier d'un niveau élevé de protection de leurs sites. Par exemple, le faucon hobereau, l'autour des palombes, l'épervier d'Europe et le faucon émerillon bénéficient chacun d'une protection de plus de 99 % sur les sites où ils sont répertoriés. À l'inverse, les espèces largement confinées à l'Asie du Sud bénéficient de niveaux de protection bien inférieurs. Parmi les exemples notables, on peut citer le vautour indien (6,3 %), le vautour chaugouin (8,7 %), le vautour à long bec (11,7 %) et le pygargue de Pallas (22,1 %).

La protection des sites constitue un outil de conservation puissant, offrant des garanties essentielles pour les habitats dont dépendent les rapaces pour la reproduction, le repos et la recherche de nourriture. Elle peut réduire ou atténuer des menaces telles que la perte d'habitat, les perturbations humaines et d'autres pressions. La désignation d'aires protégées permet également une allocation stratégique des ressources dédiées à la conservation, notamment en matière de recherche et de suivi à long terme. En Afrique, par exemple, le réseau d'aires protégées constitue aujourd'hui un refuge crucial pour de nombreuses espèces de rapaces à travers le continent (Thiollay 2007 ; Shaw et al. 2024). Cependant, bien que les aires protégées constituent souvent la pierre angulaire des stratégies de conservation, des études récentes ont mis en évidence que la protection juridique, à elle seule, ne garantit pas automatiquement des résultats positifs en matière de conservation (Wauchope et al. 2022). Les effectifs de rapaces pourraient continuer à diminuer, même au sein des sites protégés, si des mesures de gestion ne sont pas mises en place pour lutter contre des menaces telles que la persécution illégale, l'empoisonnement et la dégradation de l'habitat. Cela met en évidence l'importance de combiner la protection des sites avec une gestion active et des mesures d'application qui répondent directement aux menaces auxquelles les rapaces sont confrontés sur le terrain. Les signataires doivent également s'assurer que les sites figurant sur la liste des sites du MdE Rapaces soient reconnus dans leurs contributions à l'objectif « 30×30 » du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal.

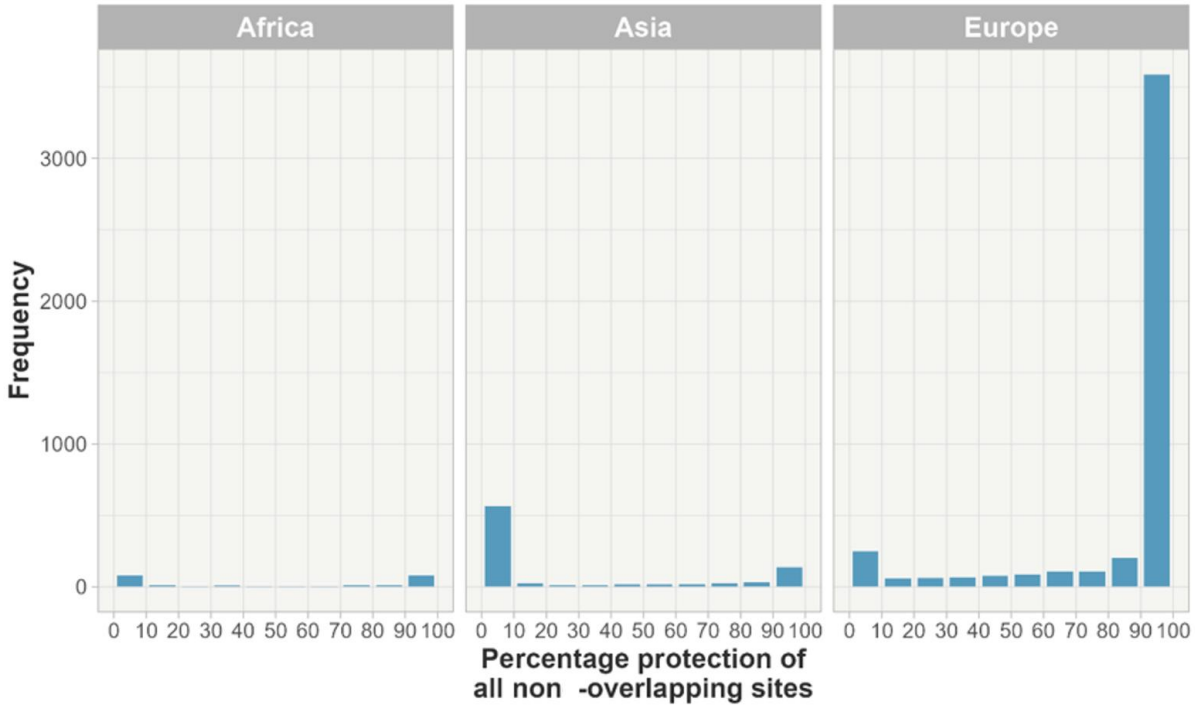


Figure 15. Le pourcentage de chaque site figurant sur la Liste des sites (Tableau 3) du MdE Rapaces qui chevauche une aire protégée. Cette répartition s'effectue selon les trois continents où se situent les pays relevant de l'aire de répartition du MdE Rapaces.

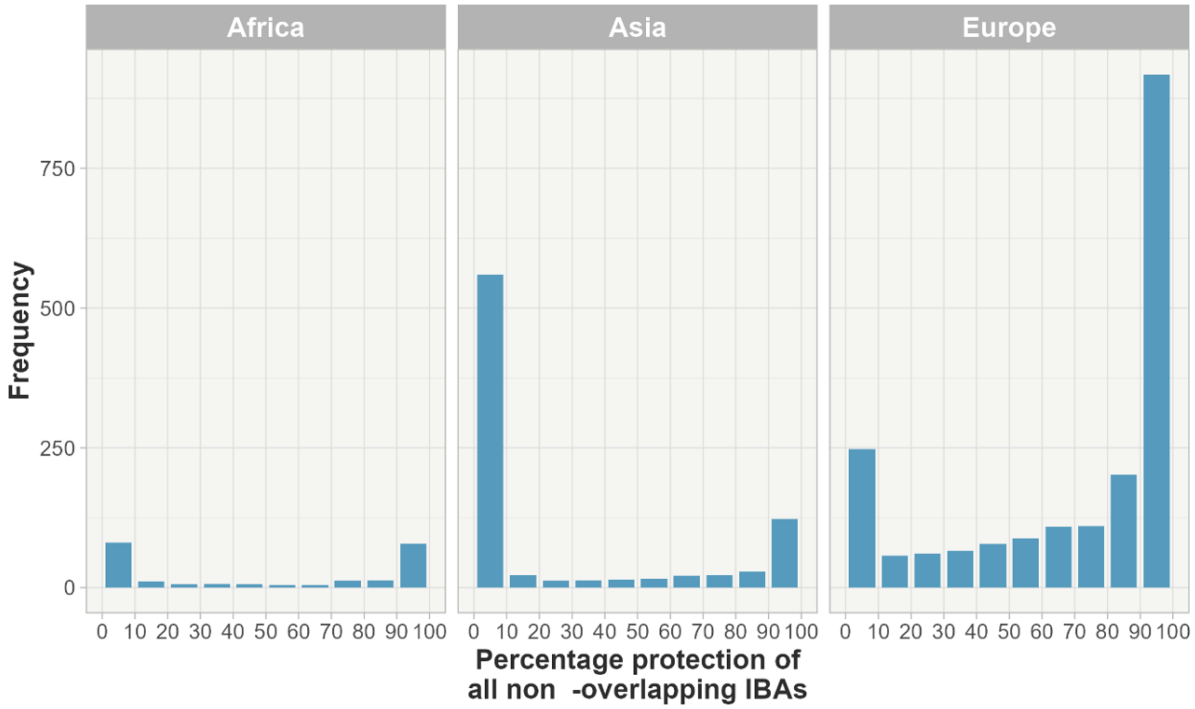


Figure 16. Histogramme du pourcentage de chaque site figurant au tableau 3 de l'annexe 3 du MdE Rapaces qui chevauche une aire protégée. Cette répartition s'effectue selon les trois continents où se situent les pays relevant de l'aire de répartition du MdE Rapaces.

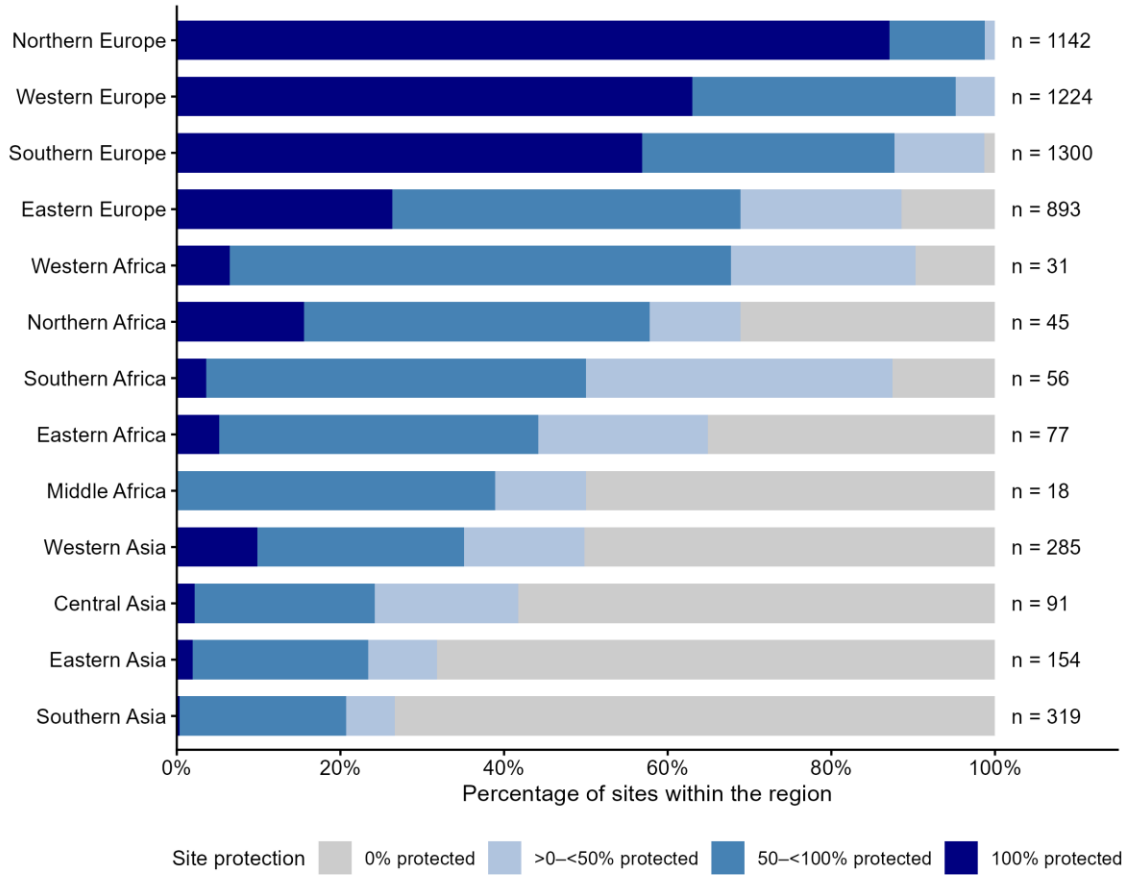


Figure 17. Pourcentage de chaque site figurant dans le tableau 3 de l'annexe 3 du MdE Rapaces, par région, appartenant à l'une des quatre catégories de couverture des aires protégées : <10 %, 10–49 %, 50–99 % et 100 % du site protégé. Les valeurs à droite des barres indiquent le nombre total de sites figurant dans le tableau 3 de l'annexe 3 pour cette région.

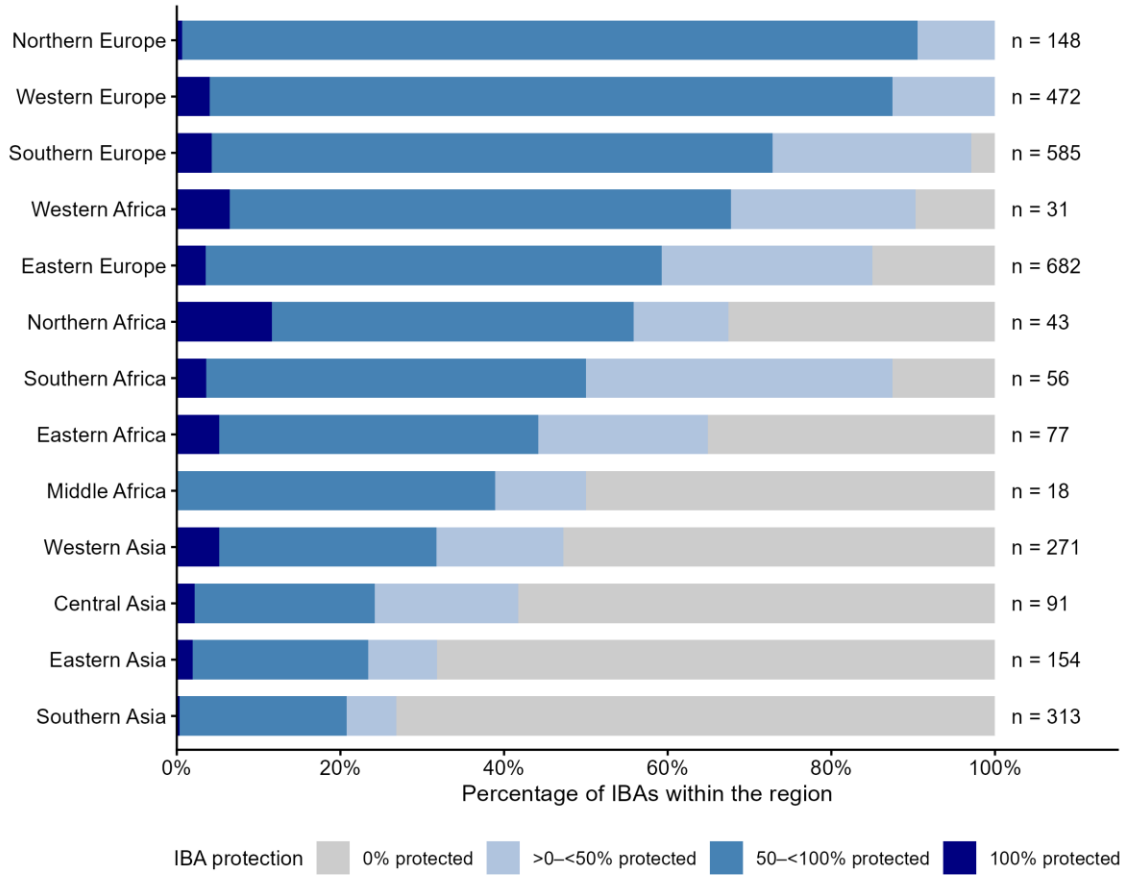


Figure 18. Pourcentage de chaque site ZICO figurant au tableau 3 de l'annexe 3 du MdE Rapaces, par région, relevant de l'une des quatre classes de couverture par les aires protégées : <10 %, 10–49 %, 50–99 % et 100 % du site protégé. Les valeurs à droite des barres indiquent le nombre total de sites figurant dans le tableau 3 de l'annexe 3 pour cette région.

9.2.2 Calcul de la superficie globale couverte par la Liste des sites

Cette analyse a été réalisée afin d'élaborer une carte illustrant la couverture géographique mondiale des sites figurant sur la Liste des sites. L'objectif était de quantifier le pourcentage de la superficie terrestre que ces sites occupent dans le périmètre géographique couvert par le MdE Rapaces. Pour atteindre cet objectif, nous avons généré une grille hexagonale couvrant l'intégralité de la zone définie par le MdE Rapaces, chaque hexagone ayant une largeur maximale de 100 km. Nous avons ensuite calculé la proportion de chaque cellule hexagonale qui est couverte par la Liste des sites. Pour cette analyse, lorsque des sites se chevauchaient, nous avons fusionné les polygones superposés en un seul polygone composite, en veillant à ce que la superficie totale couverte par l'ensemble des sites d'origine soit conservée. Pour les 27 sites figurant sur la liste des sites pour lesquels seules des données de localisation ponctuelles étaient disponibles, nous avons créé des limites estimées pour ces sites en ajoutant une zone tampon autour de chaque point. Le rayon de chaque zone tampon a été défini de manière à ce que la superficie circulaire ainsi obtenue

corresponde à la superficie médiane de l'ensemble des sites figurant dans la liste des sites aux limites connues.

