

Le Corbeau et le Renard

Une fable moderne de la nécessaire évaluation des stratégies de régulation des nuisibles

par Frédéric JIGUET



Renard roux *Vulpes vulpes* et grands corbeaux *Corvus corax*, Estonie (© Remo Savisaar). Les renards et les corvidés sont de bons exemples d'animaux régulés à travers toute l'Europe car considérés comme nuisibles, et pour lesquels une véritable évaluation écologique, économique et éthique de l'efficacité des contrôles s'avère nécessaire.

Résumé. La découverte que les chats et les visons peuvent être infectés par le coronavirus SRAS-CoV-2 pourrait faire émerger l'idée d'un contrôle des populations domestiques, férales et sauvages de ces animaux, pour aider à contrôler le risque de COVID-19 chez l'humain. Des solutions d'urgence pourraient même proposer une élimination à grande échelle de ces animaux dans la nature. Pourtant, l'examen des résultats scientifiques publiés récemment sur la lutte contre les vertébrés indigènes considérés comme nuisibles révèle premièrement que les contrôles ne parviennent pas à réduire le nombre d'animaux et les dommages associés, deuxièmement que la régulation peut être contre-productive car elle peut augmenter les risques infectieux pour l'homme et le bétail. Dans cet article, les exemples du Renard roux et des corvidés sont détaillés dans un contexte européen, illustrant le besoin urgent d'une évaluation éthique des coûts et des bénéfices écologiques et économiques des stratégies de lutte contre de tels ravageurs. Il est plus que nécessaire de mettre en place un processus d'évaluation scientifique complet, avec des mises à jour régulières, qui pourrait être organisé en quatre grandes étapes, après avoir défini les objectifs de la stratégie de contrôle : (1) évaluer les dommages et risques causés par les animaux, à mettre en balance avec les services écosystémiques qu'ils peuvent fournir, en considérant aussi les dimensions économiques; (2) comprendre les dynamiques spatiale et temporelle des populations cibles pour identifier, le cas échéant, des scénarios de régulation optimaux - ce qui pourrait être fait dans un cadre de gestion adaptative; (3) estimer les coûts économiques de la mise en œuvre de ces scénarios de régulation optimaux, à comparer aux coûts économiques des dommages / maladies; (4) enfin évaluer comment la stratégie de contrôle atteint ses objectifs. Une fable moderne du Corbeau et du Renard devrait être accompagnée d'une morale pour une évaluation éthique, écologique et économique des stratégies de régulation en Europe.

En pleine crise d'extinction de biodiversité, la pandémie de covid-19 remettra certainement en question la manière dont les humains, toujours plus nombreux, exploitent la faune, augmentant potentiellement l'exposition à des agents pathogènes initialement hébergés par des animaux sauvages (Zhou, 2020). Dans ce contexte, le développement durable, y compris la conservation de la biodiversité et l'atténuation du changement climatique, devrait tenir compte des risques liés aux maladies infectieuses émergentes (Di Marco et al. 2020), en reconnaissant les synergies entre les santés humaine, animale et environnementale au sein du concept de santé unique, appelé 'One Health' (Osterhaus et al. 2020). Certains prédateurs vertébrés indigènes sont considérés comme nuisibles en raison de leurs effets néfastes sur les activités économiques et/ou sur la santé humaine ou animale. En contrôlant leur nombre, les campagnes de destruction visent à réduire les dommages à l'agriculture, à la sylviculture, à l'élevage et à diminuer les risques infectieux dus à leurs parasites ou agents pathogènes hébergés. Derrière ces contrôles se cache l'évidence communément admise que la réduction du nombre d'animaux nuisibles réduirait les dommages ou les risques. Cela pourrait être particulièrement sensible dans un avenir proche, car les stratégies post-covid pourraient envisager un contrôle accru des animaux sauvages potentiellement responsables de maladies infectieuses, comme un outil efficace pour réduire les risques sanitaires mondiaux pour les humains. Une telle stratégie est cependant clairement remise en question par de nombreux résultats scientifiques récents, qui premièrement indiquent que les contrôles ne réussissent pas forcément à réduire le nombre d'animaux, deuxièmement, que le contrôle peut être contre-productif et même augmenter les risques sanitaires pour les populations humaines. En jeu, des processus complexes interdépendants dans la dynamique des populations, étroitement liés à la prévalence de la maladie et à la taille de la population. On peut citer la compensation des pertes par une meilleure reproduction, une survie plus élevée des survivants, une dispersion accrue et un recrutement accru en situation de faible densité, après les contrôles. Une régulation pour raisons économiques ou sanitaires ne saurait être remise en question si elle pouvait cibler les individus causant des dommages ou hébergeant la maladie transmissible, alors qu'en réalité, de manière pratique, les régulations sont massives et se font sans discernement entre les individus. Les contrôles des prédateurs ne devraient pourtant pas être faits à l'aveugle (Treves et al. 2016).

En Europe, les directives Oiseaux (79/409 / CEE) et Habitat (92/43 / CEE) fixent la liste des espèces protégées et stipulent que la chasse doit être compatible avec le maintien des populations à un niveau satisfaisant. La Convention de Berne (82/72 / CEE) engage en outre les parties signataires à assurer la conservation de la faune sauvage, y compris dans le cas des espèces régulées. Dans les limites imposées par ces directives et conventions internationales, les États membres sont souverains pour rédiger leurs propres règlements sur les activités de chasse, y compris ceux concernant la lutte contre les ravageurs. A titre d'exemple, en France, un arrêté ministériel triennal fixe la liste des espèces de vertébrés nuisibles qui peuvent être abattues, piégées, déterrées, sur la base de l'étendue des dommages économiques et des risques sanitaires déclarés aux autorités administratives - mais sans obligation de résultat, sans évaluation de l'efficacité des contrôles. Les raisons possibles pour déclarer une espèce comme « susceptibles de causer des dégâts » sont : les risques sanitaires et sécuritaires, la protection de la faune et de la flore, les dommages à l'agriculture / la foresterie / l'aquaculture ainsi que les dommages à toute autre forme de biens humains. Dans toute l'Europe, l'abattage à grande échelle est la règle majoritaire pour contrôler les prédateurs ayant un impact sur les activités économiques ou représentant des risques sanitaires potentiels, sans évaluation éthique systématique des coûts et des bénéfices écologiques et économiques. Les rares cas d'évaluations économiques ou d'efficacité coûts-bénéfices peuvent être comptés sur les doigts d'une seule main (voir Jenkins et al. 2010).

