

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique
de l'Office français de la biodiversité



► Connaissance & gestion des espèces

SMAC : un réseau de détection précoce des maladies à enjeu pour les chiroptères

p. 22



► Supplément détachable en pages centrales
Prélèvements ongulés sauvages Saison 2019-2020

► **Connaissance & gestion des espèces**

Collisions des grands ongulés avec les véhicules : comparaison des facteurs biologiques et environnementaux entre trois espèces

p. 4



► **Connaissance & gestion des espèces**

La gestion adaptative : applications

p. 28

► **Connaissance & gestion des espèces**

Les pécaris à lèvres blanches en Guyane : mais où vont-ils ?

p. 32



► **Connaissance & gestion des habitats**

Fauche retardée en faveur de l'avifaune prairiale : 11 ans d'expérimentation dans le Val de Saône

p. 45





« En matière de santé, l'OFB s'inscrit complètement dans l'approche globale *One Health*, en prenant en compte les dynamiques des écosystèmes, les enjeux de santé animale et ceux de la santé humaine. »

▲ Prélèvement de tissu sur un sanglier pour analyse.

© F. Etienne/FDC 07



Faune sauvage N° 327 – 3^e trimestre 2020 – Parution octobre 2020
le bulletin technique & juridique de l'Office français de la biodiversité

Directeur de la publication :

Pierre Dubreuil

Rédacteur en chef :

Richard Rouxel (richard.rouxel@ofb.gouv.fr)

Comité de rédaction :

Bénédicte Augéard, Magali Brilhac, Élisabeth Bro, Antoine Derieux, Éric Hansen, Roxane Leverrier, David Monnier, Richard Rouxel, Michel Salas, Charlie Suas

Service abonnement et vente au numéro :

OFB – Direction générale déléguée Mobilisation de la société

Pôle Partage des connaissances scientifiques et techniques

Pôle d'Auffargis, Site de Saint-Benoist, 5 rue de Saint-Thibault, 78610 Auffargis

Tél. : 01 30 46 54 86 – abonnement-faunesauvage@ofb.gouv.fr

Prix de vente au numéro : 6,00 € TTC – Remise de 30 % au-delà de 50 exemplaires.

Conception : www.epiromatiques.fr – Réalisation : **Transfaire** 04250 Turriers – www.transfaire.com

Impression : Jouve – Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par un imprimeur certifié Imprim'Vert.

ISSN 1626-6641 – Dépôt légal : octobre 2020

La reproduction partielle ou totale des articles de ce bulletin est subordonnée à l'autorisation du directeur de la publication. Toute reproduction devra mentionner la source « Faune sauvage, bulletin de l'OFB ». Le comité de rédaction remercie les auteurs, les photographes et les relecteurs pour leur contribution.



Depuis le 1^{er} janvier 2020, l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) et l'Agence française pour la biodiversité (AFB) se sont regroupés pour former l'Office français de la biodiversité.



© M. Monsay/OFB

Frédérique Chlous,
Présidente du Conseil scientifique

Éditorial

Un nouveau Conseil scientifique pour le nouvel Office français de la biodiversité

Depuis plusieurs décennies, nous sommes alertés par les scientifiques sur le déclin de la biodiversité. Les rapports de l'IPBES, notamment, contribuent à rendre publics tant les pertes d'espèces, de milieux et les risques à court ou moyen terme, que les facteurs qui engendrent ces diminutions alarmantes.

Les connaissances plurielles, celles concernant les espèces et les milieux, les pressions et leurs impacts, ainsi que celles liées aux usages, aux représentations, à l'organisation des acteurs et à la mise en œuvre et à l'efficacité des politiques publiques, sont indispensables à l'OFB pour contribuer à freiner ce déclin. Ces connaissances sont notamment produites en son sein par une diversité de personnels et par les organismes de recherche avec lesquels l'OFB noue des partenariats. Elles doivent irriguer l'action à travers les nombreuses missions de l'établissement, qui vont de la police à la mobilisation de la société en passant par la recherche scientifique et le soutien technique auprès des ministères.

Cette diversité de compétences regroupée au sein d'un seul et même établissement public est rare, et il faut en faire une réelle opportunité pour répondre à l'urgence d'agir pour la biodiversité. Le Conseil scientifique de l'OFB a été construit à cette image, « pluridisciplinaire », « équilibré », « diversifié » et « paritaire », pour lui permettre d'accompagner pleinement l'ensemble des missions de l'OFB. Installé le 24 juin 2020, il compte 25 membres qualifiés représentant de nombreuses disciplines académiques, issues à la fois des sciences de la nature et des sciences humaines et sociales. L'ensemble des grands écosystèmes, tant terrestres, marins que d'eau douce, est représenté ; une bonne partie des grandes structures de la recherche française l'est aussi. Deux agents de l'OFB y participent également afin, d'une part, d'apporter leurs connaissances des terrains et, d'autre part, d'ancrer l'action dans les territoires. Le Conseil scientifique a vocation à éclairer les réflexions prospectives et à aider l'OFB à bâtir sa stratégie. Il doit aussi accompagner l'établissement dans la mise en œuvre et l'évaluation de ses missions. Il se donnera les moyens de travailler avec

au moins deux réunions par an et des groupes de travail intermédiaires.

Les questionnements auxquels nous faisons face sont nombreux et diversifiés. Ils concernent la connaissance fine des espèces et des habitats et de leurs évolutions en relation avec les facteurs responsables de leur déclin : changement d'usage des terres et des mers, exploitation, changement climatique, pollutions, espèces exotiques envahissantes. Aujourd'hui, nous sommes également particulièrement sensibles aux questions sanitaires et aux bienfaits que la nature prodigue à l'homme (services écosystémiques, connexion à la nature). Ces connaissances doivent être au service des politiques publiques et appropriables par les citoyens, en considérant les transformations que la société doit engager.

En matière de santé, l'OFB s'inscrit complètement dans l'approche globale *One Health* – que les politiques publiques ont encore beaucoup de mal à décliner concrètement – en prenant en compte les dynamiques des écosystèmes (par exemple leur destruction ou fragmentation, le déclin des espèces), les enjeux de santé animale et ceux de la santé humaine. Gageons que l'établissement aura d'ailleurs à s'impliquer davantage dans cette approche intégrée et systémique, en étant plus présent sur les questions des relations humains/faune et flore domestique/faune et flore sauvage, et donc sur les liens entre santé (pas seulement humaine) et biodiversité.

Les deux articles de ce numéro consacrés à la maladie de l'œdème du sanglier et au réseau de surveillance de la mortalité des chiroptères (SMAC) illustrent cette multifonctionnalité des activités menées, notamment au travers de la contribution apportée à l'identification de causes de déclin de populations de chauves-souris, dont toutes les espèces sont protégées en France, et à la caractérisation des facteurs de risque environnementaux et anthropiques impliqués dans l'apparition de foyers de maladie de l'œdème du sanglier.

Je vous en souhaite bonne lecture. ●

Sommaire

page 4



Connaissance & gestion des espèces

Analyse comparative des facteurs biologiques et environnementaux associés aux collisions avec les véhicules pour trois espèces de grands ongulés

Le spectaculaire développement ces dernières décennies des populations de cerfs, chevreuils et sangliers ainsi que l'augmentation des infrastructures linéaires, du trafic routier et du mitage de l'espace par l'urbanisation ont eu comme conséquence l'explosion des collisions avec les véhicules. Trouver des solutions pour réduire ces collisions nécessite de mieux comprendre les facteurs biologiques et environnementaux les plus déterminants. Plus de 20 000 collisions ont ainsi été analysées. Des différences très significatives entre les trois espèces ont été mises en évidence.



C. Saint-Andrieux, C. Calenge, C. Bonenfant

page 11



Connaissance & gestion des espèces

Maladie de l'œdème chez le sanglier : qu'a-t-on appris depuis son émergence en 2013 ?

La maladie de l'œdème a été diagnostiquée pour la première fois dans une population de sangliers sauvages en 2013 en Ardèche. Un deuxième foyer est ensuite apparu en 2016 dans les Pyrénées-Orientales et un troisième dans la Drôme en 2019. Ce n'est pas une maladie nouvelle chez les suidés, elle est bien décrite chez le porc domestique. Elle se caractérise par une entéro-toxémie aiguë souvent fatale, provoquée par quelques sérotypes d'*Escherichia coli*. Des investigations ont été mises en œuvre dans le cadre d'un travail universitaire pour la décrire et identifier les facteurs de risque associés à son émergence dans les populations ardéchoises de sangliers.

G. Petit, K. Chalvet-Monfray, A. Decors, G.-P. Martineau, F. Etienne, V. Grosbois

page 16



Connaissance & gestion des espèces

Tirs dérogatoires de loups en France : état des connaissances et des enjeux pour la gestion des attaques aux troupeaux

Face à l'augmentation des dommages aux troupeaux dus au loup, les gestionnaires français ont besoin d'évaluer l'efficacité de la politique de tirs dérogatoires qui a été mise en place afin de les réduire. Cet article propose un état des connaissances scientifiques actuelles sur le sujet à l'international, et présente le cadre méthodologique de l'étude en cours menée par l'OFB et le CNRS sur les effets des tirs dérogatoires sur les attaques et la population de loups en France.

O. Grente, C. Duchamp, S. Bauduin, T. Opitz, S. Chamailé-Jammes, N. Drouet-Hoguet, O. Gimenez

page 22



Connaissance & gestion des espèces

SMAC : un réseau de détection précoce des maladies à enjeu pour les chiroptères

Les maladies des chiroptères sont peu documentées et leur rôle dans le déclin des populations n'est probablement pas assez pris en compte, notamment lorsque la distribution spatio-temporelle de la maladie est diffuse ou lorsque les effets sont sub-létaux. Les chiroptères constituent pourtant un groupe potentiellement vulnérable vis-à-vis des maladies. Dans ce contexte, il est essentiel de se doter d'un système de détection précoce et pluridisciplinaire de leur mortalité.

Le réseau SMAC constitue cet outil de vigilance depuis 2014. Cet article présente le réseau et ses principaux résultats.

F. Schutz, G. Le Loc'h, L. Hivert, G. Larcher, V. Wiorek, J. Marmet, D. Gauthier, E. Picard-Meyer, A. Decors

page 28



Connaissance & gestion des espèces

La gestion adaptative : applications

Par rapport à l'article sur le concept de gestion adaptative déjà publié dans *Faune sauvage* n° 320, qui avait pour but de décrire une méthode un peu nouvelle et sa future application pour la chasse, le présent article va plus loin en décrivant d'autres types d'applications possibles, avec une possibilité de mise en œuvre dans des contextes variés, touchant aussi bien au contrôle de la prédation sur des espèces menacées qu'à des programmes de réintroduction, en passant par la gestion des écosystèmes.

L. Bariod, C. Francesiaz, M. Guillemain, L. Bacon



page 32



Connaissance & gestion des espèces

Les pécaris à lèvres blanches en Guyane : mais où vont-ils ?

Le pécaric à lèvres blanches est une espèce clé des forêts néo-tropicales, considéré comme un « ingénieur de l'écosystème » et jouant de multiples rôles dans les équilibres écologiques comme pour la chasse des communautés locales. Cette espèce connaît des cycles d'abondance très marqués et a subi de très fortes diminutions d'effectifs en Guyane entre les années 2000 et 2010. Des études ciblées, basées sur le suivi d'animaux équipés par colliers GPS, ont été développées pour mieux comprendre le fonctionnement de ses populations. Les principaux résultats sont présentés ici.



C. Richard-Hansen, R. Berzins, L. Proux, M. Petit, O. Rux, L. Clément

page 38



Connaissance & gestion des espèces

Les modes de chasse en Guyane : évolution et impacts sur la faune sauvage

Une étude sur le long terme des pratiques et résultats de la chasse chez diverses communautés de Guyane exerçant leur activité dans différents contextes écologiques, économiques ou culturels, révèle des différences à la fois dans les modes de chasse et le choix des espèces gibier, dans l'impact et la durabilité du prélèvement effectué, et dans l'évolution des stratégies de chasse. Des indicateurs globaux pointent dans la plupart des cas une évolution au cours des dix dernières années reflétant un impact non négligeable de la chasse sur les populations animales. Dans le détail, la réponse est cependant plus complexe, et il apparaît indispensable de considérer les paramètres sociaux et écologiques pour mettre en place des solutions de gestion adaptées aux différentes situations locales.



C. Richard-Hansen, D. Davy, G. Longin, L. Gaillard, F. Renoux, P. Grenand, R. Rinaldo

page 45



Connaissance & gestion des habitats

Fauche retardée en faveur de l'avifaune prairiale : 11 ans d'expérimentation dans le Val-de-Saône

La construction de l'axe autoroutier A406 a donné lieu en 2009, en tant que mesure compensatoire, à la mise en place de prairies conventionnées pour une fauche retardée au 15 juillet dans le Val-de-Saône. Cette mesure visait principalement le rôle des genêts et les passereaux prairiaux. Afin d'étudier son effet sur l'avifaune prairiale, un suivi a été réalisé entre 2009 et 2019. Il en ressort que les prairies en fauche retardée sont attractives pour les passereaux, que la date du 15 juillet apparaît pertinente pour préserver les nichées, et que les prairies conventionnées ont significativement augmenté la probabilité de réussite de la reproduction.



S. Belghali, C. Le Goff, C. Ferrier, A. Lacondemine, P. Soufflot, J. Broyer

Supplément détachable en pages centrales

Prélèvements ongulés sauvages
Saison 2019-2020





Analyse comparative des facteurs biologiques et environnementaux associés aux collisions avec les véhicules pour trois espèces de grands ongulés

© H. Holveck

Les collisions entre les véhicules et la grande faune représentent un gros risque pour la sécurité routière, ainsi qu'un coût économique évalué à plusieurs dizaines de millions d'euros par an. Trouver des solutions pour réduire ces collisions nécessite de mieux comprendre les facteurs biologiques et environnementaux les plus déterminants dans leur survenue. L'originalité de ce travail a été d'étudier sur les mêmes territoires la variabilité spatiale des collisions pour trois espèces d'ongulés : cerf, chevreuil et sanglier. Plus de 20 000 collisions répertoriées entre 1990 et 2006 sur neuf départements ont été analysées.

**CHRISTINE SAINT-ANDRIEUX¹,
CLÉMENT CALENGE²,
CHRISTOPHE BONENFANT³**

¹ OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Ongulés sauvages – Gerstheim.

² OFB, Direction de la surveillance, de l'évaluation et des données – Saint-Benoist, Auffargis.

³ CNRS, UMR 5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie évolutive, Université Lyon 1 – Villeurbanne.

christine.saint-andrieux@ofb.gouv.fr

Ces dernières décennies, le développement spectaculaire des populations de grands herbivores ainsi que l'augmentation des infrastructures linéaires, du trafic routier et du mitage de l'espace par l'urbanisation ont eu comme conséquence l'explosion des collisions entre véhicules et ongulés sauvages dans la plupart des pays du monde (Langbein *et al.*, 2011). En France, le nombre de collisions avec les grands ongulés était estimé à 23 500 en 2005 (Vignon & Barbarreau, 2008), puis 33 000 ont été enregistrées en 2008 par le Fonds de garantie des assurances obligatoires (FGAO) et plus de 53 500 en 2009. Les risques pour la

sécurité routière et les coûts économiques élevés induits font de cette problématique un enjeu important pour la recherche de solutions efficaces permettant de réduire les collisions.

De fait, de nombreux auteurs ont cherché à mettre en évidence les facteurs de collisions ; mais ils se sont attachés à une seule espèce dans un milieu donné ou n'ont pas différencié les espèces lorsque plusieurs étaient présentes. La particularité de notre étude a été de considérer dans un même milieu les trois grands ongulés les plus abondants que sont le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le sanglier (*Sus*

scrofa). Ces trois espèces n'ont ni le même ordre de grandeur de domaine vital, ni le même régime alimentaire, ni le même comportement ou la même sensibilité à la présence humaine et au dérangement.

Basée sur des données relevées par des fédérations départementales des chasseurs (FDC) à l'échelle de l'unité de gestion (UG) – voir plus bas –, cette étude nous a permis de décrire la distribution spatiale des collisions de ces trois espèces d'ongulés sympatriques. Nous avons ensuite recherché les facteurs explicatifs du nombre de collisions à l'échelle de l'UG. Pour cela, nous avons comparé les effets

relatifs entre espèces d'un jeu de variables environnementales, biologiques et anthropogéniques, pour tester les prédictions suivantes :

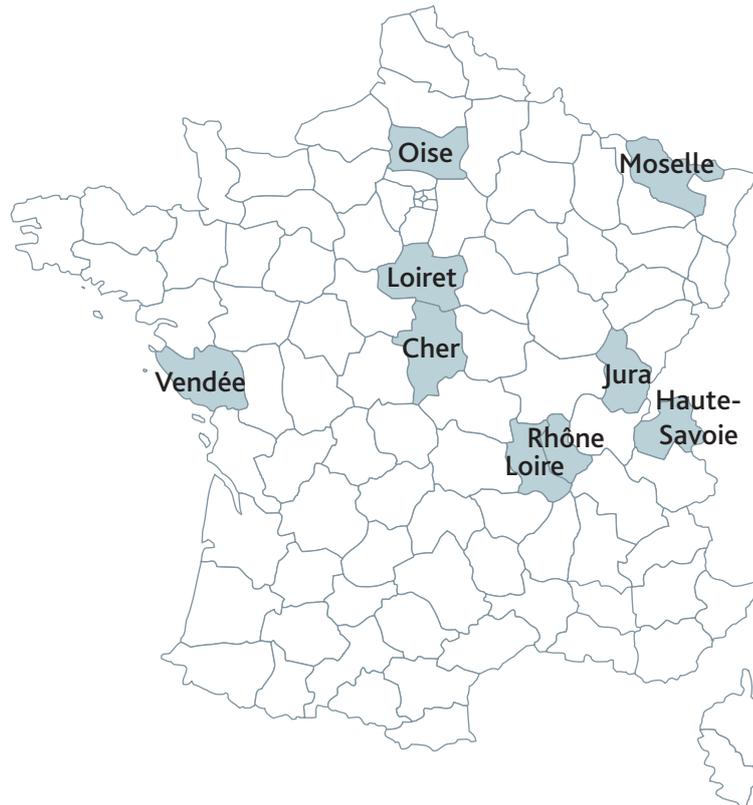
- les collisions sont corrélées positivement avec la densité de routes et la vitesse de circulation routière, donc le nombre de collisions sera plus élevé sur les voies rapides que sur les routes départementales. Le nombre de collisions devrait augmenter avec l'abondance des populations d'ongulés, que ce soit entre les trois espèces (cerf, chevreuil et sanglier) ou pour chaque espèce selon les variations d'abondance annuelle ;
- nous attendons plus de collisions dans les UG les plus forestières, puisque ces trois espèces d'ongulés sont très inféodées à ces habitats et que leurs densités sont plus élevées en milieux forestiers. Cependant, si le cerf est davantage présent en milieu forestier et en zones montagneuses, le sanglier s'est largement répandu dans tous les écosystèmes de par sa remarquable adaptabilité, et le chevreuil est omniprésent dans tous les départements. Nous prédisons donc un effet décroissant de la proportion de forêts sur le nombre de collisions avec le cerf, puis le chevreuil et le sanglier ;
- la fragmentation des habitats augmentant les mouvements des ongulés entre chaque type de milieu, nous attendons plus de collisions dans les UG présentant des habitats fragmentés et un effet plus fort avec le chevreuil, qui apprécie particulièrement ce type d'habitats. De même, la proportion de cultures agricoles devrait favoriser plus particulièrement les collisions avec le sanglier, responsable à lui seul de 87 % des dégâts agricoles aux cultures, et avec le cerf dans une moindre mesure.