La couverture mondiale de la Liste des sites est très variable (fig. 19). Il existe manifestement de vastes zones où la couverture du site est nulle (représentées par les hexagones violet foncé) et des zones où 100 % de l'hexagone est couvert par un site. On observe de vastes étendues avec une couverture de 100 % dans le Sahara et dans l'est de la Chine, en raison d'un nombre limité de ZICO de très grande taille. Au Sahara, ces sites sont le Parc National de l'Ahaggar (Algérie), la Réserve Naturelle Nationale de l'Aïr-Ténéré (Niger) et Ouadi Rimé - Ouadi Achim (Tchad). Dans l'est de la Chine, les ZICO sont le plateau de Changtang, la réserve naturelle de Sanjiangyuan, la zone située entre le lac Qinghai et A'nyêmaqên, ainsi que la partie orientale des monts Qilian Shan. Les couleurs intermédiaires (vertes/bleues) représentent les cellules de la grille ayant une couverture intermédiaire du site. L'Europe continentale est une région présentant une couverture intermédiaire sur une vaste zone, en raison du grand nombre de petites ZICO et ZPS. Parmi les autres zones où la couverture intermédiaire est plus répandue, on peut citer : l'Himalaya ; la région du Levant au Moyen-Orient, l'est de la Türkiye et le Caucase ; ainsi que la région située entre le Kazakhstan et la Mongolie, qui englobe ces deux pays ainsi qu'une partie de la Russie et de la Chine.

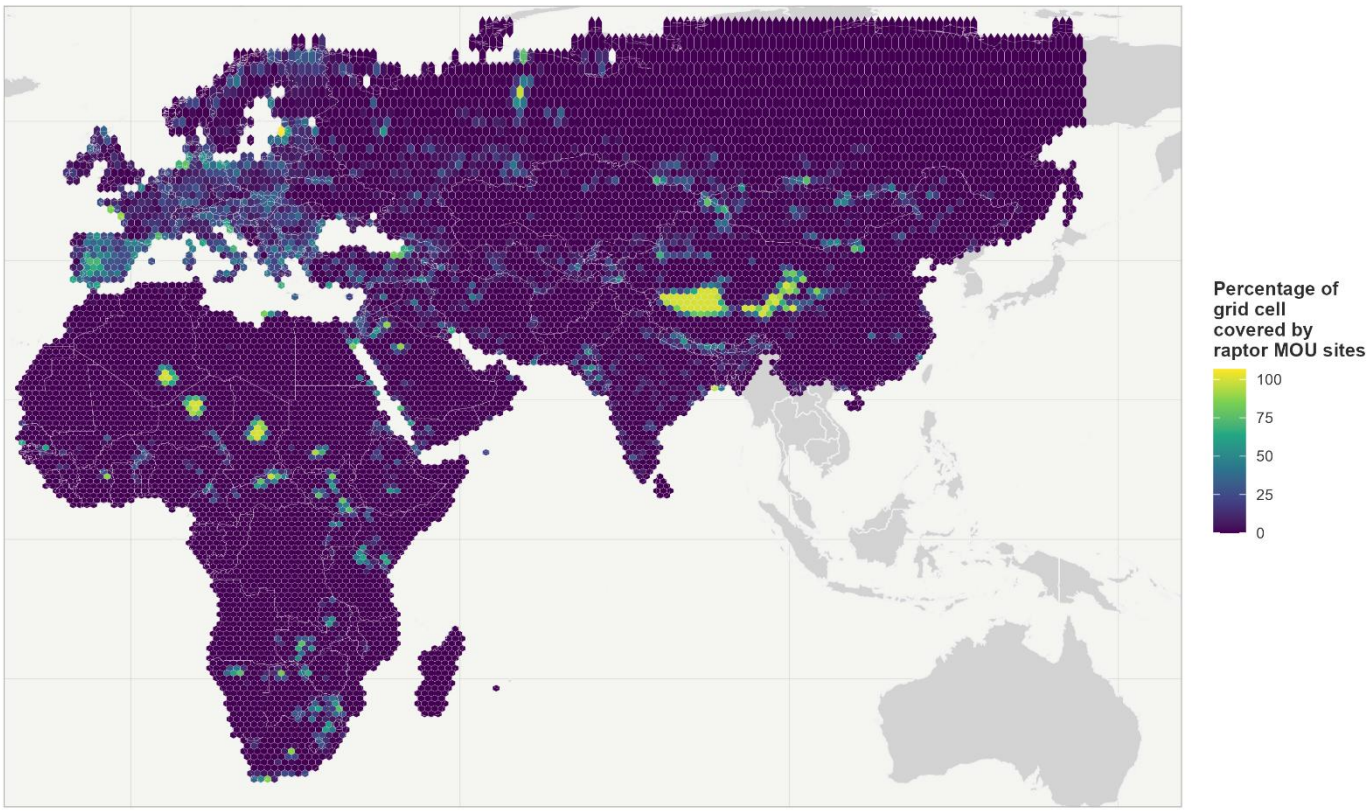


Figure 19. Carte représentant le pourcentage de chaque cellule de la grille couvert par les sites figurant sur la liste des sites (Tableau 3) du MdE Rapaces. Notez que les cellules de la grille en violet foncé indiquent une couverture de 0 %.

10. Habitats des rapaces migrateurs

Les rapaces migrateurs se trouvent dans une très grande variété d'habitats différents. Tandis que certaines espèces, comme le faucon émerillon, sont capables d'exploiter une variété de types d'habitats, d'autres, comme l'Autour des palombes ou le Busard des roseaux, sont plus spécialisées. De nombreuses espèces de rapaces migrateurs ont des exigences relativement spécifiques en matière de sites de nidification, plusieurs d'entre elles ayant une forte préférence pour les falaises. Toutefois, l'utilisation observée des sites de nidification peut également être influencée par les perturbations humaines et les persécutions historiques. Certaines espèces pourraient être capables d'exploiter un éventail de sites de nidification plus large que ne le suggère leur répartition actuelle (Martínez-Abraín et al. 2021 ; Baumbusch et al. 2026). BirdLife International répertorie les habitats utilisés par les espèces d'oiseaux du monde entier en suivant la terminologie standard utilisée dans la Liste rouge des habitats de l'UICN (version 3.1)[41], avec une structure hiérarchique à deux niveaux similaire à celle présentée précédemment pour les menaces. Les deux niveaux de la hiérarchie s'expliquent d'eux-mêmes, car ils utilisent des termes familiers relatifs à l'habitat qui tiennent compte de la biogéographie et de la zonation latitudinale. En outre, chaque habitat est évalué en fonction de son importance pour l'espèce, selon qu'il est adapté, majeur, marginal ou inconnu. Dans le cadre de ce rapport, seuls les habitats considérés comme « appropriés » et « importants » [42]sont pris en considération. Le terme « approprié » signifie que l'espèce est présente dans l'habitat de manière régulière ou fréquente et le terme « majeur » signifie que l'habitat est approprié et qu'il est en outre important pour la survie de l'espèce.

L'analyse a porté sur trois groupes d'espèces : l'annexe 1, la catégorie 1 et la catégorie 2. Pour chaque espèce, une valeur totale de un a été répartie entre toutes les catégories d'habitats adéquats. Lorsqu'une espèce était associée aux deux classes d'importance au sein d'un même habitat, sa contribution était répartie équitablement entre celles-ci, afin que la contribution totale pour cette combinaison espèce-habitat reste égale à un. Le nombre pondéré d'espèces a ensuite été calculé pour chaque catégorie d'habitat en additionnant ces contributions pour chaque espèce. Dans les graphiques, les habitats sont classés par ordre décroissant du nombre total d'espèces pour lesquelles l'habitat est considéré comme étant d'importance majeure.

[41] https://www.iucnredlist.org/fr/resources/guidelines/habitat-classification-scheme
[42] https://datazone.birdlife.org/about-our-science/terms-and-definitions#habitat

Parmi les différents groupes d'espèces, quatre habitats de niveau 1 se sont systématiquement classés parmi les plus importants : la forêt, les prairies, la savane et les zones rocheuses (fig. 20). Cela met en évidence l'importance de ces types d'habitats pour une grande proportion des espèces couvertes par le MdE Rapaces, et par conséquent la pertinence de leur conservation. Des graphiques supplémentaires relatifs aux habitats de niveau 2 et aux espèces de catégorie 2 sont fournis dans l'annexe B du présent document.

Les habitats forestiers revêtent une importance particulière, car la plupart des rapaces dépendent des forêts pour leur survie. Or, la perte massive de forêts due à l'agriculture et à l'exploitation forestière depuis 2001 a laissé les espèces de rapaces dépendantes des forêts, y compris certaines espèces figurant à l'annexe 1 du MdE Rapaces, avec seulement la moitié de la couverture forestière (O'Bryan et al. 2025). La protection de ces habitats essentiels est indispensable à la préservation des populations de rapaces.

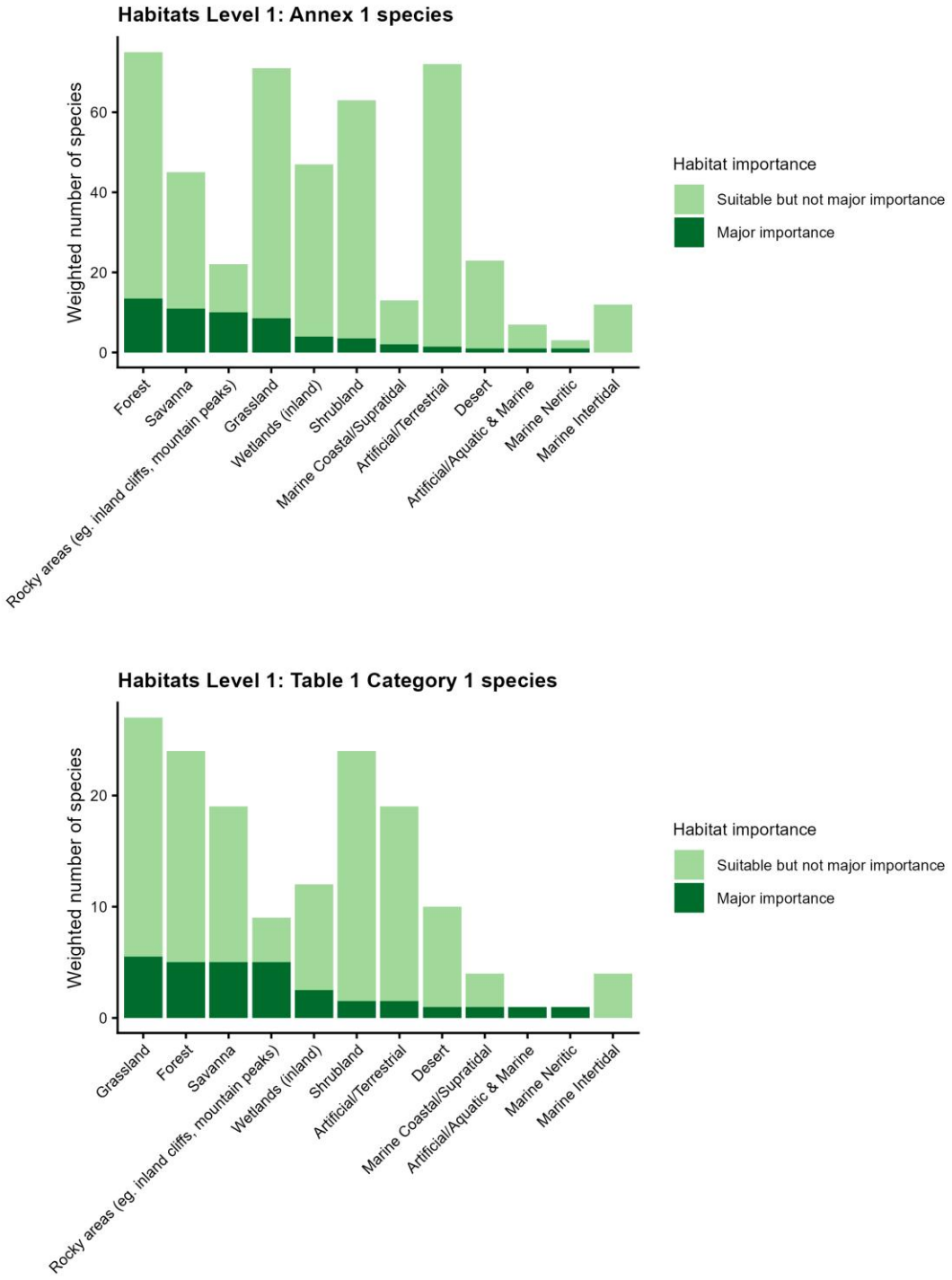


Figure 20. Niveau 1 : Préférences d'habitat pour (en haut) les espèces de l'annexe 1 et (en bas) les espèces de la catégorie 1 du tableau 1 de l'annexe 3.

11. Actions de conservation

En tant qu'autorité de la Liste rouge de l'UICN pour les oiseaux, BirdLife International documente et catégorise les actions de conservation requises pour sauvegarder toutes les espèces mondialement menacées et quasi menacées dans l'ensemble de l'aire de répartition des espèces. En analysant les informations les plus récentes sur les mesures de conservation à partir des données associées à l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN de 2025, les mesures de conservation les plus fréquemment signalées comme nécessaires pour les espèces de l'annexe 1 se situent dans les catégories suivantes : gestion des sites/zones, sensibilisation et communication, protection des sites/zones, respect et mise en œuvre, législation et politiques et réglementations (fig. 21). Pour les espèces en danger critique d'extinction, il est également souvent signalé qu'il est nécessaire de mettre en œuvre des actions de rétablissement des populations et de conservation ex situ. Notez que la figure 21 met les données à l'échelle de sorte que les multiples actions par espèce soient pondérées de manière égale. Pour des informations détaillées sur les actions de conservation, consulter le CSAR1[43].

Dans le reste de cette section, nous nous pencherons sur des études de cas montrant que les actions de conservation en faveur des rapaces peuvent être efficaces.

[43] https://raptors.cms.int/sites/default/files/document/MOS3_DOC.%2012.3_Annex%201_Conservation%20Status%20Assessment%20Report_EN.pdf

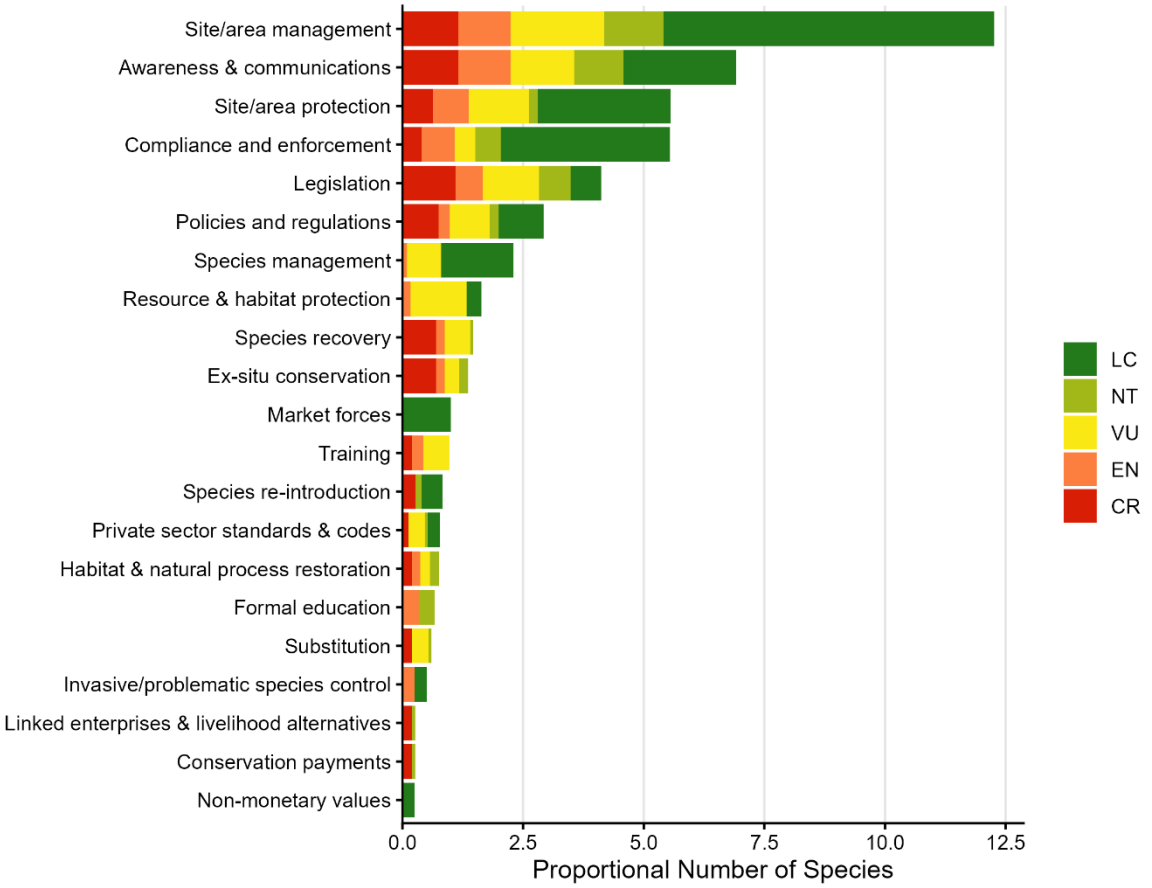


Figure 21. Évaluation des mesures de conservation nécessaires pour les espèces de l'annexe 1 en fonction de leur statut sur la Liste rouge de l'UICN.