Une méta-analyse d'études rapportant des contrôles ciblés de prédateurs a révélé une inefficacité globale, ne permettant pas de faire augmenter la taille des populations d'oiseaux menacés victimes de ces prédateurs (Côté et Sutherland 1997). Certains programmes de lutte contre les prédateurs sont cependant efficaces. La Nouvelle-Zélande possède une grande expérience dans ce domaine, avec 25 espèces de mammifères exotiques introduits qui sont activement gérés, l'objectif étant de réduire leurs impacts sur la biodiversité indigène et sur les activités économiques (Parkes et Murphy 2003). Au-delà des éradications classiques des souris, des rats et des lapins sur les îles océaniques pour restaurer les habitats et préserver les populations d'oiseaux de mer (Towns et al. 2013), il existe une littérature abondante axée sur le contrôle nécessaire et réussi de vertébrés non indigènes, mettant en péril la survie de la faune terrestre indigène. De tels programmes peuvent utiliser une plus grande gamme d'outils de contrôle avec peu d'effets sur des espèces non cibles, car la plupart des systèmes insulaires concernés n'ont pas de prédateurs natifs. À titre d'exemple charismatique, l'Echasse noire *Himantopus novaezelandiae*, ou Kakī, est le limicole le plus rare du monde. Endémique et en danger critique d'extinction, son extinction a été évitée grâce à 40 ans de gestion proactive. Avec seulement 23 adultes vivant à l'état sauvage en 1981, une stratégie de contrôle des prédateurs non indigènes et de reproduction en captivité a permis de le sauver (Keedwell et al. 2002 ; van Heezik et al. 2009). La population de Kakī comptait 72 oiseaux adultes en 2006, 169 en 2020, en particulier grâce à l'intensification récente des régulations de furets et de chats sauvages, avec plus de 2000 nouveaux pièges installés en 2019. S'appuyant sur l'expérience de la Nouvelle-Zélande en matière de contrôle des prédateurs introduits, Warburton et Anderson (2018) ont proposé un cadre conceptuel intéressant pour évaluer les programmes de régulation de nuisibles, dite des trois E : Ecologie, Economie et Ethique. Cette approche cadrée devrait être mise en œuvre de toute urgence en Europe, pour évaluer les stratégies de régulation des vertébrés indigènes identifiés comme mettant en danger les activités économiques et la santé humaines.

L'éthique du contrôle des prédateurs est une problématique récurrente, qui a été abordée surtout dans le cas des grands carnivores comme les ours, les loups et les grands félins (Littin et al. 2004 ; Bekoff 2010 ; Gamborg et al. 2012 ; Vucetich et Nelson 2017). D'un point de vue éthique, les objectifs, les avantages et les inconvénients de tout programme de contrôle doivent être clairs dès le départ, et il faut régulièrement évaluer si les contrôles atteignent réellement leurs objectifs (Littin et al., 2004). La nécessité d'une intervention doit être correctement évaluée, car elle implique la mise à mort d'animaux. La justification de la lutte contre les dits nuisibles n'est acceptable que si tous les effets négatifs sur les personnes, les animaux et l'environnement sont minimisés et si tous les effets positifs sont maximisés (Littin et al., 2004), et que le bilan global est positif. Sur le plan écologique, la régulation doit s'avérer efficace pour limiter durablement le nombre d'individus de l'espèce cible, mais surtout pour réduire les dommages ou les risques associés, les deux n'étant pas nécessairement liés, et s'ils le sont, pas forcément de manière proportionnelle. Sur le plan économique, les bénéfices réalisés en réduisant les dégâts doivent dépasser les coûts de la régulation. Alors que les coûts économiques globaux des dommages causés par exemple sur les cultures ou le bétail sont nécessairement fournis pour justifier de la décision de lutter contre les ravageurs, il n'y a pas de comparaison avec les coûts de régulation.

Les renards et les corbeaux sont des prédateurs vertébrés qui habitent la plupart des milieux de l'hémisphère nord, et sont des exemples appropriés d'animaux régulés à travers toute l'Europe, pour lesquels une véritable réévaluation éthique et scientifique de la nécessité de régulation doit être engagée, avec pour point de départ plusieurs travaux de recherche récents qui contestent l'efficacité et même l'utilité de l'abattage massif.

Le renard

En Europe, le Renard roux *Vulpes vulpes* est un prédateur commun qui peut localement causer des dommages aux élevages de volailles ou aux poulaillers privés. A la campagne, ils peuvent consommer quelques espèces de gibier, mais leur alimentation est principalement constituée de rongeurs (Jędrzejewski et Jędrzejewska, 1992), participant ainsi à limiter les dommages potentiels causés par les campagnols à l'agriculture. Plus inquiétant peut-être, les renards peuvent être porteurs de la rage et de l'échinococcose (une maladie parasitaire due à un ténia), toutes deux potentiellement transmissibles à l'homme. A titre d'exemple, la France est indemne de rage depuis 1998, mais fait face en moyenne à 30 cas humains d'échinococcose par an (principalement des agriculteurs et des chasseurs), causant un ou deux décès. Les humains sont infectés par ingestion accidentelle d'œufs du parasite, excrétés dans les fèces des hôtes définitifs (Otero-Abad et Torgerson 2013), les plus courants étant les renards, les chiens et les chats (Karamon et al. 2019). Dans le même temps, les chasseurs français tuent 500 000 renards roux chaque année (Albaret et al. 2014 ; Aubry et al. 2016). Certaines recherches récentes remettent pourtant en question l'efficacité de la régulation des renards pour limiter les risques sanitaires. On peut aussi ajouter que chasser le renard, et donc mettre des chiens au contact des renards, manipuler des renards morts, doit considérablement augmenter le risque de contracter l'échinococcose pour un chasseur – l'une des principales catégories de victimes humaines de la maladie.