Sites d'étude et échelle d'observation

Les fédérations départementales des chasseurs de neuf départements (Cher, Jura, Loire, Loiret, Moselle, Oise, Rhône, Haute-Savoie et Vendée) nous ont fourni les données de collisions collectées de façon variable entre 1990 et 2006 sur leurs départements par les automobilistes, techniciens de FDC, chasseurs, forestiers, agents des services publics, etc. Ces départements sont représentatifs de la plupart des écosystèmes du territoire français métropolitain (figure 1).

Chaque département est divisé en unités de gestion cynégétique (UG), qui peuvent différer pour chaque espèce d'ongulé. Au total nous disposons de

Figure 1 Localisation des neuf départements faisant l'objet de l'étude.



266 UG chevreuil, de 247 UG sanglier (pas de donnée sanglier dans le Rhône) et de 110 UG cerf (pas de cerf dans la Loire et le Rhône). La superficie moyenne d'une UG est de 208 km² (écart-type = 167 km²). Comme la localisation exacte des collisions n'était pas connue (pas de point GPS), chacune d'elles a été assignée à une UG. Au total, 20 275 collisions véhicules-ongulés ont été enregistrées et analysées.

Variables explicatives de la densité de collisions

Trois types de variables ont été utilisés

1. Variables anthropiques

Nous avons utilisé la base de données « Route 500 » de l'Institut géographique national (IGN) pour classer les routes en 4 catégories de trafic routier (routes



▲ Dans cette étude, les niveaux d'abondance des populations d'ongulés ont été estimés à partir des densités d'animaux prélevés à la chasse la saison précédente.

locales, régionales, nationales et voies rapides) et calculer les densités de chaque type de route par UG (3 classes : faible, moyenne et forte). Nous avons également calculé la sinuosité des routes pour chaque UG (ratio longueur du segment de route sur distance en ligne droite entre les deux points extrêmes de cette portion de route). Cet indice n'a été calculé que pour les routes locales et régionales, les autres étant presque droites avec un indice proche de 1. Comme il n'existe pas de données centralisées sur la présence de clôtures le long des routes, nous n'avons pas pu tenir compte de cet effet au travers de cette étude, alors que de nombreux auteurs ont montré qu'elles réduisent efficacement les collisions. Il faut souligner que la plupart des routes dans les UG sont locales.

2. Variables environnementales

Nous avons utilisé un système d'information géographique pour décrire chaque UG par 10 variables environnementales. Nous avons créé une variable HT (type d'habitat) sur la base du Corine Land Cover 2006, qui nous a permis de décrire la couverture de chaque UG en fonction de 4 types de milieux (proportions de forêts, de terres agricoles, de zones ouvertes, de zones urbaines et habitats artificialisés). Avec ces mêmes données, nous avons calculé un indice de fragmentation de l'habitat forestier et urbain pour chaque UG (superficie totale forestière ou urbaine/nombre de patches de cette catégorie). Enfin, nous avons également utilisé les données IGN pour calculer pour chaque UG les proportions de représentativité de 3 classes d'altitude : < 600 m, entre 600 et 1 500 m, > 1 500 m.

3. Variables biologiques

Les niveaux d'abondance des populations d'ongulés par UG ont été estimés par les densités d'animaux prélevés à la chasse au km² de l'UG la saison précédant l'année de la collision (mars t - 1 à fin février t pour collision année t). Nous avons fait l'hypothèse que les tableaux de chasse annuels étaient positivement associés à l'abondance des populations.

Le modèle utilisé pour identifier les facteurs de risque de collisions

Nous disposons de données décrivant la densité de collisions entre véhicules automobiles et ongulés sauvages dans les unités de gestion de neuf départements français. Chaque unité de gestion est décrite par 16 variables explicatives, décrivant soit l'environnement anthropique (comme la densité ou la sinuosité des différents types de routes), soit l'environnement naturel (comme la fragmentation forestière ou la proportion de l'unité couverte par différents types de végétation), soit la population de l'espèce d'intérêt (comme le tableau de chasse de l'espèce concernée, considéré ici comme un indice de sa densité). Nous avons utilisé un modèle dit « log-linéaire » pour prédire la densité de collisions en fonction de ces variables explicatives.

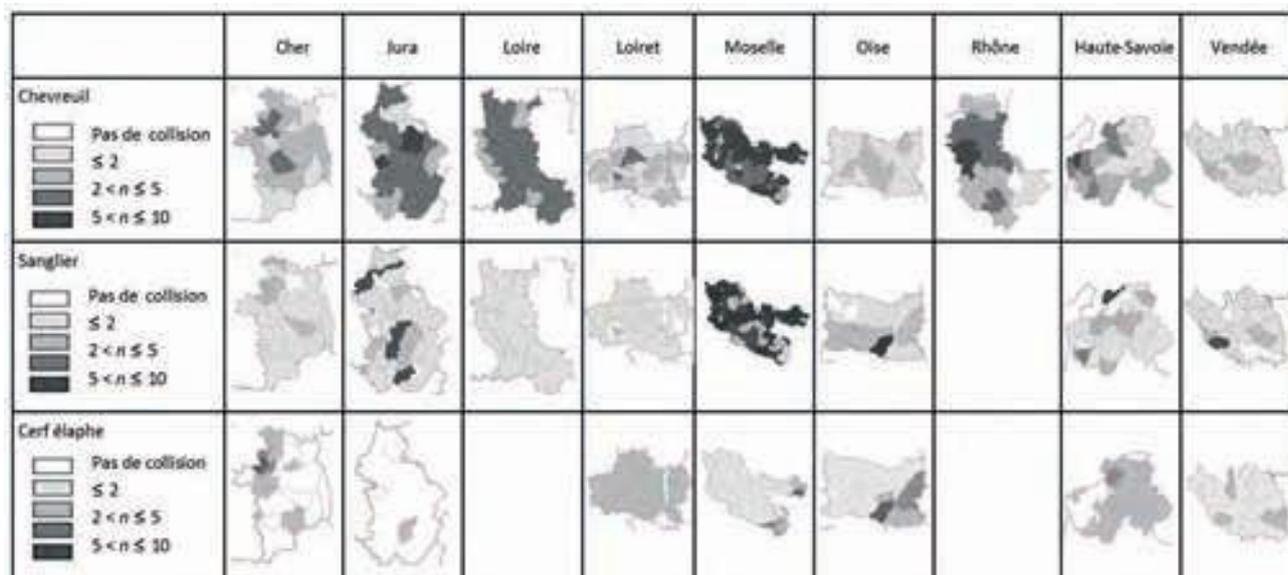
La difficulté à laquelle nous sommes confrontés ici est que, si chacune de ces variables explicatives peut à priori affecter la densité de collisions avec une espèce, toutes ne sont pas forcément de bons prédicteurs des collisions dans les faits. Nous souhaiterions alors ne conserver dans notre modèle que les variables qui

prédisent bien les densités de collisions dans les unités de gestion. Et nous ne savons pas a priori quelles combinaisons de ces variables explicatives seront les plus intéressantes. Avec 16 variables explicatives, il y a 65 536 combinaisons possibles que l'on pourrait utiliser pour prédire les collisions. Il est impossible de les examiner toutes !

Nous avons alors utilisé une méthode statistique de sélection de variables, développée par Kuo & Mallik (1998). Cette approche repose sur un algorithme informatique, lequel va considérer les 65 536 combinaisons possibles de variables explicatives et tirer au sort l'une de ces combinaisons, avec une probabilité d'autant plus forte que celle-ci permettra de bien décrire les données disponibles. En répétant l'opération un grand nombre de fois, l'algorithme va tirer au sort les « meilleures » combinaisons de variables plus fréquemment. Par exemple, dans le cas du cerf, le modèle prédisant les collisions avec cette espèce en fonction d'une combinaison des deux seules variables « tableau de chasse du cerf » et « fragmentation forestière » est sorti dans 58 % des 500 000 tirages au sort opérés par l'algorithme. Cela signifie que parmi les 65 536 combinaisons possibles, cette combinaison particulière de variables ressort très fortement comme prédisant bien les collisions (plus de la moitié du temps). On dit alors que ce modèle en particulier est caractérisé par une probabilité de 58 % d'être le vrai modèle.

Par ailleurs, il est possible d'ajouter les probabilités estimées par l'algorithme pour les différentes combinaisons impliquant une variable donnée, afin de juger de son importance. Par exemple, toujours dans le cas du cerf, la fragmentation

Tableau 1 Densité annuelle moyenne de collisions aux 100 km² pour le chevreuil, le sanglier et le cerf par unité de gestion de chaque département.





◀ Pour le chevreuil, c'est le tableau de chasse, autrement dit la densité de population, qui paraît influencer en premier lieu la fréquence des collisions, suivi de la densité de routes nationales.

forestière apparaît dans plusieurs des modèles identifiés comme les plus probables par l'algorithme. En sommant les probabilités des différents modèles contenant cette variable, nous calculons qu'il y a 90 % de chances que cette variable soit déterminante dans la prédiction des collisions. Cela permet de juger cette variable comme étant importante. De même, si plusieurs modèles alternatifs permettent de prédire les collisions, le tableau de chasse du cerf dans l'unité de gestion est *toujours* dans les modèles tirés au sort. Cette variable est donc essentielle.

Nous avons ainsi pu sélectionner, pour chaque espèce, les combinaisons de variables explicatives prédisant le mieux les collisions. Afin de déterminer en quoi l'effet de ces facteurs explicatifs sur les collisions différait d'une espèce à l'autre, nous avons construit un modèle multi-espèces prédisant les collisions avec les trois espèces d'ongulés, en fonction de toutes les variables identifiées comme importantes pour au moins l'une d'elles. L'étude de ce modèle général a permis d'identifier les différences interspécifiques discutées dans le texte.

Des résultats bien différents pour chacune des trois espèces

Sur l'ensemble des années et des départements, nous avons enregistré 20 275 collisions dont 69,9 % impliquant le chevreuil, 27 % le sanglier et 3,1 % le cerf. Le nombre annuel moyen de collisions pour le chevreuil était de $6,37 \pm 8,62/100 \text{ km}^2$, atteignant jusqu'à 80 collisions/100 km² sur certaines UG (*tableau 1*). Il était plus faible pour le sanglier avec $4,12 \pm 8,09$ collisions/100 km², et pour le cerf avec $0,93 \pm 1,89$ collision/100 km² (*tableau 1*).

Tableau 2 Description des variables et leur probabilité d'être incluses dans le meilleur modèle de prédiction de la densité de collisions ($n = 20\,275$) pour le chevreuil, le sanglier et le cerf dans neuf départements de France entre 1990 et 2006.

| Variable | Code | Chevreuil | Sanglier | Cerf |
|-----------------------------------|---------|-----------|----------|------|
| Altitude | Alt | 0 | 0 | 0 |
| Fragmentation de l'habitat urbain | FragUrb | 0,01 | 0,01 | 0,05 |
| Fragmentation des forêts | FragFor | 0,04 | 0,01 | 0,87 |
| Type d'habitat | Hab | 0 | 1 | 0 |
| Tableaux de chasse | TCh | 1 | 1 | 1 |
| Sinuosités des routes | Sinus | 0,01 | 0,01 | 0,03 |
| Densité de routes locales | RLoc | 0,14 | 0,01 | 0,13 |
| Densités de routes communales | RCom | 0,01 | 0,01 | 0,02 |
| Densité de routes nationales | RNat | 0,66 | 1 | 0,12 |
| Densité d'autoroutes | Autor | 0,24 | 0,03 | 0,03 |

Pour le chevreuil

Le tableau de chasse et dans une moindre mesure la densité de routes nationales ont été les deux principales variables qui influençaient positivement la densité de collisions avec cette espèce (*tableau 2*). Une certaine incertitude existait pour la sélection du modèle (*tableau 3*), mais les autres modèles probables incluait également le tableau de chasse et d'autres mesures de densités de routes (locales, nationales ou voies rapides).

Pour le sanglier

Trois types de variables ont influencé la densité de collisions entre les véhicules et les sangliers : les tableaux de chasse, le type d'habitat et la densité de routes nationales (*tableau 2*). Le modèle était extrêmement probable puisqu'il était associé à une probabilité de 0,93 d'être le vrai modèle (*tableau 3*). Un examen plus détaillé a montré que la densité de

Tableau 3 Probabilité (p) que le modèle soit le vrai modèle pour les cinq meilleurs modèles prédisant la moyenne de densité de collisions ($n = 20\,275$) enregistrées pour le chevreuil, le sanglier et le cerf dans neuf départements entre 1990 et 2006.

| Espèce | Modèle* | p |
|-----------|----------------------------|------|
| Chevreuil | TCh + RNat | 0,50 |
| | TCh + Autor | 0,17 |
| | TCh | 0,10 |
| | TCh + RLoc + RNat | 0,09 |
| | TCh + Autor + RNat | 0,03 |
| Sanglier | Hab + RNat + TCh | 0,93 |
| | Hab + RNat + TCh + Autor | 0,03 |
| | Hab + RNat + TCh + Sinus | 0,01 |
| | Hab + RNat + TCh + FragUrb | 0,01 |
| | Hab + RNat + TCh + FragFor | 0,01 |
| Cerf | TCh + FragFor | 0,58 |
| | TCh + FragFor + RLoc | 0,10 |
| | TCh | 0,10 |
| | TCh + FragFor + RNat | 0,06 |
| | TCh + FragFor + FragUrb | 0,04 |

* Voir le tableau 2 pour la signification des codes associés aux variables.



▲ La fréquence des collisions entre cerfs et véhicules est apparue comme essentiellement gouvernée par la densité de cerfs et la fragmentation forestière.

collisions augmentait avec les tableaux de chasse et la densité de routes nationales, mais qu'elle était beaucoup plus faible qu'ailleurs dans les UG forestières comprenant plus de 90 % de forêts.

Pour le cerf

Nous avons trouvé que les tableaux de chasse et la fragmentation des forêts avaient le plus fort effet sur la densité de collisions (**tableau 2**). Le meilleur modèle a été caractérisé par plus d'une chance sur deux d'être le bon, avec néanmoins une incertitude significative quant à la robustesse de ce résultat (58 %, **tableau 3**). Les autres modèles ont souvent intégré un indicateur de densité humaine (comme par exemple la densité locale de routes, la densité de routes nationales ou la fragmentation de l'habitat urbain). Cependant, aucun de ces modèles alternatifs n'a montré une grande probabilité d'être le vrai modèle, suggérant que la fréquence des collisions entre un cerf et un véhicule était essentiellement déterminée par la densité de cerfs et la fragmentation des forêts, comme nos prédictions l'attendaient.

Les collisions avec les sangliers sont survenues plus fréquemment dans les secteurs comprenant des zones agricoles, urbaines et ouvertes qu'en contexte très forestier, en relation avec le développement de cette espèce en milieu périurbain.

L'abondance des populations est le facteur de risque commun aux trois espèces, mais la structure du paysage intervient différemment pour chacune d'elles

Cette comparaison de la répartition spatiale des collisions entre véhicules et chevreuil, sanglier ou cerf a montré que les densités de populations et les déplacements des animaux influençaient différemment les densités de collisions pour chacune des trois espèces. En effet, le tableau de chasse utilisé comme indicateur de l'abondance des populations et proxy de la densité était la variable la plus corrélée positivement au risque de collision pour les trois espèces d'ongulés.

Les collisions avec les sangliers sont favorisées par l'urbanisation...

Nos résultats ont montré que les risques de collisions existaient dans tous les types de milieux, mais qu'ils différaient selon les espèces et la structure du paysage. Par exemple, les collisions avec le sanglier étaient plus fréquentes dans les UG qui comprenaient des zones agricoles, urbaines et ouvertes que dans les UG très forestières. Le développement récent des zones urbaines, concomitant avec celui des populations de sangliers, a favorisé la présence de cette espèce au comportement très plastique autour des villes et dans les zones périurbaines où la chasse est difficile et très limitée. Comme les zones urbaines ont empiété sur les terres

agricoles et les forêts, les sangliers se déplacent dans cet environnement qui leur offre une certaine protection, et les collisions sont plus fréquentes dans ce type de milieu.