11.1 Étude de cas n° 1 : Collaboration à l'échelle des voies de migration pour la conservation du vautour percnoptère d'Égypte des Balkans

Le percnoptère d'Égypte a subi un déclin spectaculaire dans les Balkans, le nombre d'oiseaux adultes territoriaux étant passé de 204 en 2006 à 105 en 2022. En tant que migrateur longue distance empruntant la voie de migration de la Méditerranée orientale, cette population est confrontée à de multiples menaces sur ses sites de reproduction, de halte migratoire et d'hivernage, rendant sa conservation un défi qu'aucun pays ne peut relever seul.

Entre 2012 et 2022, deux grands projets du programme LIFE (*Return of the Neophron*[44] et *Egyptian Vulture New LIFE*[45]) ont réuni une alliance d'organisations de protection de la nature à travers l'Europe, le Moyen-Orient et l'Afrique. Leur objectif était de stabiliser la

[44] https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE10-NAT-BG-000152/urgent-measures-to-secure-survival-of-the-egyptian-vulture-neophron-percnopterus-in-bulgaria-and-greece
[45] https://www.lifeneophron.eu/#home

population reproductrice des Balkans par le biais d'actions ciblées et coordonnées tout au long de la voie de migration.

Parmi les mesures clés figuraient des actions visant à réduire les empoisonnements et les persécutions, à atténuer les risques liés aux infrastructures électriques, à soutenir la reproduction et le renforcement des populations, ainsi qu'à renforcer la surveillance et la mobilisation. Les unités anti-empoisonnement pour chiens ont localisé et retiré les appâts toxiques ainsi que les carcasses, tandis qu'une base de données sur les empoisonnements et des cartes de sensibilité ont aidé à cibler les efforts de prévention. Les actions de sensibilisation ont également contribué à réduire l'utilisation de médicaments vétérinaires nocifs, et les campagnes de lutte contre le braconnage menées dans des zones de chasse très fréquentées, comme au Liban, ont entraîné une baisse sensible du nombre de tirs. Plus de 1 600 poteaux et pylônes électriques dangereux ont été isolés, ce qui a permis d'éviter de nouveaux accidents d'électrocution sur les sites traités. Des stations d'alimentation complémentaires ont permis d'assurer une source de nourriture sûre à de nombreux couples nicheurs, des programmes de protection des nids ont permis de préserver les oisillons, et des vautours élevés en captivité ont été relâchés selon des méthodes de lâcher différé afin d'améliorer leur survie (voir également Programmes de réintroduction et de renforcement des rapaces : expériences sur le terrain[46]). Le suivi par GPS de 60 vautours a permis d'identifier d'importantes menaces le long des routes de migration, tandis que des campagnes de sensibilisation et des formations destinées aux gardes forestiers, aux vétérinaires et aux agents chargés de l'application de la loi ont renforcé les capacités locales et le soutien du public dans plusieurs pays.

Les résultats obtenus jusqu'à présent sont encourageants. Depuis 2014, le taux de survie annuel des adultes est passé de 93,7 % à 95,5 %, le taux de survie mensuel des juvéniles de 83,3 % à 91,4 %, et la croissance de la population est passée d'un déclin (0,939) à une stabilisation (1,005) après 2018 (Oppel et al. 2024). Malgré ce succès, la population ne représente plus que la moitié de sa taille de 2006. Oppel et al. (2024) concluent qu'une gestion continue et coordonnée le long de la voie de migration, combinant l'atténuation des menaces, le renforcement des populations et le soutien aux habitats, est essentielle non seulement pour prévenir un nouveau déclin, mais aussi pour permettre la récupération des populations. Le cas du vautour percnoptère d'Égypte des Balkans montre comment une coopération multinationale soutenue peut enrayer le déclin d'une espèce migratrice, transformant des années de pertes en base pour sa survie à long terme.

[46] https://raptors.cms.int/fr/node/50007

11.2 Étude de cas n° 2 : Conservation à l'échelle des voies de migration de l'aigle impérial (région pannonienne)

L'aigle impérial est le plus présent dans le bassin des Carpates, en particulier en Hongrie, qui abritait en 2010 62 % des couples nicheurs de l'Union européenne (environ 117). Sa survie est mise en péril par l'empoisonnement, l'électrocution, la perte de son habitat, les tirs et les perturbations. Afin de réduire la mortalité et de favoriser le rétablissement des populations, le projet LIFE[47] « Conservation de l'aigle oriental par la réduction de la mortalité d'origine humaine dans la région pannonienne » a été lancé à la fin de l'année 2016. Coordonné par BirdLife Hongrie, le projet a permis d'étendre les efforts de conservation à travers la Hongrie, la Slovaquie, la Tchéquie, l'Autriche et la Serbie.

Le projet PannonEagle LIFE s'est appuyé sur les méthodes de lutte contre l'empoisonnement et de surveillance mises au point dans le cadre du projet HELICON LIFE précédent en Hongrie et les a étendues à l'ensemble de la région pannonienne. Dans le cadre du projet HELICON, une unité spécialisée dans l'utilisation de chiens de détection a mené plus de 500 enquêtes sur le terrain et auprès des ménages, tandis que le suivi par satellite et une base de données ADN établie à partir de plumes perdues ont été utilisés pour étudier la mortalité et identifier les zones présentant un renouvellement anormalement élevé des aigles territoriaux. PannonEagle a renforcé son action en déployant des unités supplémentaires de chiens de détection, en standardisant les protocoles d'intervention sur le terrain, les protocoles vétérinaires et les protocoles d'enquête policière, en poursuivant la surveillance génétique, le suivi par satellite et GPS, et en intensifiant la coopération régionale. En Serbie, des organisations de protection de la nature et des bénévoles ont également installé des plates-formes de nidification artificielles afin de soutenir la petite population nicheuse, tandis que de jeunes aigles ont été équipés de dispositifs de suivi pour mieux comprendre leurs déplacements et les risques de mortalité auxquels ils sont exposés. Des recensements coordonnés, des conférences et des activités de sensibilisation ont encore renforcé la coopération entre les pays participants. Au cours de la période du projet PannonEagle, la population pannonienne connue est passée d'environ 270 couples reproducteurs en 2016 à 482 couples en 2022[48]. Ce cas souligne à quel point une collaboration entre plusieurs pays, soutenue par les forces de l'ordre, des protocoles de terrain, des technologies de suivi et l'engagement du public, peut réduire considérablement la mortalité causée par l'homme et favoriser le rétablissement, même pour les espèces migratrices confrontées à des menaces généralisées.

[47] https://imperialeagle.eu/

[48] https://www.imperialeagle.eu/sites/default/files/pannoneagle_life_afterlife_plan.pdf?utm_source=chatgpt.com

11.3 Étude de cas n° 3 : Conservation du faucon sacre à l'échelle des voies de migration en Bulgarie et dans le sud de la Roumanie

Le faucon sacre a connu un déclin spectaculaire en Europe ; il est classé « en danger » à l'échelle mondiale et fait l'objet d'un plan d'action mondial.[49] En Bulgarie, l'espèce a subi un déclin de sa population, ne comptant plus qu'un seul couple nicheur identifié en 2010. En Roumanie, les populations principales ne s'en sont guère mieux sorties, bien que quelques couples nicheurs aient subsisté, notamment près des zones frontalières avec la Bulgarie et dans le bassin pannonien. Entre 2010 et 2014, le projet LIFE 09 « Falco cherrug B-H-R-S[50] », mené en Hongrie, en Slovaquie, en Bulgarie et en Roumanie, a posé les bases du rétablissement de la population en appliquant les meilleures pratiques dans ces quatre pays. Plus récemment, le projet LIFE 20 « LIFE for Falcons[51] » (2021-2026) a renforcé et étendu ces efforts en Bulgarie et dans le sud de la Roumanie.

Les principales mesures de conservation ont été axées sur la réduction des risques d'électrocution et de persécution, l'amélioration des habitats de nidification et d'alimentation, le renforcement de la surveillance, ainsi que l'engagement des communautés locales. Le projet précédent, LIFE 09, a permis d'isoler près de 9 000 pylônes, tandis que le projet actuel, LIFE 20, vise à en traiter au moins 300 de plus. Des pigeonniers contrôlés ont été établis afin d'offrir aux faucons une source alternative de pigeons, dans le but de réduire la prédation sur les oiseaux appartenant à des particuliers ainsi que les persécutions illégales associées de la part des colombophiles. Parallèlement, des activités de formation et de sensibilisation ont été menées auprès de plus de 1 000 chasseurs, et plusieurs cas de persécution ont été examinés. Le programme LIFE 09 a également permis d'installer 150 nichoirs, dont environ 120 dans le cadre du programme LIFE 20. Les actions en faveur de l'habitat comprennent la restauration et la gestion de 100 hectares de prairies ainsi que l'acquisition de 100 hectares supplémentaires, tandis que la restauration des proies a porté sur les écureuils terrestres et prévoit la réintroduction de sousliks, de hamsters roumains et de pigeons sauvages. Le suivi par satellite des jeunes individus a permis de mieux comprendre leurs déplacements à grande échelle et a contribué à orienter les mesures de conservation tout au long de la voie de migration. Ces projets ont également produit des recommandations sur l'implantation des parcs éoliens et la conception de pylônes respectueux des oiseaux, et ont sensibilisé le public grâce à de nombreuses activités de sensibilisation.

[49] https://raptors.cms.int/fr/node/28212
[50] https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE09-NAT-HU-000384/conservation-of-falco-cherrug-in-northeast-bulgaria-hungary-romania-and-slovakia
[51] https://saveraptors.org/the-project

Grâce au programme LIFE 09, les possibilités de reproduction et d'alimentation se sont multipliées, les infrastructures ont été améliorées et les populations se sont stabilisées dans les régions centrales. Le programme LIFE 20 s'appuie sur ces acquis et met l'accent sur la réduction des menaces, la restauration des proies et des habitats, l'implication des communautés et l'amélioration des possibilités de nidification afin de permettre une recolonisation et un rétablissement naturels dans l'ensemble de la région Bulgarie–Roumanie.

Parallèlement, un programme de réintroduction mené par Green Balkans et soutenu par le Fonds Mohamed bin Zayed pour la conservation des rapaces s'efforce de rétablir le faucon sacre en tant qu'espèce reproductrice en Bulgarie[52]. À la suite d'études de faisabilité et de lâchers pilotes menés précédemment, le programme a mis en place un élevage en captivité et des lâchers systématiques d'oiseaux d'origine européenne. Entre 2020 et 2024, 84 faucons sacres élevés en captivité ont été réintroduits dans la nature. En 2024, trois couples reproducteurs sauvages s'étaient implantés en Bulgarie, tous issus d'oiseaux relâchés, ce qui correspondait à l'objectif du programme, à savoir établir entre 2 et 4 couples reproducteurs. Le programme a également développé des installations d'élevage, acquis des équipements et formé du personnel pour soutenir les futures réintroductions de rapaces et le renforcement des populations (Dixon et al. 2025).

Ces projets illustrent comment une action transfrontalière, la reconstitution des populations d'espèces proies, les innovations techniques, l'application de la législation et la sensibilisation des communautés peuvent inverser la tendance au déclin et ouvrir la voie à un rétablissement à long terme des populations de rapaces migrateurs.

12. Lacunes dans les connaissances

En suivant une structure similaire à celle des ensembles de données sur les menaces et les habitats détenus par BirdLife International, un système hiérarchique a été mis en place pour catégoriser les lacunes dans nos connaissances sur les espèces. Dans l'ensemble de données associées à la Liste rouge 2025 de l'UICN, deux tiers des 94 espèces incluses dans l'annexe 1 font l'objet d'une évaluation des domaines de recherche prioritaires. La figure 22 montre le nombre d'espèces pour lesquelles un domaine particulier de recherche, de surveillance ou de planification de la conservation a été identifié comme prioritaire (plusieurs de ces domaines peuvent être identifiés pour une seule espèce). Notez que la figure 22 met les données à l'échelle de sorte que les multiples lacunes par espèce soient pondérées de manière égale.

[52] https://www.iucn-ctsg.org/wp-content/uploads/2025/12/ctsg-book-axel-moehrenschlager-2025.pdf

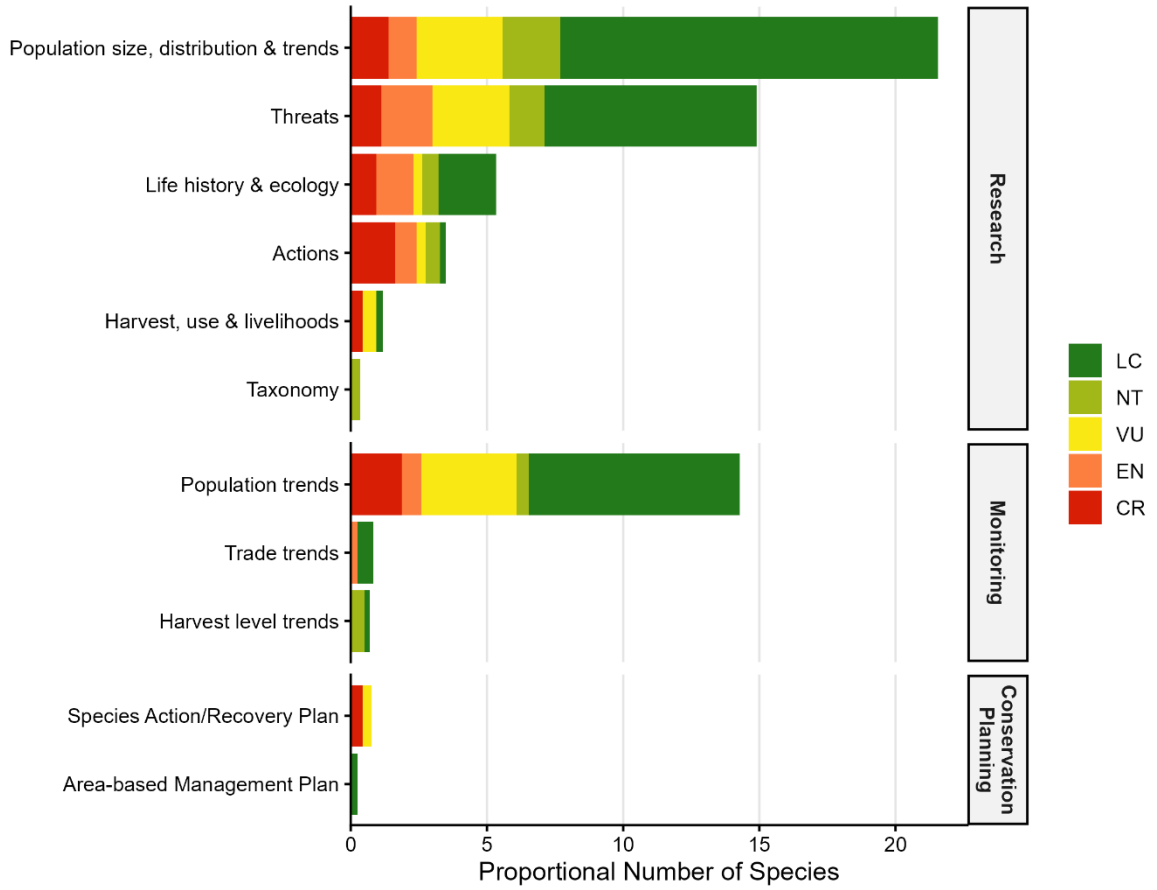


Figure 22. Domaines de recherche prioritaires pour les espèces de l'annexe 1

Malgré l'importance de ces informations pour l'évaluation de l'état de conservation et le suivi de l'efficacité des mesures de conservation, certaines des lacunes les plus fréquemment mises en évidence concernent les tendances et la taille des populations, tant du point de vue de la recherche que de la surveillance, la plupart des espèces évaluées présentant cette lacune comme une priorité. On constate un manque préoccupant d'informations concernant de nombreuses espèces menacées. Parmi les autres lacunes majeures, on peut citer les menaces, l'histoire de vie et l'écologie, ainsi que les actions à entreprendre. Pour conserver efficacement les rapaces migrateurs, nous avons besoin d'informations de base et fiables sur l'écologie des espèces, la taille et les tendances de leurs populations, les menaces auxquelles elles sont confrontées, ainsi que les actions de conservation nécessaires pour y faire face. Pour de nombreuses espèces couvertes par le MdE Rapaces, ces informations restent incomplètes, biaisées géographiquement ou inexistantes. Il subsiste également d'importantes lacunes quant à la connaissance de la mise en œuvre des mesures recommandées et, le cas échéant, de leur efficacité. Ces contraintes limitent notre capacité à établir des priorités et à mettre en œuvre des actions de

conservation appropriées, à évaluer leur succès, à garantir que les espèces soient classées dans le cadre du MdE Rapaces d'une manière qui reflète leur statut à travers les différentes régions, et à coordonner les interventions le long des voies de migration.