La chasse au renard réduit-elle le nombre de renards ? Plusieurs études ont prouvé que non. Une interdiction nationale d'un an de chasser le renard a été imposée au Royaume-Uni en 2001, lors d'une épidémie de fièvre aphteuse. Auparavant, 400 000 renards y étaient tués chaque année, mais l'interdiction n'a eu aucun impact mesurable sur le nombre de renards (Baker et al. 2002). Cette étude n'a pas réussi à trouver un lien entre la réduction de la pression de chasse et la densité de renards sur 160 sites d'étude d'un kilomètre carré, et a conclu qu'une interdiction permanente de la chasse n'entraînerait probablement pas une augmentation spectaculaire du nombre de renards. Une explication alternative serait que la durée de l'interdiction de chasser (un an) n'était pas assez longue pour permettre aux populations de renards de se reconstituer, car les régulations anti-prédateurs peuvent rester efficaces pendant un certain temps (Khorozyan et Waltert 2019). Un exemple plus convaincant vient de France, où quatre années d'abattage intensifié de renards autour de Nancy, avec une augmentation de 35% des prélèvements de renard, n'ont pas réussi à faire baisser les effectifs (Comte et al. 2017). Dans le même temps, la prévalence du ténia *Echinococcus multilocularis* a considérablement augmenté dans cette population de renards, de 40% à 55%, alors qu'elle restait stable dans une zone adjacente de contrôle (Comte et al. 2017). L'augmentation de l'immigration et du recrutement local est la meilleure hypothèse pour expliquer la résilience de la taille de la population, tandis que l'hypothèse de la « clôture sociale » (Hestbeck 1982) peut expliquer la prévalence plus faible dans la zone de contrôle. L'augmentation de la prévalence est liée à l'augmentation des mouvements de jeunes animaux vers la zone régulée, une hypothèse confortée par le lien négatif observé entre densité et dispersion natale chez les mammifères (Matthysen 2005). Les mêmes tendances en effectifs et en prévalence ont été observées au Luxembourg après la protection du renard en 2015 - le nombre de renards n'a pas augmenté et le taux d'infection du ténia du renard est passé de 40% à 25%. Enfin, Hofmeester et al. (2017) montre de manière empirique que les renards peuvent réduire le nombre d'hôtes porteurs de tiques, à savoir les rongeurs, avec des effets en cascade permettant de réduire le risque de maladie de Lyme pour l'homme. En résumé, ne pas réguler les populations de renard est bénéfique pour la santé humaine, en réduisant les risques sanitaires liés à la maladie de Lyme, à l'échinococcose alvéolaire, alors que les renards sont des régulateurs naturels de ravageurs potentiels pour l'agriculture. En conséquence, il est urgent d'évaluer sérieusement les conséquences économiques de la prédation par le renard sur le gibier et les volailles d'élevage, pour voir s'ils s'équilibrent avec les services écosystémiques fournis, et ré-évaluer la

nécessité de réguler voire même de chasser le renard. Mais pendant ce temps, des millions de renards sont tués chaque année dans toute l'Europe.