... celles avec les cerfs par la fragmentation forestière...

À l'inverse, le cerf est plus confiné en milieu forestier et se nourrit occasionnellement sur les cultures agricoles environnantes ou dans d'autres habitats variés à proximité. Les mâles font des grands déplacements au cours des saisons entre leurs zones de refait, de rut et d'alimentation (Hamann *et al.*, 1997), ainsi que lors de la recherche d'un nouveau territoire, ce qui augmente le risque de croiser un véhicule. En forêt de plaine, les femelles font moins de mouvements saisonniers mais peuvent se déplacer sur d'assez longues distances pour rejoindre des zones de pâturages nocturnes (Klein & Hamann, 1999). En accord avec l'hypothèse que les déplacements favorisent le risque de collision, nos résultats ont montré que les collisions avec le cerf étaient plus fréquentes lorsqu'il y avait plus de patches forestiers par unité de surface dans le paysage.

... tandis qu'avec le chevreuil, c'est l'abondance des populations qui prime

Le rôle de la structure du paysage n'a pas eu d'influence détectable sur les collisions avec le chevreuil. Comme il est



© C. Saint-Andrieux/OFB



© C. Saint-Andrieux/OJB

▲ L'installation de clôtures le long des voies de circulation routière, associées à des écoponts pour rétablir la connectivité écologique, peut contribuer à réduire efficacement les collisions.

présent dans tous les habitats, l'abondance des populations reflète sans doute mieux la sélection de l'habitat à l'échelle des populations que nos variables environnementales. De plus, la sélection du domaine vital (de quelques hectares) d'un chevreuil se fait à une échelle très petite, et il est possible que travaillant à l'échelle de l'UG les variables environnementales utilisées n'aient pas été pertinentes.

Notons ici que nous n'avons pas travaillé sur un point de collision et la description précise de son environnement immédiat, mais par UG. Ce choix peut modifier les variables explicatives. Par exemple, plusieurs auteurs ont montré à grande échelle que les collisions avec le cerf, le chevreuil et le sanglier ont plutôt lieu dans les milieux forestiers, alors qu'à plus petite échelle les risques de collision sont les plus élevés en zones ouvertes ou en bordures de forêts (Désiré, 1992), ou bien sur les bords de routes avec une végétation dense (Madsen *et al.*, 2002).

Les routes nationales sont les plus à risque

Une synthèse de 18 études sur les collisions a montré dans 39 % des cas un effet positif sur leur nombre, du trafic, de la largeur des routes ou des limitations de vitesse (Gunson *et al.*, 2011). Dans notre étude, seules les routes nationales ont influencé les collisions avec les sangliers et les chevreuils. Ces routes nationales, qui relient les principaux centres urbains en France, combinent un fort trafic avec un faible niveau de protection (peu de clôtures ou de passages pour la faune). Leur

densité a moins affecté les collisions avec les cerfs, qui sélectionnent des habitats plus forestiers et utilisent les cultures de façon plus marginale (Hamann *et al.*, 1997). Les cerfs s'alimentent près des routes aux heures où le trafic routier est au plus bas (Meisingset *et al.*, 2013) ou sélectionnent les habitats loin des routes, qu'elles soient à fort trafic ou pas (Montgomery *et al.*, 2012). Les autres types de routes ont semblé avoir peu d'influence sur les collisions, quelle que soit l'espèce. En France, les voies rapides et les autoroutes sont maintenant souvent clôturées. En 2008 et 2009, sur 86 777 collisions avec des ongulés enregistrées par le FGAO, seulement 1 % d'entre elles ont eu lieu sur des autoroutes, alors que ces voies représentaient 97 % du trafic journalier (40 400 véhicules/jour/km sur autoroutes vs 1 030 pour les autres types de routes en 2010). En revanche, une vitesse réduite et des routes étroites limitent le trafic routier sur les routes secondaires, ce qui réduit de fait le risque de collisions (Hubbard *et al.*, 2000).

Nous avons trouvé plus de collisions avec les chevreuils et les sangliers dans les UG avec une plus forte densité de routes et un trafic entre 2 500 et 10 000 véhicules par jour. De façon surprenante, les collisions ont continué d'augmenter au-dessus du seuil de 10 000 véhicules par jour, alors que des études précédentes détectaient un effet barrière à ce niveau (Müller & Berthoud, 1997 ; Seiler, 2005). Il est possible que notre échelle de travail n'ait pas permis de détecter ce seuil, ou que cet effet ait été confondu avec le type de routes et la protection par clôtures.

Quelles implications pour la gestion ?

Malgré un coût économique considérable et des conséquences graves en termes de sécurité routière, les collisions avec la grande faune ne sont pas toujours vues comme un problème prioritaire. Améliorer l'efficacité des mesures de prévention nécessite une meilleure connaissance des causes des risques de collisions et des particularités pour chaque espèce d'ongulé. Nos résultats suggèrent des pistes d'action pour réduire les collisions selon l'espèce impliquée. Par exemple, nous avons montré qu'une forêt très fragmentée peut augmenter le risque de collision avec les cerfs lorsque leur densité est élevée. Mettre l'accent sur des mesures de prévention dans ce type de milieu pourrait réduire le risque. Dans un département comptant des collisions fréquentes entre véhicules et sangliers, les mesures de prévention devraient se focaliser sur les routes qui traversent les zones où l'espèce est présente en fortes densités, en milieu majoritairement agricole. Parce que la vitesse augmente les risques de collisions avec le chevreuil et le sanglier, elle pourrait être réduite dans les zones à fort risque de rencontrer ces deux espèces.

Une alternative serait la mise en place de clôtures sur les voies rapides dans les zones à haut risque, avec rétablissement de la connectivité par des écoponts ou des passages à faune. La réduction des densités des grands ongulés pourrait également limiter le nombre de collisions, comme l'ont montré d'autres études (Rondeau & Conrad, 2003 ; Sundharsan *et al.*, 2006). Néanmoins, pour qu'une

réduction de densité de population conduite à une réduction notable des collisions, l'effort de chasse devrait être très important vu la faible relation que nous avons trouvée entre ces deux variables pour les trois espèces.

L'information et la prévention pourraient aussi constituer des moyens pour

réduire les collisions avec les ongulés. Les panneaux routiers, souvent utilisés en France pour prévenir les automobilistes des risques de traversée d'animaux, représentent toujours un cerf qui saute. L'efficacité pourrait être améliorée si sur ces panneaux figurait réellement l'espèce à risque pour la zone considérée (par

exemple un sanglier dans une zone sans cerf, etc.). Des campagnes d'information seraient nécessaires pour sensibiliser les automobilistes aux risques encourus sur les routes forestières, mais aussi sur les voies rapides à proximité des grandes villes, ainsi que sur le comportement des animaux. La plupart des gens ne savent pas que si un ongulé traverse la route, un deuxième ou un troisième peut suivre.



▲ L'efficacité des panneaux routiers pourrait être améliorée en y faisant figurer l'espèce réellement à risque dans la zone traversée, et en informant parallèlement les automobilistes sur le comportement des animaux.

Remerciements

Nous remercions les fédérations départementales des chasseurs du Cher, du Jura, de la Loire, du Loiret, de la Moselle, de l'Oise, du Rhône, de Haute-Savoie et de la Vendée pour leurs jeux de données sur les collisions. ●

Pour plus de détails sur cette étude

► Lire l'article source : Saint-Andrieux, C., Calenge, C. & Bonenfant, C. 2020. Comparison of environmental, biological and anthropogenic causes of wildlife-vehicle collisions among three large herbivore species. *Population Ecology* 62: 64-79.

Bibliographie

- Désiré, G. 1992. Grande faune sauvage et circulation routière en France : essai d'analyse géographique et problèmes d'aménagement. Thèse doct., Nantes. 363 p.
- Gunson, K.E., Mountrakis, G. & Quackenbush, L.J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management* 92: 1074-1082.
- Hamann, J., Klein, F. & Saint-Andrieux, C. 1997. Domaine vital diurne et déplacements de biches (*Cervus elaphus*) sur le secteur de la Petite Pierre (Bas-Rhin). *Gibier Faune Sauvage/Game & Wildl.* 14 : 1-17.
- Hubbard, M.W., Danielson, B.J. & Schmitz, R.A. 2000. Factors influencing the location of deer-vehicle accidents in Iowa. *Journal of Wildlife Management* 64: 707-713. <https://doi.org/10.2307/3802740>
- Klein, F. & Hamann, J. 1999. Domaines vitaux diurnes et déplacements de cerfs mâles (*Cervus elaphus*) sur le secteur de la Petite Pierre (Bas-Rhin). *Gibier Faune Sauvage/Game & Wildl.* 16 : 251-271.
- Kuo, L. & Mallick, B. 1998. Variable selection for regression models. *Sankhya* 60: 65-81.
- Langbein, J., Putman, R. & Pokorny, B. 2011. Traffic collisions involving deer and other ungulates in Europe and available measures for mitigation. Pp. 215-259, in: Putman, R., Apollonio, M. & Anderson, R. (Eds). 2011. *Ungulates Management in Europe: Problems and practices*. University press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511974137.009>
- Madsen, A.B., Strandgaard, H. & Prang, A. 2002. Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology* 8: 55-61. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.008>
- Meisingset, E.L., Loe, L.E., Brekkum, Ø., Van Moorter, B. & Mysterud, A. 2013. Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 77: 181-191. <https://doi.org/10.1002/jwmg.469>
- Montgomery, R.A., Roloff, G.J. & Millsbaugh, J.J. 2012. Importance of visibility when evaluating animal response to roads. *Wildlife Biology* 18: 393-405. <https://doi.org/10.2981/11-123>
- Müller, S. & Berthoud, G. 1997. *Fauna and traffic safety, manual for civil engineers*. Technical report, EPFL. 119 p.
- Rondeau, D. & Conrad, J.M. 2003. Managing urban deer. *American Journal of Agricultural Economics* 85: 266-281. <https://doi.org/10.1111/1467-8276.00118>
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01013.x>
- Sudharsan, K., Riley, S.J. & Winterstein, S.R. 2006. Relationship of autumn hunting season to the frequency of deer-vehicle collisions in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 70: 1161-1164. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1161:ROAHST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1161:ROAHST]2.0.CO;2)
- Van der Ree, R., Smith, D.J. & Grilo, S. 2015. *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, LTD. Oxford, UK. 522 p.
- Vignon V. & Barbarreau H. 2008. Collisions entre véhicules et ongulés sauvages : quel coût économique ? Une tentative d'évaluation. *Faune sauvage* n° 279 : 31-35.



Maladie de l'œdème chez le sanglier : qu'a-t-on appris depuis son émergence en 2013 ?

© P. Massit/OFB

La maladie de l'œdème a été identifiée chez le sanglier en milieu naturel pour la première fois en France avec un foyer détecté en Ardèche en 2013, et n'a été décrite chez aucun autre suidé sauvage. En 2016, un second foyer a été détecté dans le massif des Albères (Pyrénées-Orientales). Cette maladie se caractérise par une entéro-toxémie aiguë souvent fatale, provoquée par une bactérie Escherichia coli. Des investigations ont été mises en œuvre dans le cadre d'un travail universitaire pour la décrire et identifier les facteurs de risque associés à son émergence dans les populations ardéchoises de sangliers.

Une première mondiale chez le sanglier

Les premiers cas de maladie de l'œdème (MO) chez des suidés sauvages ont été diagnostiqués dans une population de sangliers du département de l'Ardèche en 2013 (Decors *et al.*, 2015). En 2016, un nouveau foyer a émergé dans une population de sangliers des Pyrénées-Orientales (Decors *et al.*, 2017).

La maladie de l'œdème se caractérise par une entéro-toxémie aiguë souvent fatale, provoquée par quelques sérotypes d'*Escherichia coli*. Les *E. coli* pathogènes prolifèrent dans l'intestin grêle et produisent des toxines responsables de lésions artérielles. Il en résulte des œdèmes, des morts subites et des signes neurologiques consécutifs à l'œdème cérébral. Les tableaux lésionnels et cliniques de la MO chez le sanglier sont les

mêmes que ceux observés chez le porc domestique (voir l'*encadré*, p. 14). Les principaux signes cliniques rapportés sur le terrain sont l'ataxie (démarche ébrieuse) et les convulsions. Les principales lésions observées sont un œdème palpébral et du mésocolon, un épanchement thoracique, abdominal et péricardique, une colite (inflammation du colon) congestivo-hémorragique. Deux sérogroupes (O139 et O141) de la bactérie ont été décrits chez le sanglier, le sérotype O139K82 étant le sérotype majoritaire.

Sur la période d'étude (2013-2016), 82 % des sangliers ardéchois suspects de maladie de l'œdème étaient des individus âgés de moins d'un an, et 73 % présentaient un bon état corporel. Les mortalités étaient concentrées dans le centre de l'Ardèche, excepté une faible mortalité localisée dans le sud du département durant la dernière année d'étude.

**GEOFFREY PETIT^{1,2,6},
KARINE CHALVET-MONFRAY^{1,2},
ANOUC DECORS³,
GUY-PIERRE MARTINEAU⁴,
FABRICE ETIENNE⁵,
VLADIMIR GROBSOIS⁶**

¹ Université de Lyon, INRAE, VetAgro Sup, UMR EPIA – Marcy-l'Étoile.

² Université Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, UMR EPIA – Saint-Genès-Champagnelle.

³ OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité sanitaire de la faune – Orléans.

⁴ Université de Toulouse, ENVT – Toulouse.

⁵ Fédération départementale des chasseurs de l'Ardèche – Saint-Étienne-de-Boulogne.

⁶ CIRAD, UMR ASTRE – Montpellier.

Contact : Vladimir.grosbois@cirad.fr

Des analyses spatiales intéressantes

Le nombre de cas observés annuellement¹ décroît de 2013 à 2016 (*figure 1*). Pendant cette période d'étude, la date de démarrage et la durée de l'épizootie ont varié d'une année sur l'autre. Néanmoins, la concentration des cas pendant la période qui s'étend du début de l'été à la fin de l'automne suggère une forte saisonnalité de la maladie. Comme cela a été rapporté chez le cochon domestique, les

1. Les analyses épidémiologiques prennent à la fois en compte les cas suspects et avérés.

jeunes animaux semblent plus réceptifs, particulièrement durant la période de sevrage. Il est donc plausible que la saisonnalité marquée soit liée à la période de sensibilité des sangliers (individus de moins d'un an) et à la dynamique des mises-bas.

Des cartes ont été produites (figure 2) afin de visualiser les variations spatiales du nombre de cas par unité de surface. En 2013, on observe un large noyau unique à forte intensité situé au centre de l'Ardèche (figure 2, 2013). En 2014, le large noyau se scinde en deux, avec un noyau au centre de l'Ardèche et un second noyau situé plus à l'est (figure 2, 2014). En 2015-2016, le noyau du centre de l'Ardèche existe toujours, bien que de plus faible intensité, mais il s'étend jusque dans le sud du département alors que le noyau de l'est a pratiquement disparu (figure 2, 2015-2016).

Une analyse épidémiologique complémentaire (recherche d'agrégats spatio-temporels par une méthode de permutation à l'aide du logiciel STASCAN) a été réalisée pour identifier des ensembles de cas de mortalité spatialement proches et ayant été détectés dans un laps de temps relativement court. Dans le domaine de l'épidémiologie, on utilise le terme « foyer » pour qualifier de tels ensembles de cas. Ces foyers pourraient correspondre à des cas issus d'une même chaîne de transmission, et/ou à des sources d'infection ou des facteurs de risque localisés dans l'espace et dans le temps. Quatre foyers² ont ainsi été détectés (figure 3). Ces foyers sont localisés : 1/ sur la commune de Vals-les-Bains (18 cas détectés dans un petit périmètre en un mois seulement) où, outre ce foyer, des cas ont été détectés régulièrement durant

2. Ici un foyer correspond à un agrégat de cas dans le temps et dans l'espace.



▲ L'œdème de la paupière n'est pas toujours présent mais constitue une lésion évocatrice de la maladie.

Figure 1 Évolution du nombre de cas suspects en fonction du temps en Ardèche de 2013 à 2016.

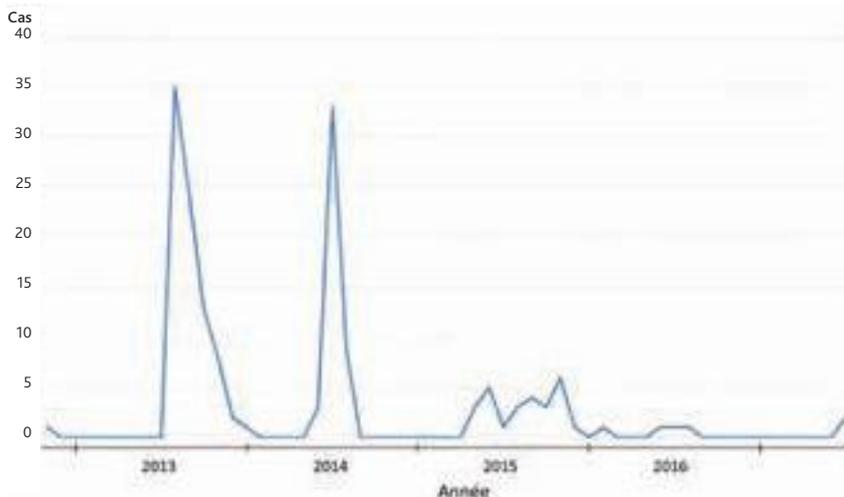
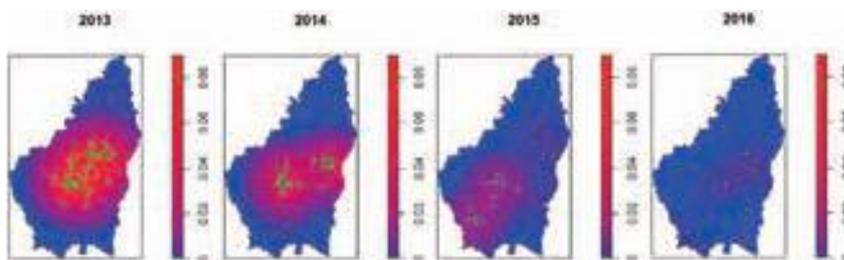


Figure 2 Distribution spatiale des cas de mortalité de 2013 à 2016 (points verts) et représentation lissée du nombre de cas par km² (couleur de la surface).



la période d'étude ; 2/ sur les communes de Saint-Sauveur-de-Montagut et Saint-Pierre-ville (36 cas détectés d'août à octobre 2013) ; 3/ sur la commune de Saint-Cierge-la-Serre (17 cas détectés de mai à juillet 2014) ; 4/ sur la commune de Planzolles (8 cas détectés de septembre 2015 à février 2016). L'identification de ces foyers de mortalité distincts soulève des questions quant à leurs liens, la dynamique de la maladie au sein des foyers, et sur les sources de contamination. Les analyses épidémiologiques menées permettent seulement de proposer des scénarios possibles.