La suite de cette section inscrit ces conclusions dans un cadre plus large comprenant un ensemble de priorités sélectionnées en matière de recherche et de suivi. Il s'agit notamment des biais géographiques et taxonomiques dans la recherche, de connaissances écologiques incomplètes et d'un statut migratoire incertain, de l'absence de suivi coordonné à long terme des populations, d'une compréhension limitée de l'exposition aux menaces et des effets cumulés tout au long du cycle annuel, de menaces émergentes et négligées, ainsi que de lacunes dans la connaissance des facteurs socio-économiques et de gouvernance.

12.1 Biais géographiques et taxonomiques dans la recherche et le suivi

La recherche et la surveillance restent inégales sur l'ensemble de l'aire de répartition géographique couverte par le MdE Rapaces, avec une grande partie des données disponibles provenant d'un nombre relativement restreint de pays, de sous-régions et d'espèces. Les lacunes géographiques dans le suivi des rapaces sont renforcées par les disparités entre les pays en matière de capacités, notamment en ce qui concerne le financement, l'expertise technique, les ressources humaines, l'accessibilité et la sécurité[53]. Cela engendre d'importantes lacunes dans les évaluations à l'échelle de l'aire de répartition et peut réduire la capacité du MdE à identifier et à prioriser les espèces et les populations les plus préoccupantes en matière de conservation. Malgré plus de 500 articles inclus dans l'examen à mi-parcours de la mise en œuvre du PAME Vautours[54], la recherche sur les vautours reste fortement concentrée en Afrique australe, et en Afrique du Sud en particulier, tandis que des espèces telles que le vautour à tête blanche *Trigonoceps occipitalis*, le vautour oricou *Torgos tracheliotos* et le vautour de Rüppell *Gyps rueppellii* restent peu représentées dans les études consacrées à une seule espèce (Daniels et al. 2025). Des biais similaires sont également observés chez les rapaces de manière plus générale : une petite proportion d'espèces bénéficie d'une grande partie de l'attention des chercheurs, tandis que de nombreuses espèces, notamment celles dont l'aire de répartition est limitée ou qui se trouvent dans des pays moins développés, sont peu ou pas étudiées. Des initiatives récentes ont permis de combler certaines de ces lacunes concernant les espèces prioritaires, notamment grâce à un numéro spécial consacré au faucon sacre[55] et au faucon concolore[56]. Buechley et al. (2019) soulignent que l'Amérique latine, l'Afrique et

[53] https://raptors.cms.int/sites/default/files/publication/Raptors%20MOU%20-%20Assessing%20capacity-building%20needs%20for%20raptor%20conservation%20in%20Africa%20and%20Eurasia.pdf
[54] malgré les plus de 500 articles répertoriés dans l'examen à mi-parcours de la mise en œuvre du PAME Vautours
[55] http://www.ornis.hu/?contents&lang=eng&idd=49&vol=2025_33(1)
[56] http://www.ornis.hu/?contents&lang=eng&idd=52&vol=2026_34(1)

l’Asie du Sud-Est concentrent un nombre particulièrement élevé de priorités de recherche, mais disposent souvent de capacités limitées pour y répondre. Ces lacunes peuvent retarder la détection du déclin des populations et des menaces émergentes, et réduire la probabilité de mettre en place des mesures de conservation en temps opportun. McClure et al. (2023b) suggèrent que la recherche et la surveillance devraient donc se concentrer sur les espèces et les régions peu étudiées, en particulier dans le Sud global, tout en soutenant les institutions locales afin de développer des programmes de surveillance à long terme. Dans la mesure du possible, ces programmes devraient suivre des méthodes standardisées, tester des hypothèses claires concernant les causes de l'évolution démographique et favoriser le partage des données ainsi que la collaboration entre les pays et les organisations (McClure et al. 2023b). Le manque de ressources dédiées à la surveillance et à la recherche peut maintenir des lacunes dans les connaissances concernant certaines parties de l'étendue géographique couverte par le MdE, ce qui limite notre capacité, à l'échelle des voies de migration, à détecter les déclins et à comprendre les menaces suffisamment tôt pour y remédier efficacement. Les signataires pourraient envisager comment faciliter le transfert de ressources et le renforcement des capacités entre eux, que ce soit au niveau bilatéral ou à l’échelle des voies de migration, afin de contribuer à résoudre ce problème.

12.2 Connaissances écologiques de base incomplètes et statut migratoire incertain

Pour de nombreuses espèces de rapaces, des questions écologiques fondamentales demeurent sans réponse ou sont insuffisamment documentées. Pour de nombreuses espèces, il est difficile de déterminer quelle proportion d'individus effectue régulièrement des déplacements saisonniers sur de longues distances, où se situent les étapes essentielles de ces migrations, et dans quelle mesure les sous-populations reproductrices et non reproductrices sont connectées entre elles. Ces connaissances sont essentielles pour comprendre comment les menaces pèsent sur les différentes populations et pour développer des interventions de conservation efficaces. En Afrique et en Asie, les mouvements saisonniers de plusieurs espèces sont mal documentés, ce qui signifie qu’il n’est pas clair si elles répondent à la définition de « migratrices » donnée par la CMS et le MdE Rapaces dans une partie quelconque de leur aire de répartition. Ces lacunes dans les connaissances peuvent empêcher l'inclusion d'espèces à l'annexe 1 du MdE et limiter la coopération transfrontalière ou à l'échelle des voies de migration pour leur conservation. Pour combler ces lacunes de connaissances, il faudra investir davantage dans la recherche sur les déplacements de ces espèces, notamment en suivant des individus à l'aide de géolocalisateurs GPS, GSM ou à détection de luminosité, ainsi qu'en mettant en place des programmes de surveillance, pouvant inclure des recensements coordonnés, afin de déterminer quelle proportion de chaque population migre et de mieux comprendre la connectivité entre les populations. L'identification de populations biogéographiques distinctes peut également contribuer à orienter les efforts de surveillance et de

conservation vers les populations qui en ont le plus besoin, plutôt que de se fonder uniquement sur des évaluations au niveau de l'espèce.

12.3 Absence de suivi coordonné à long terme des populations

À travers l'Afrique, le suivi des oiseaux reste fragmenté et inégal, avec de nombreux programmes ayant une couverture spatiale ou taxonomique limitée et étant contraints par des financements à court terme. Cela met en évidence la nécessité d'un suivi plus coordonné, standardisé et durable à l'échelle des pays (Atkinson et al. 2026).

Alors que les oiseaux aquatiques font l'objet d'un suivi systématique dans le cadre du Recensement international des oiseaux aquatiques, le suivi à long terme des rapaces migrateurs reste plus variable le long de la voie de migration Afrique-Eurasie. Un suivi approfondi des populations reproductrices est en place dans certaines régions d'Europe, et des recensements migratoires réguliers sont réalisés à plusieurs points de passage clés. Cependant, d'importantes lacunes géographiques, taxonomiques et saisonnières persistent, notamment en dehors des régions bénéficiant d'un suivi rigoureux. Le suivi longitudinal de la taille des populations fait souvent défaut pour de nombreuses populations migratrices, alors qu'il est crucial pour identifier les déclins démographiques. D'autres paramètres (comme la productivité reproductive, l'immigration/l'émigration et la survie) peuvent contribuer à mieux comprendre le déclin des populations. Lorsque la surveillance est étendue et coordonnée, elle permet de détecter les changements et de démontrer l'efficacité des actions de conservation, par exemple le vautour d'Égypte dans les Balkans (Oppel et al. 2023). En l'absence d'informations fiables sur l'ampleur et la direction des changements démographiques, les diminutions de population risquent de passer inaperçues et les résultats des interventions ne peuvent pas être correctement évalués. Il convient donc de mettre en place un suivi standardisé, en accordant une priorité particulière aux espèces et aux régions mal connues, à l'aide de protocoles minimaux qui restent applicables dans les zones aux capacités limitées, tels que les relevés d'occupation des territoires de reproduction et les comptages standardisés aux points de concentration migratoires. La surveillance des sites constituant des goulots d'étranglement peut être un moyen efficace pour évaluer les tendances démographiques des rapaces migrateurs, qui sont difficiles à recenser sur l'ensemble de leur aire de reproduction. Cependant, les comptages doivent être répétés, standardisés et coordonnés entre les différents sites afin de prendre en considération les variations liées aux conditions météorologiques, l'effort des observateurs et les itinéraires de migration (Jobson et al. 2021). Dans la mesure où les ressources le permettent, ces approches devraient être complétées par des estimations plus détaillées de la productivité reproductive et du taux de survie, obtenues grâce à des études de marquage-recapture ou à la télémétrie. Un consortium réunissant les programmes de surveillance existants et ciblant les principaux points névralgiques de la migration pourrait améliorer encore la couverture et la coordination concernant les rapaces, dont les déplacements sur de longues distances et les densités de population généralement faibles rendent une surveillance efficace difficile (Jobson et al. 2021).

12.4 Quantification des menaces, des interactions et de l'impact cumulatif tout au long du cycle annuel

Les rapaces migrateurs sont confrontés à diverses menaces dans leurs zones de reproduction, de migration et d'hivernage (voir section 8). Ces menaces sont nombreuses et incluent, entre autres, l'empoisonnement, la persécution et les collisions (Madden et al. 2019 ; Slater et al. 2020 ; Gomez et al. 2022 ; Bullock et al. 2024). Ces menaces peuvent également interagir. Par exemple, la perte d'habitat peut accroître le risque de collision ou d'exposition, tandis que les changements climatiques peuvent modifier le calendrier des migrations et entraîner une exposition à de nouvelles menaces. Il manque encore des évaluations spatialement explicites de l'exposition aux menaces pour de nombreuses espèces de rapaces, et les études évaluant les effets cumulatifs ou projetant l'évolution future de cette exposition sont encore plus rares. Cela limite la capacité à orienter les efforts de conservation vers les menaces à l'origine de la mortalité la plus élevée ou des échecs de reproduction les plus importants au sein de certaines populations, à certaines saisons et dans certaines régions. Pour obtenir des preuves plus solides, il sera nécessaire de mener des autopsies coordonnées et de mettre en place une surveillance des contaminants permettant d'établir un lien entre la mortalité et des causes telles que les pesticides, l'empoisonnement délibéré, les médicaments vétérinaires, les agents pathogènes comme la grippe aviaire hautement pathogène, ou encore les collisions et électrocutions sur les infrastructures énergétiques. Les résultats de ces analyses devront ensuite être regroupés afin de soutenir la cartographie régionale des menaces. La télémétrie GPS devrait également continuer à être utilisée pour estimer la mortalité liée à des menaces spécifiques selon les espèces, les saisons et les zones géographiques, en s’appuyant sur des systèmes partagés de soumission et de gestion des données de suivi ou sur des collaborations visant à rassembler et analyser ces données (Serratosa et al. 2024). Ces données pourraient ensuite servir de base à des analyses de viabilité des populations et à des modèles spatialement explicites intégrant diverses menaces et des projections climatiques, ce qui permettrait d’identifier les interventions susceptibles d’apporter le plus grand bénéfice à l’échelle de la population.

12.5 Évaluation des menaces émergentes et négligées

De nouvelles menaces émergent pour les rapaces migrateurs, ce qui pourrait contrecarrer les efforts de conservation en cours. Les récents foyers de grippe aviaire hautement pathogène survenus depuis 2021 ont montré que la maladie peut entraîner une mortalité importante chez les rapaces, en particulier chez les charognards et les prédateurs qui consomment des oiseaux infectés. L'étendue spatiale et les conséquences au niveau des populations restent partiellement quantifiées pour de nombreux rapaces migrateurs ; une surveillance et une intégration dans des modèles de population sont nécessaires. D'autres menaces peuvent également être connues, mais leur incidence totale reste encore à quantifier. L'utilisation généralisée de pesticides à base d'organophosphates et de carbamates, ainsi que d'autres produits agrochimiques, présente des risques importants, souvent insidieux. Bien que les effets des AINS à usage vétérinaire sur les vautours d'Asie du Sud soient bien documentés, les enquêtes à grande échelle actuellement menées sur les contaminants et les maladies émergentes restent limitées. Cela est particulièrement

préoccupant pour les rapaces à longue durée de vie, car une mortalité accrue chez les adultes peut entraîner un déclin rapide des populations. Une gestion efficace nécessite de disposer de meilleures informations sur la fréquence d'exposition, les effets sur la survie et la reproduction, les répercussions sublétales, ainsi que sur les périodes et les zones présentant le plus grand risque. Les tests de dépistage de la grippe aviaire hautement pathogène devraient donc être intégrés aux réseaux d'autopsie existants et s'appuyer, dans la mesure du possible, sur des tests sérologiques et virologiques, ainsi que sur des études de télémétrie permettant d'évaluer à la fois la mortalité immédiate et les effets démographiques à long terme. Il conviendrait également d'étendre le prélèvement d'échantillons de contaminants sur les rapaces morts et leurs proies, en recourant à des méthodes de laboratoire harmonisées et en renforçant les liens avec les études portant sur l'utilisation des pesticides et des médicaments vétérinaires.

12.6 Disparités socio-économiques et lacunes en matière de gouvernance

Les causes profondes de nombreuses menaces qui pèsent sur les rapaces migrateurs (par exemple, l'empoisonnement, les médicaments vétérinaires dangereux, les zones de conflit) sont de nature sociopolitique. Parallèlement, les actions de conservation produisent souvent des résultats limités en raison de capacités locales insuffisantes, de l'instabilité des financements et des contraintes sociopolitiques (par exemple, les zones de conflit et la faiblesse de l'application des lois). Ces facteurs de gouvernance et socio-économiques sont généralement moins étudiés par rapport aux questions écologiques. Sans aborder les facteurs socio-économiques sous-jacents des menaces, tels que les conflits entre l'homme et la faune sauvage, l'accès et l'utilisation de substances toxiques et de produits chimiques, ainsi que les marchés de parties d'animaux sauvages, les mesures écologiques ont peu de chances de réussir durablement. Le rapport « Killing 3.0 » (BirdLife International, 2025) et l'étude intitulée « Comprendre les facteurs et les motivations à l'origine de l'abattage illégal des oiseaux dans la région méditerranéenne »[57] mettent également en lumière la nécessité de s'attaquer aux facteurs sociaux et institutionnels qui contribuent à l'abattage illégal, en complément des mesures de contrôle. Il est nécessaire d'investir davantage dans la recherche en sciences sociales afin de comprendre les causes des empoisonnements, des abattages illégaux et de l'utilisation dangereuse de médicaments vétérinaires, et de mettre au point, conjointement avec les communautés concernées, des mesures d'intervention fondées sur le dialogue, des incitations et des moyens de subsistance alternatifs. Les actions de conservation devraient également être davantage intégrées aux secteurs de la santé publique, de la médecine vétérinaire et de l'agriculture, notamment en ce qui concerne les risques liés aux maladies et aux pesticides.