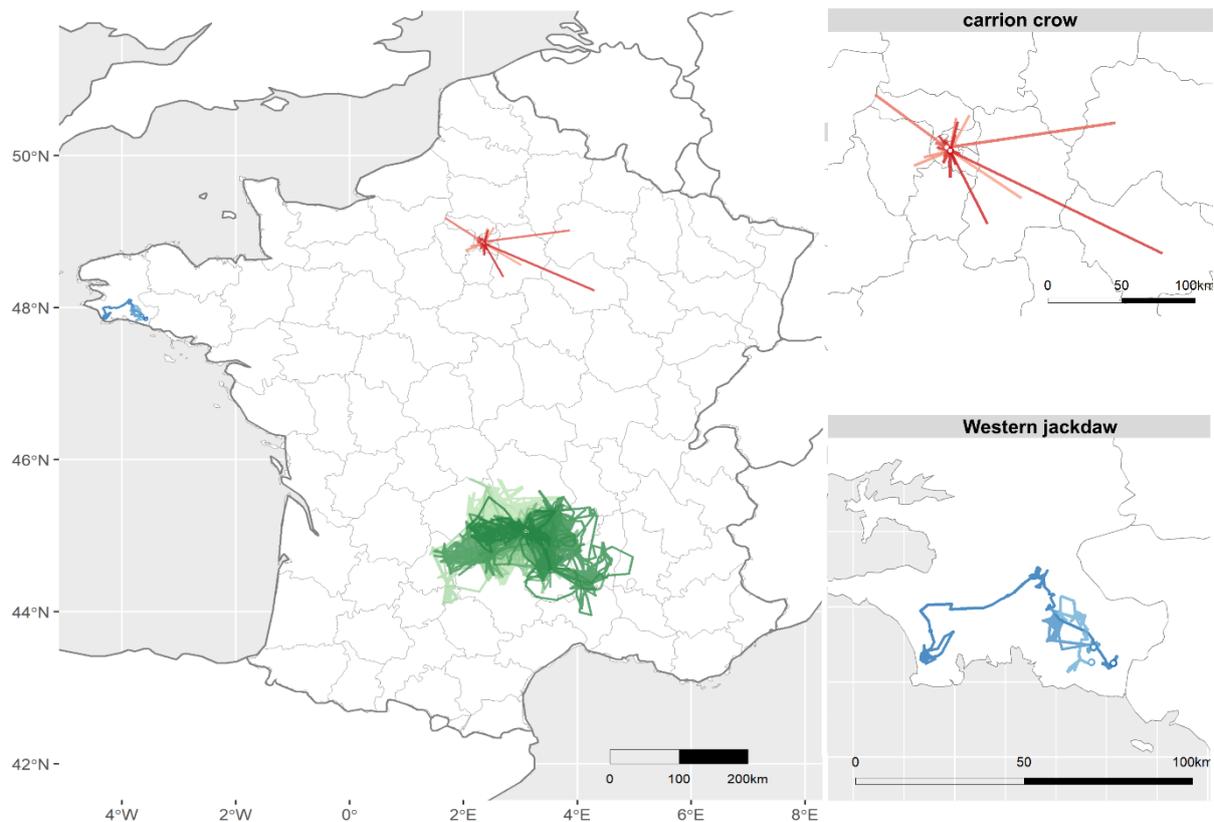
Le corbeau

Les corvidés sont une famille d'oiseaux prédateurs et charognards aviaires, au régime alimentaire omnivore, souvent décrits comme limitant les populations d'autres espèces sauvages (Heinemann et al. 2020). Malgré cette croyance largement répandue, une revue complète d'études publiées n'a pas réussi à trouver des preuves d'un effet généralisé des corvidés sur la démographie des autres oiseaux dont ils pilleraient les nids (Madden et al., 2015). Les corvidés se nourrissent également en grande partie de graines, fournissant ainsi des services écosystémiques pour la flore sauvage, en dispersant leurs graines (Hougnier et al. 2006 ; Czarnecka et Kitowski 2010 ; Culliney et al. 2012 ; Martínez-Baroja et al. 2019 ; revue dans Green et al. 2019). Ils sont également largement accusés de causer des dégâts aux cultures, entraînant des abattages dans le but de limiter ces dommages, que ce soit à l'échelle locale ou globale. Dans toute l'Europe, plus de 4 millions de corvidés sont tués chaque année, dont 1 150 000 corneilles (*Corvus corone / cornix*), 1 145 000 geais des chênes (*Garrulus glandarius*), 980 000 pies bavardes (*Pica pica*), 600 000 corbeaux freux (*Corvus frugilegus*), 250 000 choucas des tours (*Corvus monedula*) (Hirschfeld et Heyd 2005). Une grande partie de ces tableaux est réalisée en France, avec des estimations moyennes de 380.000 corneilles noires et 230.000 corbeaux freux tués chaque année (Albaret et al. 2014 ; Aubry et al. 2016). Le piégeage répété à long terme pendant la saison de reproduction peut réduire durablement les densités de corvidés à l'échelle locale (Díaz-Ruiz et al. 2010) ou globale (Chiron et Julliard 2013). Cependant, des études récentes sur la dispersion et la dynamique des corvidés fournissent des éléments qui remettent en question l'efficacité de tout contrôle local destiné à réduire les effectifs (Heinemann et al. 2020). Des domaines vitaux individuels immenses et des dynamiques de groupes de type fusion-fission (Loretto et al. 2017) ont été documentés chez les grands corbeaux (*Corvus corax*) et les corneilles (Uhl 2016), rendant inefficace toute initiative locale visant à réduire les effectifs (Marchand et al. 2018). Les jeunes corbeaux et corneilles, immatures, forment de grands groupes sur des sites où la nourriture est abondante et prévisible, comme les décharges à ciel ouvert, tandis que les oiseaux se déplacent régulièrement et individuellement entre ces groupes, fonctionnant en métapopulations à très grande échelle spatiale, jusqu'à 40000 km² dans une population de grands corbeaux français (Marchand et al. 2018 ; voir Figure 2). Les dommages locaux ne peuvent être réduits en abattant localement des oiseaux, car le renouvellement local des individus est élevé (0,68 dans Marchand et al. 2018) et la métapopulation est bien plus grande que la population locale. En conséquence, tout contrôle efficace ne pourrait avoir lieu qu'à des échelles spatiales capables de modifier la dynamique spatiale de l'espèce. En effet, des tentatives de réduire les dommages causés à du bétail, en effrayant localement les corbeaux dans les dortoirs, en déplaçant des oiseaux jusqu'à 240 km du lieu d'origine, en abattant quelques dizaines, n'a pas réussi à réduire le nombre d'oiseaux et à arrêter les attaques sur des moutons dans le Massif Central (Marchand et al. 2018). Preininger et al. (2019) ont également conclu qu'une régulation continue de corneilles pendant 20 ans n'a pas réduit la taille de leur population, et qu'une stabilisation voire une réduction durable des effectifs de corvidés ne peuvent être obtenues que si les ressources alimentaires d'origine anthropique sont limitées.

Il apparaît ainsi qu'il est essentiel d'étudier la dispersion et les mouvements de ces espèces dans des environnements spatialement hétérogènes (Kareiva 1990), mais il est difficile d'obtenir des données de dispersion non biaisées, car les approches habituelles incluent principalement des analyses d'individus bagués retrouvés, fortement biaisées par l'hétérogénéité des efforts de baguage et d'observation (par exemple, Holyoak 1971), si bien que les individus qui dispersent à grande distance ne sont que peu ou pas détectés (Koenig et al. 1996). Seuls les suivis de mouvements à l'aide de technologies embarquées fournissent des données fiables. L'utilisation d'émetteur radio

VHF a permis de détecter des dispersions de jeunes corneilles d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) jusqu'à 28 km de leur nid (Withey et Marzluff 2005). Une recherche en cours sur la Corneille noire dans Paris comprend des reprises d'individus bagués de première année jusqu'à 158 km du site de baguage (Figure 2), tandis qu'un programme de suivi GPS sur le Choucas des tours en Bretagne a déjà identifié des individus non reproducteurs qui dispersent fortement (jusqu'à 60 km du site de marquage) en moins de deux semaines (Figure 2). Enfin, les corvidés peuvent également héberger différents virus potentiellement transmissibles à l'homme, comme le virus West Nile (Reisen et al. 2006), des gripes aviaries (Khan et al. 2014), ou le flavivirus Usutu (Vazquez et al. 2011). La dispersion de tels virus doit également être envisagée à l'échelle des métapopulations, afin d'évaluer le risque infectieux pour l'homme et la nécessité potentielle et l'efficacité estimée de toute stratégie de limitation de ces risques.