Une source de contamination localisée et persistante, qui diffuse lentement...

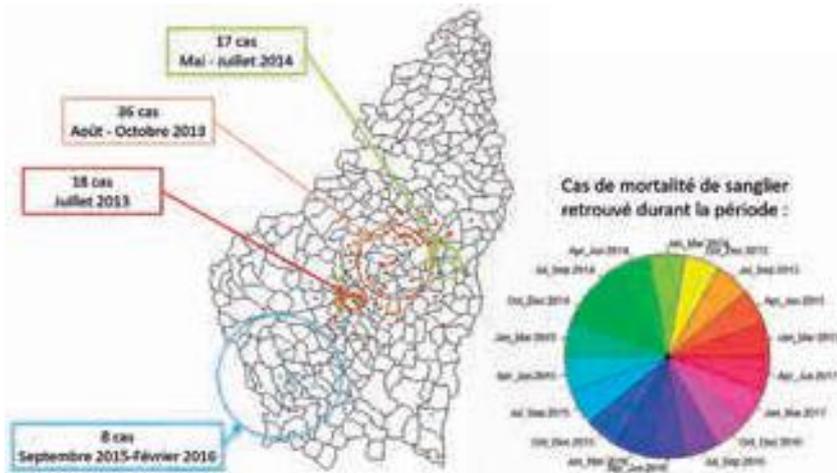
L'analyse des patrons de diffusion de la maladie de l'œdème a mis en évidence 4 foyers de mortalité et a permis de poser de nombreuses questions et hypothèses.

Le premier foyer (en rouge sur la figure 3) se situe autour de la commune de Vals-les-Bains. Au sein de ce foyer, des cas ont été décrits tout au long de la période d'étude (2013-2016), alors que dans les autres foyers détectés les mortalités étaient concentrées sur une année.

Cela argue en faveur d'une persistance de la bactérie dans ce foyer de Vals-les-Bains et pourrait être compatible avec une source de contamination localisée dans l'espace et persistante dans le temps. La bactérie se maintiendrait dans la population soit par la création d'un réservoir (animal/environnemental), soit par recontamination successive du milieu à partir d'une ou plusieurs sources (non identifiées à ce jour). Il est également possible que de nombreux cas dans cette zone aient résulté de la transmission de la bactérie entre sangliers.

Une année sépare l'occurrence du foyer du centre de l'Ardèche de celle du foyer de l'est du département, et deux années séparent la détection du foyer du centre Ardèche de celle du foyer du sud du département. Si on considère que le foyer de Vals-les-Bains est le foyer primaire et que les autres foyers sont des foyers secondaires issus d'événements de transmission à partir du foyer primaire, alors la maladie de l'œdème pourrait être considérée comme une maladie à diffusion lente. L'hypothèse alternative serait qu'il n'y a pas eu de diffusion de l'agent pathogène entre les foyers, mais que ceux-ci ont émergé à partir de sources de contamination distinctes. S'il existe une continuité spatiale en termes de distribution des cas entre les trois premiers foyers, on observe

Figure 3 Foyers de mortalité en Ardèche de 2013 à 2016.



en revanche une nette discontinuité spatiale entre les foyers de Vals-les-Bains et du sud de l'Ardèche. Sous l'hypothèse que la maladie ait diffusé à partir d'une source unique au niveau de Vals-les-Bains, des mortalités de sangliers auraient dû être détectées entre ces foyers. Cette absence apparente de cas peut s'expliquer soit par une réelle absence de cas, soit par un défaut de détectabilité des cas. Plusieurs sous-hypothèses sont dès lors avancées :

- les zones exemptes de cas détectés et situées entre des foyers pourraient être des zones de faible densité de sangliers, et donc peu propices à la diffusion de la bactérie du fait du faible taux de contacts entre les individus ;
- les zones exemptes de cas détectés et situées entre des foyers pourraient être des zones où la détectabilité des cadavres de sangliers est faible ou difficile.

Cette dernière hypothèse est évaluée dans le paragraphe qui suit.

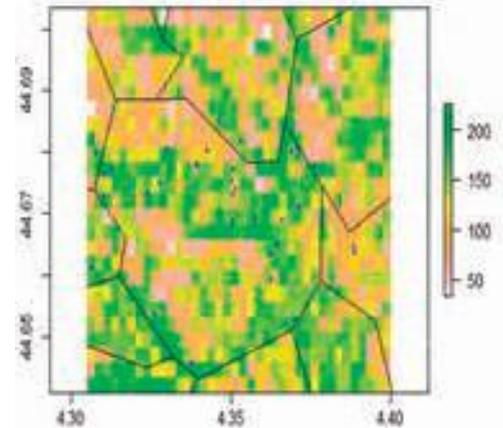
Une mortalité possiblement sous-détectée

Durant la période estivale, peu de cadavres de sangliers ont été retrouvés en forêt. Leur détection dans ce milieu est survenue principalement en période de chasse et avec l'aide d'un chien. Les cadavres de sangliers étaient principalement déclarés à proximité des habitations, des cours d'eau et des routes. La capacité du réseau SAGIR à détecter les mortalités de la faune sauvage sur le terrain a certainement fortement influencé la distribution spatio-temporelle des cas de maladie de l'œdème observés. Des cartes de détectabilité ont donc été établies pour comprendre l'influence du processus d'observation sur la distribution des cas. Pour ce faire, des cartes

représentant les facteurs pouvant influencer sur la détectabilité des cadavres et identifiés par un collège d'experts du milieu ardéchois ont été réunies. L'influence relative de chaque facteur sur la détectabilité a été évaluée par les membres de ce collège d'experts. Enfin, les cartes des différents facteurs ont été combinées en tenant compte de leurs influences relatives, afin de produire des cartes de la détectabilité. Une carte de détectabilité distincte a été produite pour la période estivale et pour la saison de chasse, puisque l'utilisation du milieu n'est pas la même suivant la saison. En superposant les points GPS des cadavres de sangliers détectés et les cartes de détectabilité (figure 4), on observe que les cadavres sont majoritairement retrouvés dans des zones à forte détectabilité (en vert). Ces zones à forte détectabilité sont proches des routes et/ou des habitations et/ou des cours d'eau, alors que les zones à faible détectabilité sont des zones de forêt à

Figure 4 Carte de détectabilité des cadavres de sangliers durant la période estivale au niveau de la commune de Vals-les-Bains.

(Points bleus : localisations GPS des cadavres de sangliers. Les chiffres en abscisse et en ordonnée correspondent à des coordonnées GPS).



distance des habitations, routes et cours d'eau. L'Ardèche étant un département au relief accidenté majoritairement composé de forêts, il est très probable que la mortalité a été sous-détectée. De plus, la distribution spatiale des cadavres observés ne reflète probablement pas la distribution réelle des sangliers morts de MO.

Un risque d'éclosion et de maintien multifactoriel de la maladie

La densité de sangliers et l'interface avec les élevages de porcs domestiques

Un modèle statistique du type « spatial point pattern » a été réalisé, afin d'identifier les facteurs susceptibles de moduler l'introduction de la bactérie et sa diffusion dans la population de sangliers. Le modèle prend en compte la détectabilité de la MO,



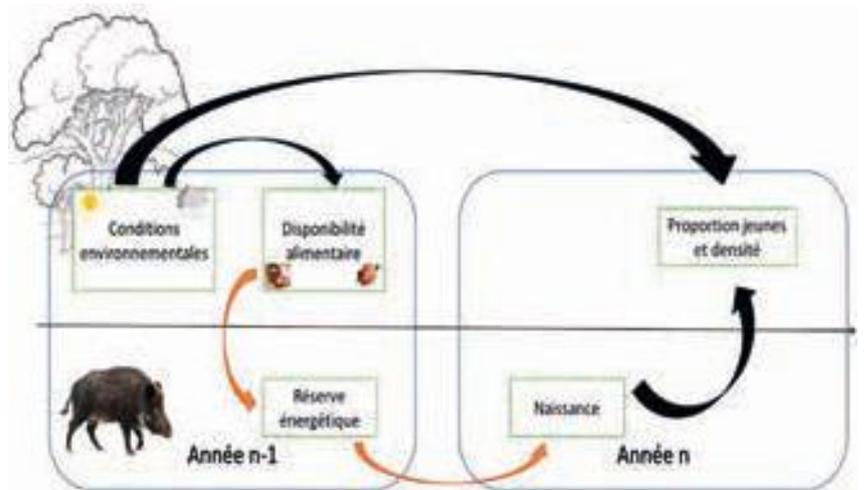
▲ Sanglier mort de la maladie de l'œdème. L'environnement proche de l'animal laisse suspecter un pédalage intense et donc des convulsions.

la densité de sangliers dans la commune, la proximité des élevages porcins, le nombre total de porcs et le nombre de porcs de plein air, et enfin la présence de zones agricoles (potentiellement fertilisée par épandage de lisier). Les résultats montrent que les localisations des cas sont associées à plusieurs facteurs : la proximité des élevages porcins, une forte densité de sangliers et de fortes valeurs de détectabilité. Cela suggère que la proximité des élevages domestiques est un facteur de risque de développement de la maladie de l'œdème dans une population de sangliers, et que la maladie diffuse plus aisément dans une population de sangliers dense.

Le stress alimentaire

Chez le porc domestique, le stress alimentaire, et en particulier une reprise ou un changement brutal d'alimentation, est un facteur susceptible de déclencher la maladie de l'œdème en favorisant la multiplication bactérienne au niveau intestinal (**encadré**). Le stress alimentaire peut être aigu ou chronique, et il peut être lié aux conditions environnementales ou à un événement pathologique. Mettre en évidence un stress alimentaire lié aux

Figure 5 Utilisation de la proportion de jeunes sangliers prélevés à la chasse et de la densité des sangliers comme proxy des conditions environnementales.



conditions environnementales à posteriori et *in situ* est un véritable challenge et nécessite de trouver des variables de substitution.

Des conditions environnementales stressantes ?

La proportion de jeunes sangliers prélevés à la chasse et la densité de sangliers ont été utilisées comme proxy (variables

de substitution) des conditions environnementales (**figure 5**). Le postulat était le suivant : une diminution de la proportion de jeunes et de la densité au cours de l'année n reflète une pénurie de ressources alimentaires pour la reproduction lors de l'année n - 1, et donc un possible stress alimentaire. Les résultats de l'analyse de la proportion de jeunes et de la densité de sangliers ont mis en évidence de possibles

► Encadré • Pathogénie de la maladie de l'œdème chez le porc domestique

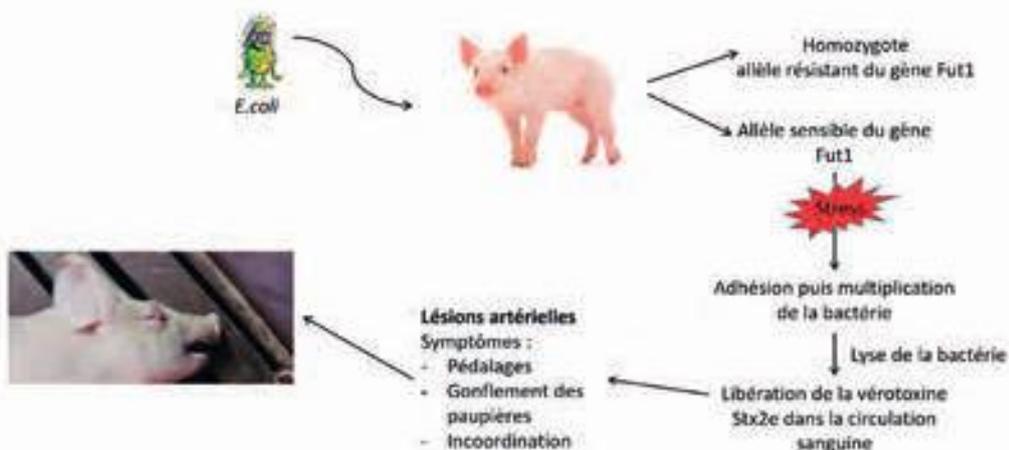
La maladie de l'œdème (MO), maladie ré-émergente chez le porc domestique, est causée par une *Escherichia coli* (entérobactérie β-hémolytique) de sérotype O138, O139 ou O141. Cette bactérie est transmise entre les individus par la matière fécale. La maladie touche principalement les animaux en bonne condition physique et principalement les porcelets durant les deux premières semaines post-sevrage. Deux facteurs de risque sont primordiaux pour l'apparition de cette maladie : le stress alimentaire et la génétique.

- Le stress alimentaire va induire une multiplication bactérienne primordiale dans le mécanisme pathogénique de

la MO. Lors du sevrage, un changement brutal d'alimentation (passage d'une alimentation lactée à solide), accompagné de phénomènes d'anorexie-boulimie, va provoquer une atrophie villositaire et un dépassement des capacités d'absorption au niveau intestinal. Ce mécanisme apportera une concentration importante de nutriments aux bactéries intestinales.

- La génétique comme facteur de risque correspond au gène Fut1 (alpha-1-fucosyltransférase), qui est un gène associé à la fixation de la bactérie à la paroi intestinale.

Déroulement de l'infestation chez le porc domestique



conditions environnementales particulières au début de l'épisode épidémique. Cependant, aucune continuité dans le temps de ces conditions environnementales particulières n'a été observée, ce qui est incompatible avec un stress alimentaire continu dans le temps qui serait primordial pour expliquer l'apparition de la maladie plusieurs années consécutives. Un autre point important décelé est la présence d'une densité de sangliers importante dans les zones d'apparition de la MO.

La circulation du virus du SDRP à l'origine d'un stress alimentaire ?

Certaines maladies peuvent provoquer un arrêt transitoire puis une reprise brutale de l'alimentation. Les maladies qui provoquent une forte fièvre en particulier peuvent être à l'origine d'une anorexie le temps de l'épisode fébrile. Trois maladies responsables d'anorexie chez le porc ont donc été recherchées à posteriori dans les populations de sangliers ardéchois touchées par la maladie de l'œdème : la maladie d'Aujeszky, l'Influenza porcine A et le syndrome dysgénésique et respiratoire du porc (SDRP). Seuls des anticorps dirigés contre le SDRP ont été retrouvés dans le sérum de quelques sangliers prélevés à la chasse en Ardèche en 2011 et en 2014, au sein du foyer le plus à l'est. Une détection de SDRP chez le sanglier peut indiquer une interface porcs-sangliers (Albina *et al.*, 2000 ; Touloudi *et al.*, 2015). Nous savons également qu'en cas d'hybridation porc x sanglier, une augmentation de la sensibilité au SDRP apparaît (Wu *et al.*, 2011). En conclusion, le virus SDRP ayant une faible persistance dans les populations de sangliers, et les anticorps ayant été détectés en même temps que la maladie de l'œdème au sein du foyer le plus à l'est (2014), le SDRP pourrait éventuellement

être un candidat potentiel pouvant expliquer une anorexie transitoire chez le sanglier en Ardèche.

Une génétique du sanglier compatible avec le développement de la maladie de l'œdème

Afin de permettre aux bactéries responsables de la maladie de l'œdème d'adhérer aux muqueuses et de se multiplier, conditions préalables au développement des signes cliniques, les sangliers doivent posséder les récepteurs intestinaux qui sont sous déterminisme génétique. Pour comprendre la sensibilité des sangliers à la maladie de l'œdème, une étude génétique ciblant le gène de sensibilité FUT1 a été mise en œuvre. Pour ce faire, des prélèvements ont été réalisés sur des sangliers tués à la chasse dans le sud de la France, issus de populations avec et sans développement de la maladie de l'œdème.

Nos résultats démontrent que tous les sangliers échantillonnés possédaient les récepteurs nécessaires à la colonisation bactérienne, et étaient donc sensibles aux bactéries vis-à-vis du gène FUT1 (Petit *et al.*, 2020). Il est alors possible de voir apparaître de nouveaux foyers de cette maladie chez le sanglier. Cependant, on ne peut exclure à ce stade que d'autres facteurs génétiques interviennent dans la sensibilité à cette maladie.

Des hypothèses fortes mais aucune certitude

L'apparition de la maladie de l'œdème est très certainement multifactorielle. Ces travaux, les premiers sur la MO chez le sanglier, ouvrent de nombreuses perspectives. Des recherches immunologiques



▲ Au cours d'un épisode convulsif, les animaux peuvent se mordre violemment la langue. Un examen particulier de cet organe a été réalisé sur le terrain de façon systématique afin d'orienter le diagnostic.

seraient notamment à envisager. Par exemple, l'étude de la cinétique des anticorps antitoxine et antibactérienne permettrait d'investiguer la mise en place d'une immunité naturelle chez le sanglier, ainsi que la prévalence de la bactérie dans les populations de sangliers. Des études sont toujours en cours afin de comparer les souches de bactéries retrouvées chez le sanglier avec celles retrouvées habituellement chez le porc domestique, afin de comprendre l'origine de la bactérie responsable de la maladie de l'œdème chez le sanglier.