13. Lacunes des plans d'action internationaux par espèces

Les plans d'action spécifiques à chaque espèce sont un outil essentiel pour atteindre les objectifs de conservation et promouvoir la coopération internationale en faveur des espèces

[57] https://www.cms.int/fr/node/49812

de rapaces migrateurs. Depuis la MOS3[58], le Plan d'action mondial pour la conservation de l'Aigle des steppes (*Aquila nipalensis*) (2026-2035) et le Plan d'action international spécifique à l'espèce pour le Faucon concolore 2024-2036, tous deux approuvés par les Parties à la CMS, ont été publiés.

Deux plans d'action régionaux ont été proposés, notamment le Plan d'action pour la conservation des vautours en Afrique de l'Ouest 2023-2043, approuvé par la CMS, qui se concentre sur six espèces de vautours présentes en Afrique de l'Ouest : le percnoptère d'Égypte (*Neophron percnopterus*), le vautour charognard (*Necrosyrtes monachus*), le vautour oricou (*Torgos tracheliotos*), le vautour de Rüppell (*Gyps rueppelli*), le vautour africain (*Gyps africanus*) et le vautour à tête blanche (*Trigonoceps occipitalis*), ainsi que la Stratégie et plan d'action pour la conservation des vautours de la Communauté de développement de l'Afrique australe (SADC) 2025-2035, qui inclut le percnoptère d'Égypte (*Neophron percnopterus*), le vautour charognard (*Necrosyrtes monachus*), le vautour oricou (*Torgos tracheliotos*), le vautour de Rüppell (*Gyps rueppelli*), le vautour africain (*Gyps africanus*), le vautour à tête blanche (*Trigonoceps occipitalis*) et le vautour chassefiente (*Gyps coprotheres*). Par ailleurs, un plan d'action pour la conservation du Busard maure en Afrique du Sud, prévu pour 2025 et dirigé par des ONG, a été élaboré.

Bien que les espèces de vautours semblent bien couvertes par les plans d'action, il convient de se concentrer tout particulièrement sur les espèces de la catégorie 1 qui ne disposent pas d'un plan d'action, notamment le circaète de Beaudouin (*Circaetus beaudouini*), l'aigle ravisseur (*Aquila rapax*), le pygargue de Pallas (*Haliaeetus leucoryphus*) et le pygargue de Steller (*Haliaeetus pelagicus*).

14. Conclusions

Le présent rapport d'évaluation de l'état de conservation montre que des mesures urgentes sont nécessaires à l'amélioration de l'état de conservation et des trajectoires des populations des 94 espèces inscrites à l'annexe 1 à la MOS3. Environ un tiers (34 %) des espèces de l'annexe 1 sont mondialement classées comme « en danger critique d'extinction », « en danger », « vulnérables » ou « quasi menacées » et figurent donc dans la catégorie 1 du tableau 1 de l'annexe 3 du MdE Rapaces. Les vautours demeurent le groupe le plus menacé à l'échelle mondiale, avec notamment huit espèces en danger critique d'extinction et 93 % des espèces classées comme menacées ou quasi menacées à l'échelle mondiale. Au niveau régional, la situation est plus variable. En Europe, 23 % des espèces figurant à l'annexe 1 sont menacées au niveau régional ou quasi menacées, avec des proportions particulièrement élevées chez les aigles et les faucons. L'état de conservation de sept

[58] https://raptors.cms.int/sites/default/files/document/MOS3_Doc.15.3%28Rev.1%29_TAG%20Workplan%202023-2026_FR.pdf

espèces figurant à l'annexe 1 s'est amélioré. Bien que certains changements reflètent davantage une meilleure connaissance de ces espèces qu'une véritable évolution de leurs populations, des signes encourageants montrent que les mesures de conservation contribuent à ralentir, voire à inverser, le déclin de certaines populations européennes. En revanche, la situation reste particulièrement préoccupante en Afrique, où 87 % des 23 espèces de l'annexe I évaluées sont en déclin.

Les signataires disposent d'un éventail de mécanismes pour soutenir l'action collective, mais il est nécessaire de s'attaquer de manière plus urgente aux principales menaces et de renforcer la coopération avec les autres signataires et les États de l'aire de répartition. L'agriculture, l'aquaculture et l'utilisation des ressources biologiques figurent parmi les principales catégories de menaces globales pesant sur les espèces de l'annexe 1 à l'échelle mondiale, avec une importance particulière accordée aux cultures non ligneuses annuelles et pérennes, ainsi qu'à la chasse et au piégeage d'animaux terrestres. Ces pressions sont aggravées par des menaces émergentes, dont certaines sont abordées dans ce rapport. Les menaces peuvent également interagir : la perte d'habitat peut augmenter l'exposition aux infrastructures et le risque de collision, tandis que les changements climatiques ayant une incidence sur les schémas migratoires peuvent modifier le moment et l'endroit où les espèces rencontrent ces menaces. Il sera donc de plus en plus important de mieux comprendre l'exposition cumulative et changeante aux menaces.

Dans certains pays, la lutte contre ces menaces peut nécessiter des modifications de la législation nationale afin d'améliorer la protection des rapaces migrateurs, tandis que dans de nombreux autres, il est avant tout nécessaire de veiller à une application plus efficace des lois existantes. Les autorités chargées de l'application de la loi manquent souvent de ressources et de formation adéquates. La détection et le signalement des activités illégales reposent fréquemment sur les ONG et les citoyens. Les cas d'abattage, de capture ou de commerce illégaux portés devant les tribunaux sont relativement rares, et les sanctions sont encore moins fréquemment appliquées à un niveau susceptible de dissuader de nouvelles infractions. La formation et la sensibilisation des membres du corps judiciaire sont donc également importantes. Plus généralement, de nombreuses menaces ont d'importants facteurs sociaux, économiques et politiques, tandis que les mesures de conservation peuvent être entravées par des capacités locales limitées, un financement instable, des conflits et une application insuffisante. Une meilleure intégration des sciences sociales dans la conservation des rapaces pourrait aider à identifier les causes de pratiques telles que l'empoisonnement, l'abattage illégal et l'utilisation dangereuse de médicaments vétérinaires, tout en soutenant le développement d'interventions auprès des communautés concernées grâce à la mobilisation, des mesures incitatives et la création de moyens de subsistance alternatifs.

Plusieurs groupes de travail intergouvernementaux et des lignes directrices associées ont déjà été établis dans le cadre de la CMS afin de traiter les principales menaces, notamment la chasse, la capture et le commerce illégaux par le biais du MIKT[59] et de l'ITTEA[60], l'empoisonnement[61], ainsi que les conflits entre le développement énergétique et la conservation des oiseaux migrateurs par le biais du groupe de travail sur l'énergie[62]. De nombreux signataires participent déjà à ces initiatives, tandis que d'autres États de l'aire de répartition, qu'ils soient signataires ou non, pourraient bénéficier de leur adhésion, du partage d'expériences et de l'utilisation des orientations disponibles.

Les plans d'action par espèce offrent également un cadre essentiel en identifiant les actions prioritaires qui peuvent être mises en œuvre au sein des juridictions nationales et en coopération avec d'autres pays. Les vautours sont relativement bien pris en considération dans les plans d'action internationaux existants, en particulier dans le Plan d'action multi-espèces pour conserver les vautours, et la poursuite de sa mise en œuvre reste importante compte tenu de leur état de conservation à l'échelle mondiale. Les trajectoires démographiques varient néanmoins considérablement selon les régions. Plusieurs populations de vautours en Europe se sont stabilisées ou ont augmenté grâce à des mesures de conservation, notamment des programmes de réintroduction et une meilleure protection juridique. En revanche, les populations dans d'autres régions restent mal documentées ou continuent de décliner. En Inde, par exemple, le vautour chaugoun, le vautour indien et le vautour à long bec ont subi un déclin marqué à partir du milieu des années 1990, et les études récentes n'apportent aucune preuve d'un rétablissement durable de leurs populations. Parallèlement à une mise en œuvre plus rigoureuse des plans existants, il convient d'accorder une attention particulière aux espèces de catégorie 1 qui ne sont actuellement couvertes par aucun plan d'action international, notamment le cyrcaète de Beaudouin, l'aigle ravisseur, le pygargue de Pallas et le pygargue de Steller. Pour ces espèces, une coopération internationale renforcée autour de priorités communes en matière de conservation est nécessaire, et il convient d'envisager l'élaboration de nouveaux plans d'action internationaux pour les espèces. Les études de cas présentées dans ce rapport sous la rubrique « Actions de conservation » montrent que des mesures de conservation ciblées peuvent s'avérer très efficaces, notamment la réintroduction dans certaines parties de l'aire de répartition historique d'une espèce. Le partage des enseignements tirés de ces cas de réussite pourrait aider les signataires à concevoir et à mettre en œuvre des mesures similaires pour d'autres espèces en déclin. Pour inverser le déclin des populations de rapaces migrateurs de l'annexe 1, il faudra toutefois faire

[59] https://www.cms.int/fr/node/349
[60] https://www.cms.int/fr/node/646
[61] https://www.cms.int/fr/workinggroup/r%C3%A9duire-le-risque-dempoisonnement-des-oiseaux-migrateurs
[62] https://www.cms.int/fr/node/402

davantage que simplement enrayer ce déclin au sein des juridictions des signataires actuels. Des mesures de conservation efficaces seront également nécessaires, tant dans les États actuels de l'aire de répartition que dans les anciens États de l'aire de répartition, où le rétablissement des populations et la restauration de l'aire de répartition restent possibles.

Une protection efficace des sites d'importance internationale, une gestion appropriée des habitats et la mise en œuvre de mesures visant à réduire les menaces qui y pèsent seront essentielles pour soutenir les populations de l'annexe 1. Le rapport (UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc12.3[63]) met en évidence les lacunes dans la couverture des sites pour les espèces de catégorie 1 et, conjointement avec le document UNEP/CMS/RAPTORS/MOS4/Doc.14.4[64] propose des opportunités pour renforcer le réseau.

La protection est inégalement répartie géographiquement : l'Europe du Nord et l'Europe occidentale présentent des niveaux relativement élevés de protection des sites, tandis que d'importantes lacunes subsistent, notamment en Asie orientale et en Asie méridionale, suivies par l'Asie centrale et l'Asie occidentale, ainsi que certaines régions d'Afrique. Les forêts, les prairies, les savanes et les habitats rocheux figurent systématiquement parmi les types d'habitats les plus importants pour les espèces de l'annexe I, ce qui met en évidence les vastes avantages qu'une protection et une gestion efficaces de ces habitats pourraient apporter.

Les goulots d'étranglement migratoires revêtent une importance particulière, car la géographie, la topographie, le comportement migratoire et les contraintes physiologiques peuvent entraîner une proportion élevée de la population d'une espèce à traverser une zone relativement restreinte en peu de temps. Cette concentration peut rendre les rapaces particulièrement vulnérables aux tirs illégaux, aux infrastructures mal situées ou à d'autres aménagements pouvant entraîner une mortalité élevée. Les signataires responsables de ces zones ont donc une responsabilité particulière : réduire les menaces, gérer les sites de manière appropriée et éviter d'autoriser des projets d'aménagement à proximité de goulots d'étranglement où les effets sur les rapaces migrateurs ne peuvent pas être atténués de manière adéquate.

Malgré leur importance et l'attrait qu'ils exercent auprès du grand public, d'importantes lacunes subsistent dans nos connaissances sur les rapaces. La taille et l'évolution des populations figurent parmi les priorités les plus fréquemment identifiées en matière de recherche et de suivi, notamment pour de nombreuses espèces menacées. D'importantes lacunes concernent également les menaces, le cycle biologique et l'écologie, ainsi que l'efficacité des mesures de conservation. Ces lacunes présentent des disparités tant sur le

[63] https://www.cms.int/fr/node/51228
[64] https://www.cms.int/fr/node/51249

plan géographique que sur le plan taxonomique. L'Amérique latine, l'Afrique et l'Asie du Sud-Est concentrent un nombre particulièrement élevé de priorités de recherche, mais disposent souvent de capacités limitées pour les aborder, et les informations écologiques de base restent rares pour de nombreuses espèces. La surveillance à long terme est également inégale le long de la voie de migration Afrique-Eurasie. Un suivi approfondi des populations reproductrices est en place dans certaines régions d'Europe, et des recensements migratoires réguliers sont réalisés à plusieurs points de passage clés. Cependant, d'importantes lacunes géographiques, taxonomiques et saisonnières persistent, notamment en dehors des régions bénéficiant d'un suivi rigoureux.

Il est donc nécessaire d'accroître les investissements dans la surveillance à l'échelle mondiale, tout en améliorant la coordination et l'échange d'expériences entre les programmes de surveillance existants. Les technologies de suivi peuvent offrir des informations supplémentaires précieuses sur les déplacements, la connectivité et l'exposition aux menaces ; il est donc essentiel de tirer le meilleur parti des données collectées auprès des oiseaux équipés de dispositifs de suivi. Les évaluations explicitement spatiales sont particulièrement nécessaires pour identifier où et quand les populations rencontrent des menaces majeures et pour comprendre leurs effets cumulés.

Une conservation efficace des rapaces figurant à l'annexe 1 dépendra d'une coopération plus étroite et mieux coordonnée entre les gouvernements, les ONG et les autres parties prenantes. Depuis la MOS3, cinq nouveaux États de l'aire de répartition ont rejoint le partenariat du MdE Rapaces : le Kazakhstan, le Kirghizistan, l'Ouganda, l'Ouzbékistan et le Zimbabwe. En conséquence, plus de 50 % des États de l’aire de répartition sont désormais signataires. Les signataires existants et les organisations partenaires peuvent encourager d'autres États de l'aire de répartition à adhérer au MdE Rapaces. Par ailleurs, les pays ayant une expérience en matière de surveillance, de réintroduction ou de lutte contre des menaces spécifiques peuvent contribuer au renforcement des capacités par le biais de réunions, de webinaires, de formations et d'échanges. Les signataires disposant de ressources financières plus importantes peuvent soutenir le travail mené dans les pays à faibles revenus ou collaborer à la collecte de fonds destinés à des projets en faveur d'espèces faisant l'objet d'une préoccupation commune. Les ONG devraient collaborer avec les autorités nationales et les communautés locales pour mettre en œuvre des projets, soutenir le suivi, réduire les menaces, développer des moyens de subsistance alternatifs, détecter et signaler les activités illégales, sensibiliser et contribuer à la mise en œuvre des plans d'action. Pour améliorer l'état de conservation des rapaces migrateurs, il sera essentiel de donner la priorité aux espèces menacées à l'échelle mondiale et en déclin, de combler les lacunes géographiques en matière de protection et de suivi des sites, de renforcer la mise en œuvre des instruments de conservation existants et d’élaborer des réponses coordonnées là où celles-ci font encore défaut. Grâce à une action nationale

déterminée et à une coopération transfrontalière durable, les signataires peuvent contribuer à garantir le rétablissement et la conservation à long terme des populations de rapaces migrateurs.

15. Références

Amar, A., Buij, R., Suri, J., Sumasgutner, P. et Virani, M. Z. (2018). Conservation and ecology of African raptors. Dans J. H. Sarasola, J. M. Grande, & J. J. Negro (Eds.), Birds of prey: Biology and conservation in the XXI century (pp. 419–455). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_18.

Anderson, D., Arkumarev, V., Bildstein, K., Botha, A., Bowden, C. G. R., Davies, M., Duriez, O., Forbes, N. A., Godino, A., Green, R. E., Krüger, S., Lambertucci, S. A., Orr-Ewing, D., Parish, C. N., Parry-Jones, J., et Weston, E. (2020). A practical guide to methods for attaching research devices to vultures and condors. *Vulture News, 78a*, 1–72.

Artsdatabanken. (2021). Norsk rødliste for arter 2021. Artsdatabanken.