Figure 2. Dispersions sur de longues distances de corvidés immatures en France, obtenues à partir de programmes de baguage ou de marquage électronique, pour des études sur la dynamique spatiale des populations impliquées dans des dégâts agricoles. (vert) Itinéraires de 10 grands corbeaux (*Corvus corax*) immatures suivis par GPS (oiseaux non délocalisés), données issues de Marchand et al. (2018) ; (rouge) observations de corneilles noires (*Corvus corone*) baguées couleur dans Paris et retrouvées à distance de leur lieu de baguage (34 individus retrouvés à au moins 6 km du lieu de baguage - 6 km étant le rayon maximal de la ville) ; (bleu) tracés GPS de 3 choucas des tours (*Corvus monedula*) de deuxième année civile au cours des trois premières semaines suivant leur capture en



mai 2020 en Bretagne.

Les leçons du blaireau

La tuberculose bovine (TB) est l'un des problèmes de santé bovine les plus urgents en Europe. Le Blaireau européen (*Meles meles*) est un des vecteurs et réservoirs de l'infection tuberculeuse. En conséquence, les programmes d'éradication ou de contrôle de la tuberculose incluent souvent des abattages de blaireaux. Le but de toute politique de contrôle du blaireau serait de réduire les cas de tuberculose dans les cheptels bovins. Dans le contexte d'une augmentation des cas de tuberculose bovine depuis le milieu des années 80 au Royaume-Uni (Gilbert et al. 2005), Krebs et al. (1998) ont appelé le gouvernement britannique à adopter une approche scientifique rigoureuse pour évaluer les stratégies de contrôle. Cela a conduit à l'élaboration d'une évaluation écologique appropriée, en comparant des zones expérimentales où le blaireau était régulé ou non, et ce à l'échelle nationale. Cette étude a mis en évidence que la régulation locale du blaireau n'a non seulement pas réussi à contrôler la tuberculose chez les bovins, mais a en fait augmenté le nombre de cas (Donnelly et al. 2003). En effet, le nombre de troupeaux nouvellement infectés dans les zones d'abattage était 27% plus élevé que dans les régions sans abattage (Giles 2003). De plus, l'abattage local du blaireau augmentait le risque d'apparition de tuberculose chez les troupeaux des zones voisines de la zone de contrôle (Jenkins et al. 2010 ; Vial et Donnelly 2012 ; Bielby et al. 2016). Comme pour les renards, les mécanismes démographiques, de dispersion, et l'hypothèse de « clôture sociale » expliquent probablement pourquoi l'abattage du blaireau ne peut limiter la propagation de la tuberculose bovine (Donnelly et al. 2006 ; Woodroffe et al. 2006). Des expériences répétées et contrôlées ont en outre révélé que l'abattage du blaireau était associé à une augmentation des densités de renard roux, illustrant les conséquences complexes de régulation de populations de prédateurs (Trewby et al. 2008). La lutte contre le blaireau au Royaume-Uni a également été évaluée d'un point de vue économique. Le coût d'un abattage à une échelle spatiale appropriée était 2 à 3,5 fois plus élevé qu'une simple gestion sanitaire des animaux, incluant la vaccination (Jenkins et al. 2010). Dans l'ensemble, l'abattage des blaireaux est donc considéré comme peu susceptible de contribuer efficacement à la lutte contre la tuberculose bovine. Enfin, l'étude britannique sur le blaireau a également abordé les questions éthiques, rapportant par exemple que 6 à 19% des blaireaux ne sont pas retrouvés après avoir été tirés au fusil, et risquent donc de mourir en souffrant dans leur terrier (Munro et al. 2014). Dans les autres pays européens, il n'y a que peu d'évaluations, qui se limitent aux aspects sanitaires (voir par exemple pour la France un rapport de l'ANSES publié en 2016).

Quel futur pour les stratégies de lutte contre les nuisibles ?

Les stratégies actuelles de régulation des prédateurs doivent être remises en cause, car trop souvent elles ne sont associées à aucun processus d'évaluation sérieux et scientifique, alors même que certaines stratégies semblent augmenter les risques sanitaires ou les dommages qu'elles souhaitent réduire. Une démarche complète d'évaluation doit être mise en place systématiquement, et mise à jour régulièrement, par exemple en s'appuyant sur les bonnes pratiques déjà mises en œuvre dans le cas des blaireaux ou des grands carnivores à forte valeur patrimoniale. Cette évaluation pourra être organisée en quatre grandes étapes.

La première étape consiste à évaluer l'étendue des dommages causés par les espèces concernées - écologiquement et économiquement - indépendamment des autres espèces impliquées, par exemple en comparant des zones endommagées et des zones de contrôle, ou en étudiant l'étendue de dommages le long d'un gradient de densité des ravageurs. Une deuxième

étape consiste à comprendre comment la population animale fonctionne, en termes de reproduction, de survie, de dispersion, de recrutement, et des échelles spatiales impliquées, définissant ainsi ce que sont les métapopulations fonctionnelles de l'espèce. L'analyse des dynamiques spatiale et temporelle des populations, et l'identification des principaux paramètres démographiques, devraient permettre d'évaluer les scénarios possibles de régulation et de tester leur efficacité pour réduire le nombre d'animaux. Une troisième étape doit estimer les coûts économiques de la mise en œuvre de ces scénarios optimaux de régulation, à des échelles spatiales et temporelles appropriées, pour comparer ces coûts aux coûts financiers des dommages et des zoonoses impliquant ces animaux. S'il y a un avantage économique potentiel à réduire le nombre d'animaux nuisibles, il peut subsister une incertitude quant aux preuves que la réduction du nombre d'animaux diminue les préjudices qui leur sont attribués. La dernière et quatrième étape consiste à évaluer concrètement si la stratégie de régulation permet d'atteindre les objectifs fixés initialement, en termes de diminution des dégâts ou des risques sanitaires. Cela nécessite de comparer des régions régulées et non régulées, dans un cadre théorique d'étude avant-après, pour décrire comment la réduction du nombre d'animaux nuisibles modifie les dégâts ou les risques ciblés. Treves et al. (2019) ont insisté sur la nécessité de mettre en place des protocoles expérimentaux pour démêler les incertitudes écologiques entourant l'élimination des prédateurs. À ce jour, les étapes proposées ici ne sont pas rigoureusement implémentées, ou font totalement défaut dans presque tous les programmes de régulation de vertébrés nuisibles en Europe (mais voir Jenkins et al. 2010), alors qu'elles devraient être absolument nécessaires pour justifier éthiquement l'élimination à grande échelle de millions d'animaux, chaque année. Il est donc temps de procéder à une réévaluation scientifique des stratégies actuelles de lutte contre les vertébrés nuisibles. Une fable moderne du Corbeau et du Renard devrait réclamer haut et fort une évaluation éthique, écologique et économique de la mise en œuvre de la lutte contre les nuisibles, et le développement de directives politiques communes, au niveau européen, appuyées sur des données scientifiques et des analyses rationalisées des coûts et bénéfices.