Remerciements

Nous tenons à remercier la fédération départementale des chasseurs de l'Ardèche et l'ENVT. ●

Bibliographie

- ▶ Albina, E., Mesplede, A., Chenut, G., Le Potier, M.-F., Bourbao, G., Le Gal, S. & Leforban, Y. 2000. A serological survey on classical swine fever (CSF), Aujeszky's disease (AD) and porcine reproductive and respiratory syndrome (PRRS) virus infections in French wild boars from 1991 to 1998. *Veterinary Microbiology* 77 (1): 43-57.
- ▶ Decors, A., Morvan, H., Galivel, J., Agnes, C. & Lemberger, K. 2017. Brève. Nouveau foyer de maladie de l'œdème chez le Sanglier, massif des Albères, Pyrénées-Orientales. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation* n° 78 : 12. https://be.anses.fr/sites/default/files/M-85_2017-05-19_MalOedeme.pdf
- ▶ Decors, A., Richomme, C., Morvan, H., Botteron, C., Nicolier, A., Rambaud, F., Berny, P., Gault, G., Belli, P. & Le Potier, M.-F. 2015. Diagnostiquer un problème de santé dans la faune sauvage : exemple de la maladie de l'œdème chez le sanglier sauvage (*Sus scrofa*) en Ardèche. *Bulletin épidémiologique, santé animale et alimentation* n° 69 : 2-7. <https://be.anses.fr/sites/default/files/BEP-mg-BE69.pdf>
- ▶ Petit, G., Grosbois, V., Chalvet-Monfray, K., Ducos, A., Desmecht, D., Martineau, G.-P. & Decors, A. 2020. Polymorphism of the Alpha-1-Fucosyltransferase (FUT1) Gene in Several Wild Boar (*Sus Scrofa*) populations in France and Link to Edema Disease. *Research in Veterinary Science* 131: 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2020.03.025>
- ▶ Touloudi, A., Valiakos, G., Athanasiou, L.V., Birtsas, P., Giannakopoulos, A., Papaspyropoulos, K., Kalaitzis, C., Sokos, C., Tsokana, C.N. & Spyrou, V. 2015. A serosurvey for selected pathogens in Greek European wild boar. *Veterinary record open* 2 (2): e000077. <https://doi.org/10.1136/vetrec-2014-000077>
- ▶ Wu, J., Liu, S., Zhou, S., Wang, Z., Li, K., Zhang, Y., Yu, J., Cong, X., Chi, X., Li, J., Xu, S., Du, Y., Ren, S. & Wang, J. 2011. Porcine Reproductive and Respiratory Syndrome in Hybrid Wild Boars, China. *Emerging Infectious Diseases* 17 (6): 1071-73. <https://doi.org/10.3201/eid1706.101518>



Tirs dérogatoires de loups en France : état des connaissances et des enjeux pour la gestion des attaques aux troupeaux

▲ *Loup gris dans les Pyrénées.*

En France, la protection des troupeaux contre les attaques de loup prévoit l'utilisation de tirs dérogatoires dans des contextes précis, notamment lorsque la pression des attaques est forte. Néanmoins, les effets de ces tirs sur les attaques restent mal connus. Nous dressons ici un état des connaissances scientifiques sur le sujet puis présentons les enjeux et le cadre méthodologique de l'étude en cours, qui s'attache à évaluer les effets des tirs dérogatoires sur les attaques et la population de loups en France.

**OKSANA GRENTE^{1,2},
CHRISTOPHE DUCHAMP¹,
SARAH BAUDUIN¹,
THOMAS OPITZ³,
SIMON CHAMAILLÉ-JAMMES²,
NOLWENN DROUET-HOGUET^{1*},
OLIVIER GIMENEZ^{2*}**

¹ OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Prédateurs, animaux déprédateurs et exotiques, Équipe Loup et Lynx – Gières.

² CEFE, Univ. Montpellier, CNRS, EPHE, IRD, Univ. Paul Valéry Montpellier 3 – Montpellier.

³ INRAE – Avignon.

* Les deux auteurs ont équitablement supervisé le projet.

Contact : nolwenn.drouet-hoguet@ofb.gouv.fr

La gestion de la population de loups en France

Le retour du loup (*Canis lupus*) en France au début des années 1990 s'est accompagné d'attaques (ou « déprédations ») sur les troupeaux domestiques, notamment dans les massifs à forte valeur pastorale ovine. Pour prendre en compte cette contrainte environnementale, l'État indemnise les dommages sur les troupeaux domestiques imputés au loup et subventionne la mise en place de mesures de protection des troupeaux. Depuis 2004, cette stratégie est définie dans un Plan national d'actions (PNA), actualisé à trois reprises¹.

1. Le PNA 2018-2023 sur le loup et les activités d'élevage peut être téléchargé via <https://bit.ly/2AAnOGz>.

Classé en Annexe IV de la directive européenne « Habitats-Faune-Flore » que la France a ratifiée, le loup est une espèce strictement protégée et il est interdit de lui nuire, même pour limiter la déprédation. Toutefois, la directive européenne prévoit la possibilité de déroger au statut de protection de l'espèce sous certaines conditions. Ces dérogations sont encadrées en France par un arrêté ministériel qui autorise le prélèvement par le tir d'un nombre de loups défini chaque année, seulement dans les situations jugées les plus difficiles pour les éleveurs.

Dans le même temps, l'État français doit garantir un état de conservation favorable de l'espèce, compte tenu de ses engagements européens. Les actions de gestion telles que les tirs dérogatoires ne doivent pas nuire à la viabilité de la population de

loux, tout en réduisant les dommages aux troupeaux. Si la viabilité de la population de loups en France a été mesurée par l'expertise collective de 2017 (Duchamp *et al.*, 2017), l'efficacité du contrôle létal de grands prédateurs à réduire les dommages est plus difficile à évaluer et fait actuellement débat parmi les scientifiques (Lute *et al.*, 2018). Après plusieurs années de pratique de ce dispositif, et conformément aux attentes de l'action 7.5 du PNA 2018-2023, une étude a démarré en 2018 sous la forme d'une thèse de doctorat OFB-CNRS, afin d'évaluer l'effet de ces tirs dérogoatoires sur la déprédation due au loup en France.

Que sait-on au sujet du contrôle létal des populations de loups et de ses effets sur la déprédation ?

Quels liens entre contrôle létal et déprédation ?

Deux théories existent sur le sujet (Treves *et al.*, 2019). La première théorie argue que le contrôle létal permettrait d'éliminer les loups potentiellement spécialisés dans la déprédation, de réduire localement l'abondance du prédateur et de rendre les loups survivants plus méfiants envers l'humain et ses troupeaux (Meuret *et al.*, 2018). Les risques de rencontres entre prédateurs et bétail s'en trouveraient abaissés, et par conséquent ceux de déprédation également. L'autre théorie avance que le contrôle létal, en prélevant notamment les loups reproducteurs, pourrait déstabiliser, voire dissoudre

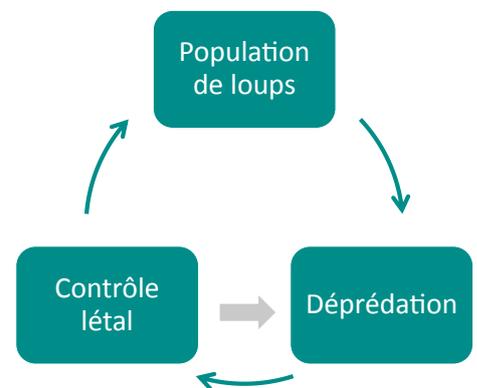
les meutes et provoquer une réorganisation des territoires. Les loups en dispersion dépourvus de leurs congénères, ou ceux nouvellement arrivés sans connaissance préalable du territoire, pourraient alors se rabattre sur les troupeaux domestiques, plus repérables et plus vulnérables que les proies sauvages (Imbert *et al.*, 2016).

C'est donc à travers la modification de la population de loups que le contrôle létal peut avoir un effet sur la déprédation. Les changements induits dans la déprédation peuvent en retour agir sur l'application initiale du contrôle létal. L'ensemble de la problématique peut alors être envisagé sous la forme d'un cycle (figure 1). Cependant, il a été beaucoup plus courant jusqu'ici d'étudier directement l'effet du contrôle létal sur les niveaux d'attaques constatés en réponse, plutôt que ce cycle dans sa globalité.

Peu d'études, et des protocoles d'analyse à revoir

Plus d'une quinzaine de revues bibliographiques sur la thématique du contrôle létal appliqué aux grands prédateurs existe dans la littérature scientifique (exemples : Miller *et al.*, 2016 ; Lennox *et al.*, 2018 ; Treves *et al.*, 2019). Ces travaux s'accordent sur le manque d'études qui analysent l'effet du contrôle létal sur les niveaux de déprédation, quels que soient le type de contrôle et l'espèce visée. Actuellement, à peine une dizaine d'articles scientifiques dans le monde a analysé l'effet du contrôle létal sur les niveaux d'attaques de *Canis lupus*. De plus,

Figure 1 Modèle de cycle de l'effet du contrôle létal sur les niveaux d'attaques par l'intermédiaire d'une modification de la population de loups. La flèche grise symbolise l'axe d'étude couramment employé dans la littérature, qui consiste à étudier directement l'effet du contrôle létal sur les niveaux d'attaques.



toutes ces études ont été réalisées en Amérique du Nord, à l'exception d'une étude en Espagne (Fernández-Gil *et al.*, 2016).

Ces revues insistent également sur la faiblesse des protocoles d'analyse employés, tous prédateurs confondus. Peu d'études utilisent un protocole expérimental, initialement mis en place avec un choix aléatoire de zones tests où serait appliqué le contrôle létal, et des zones sans contrôle létal. Ce type de mise en place expérimentale est en effet peu adapté au statut des espèces protégées, qui ne permet pas de faire varier les différents niveaux de prélèvement.

En grande majorité donc, les études procèdent à une analyse rétrospective des données issues de contrôle létal déjà mis en place dans le cadre d'une gestion, et non pas selon un protocole scientifique établi au préalable (Treves *et al.*, 2019).

Ces études comparent des zones où le contrôle létal a été appliqué et d'autres où il ne l'a pas été, ou bien comparent les situations avant et après l'application d'un contrôle létal dans une même zone. Cependant, ces études risquent d'attribuer au contrôle létal les fluctuations observées dans les niveaux de déprédation, alors que celles-ci peuvent être dues à d'autres différences entre les exploitations agricoles (environnementales, pastorales...) ou au sein d'un même pâturage au cours du temps (Treves *et al.*, 2019).

Enfin, d'autres études rétrospectives cherchent plutôt à établir un lien direct entre les niveaux de déprédation et la quantité de prédateurs prélevés, en adoptant une approche corrélative. Celles-ci ne permettent pas de distinguer la cause de l'effet, ce qui peut conduire à des interprétations erronées. Plus faciles d'application en termes d'analyse, elles



▲ Agent de la Brigade mobile d'intervention « Loup » en opération de protection de troupeau.
* <https://www.loupfrance.fr/gestion-des-impacts-du-loup/brigade-mobile-d-intervention-loup>

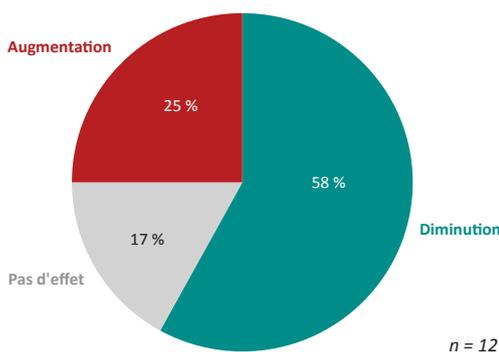
sont surreprésentées, et celles qui se penchent sur le loup ne font pas exception puisqu'elles en représentent les deux tiers. Le tiers restant est composé d'études rétrospectives non corrélatives, aucune étude sur le loup n'étant expérimentale à ce jour.

Des études aux conclusions contradictoires

La faiblesse des protocoles d'analyse employés conduit à des conclusions divergentes (figure 2), parfois pour un même jeu de données d'attaques et de prélèvements. C'est le cas pour trois études corrélatives qui analysent vingt-cinq ans de données dans les états américains de l'Idaho, du Montana et du Wyoming (Wielgus & Peebles, 2014 ; Poudyal *et al.*, 2016 ; Kompaniyets & Evans, 2017). L'étude de 2017, qui corrige les biais méthodologiques des études de 2014 et 2016, conclut que durant la phase de recolonisation du loup, le nombre de déprédations augmente malgré l'application du contrôle légal. Pendant cette période, la croissance de la population excède les prélèvements, ce qui a pour effet d'augmenter les effectifs de loups. Cette croissance populationnelle peut alors naturellement expliquer la hausse du nombre d'attaques selon les auteurs. Au contraire, Wielgus & Peebles (2014) identifiaient le contrôle légal comme la cause directe de l'augmentation du nombre de dommages, car ils omettaient d'intégrer la croissance de la population de loups dans leurs analyses, les conduisant à une erreur d'interprétation. Kompaniyets & Evans (2017) concluent d'ailleurs que lorsque la phase de recolonisation laisse place à celle de stabilisation, au cours de laquelle la population de loups n'augmente plus, alors le contrôle légal a pour effet de diminuer le nombre de déprédations.

Figure 2 Répartition des effets du contrôle légal sur les niveaux de déprédation identifiés par 12 analyses scientifiques.

Effet d'augmentation sur le niveau de déprédation du loup après contrôle (rouge), effet de diminution (vert), ou aucun effet (gris).



▲ Consommation d'un ovin par un loup. Cliché de piège photographique posé par un berger à la suite d'une attaque de loup sur son troupeau en alpage dans les Hautes-Alpes.

Les études non corrélatives mais rétrospectives ne permettent pas non plus de trancher sur la problématique. En comparant des fermes qui subissent des attaques de loup dans le Minnesota, Harper *et al.* (2008) démontrent que le piégeage d'un loup mâle adulte réduit le risque de réapparition des attaques de loup dans les fermes piégées par rapport à celles qui ne le sont pas. Cependant, cette réduction reste faible et est également observée lorsque le piège est posé mais qu'aucun loup n'est capturé. Dans une comparaison de la situation avant et après le contrôle légal sur le territoire de meutes dans les Rocheuses américaines, Bradley *et al.* (2015) notent que le contrôle légal permet d'allonger significativement le délai avant l'attaque suivante sur un même territoire. Enfin, Santiago-Avila *et al.* (2018) observent dans le Michigan une tendance à la baisse du risque de réapparition d'une attaque de loup à la suite du contrôle légal, sur une superficie d'environ 3 km² centrée sur l'attaque initiale. En revanche, ils observent une tendance à la hausse de ce risque lorsque l'analyse est faite à une plus grande échelle, sur 90 km², traduisant un report potentiel des attaques sur les troupeaux voisins. Cependant, ces deux tendances restent faibles et ne sont pas statistiquement significatives.

Des échelles d'analyse spatiales et temporelles limitées ou inadéquates

Les études citées sur le loup évaluent souvent les effets du contrôle légal seulement lorsque qu'un certain laps de temps s'est écoulé, par exemple un an après le contrôle (Kompaniyets & Evans, 2017), plutôt que de façon continue tout au long de l'année après le contrôle (Santiago-Avila *et al.*, 2018).

De plus, les échelles spatiales analysées sont souvent inappropriées aux rythmes et aux mouvements des animaux dans leurs territoires. Beaucoup d'études analysent le phénomène à des échelles supérieures à 1 000 km², ou bien n'analysent

pas les risques de report de la déprédation sur les fermes voisines, à l'exception de Santiago-Avila *et al.* (2018).

Comment mesurer les effets des tirs dérogatoires en France pour la gestion des dégâts aux troupeaux ?

La situation en France est différente de celle qui a cours en Amérique du Nord, notamment en ce qui concerne les pratiques pastorales et le dispositif lié au contrôle légal. Une étude spécifique au contexte français est donc nécessaire. Jusqu'à présent, deux rapports se sont penchés sur la situation française. Dans le Parc naturel régional du Queyras, Plisson (2011) n'identifie aucune corrélation entre la réalisation de tirs de défense et/ou d'effarouchement et le risque qu'un quartier d'unité pastorale subisse une attaque de loup dans la semaine qui suit ces tirs. En revanche, Le Cam (2012) montre, lors d'une analyse nationale couvrant la période 2009-2011, que le nombre d'attaques de loup sur un troupeau baisse significativement pendant une semaine une fois que la dérogation de tir visant à le protéger entre en vigueur, indépendamment de la mort d'un loup. Ces résultats rejoignent ceux de Harper *et al.* (2008) sur l'effet de dissuasion d'une présence humaine renforcée. Le Cam (2012) démontre également que les troupeaux voisins bénéficient aussi de cette baisse à très court terme, mais sans effet sur le long terme.

Finalement, comme sur le plan international, les effets du contrôle légal sur la population de loups restent encore méconnus en France. La thèse a pour objectif d'évaluer ces effets et s'appuie sur les données des sept dernières années de mise en œuvre des tirs dérogatoires réalisés en France. Ces données, essentiellement issues du massif alpin, concernent les prélèvements de loups tués par un tir dérogatoire. En raison des lacunes identifiées sur la problématique grâce à la revue

bibliographique, quatre points clés ont été identifiés pour que l'étude adopte la méthodologie la plus robuste possible.

Un protocole avant/après pour évaluer l'effet des tirs létaux sur les niveaux de déprédation

L'utilisation de données déjà collectées permet de réaliser une étude, non pas expérimentale, mais rétrospective. Parmi les approches rétrospectives possibles, la comparaison « intra-site » a été préférée (c.-à-d. avant vs après l'application du tir au sein du même site) plutôt que la comparaison « inter-site » (c.-à-d. entre des sites avec tir vs sans tir). En effet, si une situation environnementale ou pastorale peut changer au cours du temps, affaiblissant alors l'analyse, on s'attend cependant à ce que ces variations soient moins élevées que les différences entre plusieurs pâturages.