Atkinson, P. W., Diop, N., Robinson, R. A., Altwegg, R., Amar, A., Barber, I., Botha, A. J., Buchanan, G., Byaruhanga, A., Chaskda, A., Cherkaoui, I., Cordeiro, N. J., Coulthard, N., Cross, C., Dami, L., Deacon, N., Defos du Rau, P., Dereliev, S., Deschamps, C., Dodman, T., Gacheru, P., Gatarabirwa, W., Gregory, R., Heptinstall, D., Ivande, S. T., Job, N., Jones, G., Lee, A. T. K., Middleton, A., Mkongewa, V., Ndang'ang'a, P. K., Ogada, D., Orsman, C., Ottosson, U., Pierini, J., Portier, B. G., Rainey, H., Retief, E., van Roomen, M., Ryan, P., Scott, S., Tende, T., Thomson, R., Williart, M., Woodcock, P., Wotton, S. R. et Robinson, P. (2026). Bird monitoring in Africa: present state and future prospects. Bird Conservation International, 36, e12. https://doi.org/10.1017/S0959270925100397

Badia-Boher, J. A., Schaub, M., Mollet, M., van Geneijgen, P., van der Jeugd, H. P., Caliendo, V., et Kéry, M. (2026). Evaluating the demographic impacts of the highly pathogenic avian influenza panzootic. Journal of Applied Ecology, 63, e70234. https://doi.org/10.1111/1365-2664.70234

Bagyura, J., Haraszthy, L., Szitta, T., Solti, B., Jánossy, D., Prommer, M., Fidlóczky, J., et Horváth, M. (2025). Population trend, breeding performance and diet of Saker Falcons (Falco cherrug) in Hungary between 1980 and 2024. Ornis Hungarica, 33(1), 70–97. https://doi.org/10.2478/orhu-2025-0004

Barlow, C. R., Wilde, B., Harder, T. C., et Sanneh, M. (2023). Hooded Vultures Necrosyretes monachus scavenge on a mass wreckage of large terns in a major HPAI outbreak in The Gambia: A photo report of scraper-feeder damage to corpses. *Afrotropical Bird Biology, 3*, 1–8.

Baumbusch, R., Bautista, J., Garrido, J. R., Newton, I., Ferrer, M. & Morandini, V. (2026). Nests in trees are as good as or better than cliffs for two formerly persecuted, primarily cliff nesting eagles in Spain: a cautionary tale in defining the habitat of range-restricted or threatened species. Wildlife Biology, 2026, e01584. https://doi.org/10.1002/wlb3.01584

Bertran, K., Busquets, N., Abad, F. X., García de la Fuente, J., Solanes, D., Cordón, I., Costa, T., Dolz, R., Majó, N., et Darji, A. (2012). Highly pathogenic (H5N1) and low pathogenic (H7N2) avian influenza virus infection in falcons via the nasochoanal route and ingestion of experimentally infected prey. *PLOS ONE, 7*, e32107. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032107.

BirdLife International (2021a). European Red List of Birds. Publications Office of the European Union.

BirdLife International (2021b). IUCN Red List of Birds. BirdLife International

BirdLife International. (2025). The Killing 3.0. https://datazone.birdlife.org/publications/the-killing-3.

BirdLife International (2026) State of the World's Birds: A focus on migratory species and their flyways. Accessible à l'adresse : https://datazone.birdlife.org/publications/state-of-the-worlds-birds-2026

Botha, A., Andevski, J., Bowden, C. G. R., Gudka, M., Safford, R., et Williams, N. P. (2017). Multi-species action plan to conserve African-Eurasian vultures (Vultures MSAP). CMS Raptors MOU Technical Publication No. 4; CMS Technical Series No. 33. Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU.

Botha, A., Doherty, J., Weston, J., Andevski, J., Safford, R., Tavares, J., Bowden, C., Matsvimbo, F., Sebele, L., Al-Hasani, I., et Gallo-Orsi, U. (2024). Report on the mid-term implementation review of the Vulture Multi-species Action Plan to conserve African-Eurasian vultures. CMS Raptors MOU Secretariat.

Brambilla, M., Rubolini, D., & Guidali, F. (2006). Eagle Owl Bubo bubo proximity can lower productivity of cliff-nesting Peregrines Falco peregrinus. Ornis Fennica, 83(1), 20–26.

Buechley, E. R., et Şekercioğlu, Ç. H. (2016). The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. *Biological Conservation, 198*, 220–228.

Buechley, E. R., Santangeli, A., Girardello, M., Montague, H. C., Clegg, N., Oleyar, D., McClure, C. J. W., et Şekercioğlu, Ç. H. (2019). Global raptor research and conservation priorities: Tropical raptors fall prey to knowledge gaps. *Diversity and Distributions, 25*, 856–869. https://doi.org/10.1111/ddi.12901.

Buij, R., Nikolaus, G., Whytock, R., Ingram, D. J., et Ogada, D. (2016). Trade of threatened vultures and other raptors for fetish and bushmeat in West and Central Africa. *Oryx, 50*, 606–616. https://doi.org/10.1017/S0030605315000514.

Bullock, H. E., Panter, C. T., et Miller, T. A. (2024). Conservation letter: Raptor collisions in built environments. *Journal of Raptor Research, 58*, 396–406. https://doi.org/10.3356/jrr248.

Burke, B., Adcock, T., Boland, H., Büche, B., Fitzgerald, M., Johnson, G. C., Stubbins, E., et Newton, S. (2024). A case study of the 2023 highly pathogenic avian influenza (HPAI) outbreak in tern (Sternidae) colonies on the east coast of the Republic of Ireland. *Bird Study, 71*, 336–346. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2409196.

Butchart, S. H. M., Akçakaya, H. R., Berryman, A. J., Brooks, T. M., Burfield, I. J., Chanson, J., Dias, M. P., Donaldson, J. S., Hermes, C., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Luedtke, J. A., Martin, R., McDougall, A., Neam, K., Polidoro, B., Raimondo, D., Rodrigues, A. S. L., Rondinini, C., ... Vine, J. (2025). Measuring trends in extinction risk: A review of two decades of development and application of the Red List Index. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 380*, 20230206. https://doi.org/10.1098/rstb.2023.0206.

Butchart, S. H. M., et al. (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLOS Biology, 2*, e383. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0020383.

Butchart, S. H. M., et al. (2005). Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 360*, 255–268. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1583.

Butchart, S. H. M., et al. (2007). Improvements to the Red List Index. *PLOS ONE, 2*, e140. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000140.

Caliendo, V., Bellido Martín, B., Fouchier, R. A. M., Verdaat, H., Engelsma, M., Beerens, N., et Slaterus, R. (2025). Highly pathogenic avian influenza contributes to the population decline of the Peregrine Falcon Falco peregrinus in the Netherlands. *Viruses, 17*, 24. https://doi.org/10.3390/v17010024.

Caliendo, V., Kleyheeg, E., Beerens, N., Camphuysen, K. C. J., Cazemier, R., Elbers, A. R. W., Fouchier, R. A. M., Kelder, L., Kuiken, T., Leopold, M., Slaterus, R., Spierenburg, M. A. H., van der Jeugd, H., Verdaat, H., et Rijks, J. M. (2024). Effect of the 2020–21 and 2021–22 highly pathogenic avian influenza H5 epidemics on wild birds in the Netherlands. *Emerging Infectious Diseases, 30*. https://doi.org/10.3201/eid3001.230970.

Cornulier, T., et al. (2013). Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science, 340*, 63–66. https://doi.org/10.1126/science.1228992.

Cuthbert, R.J., Taggart, M.A., Saini, M., Sharma, A., Das, A., Kulkarni, M.D., Deori, P.,Ranade, S., Shringarpure, R.N., Galligan, T.H., Green, R.E. (2016). Continuing mortality of vultures in India associated with illegal veterinary use of diclofenac and a potential threat from nimesulide. Oryx 50, 104–112. https://doi.org/10.1017/S003060531500037X

Daniels, J. K., Tamekloe, S. E., Monney, K. A., & Deikumah, J. P. (2025). Biases in vulture conservation literature in Africa. *Ostrich, 96*, 1–9.

Danko, Š., et Mihók, J. (2007). Kleptoparasitism by raptors, focusing on the Imperial Eagle (Aquila heliaca). Slovak Raptor Journal, 1, 29–33. https://doi.org/10.2478/v10262-012-0004-8

Dixon, A., Andonova, Y., Dicheva, A., Petrov, R., Vasileva, Y. & Klisurov, I. (2025). Reintroduction of the endangered Saker Falcon in Bulgaria. In P. S. Soorae (ed.), Global Conservation Translocation Perspectives: 2025. Case studies from around the globe – 8th Edition, pp. 47–50. IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group.

Dudley, N. (Ed.). (2008). Guidelines for applying protected area management categories. IUCN. https://portals.iucn.org/library/node/9244.

Duriez, O., Sassi, Y., Le Gall-Ladevèze, C., Giraud, L., Robert, A., Dauverné, L., Terras, A., Boulinier, T., Choquet, R., van Houtan, K. S., Hirschinger, J., Guérin, J.-L., & Le Loc'h, G. (2023). Highly pathogenic avian influenza affects vultures' movements and breeding output. *Current Biology, 33*, 3766–3774.e3. https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.07.061.

Ehrich, D., Schmidt, N. M., Gauthier, G., et al. (2020). Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio, 49*, 786–800. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7.

El Zowalaty, M. E., DeBeauchamp, J., Jeevan, T., Franks, J., Friedman, K., Pretorius, R., Young, S. Y., Webster, R. G., et Webby, R. J. (2021). Molecular detection of influenza A viruses and H5 subtype among migratory Amur Falcons Falco amurensis and captive birds of prey. *Transboundary and Emerging Diseases, 69*, 369–377. https://doi.org/10.1111/tbed.13988.

Esaki, M., Okuya, K., Onuma, M., & Ozawa, M. (2026). Genetically distinct H5N2 high pathogenicity avian influenza virus isolated from a peregrine falcon on Amami-Oshima Island, Japan, harboring enhanced pathogenicity-associated amino acids in the PA protein. *Virology, 617*, 110794. https://doi.org/10.1016/j.virol.2026.110794.

European Food Safety Authority, European Centre for Disease Prevention and Control, European Union Reference Laboratory for Avian Influenza, Adlhoch, C., Fusaro, A., Gonzales, J. L., Kuiken, T., Marangon, S., Niqueux, É., Staubach, C., Terregino, C., Aznar, I., Muñoz Guajardo, I., et Baldinelli, F. (2022). Avian influenza overview March–June 2022. *EFSA Journal, 20*, 7415. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2022.7415.

Filho, W. L., Fedoruk, M., Eustachio, J. H. P. P., Splodytel, A., Smaliychuk, A., Szynkowska-Jóźwik, M. I. (2024). The environment as the first victim: The impacts of the war on the preservation areas in Ukraine. Journal of Environmental Management. 364 (1): 121399 https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121399.

Fufachev, I. A., Ehrich, D., Sokolova, N., Sokolov, V., et Sokolov, A. (2019). Flexibility in a changing Arctic food web: Can Rough-legged Buzzards cope with changing small rodent communities? *Global Change Biology, 25*, 3669–3679. https://doi.org/10.1111/gcb.14790.

Galligan, T. H., Bhusal, K. P., Paudel, K., Chapagain, D., Joshi, A. B., Chaudhary, I. P., Chaudhary, A., Baral, H. S., Cuthbert, R. J., et Green, R. E. (2020). Partial recovery of Critically Endangered Gyps vulture populations in Nepal. *Bird Conservation International, 30*, 87–102.

Garbett, R., Herremans, M., Maude, G., Reading, R. P., et Amar, A. (2018). Raptor population trends in northern Botswana: A re-survey of road transects after 20 years. *Biological Conservation, 224*, 87–99.

Garrido, J. R., et al. (2021). The conservation status and distribution of the breeding birds of prey of North Africa. IUCN.

Garvin, J. C., Slabe, V. A., & Díaz, S. F. C. (2020). Conservation letter: Lead poisoning of raptors. *Journal of Raptor Research, 54*, 473–479. https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.4.473.

Gauthier, G., et al. (2024). Taking the beat of the Arctic: Are lemming population cycles changing due to winter climate? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 291*, 20232361. https://doi.org/10.1098/rspb.2023.2361.

Gilbert, M., Watson, R.T., Ahmed, S., Asim, M. et Johnson, J.A. (2007). Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. Bird Conservation International 17, 63–77

Gilg, O., Sittler, B., Sabard, B., Hurstel, A., Sané, R., Delattre, P., et Hanski, I. (2006). Functional and numerical responses of four lemming predators in high Arctic Greenland. *Oikos, 113*, 193–216. https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14125.x.

Gomez, E. A., Hindmarch, S., & Smith, J. A. (2022). Conservation letter: Raptors and anticoagulant rodenticides. *Journal of Raptor Research, 56*, 147–153. https://doi.org/10.3356/JRR-20-122.

Gorta, S., Berryman, A. J., Kingsford, R. T., Klaassen, M., et Clarke, R. H. (2024). Kleptoparasitism in seabirds—A potential pathway for global avian influenza virus spread. *Conservation Letters, 17*, e13052. https://doi.org/10.1111/conl.13052.

Griffin, L. R., et Peach, W. J. (2024). Impacts of highly pathogenic avian influenza (HPAI) on a Barnacle Goose Branta leucopsis population wintering on the Solway Firth, UK. *Bird Study, 71*, 392–403. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2443225.

Günther, A., Krone, O., Globig, A., Pohlmann, A., King, J., Fast, C., Grund, C., Hennig, C., Herrmann, C., Piro, S., Rubbenstroth, D., Schulz, J., Staubach, C., Stacker, L., Ulrich, L., Ziegler, U., Harder, T., et Beer, M. (2024). Avian raptors are indicator species and victims of high pathogenicity avian influenza virus HPAIV H5N1 (clade 2.3.4.4b) in Germany. *Scientific Reports, 14*. https://doi.org/10.1038/s41598-024-79930-x.

Hall, V., Cardona, C., Mendoza, K., Torchetti, M., Lantz, K., Bueno, I., et al. (2024). Surveillance for highly pathogenic avian influenza A (H5N1) in a raptor rehabilitation center—2022. *PLOS ONE, 19*, e0299330. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0299330.

Herrero-Villar, M., Delepoulle, É., Suárez-Regalado, L., Solano-Manrique, C., Juan-Sallés, C., & Iglesias-Lebrija, J., Camarero P.R.,, González F., Álvarez E. et Mateo R. (2021) First diclofenac intoxication in a wild avian scavenger in Europe. Science Of The Total Environment, 782 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146890

Horváth, M., Fehérvári, P., Szitta, T., et Moskát, C. (2025). The influence of infrastructure on the breeding distribution of a threatened top predator. Diversity, 17(7), 477. https://doi.org/10.3390/d17070477

Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A., & Liukko, U.-M. (Eds.). (2019). The 2019 Red List of Finnish species. Ministry of the Environment and Finnish Environment Institute.

Ims, R. A., Yoccoz, N. G., et Killengreen, S. T. (2011). Determinants of lemming outbreaks. *Proceedings of the National Academy of Sciences, 108*, 1970–1974. https://doi.org/10.1073/pnas.1012714108.

Ims, R. A., Pokrovsky, I., Henden, J.-A., Jensvoll, I., Killengreen, S. T., Kleiven, E. F., Mellard, J. P., Soininen, E., Yoccoz, N. G., et Ehrich, D. (2026). Why do predators specialize on lemmings? Insights from long-term monitoring in the Norwegian low Arctic. Arctic Science, 12, 1–11. https://doi.org/10.1139/as-2025-0089

IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services (E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, & H. T. Ngo, Eds.). IPBES Secretariat. https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673.

IUCN. (2001). IUCN Red List categories and criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission.

Jackson, A.L., Ruxton, G.D. et Houston, D.C. (2008). The effect of social facilitation on foraging success in vultures: A modelling study. Biology Letters 4, 311–313

Jenkins, A. R., Van Zyl, A. J., Colyn, R. B., Brink, C. W., Smit-Robinson, H. A., et Whitecross, M. A. (2023). Drivers of scarcity in the globally threatened Taita Falcon Falco fasciinucha: Competition and habitat quality in the eastern escarpment region of South Africa. Bird Conservation International. https://doi.org/10.1017/S0959270923000205.

Jiguet, F., Mayrose, A., Piha, M., et al. (2025). GNSS spoofing in conflict zones disrupts wildlife tracking and hampers research and conservation efforts. *Nature Communications, 16*, 1199. https://doi.org/10.1038/s41467-025-56630-2.