Épilogue

Des études récentes ont révélé que les furets et les chats sont sensibles au SRAS-Cov2 (Shi et al. 2020, Kim et al. 2020), de sorte que la surveillance du coronavirus chez ces animaux pourrait être recommandée pour lutter efficacement contre l'épidémie de la COVID-19 chez l'homme (Shi et al. 2020). Les chats errants sont considérés comme des prédateurs majeurs des petits vertébrés sauvages (Loss et al. 2015), et leur potentiel rôle de réservoir du SRAS-CoV-2, avec les mustélidés, risque de soulever des questions d'ordre sanitaire. La dynamique de la contamination et la prévalence du virus chez les chats domestiques, les chats errants, les chats sauvages et les populations sauvages de mustélidés doivent d'abord être minutieusement étudiées avant de prendre quelque décision que ce soit sur un éventuel contrôle de ces petits carnivores. Des expériences en laboratoire ont illustré la facilité de transmission du SRAS-CoV-2 entre chats domestiques (Halfman et al. 2020), tandis qu'une épidémie de virus grippal (H7N2) chez les chats domestiques à New York a entraîné une transmission ponctuelle à l'homme (Marinova-Petkova et al. 2017). Les populations humaines ont récemment compris, dans le monde entier, que la limitation des déplacements et des rencontres peut réduire la propagation d'une maladie infectieuse. Les acteurs de la gestion de la faune sauvage pourraient désormais mieux comprendre que le maintien d'une structuration sociale établie, chez les animaux territoriaux nuisibles, contribue à les confiner dans leur territoire et à assurer une distanciation sociale à grande échelle - réduisant ainsi le risque sanitaire de maladies

infectieuses, pour eux, pour le bétail, et pour les humains. Les animaux nuisibles ne sont pas tous malades de la peste.

Remerciements

Merci à mes collègues Sébastien Dugravot, Christian Itty, Matthias Loretto et Thomas Bugnyar pour le partage de leurs données de suivis télémétriques de corvidés. Merci à Conny Lundstrom et Remo Savisaar pour le partage de leurs photos, et à Romain Lorrillière pour avoir réalisé la figure 2, à Jérôme Fournier pour son aide au baguage.

Références citées

- Albaret, M., Ruetten, S., Guinot-Ghestem, M., 2014. Nouvelle enquête sur la destruction des espèces classées nuisibles en France – Saisons 2011-2012 et 2012-2013. *Faune Sauvage* 305, 10-16.
- ANSES, 2016. Gestion de la tuberculose bovine et des blaireaux. Rapport d'expertise collective révisé. Edition scientifique. Avis de l'ANSES, Saisine n° 2016-SA-0200. Available at www.anses.fr/fr/system/files/SABA2016SA0200Ra.pdf
- Aubry, P., Anstett, L., Ferrand, Y., Reitz, F., Klein, F., Ruetten, S., Sarasa, M., Arnauduc, J.-P., Migot, P., 2016. Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014 – Résultats nationaux. *Faune Sauvage* 310, supplément central. 8 pages. Available at http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/publications/revue%20faune%20sauvage/FS_310_enquete_tableau_de_chasse.pdf
- Baker, P.J., Harris S., Webbon C.C., 2002. Effect of British hunting ban on fox numbers. *Nature* 419, 34.
- Bekoff, M., 2010. *Encyclopedia of Animal Rights and Animal Welfare*, 2nd edition. Greenwood Press, ABC-CLIO, Santa Barbara, California.
- Bielby, J., Vial, F., Woodroffe, R., and Donnelly, C. A., 2016. Localised badger culling increases risk of herd breakdown on Nearby, Not Focal, Land. *PLoS ONE* 10:e164618. doi: 10.1371/journal.pone.0164618
- Chiron, F., Julliard R., 2013. Assessing the effects of trapping on pest bird species at the country level. *Biol. Conserv.* 158, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.001>
- Comte, S., Umhang, G., Raton, V., Raoul, F., Giraudoux, P., Combes, B., Boué, F., 2017. *Echinococcus multilocularis* management by fox culling: An inappropriate paradigm. *Prev. Vet. Med.* 147, 178–185.
- Côté, I.M., Sutherland, W.J. 1997. The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. *Cons. Biol.* 11, 395-405.
- Culliney, S., Pejchar, L., Switzer, R., Ruiz-Gutierrez, V., 2012. Seed dispersal by a captive corvid: the role of the 'Alalā (*Corvus hawaiiensis*) in shaping Hawai'i's plant communities. *Ecol. Appl.* 22, 1718–1732.
- Czarnecka, J., Kitowski, I., 2010. Seed dispersal by the rook *Corvus frugilegus* L. in agricultural landscape – mechanisms and ecological importance. *Polish J. Ecol.* 58, 511–523.
- Di Marco, M., Baker, M.L., Daszak, P., De Barro, P., Eskew, E.A., Godde, C.M., Harwood, T.D., Herrero, M., Hoskins, A.J., Johnson, E., Karesh, W.B., Machalaba, C., Garcia, J.N., Paini, D., Pirzl, R., Smith, M.S., Zambrana-Torrel, C., Ferrier, S., 2020. Sustainable development must account for pandemic risk. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 117, 3888–3892.