La nécessaire prise en compte des échelles spatiales et temporelles

L'un des enjeux de l'étude concerne l'identification des « bonnes » échelles spatiales et temporelles auxquelles se produisent les effets des tirs. Dans un premier temps, il a été nécessaire de comprendre à quelles échelles définir les foyers de déprédation (figure 3)². Dans un second temps, afin de ne pas négliger les potentiels reports de déprédation sur les autres pâturages, le principe sera d'analyser les effets des tirs sur les niveaux d'attaques le long d'un gradient spatial et temporel autour des tirs, dans un rayon d'action que l'analyse précédente aura aidé à définir.

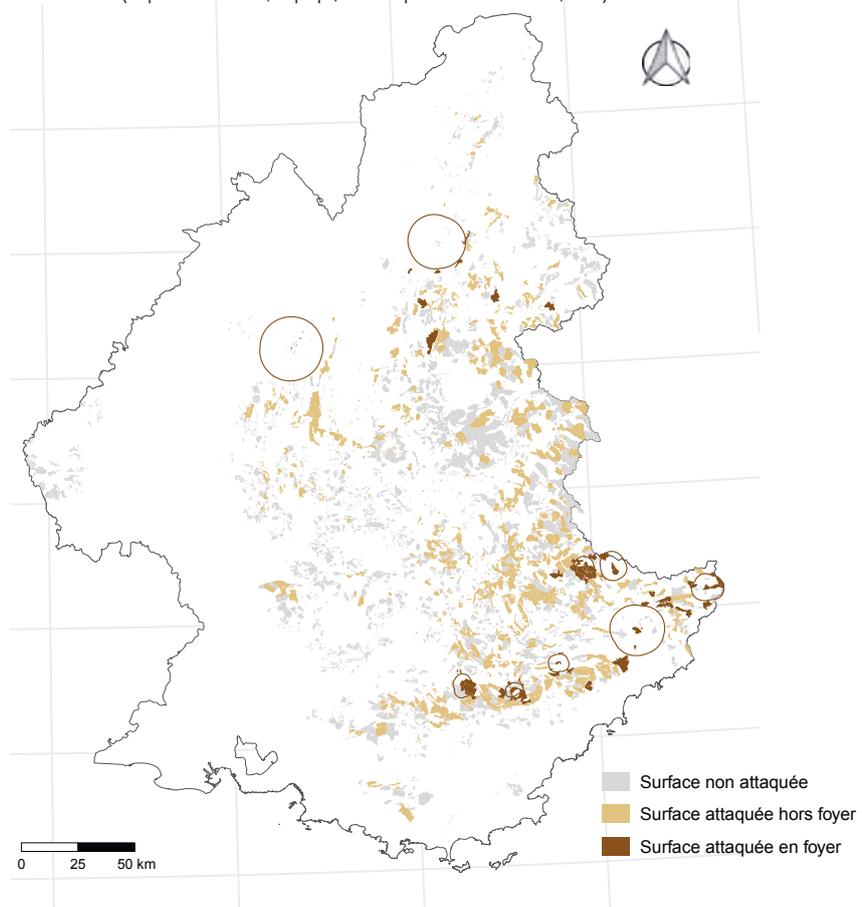
Distinguer l'effet des tirs de la dynamique saisonnière des attaques

Le deuxième enjeu majeur de l'étude sera de dissocier la dynamique saisonnière des attaques, induite par les pratiques pastorales de transhumance, de celle qui est potentiellement modifiée par les tirs. En effet, le nombre d'attaques a naturellement tendance à diminuer à l'automne car les troupeaux quittent les unités de pâturage d'altitude pour retrouver les zones d'intersaison, puis les exploitations. Cette tendance naturelle à la baisse doit alors être dissociée de celle potentiellement provoquée par les tirs.

Penchons-nous par exemple sur le nombre moyen d'attaques dans un rayon de 2 km autour des prélèvements

2. <https://www.loupfrance.fr/entre-recherche-et-gestion-une-nouvelle-approche-pour-lanalyse-des-points-chauds-dattaques-de-loup-sur-ovins-en-france/>

Figure 3 Identification des foyers de déprédation sur ovins (cercles bruns) pour la période s'étalant de mars 2016 à avril 2017 dans la région PACA et la partie est de la région Auvergne-Rhône-Alpes. Ces foyers sont constitués de surfaces pastorales (surfaces brunes) qui présentent ensemble significativement plus d'attaques que celles qui sont en dehors des foyers (surfaces jaunes) (d'après Grente *et al.*, en prép. ; données pastorales de l'IRSTEA, 2012).

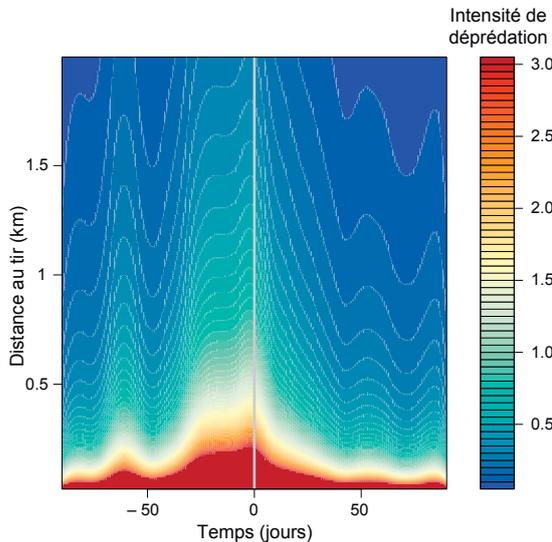


▲ Prélèvement d'un loup dans les Alpes-de-Haute-Provence.

dégrogatoires de loups depuis 2011, sur une période allant de 100 jours avant et après les prélèvements. Puis comparons ce nombre à celui qui est attendu si ces attaques étaient uniformément réparties dans l'espace et dans le temps autour des prélèvements.

De manière générale, que ce soit avant ou après le prélèvement, le nombre moyen d'attaques observé est plus grand que celui attendu lorsqu'on se situe à proximité immédiate du lieu du prélèvement (figure 4). Cependant, avant le prélèvement, on constate que cet écart s'étend aux troupeaux voisins au fur et à mesure

Figure 4 Distribution de l'intensité relative de déprédation – de bleu (faible) à rouge (intense) – avant et après les dates des prélèvements dérogatoires de loups (prélèvements au temps 0 sur l'axe horizontal) et en fonction de la distance au site de tir (axe vertical) pour la période 2011-2018 en France. Des attaques uniformément réparties dans l'espace et dans le temps devraient donner une valeur d'intensité relative de 1 pour n'importe quel point donné. Au-delà de 1, il y a plus d'attaques observées qu'attendues. N.B. : Pour une meilleure lisibilité, les intensités les plus fortes (4 % des valeurs, comprises entre 3,0 et 31,7) ont été ramenées à la valeur 3,0.



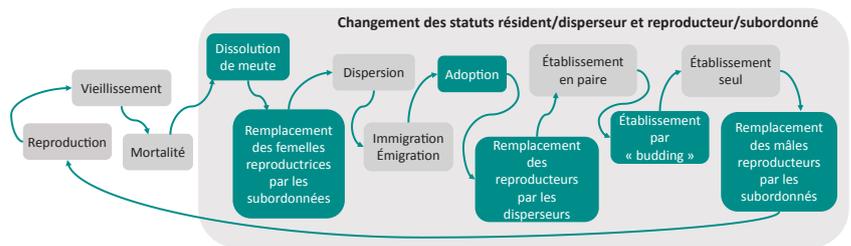
que la date du prélèvement se rapproche. Cela illustre que le tir est généralement appliqué après une augmentation locale de la pression de déprédation. Une fois le tir effectué, la situation s'inverse et le fort écart entre les nombres d'attaques observés et attendus devient de plus en plus restreint dans l'espace, pour ne plus concerner que la zone à proximité immédiate du prélèvement.

Cependant, si on pense observer ici un effet du tir, il pourrait s'agir en fait de la dynamique saisonnière des attaques concomitantes à la réalisation des tirs. En effet, les prélèvements ayant lieu essentiellement l'été, la diminution de l'espace concerné par la forte pression de déprédation que l'on observe après les prélèvements pourrait correspondre à celle qui survient naturellement à la fin de l'été, lorsque les troupeaux quittent les pâturages. La prise en compte des phénomènes saisonniers et hétérogènes de la dynamique des attaques dans le paysage pastoral est donc indispensable pour évaluer l'effet des tirs.

Une approche intégrée qui couple les trois composantes du système

Jusqu'à présent, nous étudions directement l'effet des tirs sur les niveaux d'attaques constatés en réponse, sans prendre en compte explicitement les effets sur la population de loups ni les

Figure 5 Schéma d'un modèle dit « individu-centré » simulant le cycle de vie des loups à travers différents processus représentés par les différents blocs. Les processus en vert ont été peu étudiés par les biologistes et sont explorés avec différents paramètres ou différents enchaînements dans l'article de Bauduin *et al.* (2020), d'où cette figure a été extraite.



effets rétroactifs des niveaux d'attaques sur l'application du contrôle. Pour pallier cette lacune, nous avons commencé un travail de simulation du cycle entier de la *figure 1*, en modélisant le fonctionnement d'une population de loups (*figure 5*). Cette approche est basée sur des modèles informatiques. Elle a pour but de donner un premier aperçu des effets potentiellement observables dans une population de loups à la suite des tirs, par exemple sur la reproduction, la stabilité des couples reproducteurs ou la dispersion.

Grâce aux données populationnelles récoltées par le réseau Loup-Lynx piloté par l'OFB³, il est aussi possible de confronter ces modèles théoriques aux observations faites sur le terrain. Cette approche, complémentaire de la précédente, consistera à appliquer une nouvelle fois le protocole « avant/après les tirs », mais en intégrant les variables relatives à la composante de la population de loups.

3. https://www.loupfrance.fr/wp-content/uploads/LE-SUIVI-GENETIQUE-DES-LOUPS-EN-2018_201903.pdf

Parce que ces informations sont complexes à récolter et à intégrer dans un modèle, l'étude se fera à une échelle locale, sur les quatre sites de Canjuers (83), de la Roya (06), de Bure (05) et de la Maurienne (73), sélectionnés en fonction des systèmes pastoraux, du nombre d'attaques, des prélèvements déjà réalisés dans le passé et des indices génétiques disponibles. Au vu du nombre limité de zones, cette analyse sera qualitative plutôt que quantitative et permettra d'étudier certains phénomènes observables localement, comme le remplacement des reproducteurs ou la dissolution des meutes, impossibles à observer à grande échelle.

Conclusion : l'utilisation des tirs létaux comme outil de protection des troupeaux est-elle efficace ?

La revue des articles qui se sont intéressés aux liens entre contrôle létaux et déprédation a montré que le sujet fait



▲ Louveteau sur un site de rendez-vous dans les Hautes-Alpes.

encore débat. Les études robustes sont à ce jour trop peu nombreuses. Face à l'augmentation des dommages aux troupeaux dus au loup, les gestionnaires français ont pourtant besoin d'évaluer l'efficacité de la politique de tir pour les réduire, et de savoir dans quelles mesures ce contrôle peut être appliqué sans mettre en jeu la viabilité de l'espèce en France.

S'il est tentant d'aborder la question en croisant directement le nombre de loups prélevés avec celui des attaques, cette approche corrélative est à éviter. En effet, le nombre d'attaques n'est pas uniquement lié au nombre de loups, mais aussi à une multitude d'autres facteurs. Il ne faut donc pas forcément s'attendre à une relation proportionnelle entre le nombre de loups prélevés et le nombre d'attaques. De plus, il est primordial de comprendre la distribution des attaques de loup en amont pour identifier leur

dynamique naturelle en dehors de l'effet des tirs, mais aussi pour adopter des échelles d'analyse spatiales et temporelles appropriées.

En prenant en compte ces aspects, l'OFB et le CNRS ont défini un protocole d'analyse des effets des tirs dérogatoires sur les niveaux de déprédation due au loup en France, qui adopte la méthodologie la plus robuste possible à partir des données exploitables. Plusieurs approches complémentaires seront employées et mobiliseront des données à l'échelle nationale et à l'échelle locale.

Remerciements

Nous remercions Pierre-Emmanuel Briaudet, Murielle Guinot-Ghestem et Rodolphe Papet pour leurs commentaires lors de la lecture de cet article. ●



© P. Massit/OFB

▲ Réalisation d'un constat de dommages sur ovin par un agent.

Bibliographie

- ▶ Bauduin, S., Grente, O., Santostasi, N.L., Ciucci, P., Duchamp, C. & Gimenez, O. 2020. Exploring the impact of lesser-known social dynamics on wolf populations through an individual-based approach. *Ecological Modelling* 433. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380020302799>
- ▶ Bradley, E.H., Robinson, H.S., Bangs, E.E., Kunkel, K., Jimenez, M.D., Gude, J.A. & Grimm, T. 2015. Effects of wolf removal on livestock depredation recurrence and wolf recovery in Montana, Idaho, and Wyoming: Effects of Wolf Removal. *J. Wildl. Manag.* 79: 1337-1346. <https://doi.org/10.1002/jwmg.948>
- ▶ Duchamp, C., Chapron, G., Gimenez, O., Robert, A., Sarrazin, F., Beudels-Jamar, R. & Le Maho, Y. 2017. Expertise collective scientifique sur la viabilité et le devenir de la population de loups en France à long terme sous la coordination ONCFS-MNHN de : Guinot-Ghestem, M., Haffner, P., Marboutin, E., Rousset, G., Savoure-Soubelet, A., Sibley, J.-P. & Trudelle, L. 93 p. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/carnivores/grands/Expertise_Collective_Loup_07_03_2017.pdf
- ▶ Fernández-Gil, A., Naves, J., Ordiz, A., Quevedo, M., Revilla, E. & Delibes, M. 2016. Conflict Misleads Large Carnivore Management and Conservation: Brown Bears and Wolves in Spain. *PLoS ONE* 11(3): e0151541. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151541>
- ▶ Harper, E.K., Paul, W.J., Mech, L.D. & Weisberg, S. 2008. Effectiveness of Lethal, Directed Wolf-Depredation Control in Minnesota. *J. Wildl. Manag.* 72(3): 778-784. <https://doi.org/10.2193/2007-273>
- ▶ Imbert, C., Caniglia, R., Fabbri, E., Milanese, P., Randi, E., Serafini, M., Torretta, E. & Meriggi, A. 2016. Why do wolves eat livestock? Factors influencing wolf diet in northern Italy. *Biol. Conserv.* 195: 156-168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.003>
- ▶ Kompaniyets, L. & Evans, M.A. 2017. Modeling the relationship between wolf control and cattle depredation. *PLoS ONE* 12(10): e0187264. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187264>
- ▶ Le Cam, M. 2012. *Évaluation de l'efficacité de la mise en place de tirs de défense ou de prélèvement sur les attaques des troupeaux domestiques par le loup* Canis lupus. Rapport Master 2 DREAL Rhône-Alpes, Univ. Claude Bernard – Lyon 1. 65 p.
- ▶ Lennox, R.J., Gallagher, A.J., Ritchie, E.G. & Cooke, S.J. 2018. Evaluating the efficacy of predator removal in a conflict-prone world. *Biol. Conserv.* 224: 277-289. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.003>
- ▶ Lute, M.L., Carter, N.H., López-Bao, J.V. & Linnell, J.D.C. 2018. Conservation professionals agree on challenges to coexisting with large carnivores but not on solutions. *Biol. Conserv.* 218: 223-232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.035>
- ▶ Meuret, M., Lescureux, N. & Garde, L. 2018. *Reciprocal relationships between humans and wolves as a way to keep wolves at distance from livestock*. Présentation au 1^{er} symposium européen sur l'élevage dans les surfaces montagneuses, 21 juin 2018, Bolzano, Italie. <https://hal.inrae.fr/hal-02944511>
- ▶ Miller, J.R.B., Stoner, K.J., Cejtin, M.R., Meyer, T.K., Middleton, A.D. & Schmitz, O.J. 2016. Effectiveness of contemporary techniques for reducing livestock depredations by large carnivores. *Wildl. Soc. Bull.* 40: 806-815. <https://doi.org/10.1002/wsb.720>
- ▶ Plisson, A.-L. 2011. *Étude de la vulnérabilité des troupeaux ovins à la prédation du loup dans le Parc naturel régional du Queyras*. Mémoire diplôme EPHE. 89 p.
- ▶ Poudyal, N., Baral, N. & Asah, S.T. 2016. Wolf Lethal Control and Livestock Depredations: Counter-Evidence from Respecified Models. *PLoS ONE* 11(2): e0148743. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148743>
- ▶ Santiago-Avila, F.J., Cornman, A.M. & Treves, A. 2018. Killing wolves to prevent predation on livestock may protect one farm but harm neighbors. *PLoS ONE* 13(12): e0189729. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189729>
- ▶ Treves, A., Krofel, M., Ohrens, O. & van Eeden, L.M. 2019. Predator control needs a standard of unbiased randomized experiments with crossover design. *Front. Ecol. Evol.* 7: 462. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00462>
- ▶ Wielgus, R.B. & Peebles, K.A. 2014. Effects of Wolf Mortality on Livestock Depredations. *PLoS ONE* 9(12): e113505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113505>



SMAC : un réseau de détection précoce des maladies à enjeu pour les chiroptères

© A. Bousset

▲ Examen externe minutieux d'un cadavre de chauve-souris par le laboratoire départemental d'analyses vétérinaires, avant examen nécropsique.

**FANNY SCHUTZ^{1,7},
GUILLAUME LE LOC'H¹,
LORETTE HIVERT⁷, GÉRALD LARCHER²,
VALÉRIE WIOREK³, JULIE MARMET⁴,
DOMINIQUE GAUTHIER⁵,
ÉVELYNE PICARD-MEYER⁶,
ANOUK DECORS⁷**

¹ École nationale vétérinaire de Toulouse, IHAP – Interactions hôtes-agents pathogènes –, Université de Toulouse, INRAE – Toulouse.