Jobson, B., Allinson, T., Sheldon, R., Vansteelant, W., Buechley, E., Oppel, S., et Jones, V. R. (2021). Monitoring of migratory soaring birds in the East African–Eurasian flyway: A review and recommendations for future steps. *Sandgrouse, 43*, 2–23.

Kausrud, K., Mysterud, A., Steen, H., et al. (2008). Linking climate change to lemming cycles. *Nature, 456*, 93–97. https://doi.org/10.1038/nature07442.

Károly, E., Miklós, V., József, P., et János, B. (2017). Madárinfluenzában elpusztult kerecsensólyom Falco cherrug és vándorsólyom Falco peregrinus [Saker Falcon and Peregrine Falcon deaths due to avian influenza infection]. *Heliaca, 17*, 186–187.

Keith, J. O., et Bruggers, R. L. (1998). Review of hazards to raptors from pest control in Sahelian Africa. *Journal of Raptor Research, 32*, 151–158.

Kovács, A., Williams, N. P. and Galbraith, C. A. (2014) Saker Falcon Falco cherrug Global Action Plan (SakerGAP), including a management and monitoring system, to conserve the species. Raptors MOU Technical Publication No. 2. CMS Technical Series No. 31. Unité de coordination - MdE Rapaces de la CMS, Abou Dhabi, Émirats Arabes Unis.

Lane, J.V., Jeglinski, J.W.E., Avery-Gomm, S., Ballstaedt, E., Banyard, A.C., Barychka, T., Brown, I.H., Brugger, B., Burt, T.V., Careen, N., Castenschiold, J.H.F., Christensen-Dalsgaard, S., Clifford, S., Collins, S.M., Cunningham, E., Danielsen, J., Daunt, F., D'entremont, K.J.N., Doiron, P., Duffy, S., English, M.D., Falchieri, M., Giacinti, J., Gjerset, B., Granstad, S., Grémillet, D., Guillemette, M., Hallgrímsson, G.T., Hamer, K.C., Hammer, S., Harrison, K., Hart, J.D., Hatsell, C., Humpidge, R., James, J., Jenkinson, A., Jessopp, M., Jones, M.E.B., Lair, S., Lewis, T., Malinowska, A.A., McCluskie, A., McPhail, G., Moe, B., Montevecchi, W.A., Morgan, G., Nichol, C., Nisbet, C., Olsen, B., Provencher, J., Provost, P., Purdie, A., Rail, J.-F., Robertson, G., Seyer, Y., Sheddan, M., Soos, C., Stephens, N., Strøm, H., Svansson, V., Tierney, T.D., Tyler, G., Wade, T., Wanless, S., Ward, C.R.E., Wilhelm, S.I., Wischnewski, S., Wright, L.J., Zonfrillo, B., Matthiopoulos, J. et Votier, S.C. (2024). High pathogenicity avian influenza (H5N1) in Northern Gannets (Morus bassanus): Global spread, clinical signs and demographic consequences. *Ibis, 166*, 633–650. https://doi.org/10.1111/ibi.13275.

Ledger, S. E., Rutherford, C. A., Benham, C., Burfield, I. J., Deinet, S., Eaton, M., Freeman, R., et al. (2022). Wildlife comeback in Europe: Opportunities and challenges for species recovery. ZSL, BirdLife International, and the European Bird Census Council.

Lee, A. T. K. (2024). Regional Red Data Book of the birds of South Africa, Lesotho and Eswatini: SABAP2 synthesis and supporting information and graphics for Lanner Falcon. Unpublished report. BirdLife South Africa.

Leguia, M., Garcia-Glaessner, A., Muñoz-Saavedra, B., et al. (2023). Highly pathogenic avian influenza A (H5N1) in marine mammals and seabirds in Peru. *Nature Communications, 14*, 5489. https://doi.org/10.1038/s41467-023-41182-0.

Lindner, M. (2018). Influence of the Eagle Owl (Bubo bubo) on the Peregrine Falcon (Falco peregrinus) population in Germany. Ornis Hungarica, 26(2), 243–253. https://doi.org/10.1515/orhu-2018-0032

Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J., et Stuart, S. N. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology, 22*, 1424–1442.

Madden, K. K., Rozhon, G. C., et Dwyer, J. F. (2019). Conservation letter: Raptor persecution. *Journal of Raptor Research, 53*, 230–233. https://doi.org/10.3356/JRR-18-37.

Margalida, A., et Ogada, D. (2018). Old World vultures in a changing environment. In J. H. Sarasola, J. M. Grande, & J. J. Negro (Eds.), Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI Century (pp. 457–471). Cham: Springer International Publishing.

Martin, G.R., Portugal, S.J. and Murn, C.P. (2012) Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. Ibis, 154: 626-631. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01227.x

Martínez-Abraín, A., Jiménez, J. et Ferrer, M. (2021). Changes from Cliff- to Tree-Nesting in Raptors: A Response to Lower Human Persecution? Journal of Raptor Research, 55(1), 119–123. https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.1.119

Martínez, R., Agulló-Ros, I., Gonzálvez, M., Ruano, M. J., Zecchin, B., Zorrilla, I., Guerra, R., Paniagua, J., Cano-Terriza, D., et García-Bocanegra, I. (2025). Highly pathogenic avian influenza A (H5N1) infection in Bearded Vultures in Spain. *Zoonoses and Public Health, 72*, 544–549. https://doi.org/10.1111/zph.70003.

Martínez-Ruiz, M., Dykstra, C. R., Booms, T. L., et Henderson, M. T. (2023). Conservation letter: Effects of global climate change on raptors. *Journal of Raptor Research, 57*. https://doi.org/10.3356/jrr-22-75.

McClure, C. J. W., Berkunsky, I., Buechley, E. R., Dunn, L., Johnson, J., McCabe, J., et al. (2023a). Conserving the evolutionary history of birds. *Conservation Biology, 37*, e14141. https://doi.org/10.1111/cobi.14141.

McClure, C. J. W., Vargas, F. H., Amar, A., Concepcion, C. B., MacColl, C., et Sumasgutner, P. (2023b). Conservation letter: Monitoring raptor populations—A call for increased global collaboration and survey standardization. *Journal of Raptor Research, 57*, 106–113. https://doi.org/10.3356/JRR-22-68.

McClure, C. J. W., Westrip, J. R. S., Johnson, J. A., Schulwitz, S. E., Virani, M. Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V. R., Williams, N. P., Buechley, E. R., et Butchart, S. H. M. (2018). State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation

recommendations. *Biological Conservation, 227*, 390–402. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012.
McWilliam, A. N., et Cheke, R. A. (2004). A review of the impacts of control operations against the Red-billed Quelea Quelea quelea on non-target organisms. *Environmental Conservation, 31*, 130–137.
Millon, A., Petty, S. J., Little, B., Gimenez, O., Cornulier, T., & Lambin, X. (2014). Dampening prey cycles overrides the impact of climate change on predator population dynamics: A long-term demographic study on Tawny Owls. *Global Change Biology, 20*, 1770–1781. https://doi.org/10.1111/gcb.12546.
Molenaar, E., Viechtbauer, W., van de Crommenacker, J., & Kingma, S. (2024). Neonicotinoids impact all aspects of bird life: A meta-analysis. *Ecology Letters, 27*, e14534. https://doi.org/10.1111/ele.14534.
Náttúrufræðistofnun. (2024, August 21). Vöktun fálka 2024 [Falcon monitoring 2024]. https://www.ni.is/is/frettir/2024/08/mikil-faekkun-falka.
Niel, C. et J-D, Lebreton. (2005). Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. Conservation Biology 19, 826–835
Ogada, D., Shaw, P., Beyers, R. L., Buij, R., Murn, C., Thiollay, J. M., Beale, C. M., Holdo, R. M., Pomeroy, D., Baker, N., Krüger, S. C., Botha, A., Virani, M. Z., Monadjem, A., et Sinclair, A. R. E. (2016). Another continental vulture crisis: Africa's vultures collapsing toward extinction. *Conservation Letters, 9*, 89–97.
Oppel, S., Dobrev, V., Arkumarev, V., Saravia-Mullin, V., Bashmili, K., Bino, T., Bounas, A., Chardin, A., Dobrev, D., Duro, K., Kapsalis, E., Kret, E., Marchant, M.-A., Nakev, S., Petrovski, N., Papaioannou, H., Popgeorgiev, G., Selgjekaj, L., Skartsi, T., Stamenov, A., Stoychev, S., Topi, M., Vavylis, D., Velevski, M., Vorpsi, Z., Weston, J., Xeka, E., Xherri, X., Yordanov, E., et Nikolov, S. C. (2024). Long-term conservation efforts at flyway scale can halt the population decline in a globally endangered migratory raptor. *Animal Conservation, 27*, 374–385. https://doi.org/10.1111/acv.12917.
O'Bryan, C. J., Xie, Z., Li, H., Buechley, E. R., Bader, M. K. F., Allan, J. R., et Buij, R. (2025). Rapid global deforestation leaves forest-dependent raptors with half of their suitable habitat remaining. *Global Change Biology, 31*, e70603. https://doi.org/10.1111/gcb.70603.
Paprocki, N., Kidd, J., & Conway, C. J. (2025). Increased mortality rates caused by highly pathogenic avian influenza virus in a migratory raptor. *Ecology and Evolution, 15*, e71715. https://doi.org/10.1002/ece3.71715.
Pearce-Higgins, J. W., Clewley, G., Bolton, M., Banyard, A. C., Falchieri, M., Lindley, P., et Atkinson, P. W. (2025). Assessing the vulnerability of wild bird populations to high pathogenicity avian influenza. *Bird Study, 1*–15. https://doi.org/10.1080/00063657.2025.2494164.
Percival, S., Bowler, J., Cabot, D., Duffield, S., Enright, M., How, J., Mitchell, C., Percival, T., et Sigfusson, A. (2024). Spatial and temporal variation in mortality from avian influenza in Greenland Barnacle Geese Branta leucopsis on their wintering grounds. *Bird Study, 71*, 404–411. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2439179.
Prommer, M., Bagyura, J., Kéry, M., et Oli, M. K. (2026). Repopulation of the former breeding range: Spatio-temporal patterns and drivers of reproduction in the Peregrine Falcon (Falco peregrinus) population in Hungary. Ibis, 168(1), 63–78. https://doi.org/10.1111/ibi.13448
Prakash, V., Bajpai, H., Chakraborty, S. S., Mahadev, M. S., Mallord, J. W., Prakash, N., et al. (2024). Recent trends in populations of Critically Endangered Gyps vultures in India. *Bird Conservation International, 34*, e1. https://doi.org/10.1017/S0959270923000394.
Ringenberg, J. M., Weir, K., Humberg, L., Voglewede, C., Oswald, M., Root, J. J., Dilione, K., Casey, E., Milleson, M., Linder, T., & Lenoch, J. (2024). Prevalence of avian influenza virus in atypical wild bird host groups during an outbreak of highly pathogenic strain EA/AM H5N1. *Transboundary and Emerging Diseases, 2024*, 4009552. https://doi.org/10.1155/2024/4009552.
Russell, C. J. G., Franco, A. M. A., Atkinson, P. W., Väli, Ü., & Ashton-Butt, A. (2024). Active European warzone impacts raptor migration. *Current Biology, 34*, 2272–2277.e2. https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.04.047.

Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S. H. M., Collen, B., Cox, N., Master, L. L., O'Connor, S., et Wilkie, D. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology, 22*, 897–911.

Schmidt, N. M., Ims, R. A., Høye, T. T., Gilg, O., Hansen, L. H., Hansen, J., Lund, M., Fuglei, E., Forchhammer, M. C., et Sittler, B. (2012). Response of an Arctic predator guild to collapsing lemming cycles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 279*, 4417–4422. https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1490.

Sergio, F., et Hiraldo, F. (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: A review. Ibis, 150(Suppl. 1), 132–145. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00786.x

Serratosa, J., et al. (2024). Tracking data highlight the importance of human-induced mortality for large migratory birds at a flyway scale. *Biological Conservation, 293*, 110525. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110525.

Shaw, K., Thompson, L., Monadjem, A., et Botha, A. (2025a). Lappet-faced Vulture. In The Red Data Book of Birds of South Africa, Lesotho and Eswatini 2025. BirdLife South Africa.

Shaw, K., Borello, W., Botha, A., Kemp, R., Thompson, L., Webster, K., et Wolters, K. (2025b). Cape Vulture. In The Red Data Book of Birds of South Africa, Lesotho and Eswatini 2025. BirdLife South Africa.

Shaw, P., Ogada, D., Dunn, L., et al. (2024). African savanna raptors show evidence of widespread population collapse and a growing dependence on protected areas. *Nature Ecology & Evolution, 8*, 45–56. https://doi.org/10.1038/s41559-023-02236-0.

Shearn-Bochsler, V. I., Knowles, S., & Ip, H. (2019). Lethal infection of wild raptors with highly pathogenic avian influenza H5N8 and H5N2 viruses in the USA, 2014–15. *Journal of Wildlife Diseases, 55*, 164–168. https://doi.org/10.7589/2017-11-289.

Slater, S. J., Dwyer, J. F., et Murgatroyd, M. (2020). Conservation letter: Raptors and overhead electrical systems. *Journal of Raptor Research, 54*, 198–203. https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.2.198.

Smith, G. D., McGrady, M. J., Beckmann, B. C., et Oli, M. K. (2025). Potential effects of HPAI on occupancy rates, breeding success, age and turnover of breeding Peregrine Falcons Falco peregrinus in southern Scotland. *Bird Study, 1*–5. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2396564.

SoIB. (2020). State of India's Birds 2020: Range, trends and conservation status. The SoIB Partnership. https://www.stateofindiasbirds.in/.

Swann, R. L., et Beckmann, B. C. (2025). Significant decline of a Common Buzzard Buteo buteo population during an outbreak of high pathogenicity avian influenza (HPAI). *Bird Study, 1*–8. https://doi.org/10.1080/00063657.2025.2489014.

Swedish University of Agricultural Sciences, Swedish Species Information Centre. (2026). The Swedish Red List 2025—including ecological variables (Version 1) [Data set]. Swedish University of Agricultural Sciences. https://doi.org/10.5878/2x1z-jm10.

Sæther, B.-E., & Bakke, Ø. (2000). Avian life-history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology, 81*, 642–653. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0642:ALHVAC]2.0.CO;2.

Taylor, M. R., Peacock, F., et Wanless, R. M. (Eds.). (2015). The Eskom Red Data Book of Birds of South Africa, Lesotho and Swaziland. BirdLife South Africa.

Terraube, J., Andevski, J., Loercher, F., et Tavares, J. (2022). Population estimates for the five European vulture species across the Mediterranean: 2022 update. Vulture Conservation Foundation.

Thiollay, J.-M. (2007). Raptor declines in West Africa: Comparisons between protected, buffer and cultivated areas. *Oryx, 41*, 322–329. https://doi.org/10.1017/S0030605307000809.

Thomsett, S. (1987). Raptor deaths as a result of poisoning quelea in Kenya. *Gabar, 2*, 33–38.

Treinys, R., Dementavičius, D., Mozgeris, G., Skuja, S., Rumbutis, S., et Stončius, D. (2011). Coexistence of protected avian predators: Does a recovering population of White-tailed Eagle threaten to exclude other avian predators? European Journal of Wildlife Research, 57, 1165–1174. https://doi.org/10.1007/s10344-011-0529-7

Tremlett, C. J., Cleasby, I. R., Bolton, M., et Wilson, L. J. (2024). Declines in UK breeding populations of seabird species of conservation concern following the outbreak of high pathogenicity avian influenza (HPAI) in 2021–2022. *Bird Study, 71*, 293–310. https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2438641.

UN DESA. (2022). The Sustainable Development Goals Report 2022. United Nations Department of Economic and Social Affairs. https://unstats.un.org/sdgs/report/2022/.

UNEP-WCMC & IUCN. (2020). The World Database on Protected Areas (WDPA). http://www.protectedplanet.net.

Veen, J., Brouwer, J., Atkinson, P., Bilgin, C., Blew, J., Eksiovglu, S., Hoffmann, M., Nardelli, R., Spina, F., Tendi, C., et Delany, S. (2007). Ornithological data relevant to the spread of avian influenza in Europe (phase 2): Further identification and first field assessment of higher-risk species. Wetlands International.