- Díaz-Ruiz, F., García, J.T., Pérez-Rodríguez, L., et al., 2010. Experimental evaluation of live cage-traps for black-billed magpies *Pica pica* management in Spain. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 239–248. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0310-3>
- Donnelly, C.A., Woodroffe, R., Cox, D.R., Bourne, J., Gettinby, G., Le Fevre, A.M., McInerney, J.P., Morrison, W.I., 2003. Impact of localized badger culling on TB incidence in British cattle. *Nature*, 426, 834–837
- Donnelly, C., Woodroffe, R., Cox, D., et al., 2006. Positive and negative effects of widespread badger culling on tuberculosis in cattle. *Nature* 439, 843–846. <https://doi.org/10.1038/nature04454>
- Gamborg, C., Palmer, C., Sandoe, P., 2012. Ethics of Wildlife Management and Conservation: What Should We Try to Protect? *Nature Education Knowledge* 3(10):8
- Gilbert, M., Mitchell, A., Bourn, D., Mawdsley, J., Clifton-Hadley, R., Wint, W., 2005. Cattle movements and bovine tuberculosis in Great Britain. *Nature* 435, 491–496. doi.org/10.1038/nature03548
- Giles, J., 2003. Disease spread leads Britain to pull plug on trial badger cull. *Nature* 426, 4. <https://doi.org/10.1038/426004a>
- Green, A.J., ElMBERG, J., Lovas-Kiss, Á., 2019. Beyond Scatter-Hoarding and Frugivory: European Corvids as Overlooked Vectors for a Broad Range of Plants. *Front. Ecol. Evol.* 7, 133. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00133>
- Halfmann, P.J., Hatta, M., Chiba, S., Maemura, T., Fan, S., Takeda, M., Kinoshita, N., Hattori, S.-i., Sakai-Tagawa, Y., Iwatsuki-Horimoto, K., Imai, M., Kawaoka, Y., 2020. Transmission of SARS-CoV-2 in Domestic Cats. *Correspondence. New England Journal of Medicine.* DOI: 10.1056/NEJMc20134000
- Heinemann, K.A.B., Betmezoğlu, M., Ergoren, M.C., Fuller, W.J., 2020. A murder of crows: culling corvids in Northern Cyprus. *Hum. Ecol.* 48, 245–249. doi.org/10.1007/s10745-020-00154-4
- Hestbeck, J.B., 1982. Population regulation of cyclic mammals: the social fence hypothesis. *Oikos* 39, 157–163.
- Hirschfeld, A., Heyd, A., 2005. Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. *Ber. Vogelschutz* 42, 47–74.
- Holyoak, D., 1971. Movements and mortality of Corvidae. *Bird Study* 18, 97–106. <https://doi.org/10.1080/00063657109476300>
- Hougner, C., Colding, J., Söderqvist, T., 2006. Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. *Ecol. Econ.* 59, 364–374.
- Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., 1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Białowieża National Park, Poland. *Ecography* 15, 212–220.
- Jenkins, H.E., Woodroffe, R., Donnelly, C.A., 2010. The Duration of the Effects of Repeated Widespread Badger Culling on Cattle Tuberculosis Following the Cessation of Culling. *PLoS ONE* 5(2): e9090. doi.org/10.1371/journal.pone.0009090
- Karamon, J., Sroka, J., Dąbrowska, J., et al., 2019. First report of *Echinococcus multilocularis* in cats in Poland: a monitoring study in cats and dogs from a rural area and animal shelter in a highly endemic region. *Parasites Vectors* 12, 313. <https://doi.org/10.1186/s13071-019-3573-x>
- Kareiva, P., 1990. Population dynamics in spatially complex environments: Theory and data. *Phil. Trans. R. Soc. B* 330, 175–190.
- Keedwell, R.J., Maloney, R.F., Murray, D.P., 2002. Predator control for protecting kākā (Himantopus novaezelandiae)—lessons from 20 years of management. *Biol. Cons.* 105, 369–374
- Khan, S.U., Berman, L., Haider, N., Gerloff, N., Rahman, M.Z., Shu, B., Rahman, M., Dey, T.K., Davis, T.C., Das, B.C., Balish, A., Islam, A., Teifke, J.P., Zeidner, N., Lindstrom, S., Klimov, A., Donis, R.O., Luby, S.P., Shivaprasad, H.L., Mikolon, A.B., 2014. Investigating a crow die-off in January-