² SFEPM et GEIHP – Groupe d'étude des interactions hôte-pathogène, Université d'Angers – Angers.

³ FCEN, PNA Chiroptères – Besançon.

⁴ UMS PatriNat (OFB CNRS MNHN) & UMR 7204 Centre d'Écologie et des sciences de la conservation, MNHN – Paris.

⁵ Laboratoire départemental vétérinaire et d'hygiène alimentaire des Hautes-Alpes, ADILVA – Gap.

⁶ Anses, Laboratoire de la rage et de la faune sauvage – Malzéville.

⁷ OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité sanitaire de la faune – Orléans.

Contact : anouk.decors@ofb.gouv.fr

La diminution de la biodiversité est devenue ces dernières années une préoccupation sociétale majeure. Alors que les causes d'origine anthropogénique sont souvent bien identifiées, le rôle des maladies dans le déclin des chiroptères est probablement insuffisamment pris en compte. Dans ce contexte, il était essentiel de se doter d'un système de détection précoce des maladies à enjeu pour les chiroptères, le réseau SMAC.

Les méthodes de surveillance des maladies des chiroptères tendaient jusqu'à présent, comme pour beaucoup d'autres espèces sauvages, à prioriser la détection de maladies affectant l'homme et les animaux domestiques au détriment de celles impactant leurs populations (Grogan *et al.*, 2014). Les maladies des chiroptères sont peu documentées et leur rôle dans le déclin des populations probablement insuffisamment pris en compte, notamment lorsque la distribution spatio-temporelle de la maladie est diffuse ou lorsque les effets sont sub-létaux. Les chiroptères constituent pourtant un groupe potentiellement vulnérable vis-à-vis des maladies (exotiques en particulier), du fait de leur statut de conservation parfois fragile, de leur biologie (cycle de vie complexe, dynamique

de population lente) et de leur phénologie (migration, capacité de dispersion, agrégation saisonnière, etc.). Dans ce contexte, il est essentiel de se doter d'un système de détection précoce et pluridisciplinaire de la mortalité chez les chiroptères. Le réseau SMAC constitue cet outil de vigilance depuis 2014.

Le réseau SMAC : son histoire, son fonctionnement

Comment est-il né ?

Un évènement majeur a montré la vulnérabilité d'une espèce de chiroptère vis-à-vis des maladies infectieuses. En 2002, en France (Roue & Nemoz, 2002) mais aussi en Espagne et au Portugal (Quetglas

et al., 2003), les populations du minioptère de Schreibers (*Miniopterus schreibersii*) ont connu un effondrement exceptionnel, de l'ordre de 50 % de leurs effectifs (comptés en hiver et en été) en seulement deux ans. À cette époque, aucun dispositif épidémiologique et diagnostique n'était opérationnel ; les causes de cette mortalité n'ont donc pas pu être déterminées. La distribution et l'évolution spatio-temporelle de la mortalité orientaient toutefois vers un processus infectieux. Des analyses réalisées *a posteriori* en Espagne ont révélé la circulation probable à l'époque d'un virus de la famille des *Filoviridae*. Cette découverte constitue une piste intéressante mais ne permet pas pour autant d'imputer de manière certaine cette mortalité au virus, compte tenu de l'absence d'examen nécropsiques approfondis (Negredo *et al.*, 2011). À la suite de ces événements, la nécessité d'être réactif en cas de mortalité anormale a été prise en compte dans le deuxième Plan national d'actions en faveur des chiroptères (PNAC, 2009-2013). L'action 22 a notamment donné naissance au réseau de Surveillance de la mortalité anormale des chiroptères (SMAC), qui a pris sa dimension nationale en 2014. Le troisième PNAC (2016-2025) officialise et pérennise ce réseau à travers son action 2, consacrée à la veille sanitaire.

À quoi sert le réseau SMAC ?

Les objectifs de ce réseau sont 1) la détection précoce de maladies à forte expression clinique quel que soit l'agent causal (infectieux, toxique, environnemental, etc.), 2) l'acquisition de connaissances sur les maladies des chauves-souris (expression épidémiologique, clinique et

lésionnelle, facteurs de risque de développement, etc.) et 3) le suivi de leur distribution spatio-temporelle. SMAC est un réseau de surveillance événementielle, c'est-à-dire qu'il repose sur la détection et le diagnostic d'événements de mortalité/morbidité¹ jugés anormaux. La mise en évidence d'un agent causal ne résulte pas d'un dépistage systématique, mais d'une démarche diagnostique pour déterminer les processus ayant abouti à la mort des animaux.

Comment s'opère la surveillance ?

Le réseau est coordonné au niveau national par l'OFB, la Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFPEM) et la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels (FCEN). Au niveau territorial, chiroptérologues et agents de l'OFB reçoivent et gèrent les signalements avec l'appui de la cellule nationale. Pour le diagnostic, le réseau SMAC s'appuie sur un service de proximité, les laboratoires départementaux d'analyses vétérinaires, mais aussi sur des laboratoires spécialisés et de référence. Il permet de détecter précocement certaines maladies à fort taux de mortalité ou de morbidité, mais il n'est pas suffisant pour permettre une vigilance efficace vis-à-vis de certains agents infectieux. Il s'articule donc avec d'autres réseaux, tels que le réseau d'épidémiosurveillance de la rage des chiroptères coordonné par l'Anses-LRFS et la SFPEM (**encadré**), et avec la surveillance ciblée du syndrome du nez blanc (*white nose syndrome*).

1. Ensemble des effets liés à une maladie.

► Encadré • La surveillance de la rage des chiroptères



▲ *Sérotine commune.*

Le dispositif de surveillance de la rage des chauves-souris en France s'appuie sur un réseau d'épidémiosurveillance événementielle, coordonné par l'Anses-Nancy en partenariat avec la SFPEM-Groupe chiroptères, et constitué par des bénévoles et des vétérinaires praticiens. À ce jour, seules trois espèces sur les 34 actuellement reportées sur le territoire national se sont montrées infectées par un lyssavirus de chauves-souris. Les sérotines communes (94 cas) sont infectées par le lyssavirus EBLV-1 communément isolé chez les chauves-souris en Europe, tandis que le murin de Natterer (2 cas) et le minioptère de Schreibers (1 cas) sont respectivement infectés par les lyssavirus BBLV et LLEBV, qui ont été isolés plus récemment. La détection chaque année de chauves-souris porteuses d'un lyssavirus, de nouvelles espèces de lyssavirus (ex : *Kotalahti bat lyssavirus* détecté chez un murin de Brandt en Finlande en 2017) et de cas de rage d'importation souligne la nécessité de maintenir et de renforcer la surveillance épidémiologique de la rage dans toutes les régions.



▲ Grappe de minioptères de Schreibers. C'est un épisode de mortalité massive chez cette espèce qui est à l'origine de la création du réseau SMAC.

Un jeune réseau, qui fonctionne...

De 2012 à décembre 2019, 70 événements² de mortalité anormale ont été analysés, dont 60 dans le cadre du réseau SMAC depuis sa création en 2014 (**figure 1**). Même si le nombre d'événements annuels reste relativement faible et la participation des différentes régions encore hétérogène, le réseau SMAC assure

2. Nous utilisons ici le terme d'événement pour décrire l'agrégation spatio-temporelle de mortalité d'une espèce. Un événement correspond à un foyer de mortalité sur 1 km² et sur 24 heures.

malgré tout une bonne couverture spatiale puisque des événements déclarés proviennent de toutes les régions de France métropolitaine (sauf Île-de-France) et d'une région d'outre-mer, la Réunion.

Dix-huit espèces de chauves-souris prises en charge

Trois espèces de chauves-souris concentrent 65 % des événements (45/70) : la pipistrelle commune (45/70) : la pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus* ; n = 22/70), le minioptère de Schreibers (n = 13/70) et le grand murin (*Myotis myotis* ; n = 10/70) – (figure 2). Les médianes du nombre de cadavres par événement les plus élevées (environ 20 cadavres par événement) sont en revanche enregistrées pour les espèces suivantes : grand murin, murin de Bechstein (*Myotis bechsteini*), murin de Natterer (*Myotis nattereri*) et tadaride de la Réunion (*Mormopterus francois-moutoui*). Douze des 18 espèces sont bien distribuées sur l'ensemble du territoire métropolitain ; elles pourraient servir de sentinelles pour d'autres espèces plus rares et sympatriques. Certaines espèces dont la répartition est plus localisée sont également bien représentées dans les événements SMAC : c'est le cas du minioptère de Schreibers, qui est largement réparti dans le monde mais considéré comme vulnérable par l'UICN, ou encore du rhinolophe euryale (*Rhinolophus euryale*)

Figure 1 Nombre d'événements et nombre d'espèces concernées selon les années. (Flèche : année de création du réseau SMAC.)

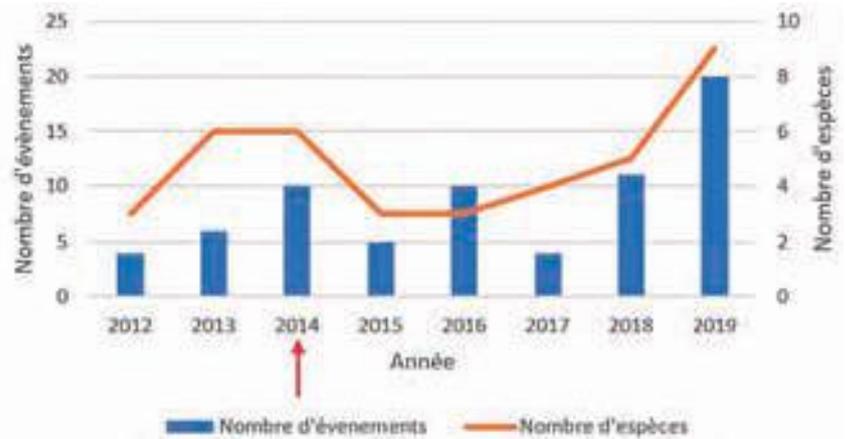
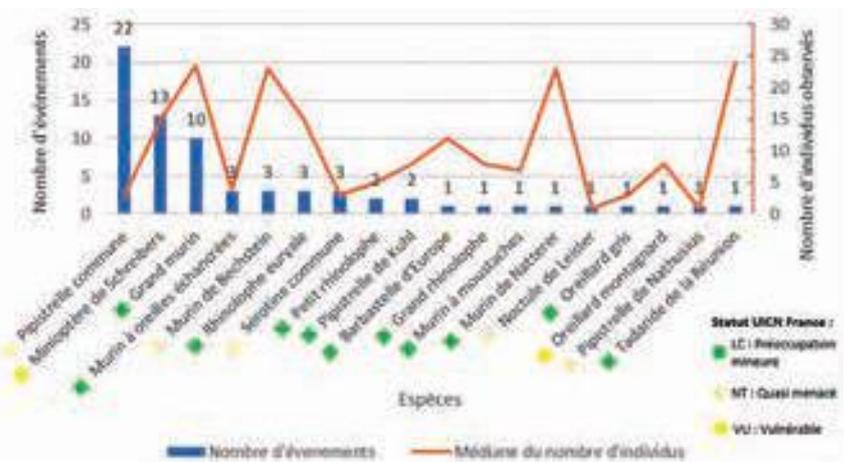


Figure 2 Espèces de chauves-souris prises en charge depuis 2012.



▲ Colonie de mise bas de grands murins.

© P. Massit/OFB

dont la répartition se limite au pourtour méditerranéen, la Transcaucasie et l'Iran, et qui est considéré comme quasi menacé par l'UICN. La prise en charge de mortalités d'espèces telles que l'oreillard montagnard (*Plecotus macrobullaris*), principalement inféodé aux massifs montagneux, ou la pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*), espèce migratrice, est à souligner. Notons que le murin de Daubenton (*Myotis daubentonii*) n'est pas représenté, alors que cette espèce est largement répartie sur le territoire.

Des signalements surtout en période de reproduction et de transit automnal

Les périodes de mise-bas et de transit automnal (*figure 3*) concentrent 87 % (61/70) des événements, avec respectivement 44 et 17 événements. C'est également à ces périodes qu'on observe le plus grand nombre d'individus affectés par événement (médiane des cadavres par événement supérieur ou égal à 20). Mise-bas et transit automnal sont des périodes de regroupements intra-spécifiques, voire interspécifiques pour certaines espèces (ex : colonies mixtes de *Rhinolophus ferrumequinum* et *Myotis emarginatus*). La période d'essaimage (*swarming*³) qui a lieu lors du transit automnal – décrite chez des espèces d'oreillards et de murins – correspond à la période des accouplements, ce qui favorise le flux de gènes dans les populations, mais également les échanges d'agents infectieux. Ces rassemblements peuvent aussi favoriser l'exposition aux prédateurs (Kerth *et al.*, 2003 ; Brighton *et al.*, 2020).

3. *Swarming* : rassemblement des chiroptères pour la reproduction au début de l'automne, avant l'hibernation.



▲ Les mœurs anthropophiles des pipistrelles communes facilitent la détectabilité de leur mortalité.

...mais les processus d'observation sont encore mal connus

De nombreux facteurs influencent la découverte

La découverte d'un cadavre est très aléatoire. Elle dépend notamment du protocole organisant la recherche de cadavres, de la densité de cadavres, du comportement social des animaux (solitaires, grégaires), de leur biologie (fissuricoles vs suspendus), de leur habitat (cavericole, arboricole, anthropophile), du type et de l'ouverture du milieu de la découverte et de la pression en nécrophages.

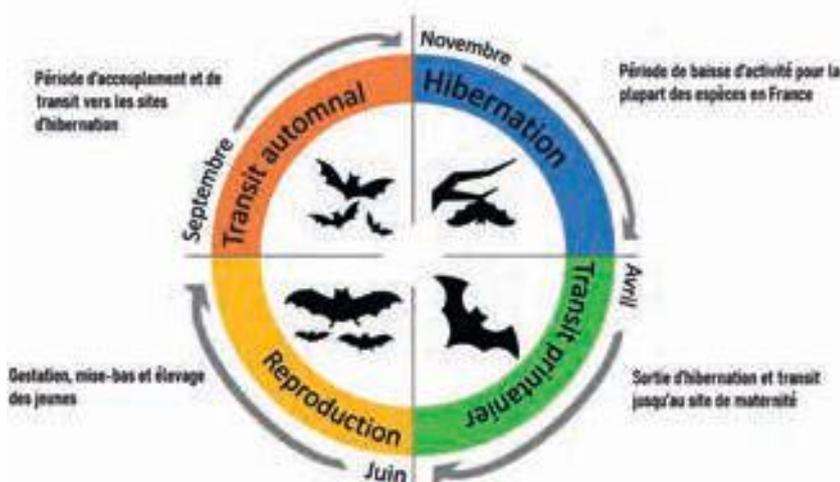
Les conditions météorologiques interviennent à plusieurs niveaux sur ces facteurs (Wobeser & Wobeser, 1992 ; Preece *et al.*, 2017).

Des modalités d'observation des cadavres qui diffèrent

Trente-deux événements sur 70 ont eu lieu dans des sites connus et suivis par les chiroptérologues, et 38 sont survenus dans des sites ne faisant l'objet d'aucun suivi (signalement par des particuliers par exemple). Au moins deux modalités de surveillance coexistent donc : l'une de type planifié (à l'occasion de suivis réguliers d'espèces avec des protocoles bien définis) ; l'autre de type opportuniste (échantillonnage non contrôlé qui repose sur la détection fortuite de mortalité par un large public).

Ces modalités d'observation influencent probablement largement la distribution spatiale, temporelle et spécifique des événements. À titre d'exemple, 16 événements sur 22 ont impliqué des pipistrelles communes découvertes par des particuliers. Cela s'explique par les mœurs anthropophiles de ces chauves-souris, qui contribuent à une meilleure détectabilité des cas. À l'inverse, le minioptère de Schreibers – particulièrement surveillé depuis les épisodes de forte mortalité survenus en 2002 – et le grand murin ont principalement été découverts dans le cadre de suivis de colonies. De manière générale, les espèces « suspendues » et grégaires (rhinolophes, murin à oreilles

Figure 3 Périodes biologiques des chiroptères en France. (D'après Mühldorfer *et al.*, 2011)



échancrées, grand murin) font davantage l'objet de comptages lors de l'hibernation ou de la mise-bas que les espèces fissuricoles, moins visibles et plus parsemées. Le nombre de cas référencés par le réseau SMAC n'est pas encore suffisant pour se rendre compte de l'influence de certains facteurs sur la distribution des événements détectés.

De quoi meurent les chiroptères ?

La détection des maladies repose sur une démarche diagnostique. On cherche donc à déterminer la cause proximale⁴ de la mort, mais également tous les processus morbides qui y ont contribué. Quand l'état du cadavre et la logistique de terrain le permettent, des examens nécropsique et histologique sont systématiquement mis en place. Les examens complémentaires à mettre en œuvre sont à l'appréciation du pathologiste, qui s'appuie à la fois sur les commémoratifs (circonstances de la mort), les signes cliniques, la biologie de l'espèce, le tableau lésionnel, l'état du cadavre et les organes disponibles.

Trois grands processus morbides identifiés

Trois grands processus morbides ont été identifiés : 1) l'épuisement physiologique (n = 15/70), 2) les traumatismes (n = 12/70), 3) les infections (n = 9/70). Pour 37 événements⁵, aucune cause de mortalité n'a pu être déterminée, en partie parce que les cadavres étaient trop dégradés pour être autopsiés (n = 14/37). Comparativement, en Allemagne, les principales causes identifiées étaient les traumatismes (33,5 %), dus en particulier à la prédation, et les agents infectieux (33,3 %) – (Mühldorfer *et al.*, 2011).