Wan, X., Yan, C., Wang, Z., et al. (2022). Sustained population decline of rodents is linked to accelerated climate warming and human disturbance. *BMC Ecology and Evolution, 22*, 102. https://doi.org/10.1186/s12862-022-02056-z.

Watts, B. D., Clark, K. E., et Hines, C. (2026). The influence of diet-mediated exposure of avian influenza on adult survival, recruitment and territory occupancy in peregrine falcons. Scientific Reports, 16, 12821. https://doi.org/10.1038/s41598-026-42721-7

Wauchope, H. S., Jones, J. P. G., Geldmann, J., et al. (2022). Protected areas have a mixed impact on waterbirds, but management helps. *Nature, 605*, 103–107. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04617-0.

Westrip, J. R. S., Burfield, I. J., Allen, D. J., et Numa, C. (2022). The conservation status of breeding raptors in the Mediterranean. IUCN.

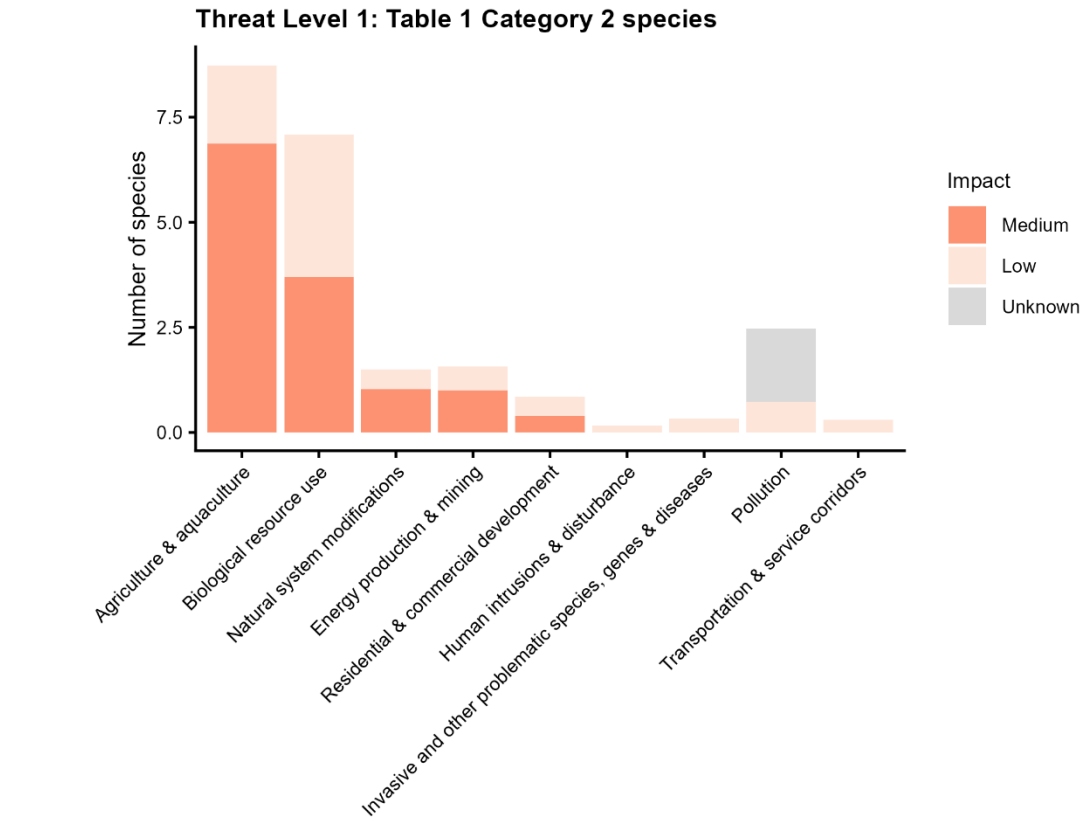
Wilson, M. W., Beckmann, B. C., et Wernham, C. V. (2025). Reduced breeding success consistent with effects of high pathogenicity avian influenza (HPAI) on raptors in Scotland in 2022. *Bird Study, 1*–10. https://doi.org/10.1080/00063657.2025.2489015.

Wilson, M. W., Wetherhill, A. S., et Wernham, C. V. (2023). An analysis of Scottish Raptor Monitoring Scheme data to improve understanding of the impact of the 2022 avian influenza outbreak on raptors and raptor populations in Scotland. NatureScot Research Report 1331.

Woźniak, B., Zygmunt, M., Porębski, Ł., Woźniak, P., et Anderwald, D. (2022). Red spot on the European green map: Will the extra catastrophic phenomenon take the Polish poaching-pressured Ospreys to the brink of extinction? Animals, 12(1), 69.

Zorrilla, I., Martinez, R., Taggart, M. A. & Richards, N. (2014) Suspected flunixin poisoning of a wild Eurasian griffon vulture from Spain. Cons. Biol. 29: 587-592. https://doi.org/10.1111/cobi.12417

16. Annexe A


Threat Level 1: Table 1 Category 2 species
Number of species
7.5
5.0
2.5
0.0
Impact
Medium
Low
Unknown
Agriculture & aquaculture
Biological resource use
Natural system modifications
Energy production & mining
Residential & commercial development
Human intrusions & disturbance
Invasive and other problematic species, genes & diseases
Pollution
Transportation & service corridors

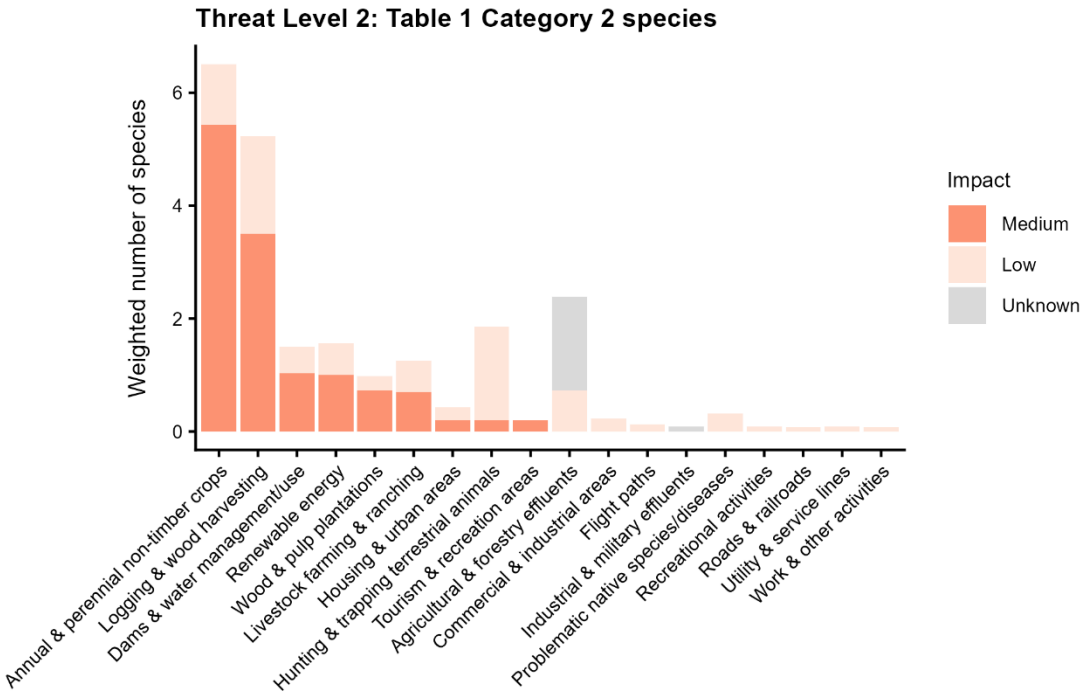

Threat Level 2: Table 1 Category 2 species
Weighted number of species
6
4
2
0
Impact
Medium
Low
Unknown
Annual & perennial non-timber crops
Logging & wood harvesting
Dams & water management/use
Renewable energy
Wood & pulp plantations
Livestock farming & ranching
Housing & urban areas
Hunting & trapping terrestrial animals
Tourism & recreation areas
Agricultural & forestry effluents
Commercial & industrial areas
Flight paths
Industrial & military effluents
Problematic native species/diseases
Recreational activities
Roads & railroads
Utility & service lines
Work & other activities

Figure A. (en haut) Menaces de niveau 1 les plus graves pour les espèces de catégorie 2 et (en bas) menaces de niveau 2 les plus graves pour les espèces de catégorie 2.

17. Annexe B

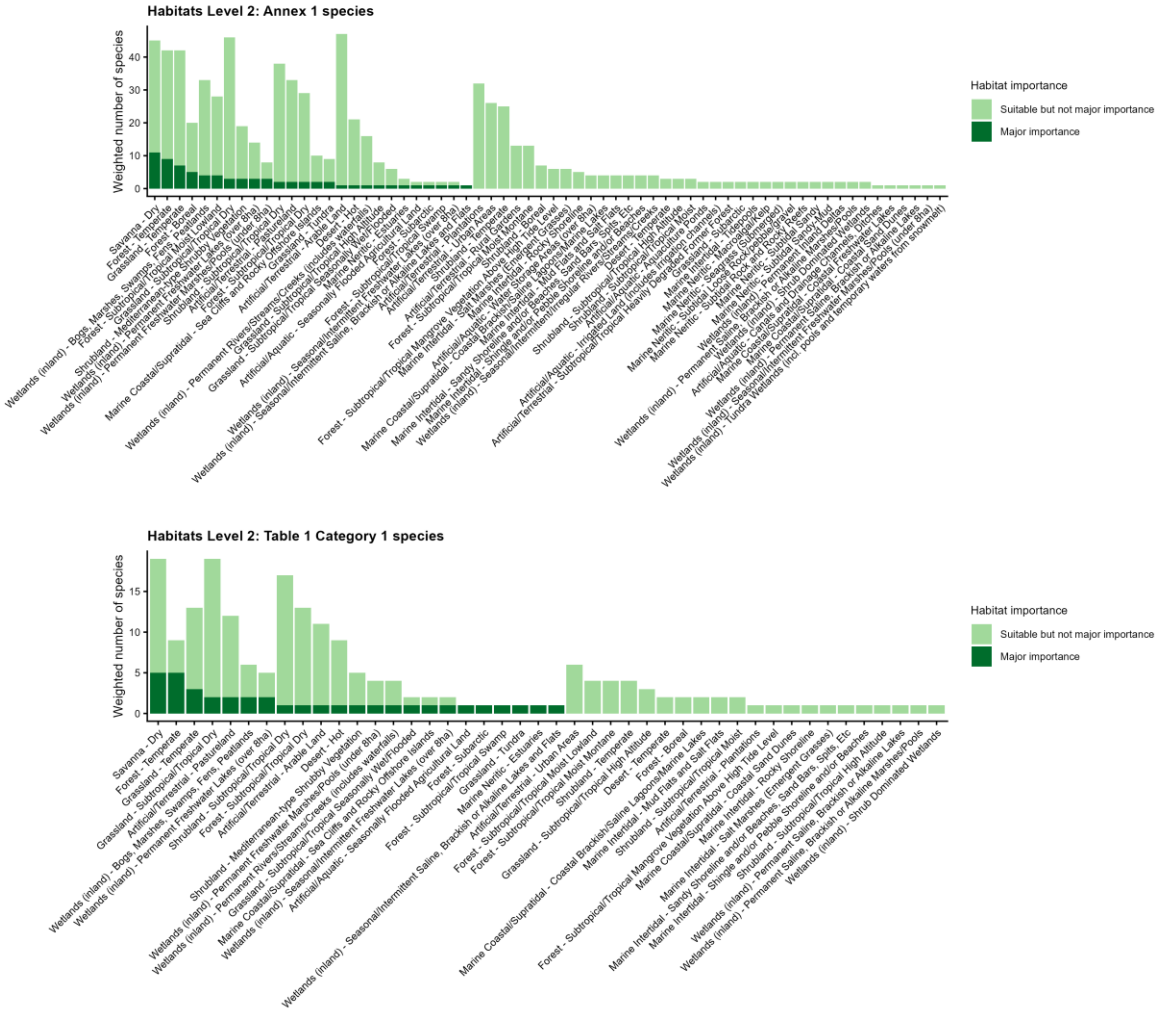


Figure B. Préférences d'habitat de niveau 2 pour (en haut) les espèces de l'annexe 1 et (en bas) les espèces de la catégorie 1 du tableau 1 de l'annexe 3.

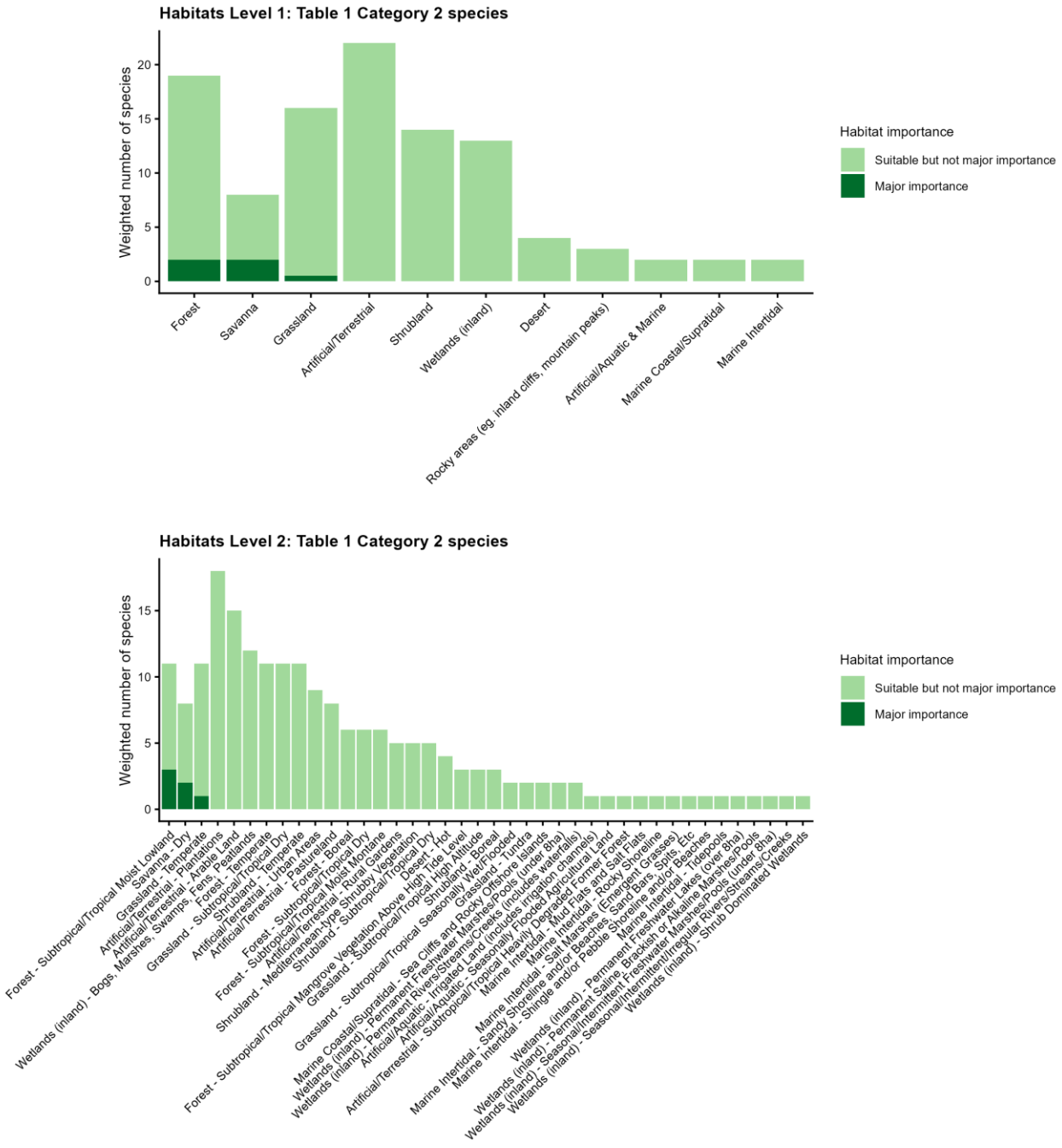


Figure C. (en haut) Préférences d'habitat de niveau 1 pour les espèces de la catégorie 1 du tableau 1 de l'annexe 3 et (en bas) préférences d'habitat de niveau 2 pour les espèces de la catégorie 1 du tableau 1.