- February 2011 during the introduction of a new clade of highly pathogenic avian influenza virus H5N1 into Bangladesh. *Arch. Virol.* 159, 509–518. <https://doi.org/10.1007/s00705-013-1842-0>
- Khorozyan, I., Waltert, M., 2019. How long do anti-predator interventions remain effective? Patterns, thresholds and uncertainty. *Roy. Soc. Open Sci.* 6:e190826. doi: 10.1098/rsos.190826
- Kim, Y.-H., Kim, S.-G., Kim, S.-M., Kim, E.-H., Park, S.-J., et al., 2020. Infection and Rapid Transmission of SARS-CoV-2 in Ferret. *Cell Host & Microbe*. <https://doi.org/10.1016/j.chom.2020.03.023>
- Koenig, W.D., Vuren, D., Hooge, P.N., 1996. Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. *Trends Ecol. Evol.* 11, 514–517.
- Krebs, J. R., Anderson, R. M., Clutton-Brock, T., Donnelly, C. A., Frost, S., Morrison, W. I., Woodroffe, R., Young, D., 1998. Badgers and Bovine TB: Conflicts Between Conservation and Health. *Science* 279, 817-818. doi:10.1126/science.279.5352.817
- Littin, K.E., Mellor, D.J., Warburton, B., Eason, C.T., 2004. Animal welfare and ethical issues relevant to the humane control of vertebrate pests. *N.Z. Vet. J.* 52, 1–10.
- Loretto, M.C., Schuster, R., Itty, C., Marchand, P., Genero, F., Bugnyar, T., 2017. Fission-fusion dynamics over large distances in raven non-breeders. *Sci. Rep.* 7, 380.
- Loss, S.R., Will, T., Marra, P.P., 2015. Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 46, 99–120.
- Madden, C.F., Arroyo, B., Amar, A., 2015. A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. *Ibis* 157, 1–7. <https://doi.org/10.1111/ibi.12223>
- Marchand, P., Loretto, M., Henry, P., Duriez, O., Jiguet, F., Bugnyar, T., Itty, C., 2018. Relocations and one-time disturbance fail to sustainably disperse non-breeding common ravens *Corvus corax* due to homing behaviour and extensive home ranges. *Eur. J. Wildl. Res.* 64, 57. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1217-7>
- Marinova-Petkova, A., Laplante, J., Jang, Y., et al., 2017. Avian influenza A(H7N2) virus in human exposed to sick cats, New York, USA, 2016. *Emerg. Infect. Dis.* 23,2046-2049. DOI: 10.3201/eid2312.170798
- Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S, Quiles, P., Gómez-Sánchez, D., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., Castro, J., Rey-Benayas, J.M., 2019. Massive and effective acorn dispersal into agroforestry systems by an overlooked vector, the Eurasian magpie (*Pica pica*). *Ecosphere* 10, e02989. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2989>
- Matthysen, E., 2005. Density-dependent dispersal in birds and mammals. *Ecography* 28, 403-416.
- Munro, R. et al. 2014. Pilot Badger Culls in Somerset and Gloucestershire. Report by the Independent Expert Panel. Downloaded 15th June 2020 at https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/300382/independent-expert-panel-report.pdf
- Osterhaus, A.D.M.E., Vanlangendonck, C., Barbeschi, M., et al., 2020. Make science evolve into a One Health approach to improve health and security: a white paper. *One Health Outlook* 2, 6. <https://doi.org/10.1186/s42522-019-0009-7>
- Otero-Abad, B., Torgerson, P.R., 2013. A Systematic Review of the Epidemiology of Echinococcosis in Domestic and Wild Animals. *PLoS Negl. Trop. Dis.* 7, e2249.
- Parkes, J., Murphy, E., 2003. Management of introduced mammals in New Zealand. *N. Z. J. Zool.* 30, 335–359.
- Preininger, D., Schoas, B., Kramer, D., Boeckle, M., 2019. Waste Disposal Sites as All-You-Can Eat Buffets for Carrion Crows (*Corvus corone*). *Animals* 9, 215. <https://doi.org/10.3390/ani9050215>
- Reisen, W.K., Barker, C.M., Carney, R., Lothrop, H.D., Wheeler, S.S., Wilson, J.L., Madon, M.B., Takahashi, R., Carroll, B., Garcia, S., Fang, Y., Shafii, M., Kahl, N., Ashtari, S., Kramer, V., Glaser, C., Jean, C., 2006. Role of corvids in epidemiology of west Nile virus in southern California. *J. Med. Entomol.* 43, 356-67.

- Shi, J., Wen, Z., Zhong, G., Yang, H., Wang, C., et al., 2020. Susceptibility of ferrets, cats, dogs, and other domesticated animals to SARS–coronavirus 2. *Science*, eabb7015. <https://doi.org/10.1126/science.abb7015>
- Towns, D.R., West, C.J., Broome, K.G., 2012. Purposes, outcomes and challenges of eradicating invasive mammals from New Zealand islands: an historical perspective. *Wildlife Research* 40, 94–107. <https://doi.org/10.1071/WR12064>
- Treves, A., Krofel, M., and Mcmanus, J., 2016. Predator control should not be a shot in the dark. *Front. Ecol. Environ.* 14, 380–388. doi: 10.1002/fee.1312
- Treves, A., Krofel, M., Ohrens, O., van Eeden, L.M., 2019. Predator Control Needs a Standard of Unbiased Randomized Experiments With Cross-Over Design. *Front. Ecol. Evol.* 7, 462. DOI=10.3389/fevo.2019.00462
- Trewby, I., Wilson, G., Delahay, R., Walker, N., Young, R., Davison, J., Cheeseman, C., Robertson, P., Gorman, M., Mcdonald, R., 2008. Experimental evidence of competitive release in sympatric carnivores. *Biol. Lett.* 4, 170–172. 10.1098/rsbl.2007.0516.
- Uhl, F., 2016. Fission-fusion dynamics in an urban population of crows (*Corvus corone* ssp.). Masterarbeit, University of Vienna. Fakultät für Lebenswissenschaften. <https://doi.org/10.25365/thesis.41666>
- Van Heezik, Y., Maloney, R.F., Seddon, P.J., 2009. Movements of translocated captive-bred and released critically endangered Kākī (Black Stilts) *Himantopus novaezelandiae* and the value of long-term post-release monitoring. *Oryx* 43, 639–647.
- Vazquez, A., Jimenez-Clavero, M., Franco, L., Donoso-Mantke, O., Sambri, V., et al., 2011. Usutu virus: potential risk of human disease in Europe. *Euro. Surveill.* 16, 19935.
- Vial, F., Donnelly, C., 2012. Localized reactive badger culling increases risk of bovine tuberculosis in nearby cattle herds. *Biol. Lett.* 8, 50–53. doi: 10.1098/rsbl.2011.0554
- Vucetich, J.A., Nelson, M.P., 2017. Wolf Hunting and the Ethics of Predator Control. In: Kalof, L. (Ed.), *The Oxford Handbook of Animal Studies*. Oxford University Press.
- Warburton, B., Anderson D., 2018. Ecology, Economics and Ethics: the three Es required for the sustainable management of wild sentient species. In: Sarkar, S., Minter, B.A. (Eds.), *A sustainable philosophy – the work of Bryan Norton*, *The International Library of Environmental, Agricultural and Food Ethics* 26. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92597-4_14
- Withey, J.C., Marzluff, J.M. 2005. Dispersal by Juvenile American Crows (*Corvus brachyrhynchos*) Influences Population Dynamics Across a Gradient of Urbanization. *The Auk* 122, 205–221.
- Woodroffe, R., Donnelly, C.A., Cox, D.R., Bourne, F.J., Cheeseman, C.L., Delahay, R.J., Gettinby, G., McInerney, J.P., Morrison, W.I., 2006. Effects of culling on badger *Meles meles* spatial organization: implications for the control of bovine tuberculosis. *J. Appl. Ecol.* 43, 1–10.
- Zhou, P., Yang, X., Wang, X., Hu, B., Zhang, L., et al., 2020. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. *Nature* 579, 270–273. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2012-7>

Cet article est une traduction par l’auteur de l’article publié dans une revue scientifique internationale : Jiguet F (2020) The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. Perspectives paper. *Biological Conservation* 241, 108693. doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108693