L'épuisement physiologique (c'est-à-dire l'épuisement des ressources de l'animal) se traduit à l'autopsie par l'observation d'un amaigrissement marqué, d'une amyotrophie et/ou d'une vacuité digestive. Le principal mécanisme suspecté d'être à l'origine de l'épuisement physiologique est un stress environnemental aigu. En effet, pour les 15 événements dont il est la cause proximale, aucun agent causal n'a été mis en évidence. L'épuisement physiologique a été décrit chez des adultes dans un contexte

4. Cause ultime de la mort, avec ou sans processus sous-jacent.

5. Pour un événement donné, il peut y avoir plusieurs processus morbides différents. C'est pourquoi le cumul des processus morbides est supérieur au nombre total d'événements.

de claustration, ou chez des juvéniles lors de suspicion d'abandon par les adultes ou de chute au sol.

Les traumatismes se distribuent de la façon suivante : prédation (n = 6/12), collision avec des véhicules (n = 1/12), tir (n = 1/12), éoliennes (n = 1/12), origine indéterminée (n = 3/12). Dans le cas des prédateurs, les lésions ne sont pas toujours présentes ni caractéristiques ; c'est souvent l'analyse épidémiologique, couplée à des outils tels que les pièges photographiques ou vidéo, qui permet d'objectiver la prédation. Les suspicions de prédation se concentrent lors des périodes de reproduction et de transit automnal, pendant lesquelles les chauves-souris sont davantage exposées aux prédateurs du fait de leur agrégation et de leur forte activité. La mortalité liée aux éoliennes est ici très peu représentée car elle fait l'objet de suivis spécifiques en dehors du réseau SMAC. Un acte de destruction délibéré a également été enregistré par le réseau.

Si les traumatismes sont souvent diagnostiqués avec certitude, les diagnostics relatifs aux causes environnementales ou infectieuses restent bien souvent des diagnostics de suspicion. Il est par exemple difficile de juger du rôle réel d'un agent infectieux compte tenu de l'immunité particulière des chiroptères, du portage asymptomatique vis-à-vis de nombreux germes (Wong *et al.*, 2007) et des biais d'analyse dus aux envahissements bactériens *post mortem*. Pour cela, les examens histologiques sont indispensables pour relier un agent infectieux à une lésion, mais ne sont pas toujours possibles étant donné l'état et les modes de conservation (congélation) des cadavres. L'imputabilité est en effet le point critique du diagnostic et nécessite souvent d'accumuler des données sur le long terme, afin de comparer les cas et d'y repérer des similitudes.

La mortalité juvénile : un indicateur de dérangement ?

Sur l'ensemble de la période d'étude, 16 événements impliquent uniquement des adultes, 24 des juvéniles⁶ et 6 à la fois des adultes et des juvéniles. Il est à noter que pour 24 événements, l'âge n'a pas pu être déterminé. Parmi les événements impliquant des juvéniles, 14 concernent des cadavres trouvés au sol, de minioptère de Schreibers et de grand murin principalement, et 2 des cadavres accrochés au mur (sérotine commune). Les causes de

6. Sont considérés comme juvéniles les individus dont l'ossification des cartilages de conjugaison n'est pas complète.



© P. Massit/OFB

▲ Cadavre d'un petit rhinolophe trouvé suspendu dans une cave.

mortalité des juvéniles trouvés au sol se distribuent comme suit : épuisement physiologique (n = 7), mort-nés sans détermination de la cause (n = 2) et cause indéterminée (n = 10). Pour qu'une chauve-souris chute au sol, il y a nécessairement eu une phase de décrochage actif (du moins pour les espèces suspendues). La présence d'individus au sol pourrait donc être révélatrice 1) d'un mouvement de panique dans l'essaim suite à l'introduction d'un prédateur ou à un dérangement d'une autre nature, 2) d'un abandon des jeunes par les adultes, entraînant une chute liée à une tentative de déplacement ou à un essai d'envol précoce.

Par ailleurs, deux événements décrivent la présence de mort-nés chez des barbastelles d'Europe (*Barbastella barbastellus*) et des minioptères de Schreibers. La cause suspectée serait un stress aigu (prédation ou dérangement) des mères en fin de gestation. Des avortements dû au stress ont en effet déjà été décrits chez les chauves-souris à la suite de manipulations

ou d'une période de captivité (Heideman, 2000). La mortalité anormale des juvéniles et la mortinatalité pourraient donc être des indicateurs de l'état de santé des adultes ou d'un dérangement de la colonie. Des études complémentaires sont néanmoins nécessaires pour valider de tels indicateurs.

Une acquisition de connaissances sur la distribution d'agents infectieux dans les cadavres

Dans le cadre du réseau SMAC, des examens bactériologiques ont été réalisés pour 19 événements. Certaines bactéries, lorsqu'elles ont pu être détectées, ont été associées à une suspicion de septicémie (*Carnobacterium maltaromaticum*, *Staphylococcus* sp.); l'implication d'autres bactéries dans le processus morbide n'était pas toujours évidente (*Hafnia alvei*, *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, *Morganella morganii*). En Allemagne, Mülhdoerfer *et al.* (2011) ont isolé principalement les bactéries appartenant aux espèces *Enterococcus faecalis*, *Hafnia alvei* et *Serratia liquefaciens*. L'agrégation et l'accumulation des données microbiologiques et nécropsiques au sein d'une même base de données permettront probablement de mieux comprendre dans le futur la contribution de ces bactéries à la

mort des animaux, et d'attribuer de façon rétrospective une cause pour certains événements.

Conclusion

Le réseau SMAC est un jeune réseau qui est rapidement devenu opérationnel, notamment parce qu'il s'est appuyé lors de son démarrage sur des réseaux préexistants. La littérature scientifique étant à ce jour peu fournie sur les maladies à enjeu pour la conservation des chiroptères, il faudra sans doute des années pour acquérir des connaissances approfondies dans ce domaine et une compétence diagnostique. Ces premières années de surveillance permettent néanmoins de dégager quelques hypothèses intéressantes. Les stress environnementaux (prédation, collision, dérangement) semblent par exemple constituer une part importante de la mortalité jugée anormale sur le terrain, mais pointent également la nécessité de développer des outils diagnostiques innovants, empruntés au domaine de l'écologie. Les axes de progression sont encore nombreux mais le réseau SMAC va permettre, à terme, d'acquérir un savoir-faire unique dans le diagnostic des maladies à enjeu pour les chiroptères. Le caractère opportuniste de

l'échantillonnage ne permettant pas de mesurer l'amplitude des phénomènes observés, d'autres méthodes de surveillance seront nécessaires et devront s'articuler avec les réseaux existants, afin de quantifier l'impact des maladies diagnostiquées sur les populations de chiroptères.

Remerciements

Les auteurs remercient les chiroptérologues, les agents de l'OFB et les laboratoires d'analyses départementaux investis dans la surveillance SMAC, ainsi que Faunapath, Toxlab, l'université de Rouen Normandie, les vétérinaires libéraux et plus largement tous les observateurs qui signalent des cas au réseau. ●

Pour en savoir plus

- ▶ la thèse vétérinaire de Fanny Schutz sur l'étude de la mortalité des chiroptères dans les réseaux SMAC est consultable en ligne à l'adresse suivante : <http://www.envt.fr/menu-og-35/th%C3%A8ses-dexercice-v%C3%A9t%C3%A9rinaire>

Bibliographie

- ▶ Brighton, C.H., Zusi, L., McGowan, K., Kinniry, M., Kloepper, L.N. & Taylor, G.K. 2020. Aerial attack strategies of bat-hunting Hawks, and the dilution effect of swarming. *bioRxiv preprint* doi: <http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2020.02.11.942060> [consulté le 7 mai 2020].
- ▶ Grogan, L.F., Berger, L., Rose, K., Grillo, V., Cashins, S.D. & Skerratt, L.F. 2014. Surveillance for emerging biodiversity diseases of wildlife. *PLoS Pathogens* Vol. 10(5): p. e1004015. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1004015>
- ▶ Heideman, P.D. 2000. Environmental regulation of reproduction. *Reproductive Biology of Bats*: 469-499. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780121956707500126> [consulté le 20 mars 2020].
- ▶ Horton, D.L., Breed, A.C., Arnold, M.E., Smith, G.C., Aegerter, J.N., McElhinney, L.M., Johnson, N., Banyard, A.C., Raynor, R., Mackie, L., Denwood, M.J., Mellor, D.J., Swift, S., Racey, P.A. & Fooks, A.R. 2020. Between roost contact is essential for maintenance of European bat lyssavirus type-2 in *Myotis daubentonii* bat reservoir: 'The Swarming Hypothesis'. *Scientific Reports* Vol. 10(1): 1740. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58521-6>
- ▶ Kerth, G., Kiefer, A., Trappmann, C. & Weishaar, M. 2003. High gene diversity at swarming sites suggest hot spots for gene flow in the endangered Bechstein's bat. *Conservation Genetics* Vol.4(4): 491-499. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1024771713152>
- ▶ Mülhdoerfer, K., Speck, S. & Wibbelt, G. 2011. Diseases in free-ranging bats from Germany. *BMC Veterinary Research* Vol. 7, 61. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-7-61>
- ▶ Negrodo, A., Palacios, G., Vazquez-Moron, S., Gonzalez, F., Dopazo, H., Molero, F., Juste, J., Quetglas, J., Savji, N., de la Cruz Martinez, M., Herrera, J.E., Pizarro, M., Hutchison, S.K., Echevarria, J.E., Lipkin, W.I. & Tenorio, A. 2011. Discovery of an Ebolavirus-Like Filovirus in Europe. *PLoS Pathogens* Vol. 7(10): p. e1002304. <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1002304>
- ▶ Preece, N.D., Abell, S.E., Grogan, L., Wayne, A., Skerratt, L.F., van Oosterzee, P., Shima, A.L., Daszak, P., Field, H., Reiss, A., Berger, L., Rymer, T.L., Fisher, D.O., Lawes, M.J., Laurance, S.G., McCallum, H., Esson, C. & Epstein, J.H. 2017. A guide for ecologists: Detecting the role of disease in faunal declines and managing population recovery. *Biological Conservation* Vol. 214: 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.014>
- ▶ Quetglas, J., González, F. & Paz, O. de. 2003. Estudian la extraña mortandad de miles de murciélagos de cueva. *Quercus* 203: 50-51.
- ▶ Roue, S.Y. & Nemoz, M. 2002. *Mortalité exceptionnelle du minioptère de Schreibers en France lors de l'année 2002*. Bilan national. SFEPM, Paris. 28 p.
- ▶ Wobeser, G. & Wobeser, A.G. 1992. Carcass disappearance and estimation of mortality in a simulated die-off of small birds. *Journal of Wildlife Diseases* Vol. 28(4): 548-554. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-28.4.548>
- ▶ Wong, S., Lau, S., Woo, P. & Yuen, K.-Y. 2007. Bats as a continuing source of emerging infections in humans. *Reviews in Medical Virology* Vol. 17(2): 67-91 <https://doi.org/10.1002/rmv.520>



Prélèvements ongulés sauvages saison 2019-2020

Cette année, les prélèvements de sangliers dépassent pour la première fois les 800 000 animaux.

Les tableaux de chasse du cerf élaphe continuent leur progression régulière, tandis que ceux du mouflon sont au contraire en forte baisse.

Le cerf sika, qui n'est plus soumis à plan de chasse obligatoire pour la première saison, voit aussi son prélèvement diminuer.

Pour toutes les autres espèces, les prélèvements de cette saison sont quasiment stables par rapport à ceux de la saison précédente.

| | Attributions | Prélèvements* |
|-----------------------|--------------|---------------|
| Cerf élaphe | 98 933 | 68 886 |
| Chevreuil | 697 690 | 586 797 |
| Sanglier | / | 809 992 |
| Chamois | 13 917 | 12 610 |
| Isard | 3 580 | 2 620 |
| Mouflon méditerranéen | 3 883 | 2 621 |
| Daim | 3 648 | 1 341 |
| Cerf sika | 153 | 53 |

Données issues du réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC

Rappelons que ces chiffres sont issus des données transmises par les interlocuteurs techniques des fédérations départementales des chasseurs. Dans certains départements, ils doivent parfois réaliser des extrapolations – voire des approximations – à partir de leur connaissance du terrain et des différents éléments administratifs et techniques de leur territoire.

* Pour l'ensemble de ce document, le terme « prélèvements » correspond à la somme des animaux prélevés hors parcs et enclos par les actions de chasse, les mesures administratives et les destructions par les particuliers.



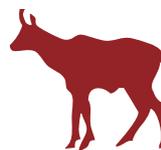
Pour le cerf élaphe, les prélèvements ne cessent de croître progressivement année après année. Pour cette saison, l'augmentation est de 5,5 % par rapport à la saison précédente, avec un taux de réalisation national de 69,6 %.



Pour le chevreuil, pour la quatrième saison consécutive les prélèvements semblent avoir atteint une certaine stabilité, avec un taux de réalisation qui oscille entre 84 et 88 % selon les années.



Pour le sanglier, avec une augmentation de 8,4 % par rapport à la saison précédente, les prélèvements dépassent pour la première fois la barre des 800 000 animaux.



Pour le chamois, cette année les attributions sont en très nette baisse par rapport à la saison précédente (- 16,8 %), mais les prélèvements sont eux en légère augmentation (+ 1,6 %).



Pour le mouflon, le taux de réalisation augmente légèrement cette année et passe de 65,5 % à 67,5 %. Mais les prélèvements continuent de diminuer (- 5,9 %) et atteignent les niveaux observés il y a 15 ans.



Pour l'isard, les prélèvements sont quasiment les mêmes que ceux de l'année dernière.



Pour le daim, l'espèce est prélevée dans 49 départements. Les attributions ne cessent d'augmenter, mais les prélèvements sont du même niveau que la saison précédente.



Pour le cerf sika, l'espèce a été chassée dans 4 départements et a fait l'objet d'une destruction administrative dans un département. Les prélèvements sont toujours très faibles, hormis dans le Haut-Rhin où une population est volontairement maintenue à l'état libre.

Les acteurs du réseau :

Responsable scientifique : Christine Saint-Andrieux
Administratrice : Aurélie Barboiron
Réfèrent FNC : Matthieu Salvaudon



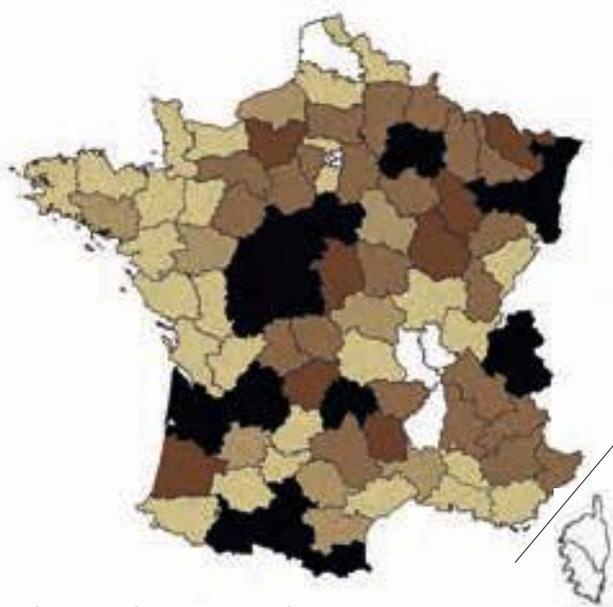
Le cerf élaphe

Cervus elaphus

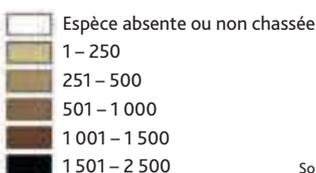


© J.-L. Hamann

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 1 500 cerfs dans dix-huit départements et à 2 000 cerfs dans huit départements : l'Indre-et-Loire (2 438), le Cantal (2 293), le Loir-et-Cher (2 261), l'Indre (2 205), le Loiret (2 143), la Savoie (2 105), l'Ariège (2 058) et le Haut-Rhin (2 001).

Le **prélèvement national** aux 100 ha boisés est de 0,39* cerf lorsque le calcul est fait sur les départements où l'espèce est chassée.

L'Indre (1,9), l'Indre-et-Loire et la Vienne (1,5), le Cantal et l'Eure-et-Loir (1,4) ont les densités de prélèvements les plus élevées aux 100 ha boisés.

* Valeur calculée d'après les données de la BDForet_v2 de l'IGN.

Total attributions : 98 933
Total prélèvements : 68 886
Taux de réalisation : 69,6 %

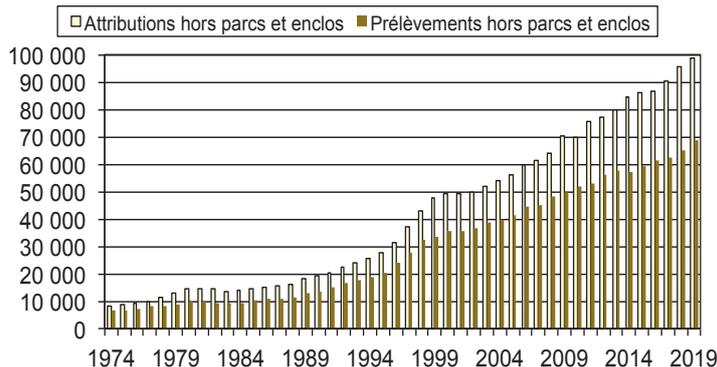
Apparition (par rapport à la saison précédente) : la Somme.

En hausse (plus de 20 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : l'Ariège (+ 53 %), la Mayenne (+ 38 %), le Doubs (+ 37 %), l'Ille-et-Vilaine et la Haute-Saône (+ 31 %), le Morbihan (+ 29 %), l'Ain (+ 26 %), le Loiret et l'Essonne (+ 21 %).

En baisse (plus de 20 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : la Charente-Maritime (- 25 %) et l'Aveyron (- 20 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 20 têtes lors des deux dernières saisons de chasse ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 5,5 %
Progression sur 10 ans : x 1,3
Progression sur 20 ans : x 1,9



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

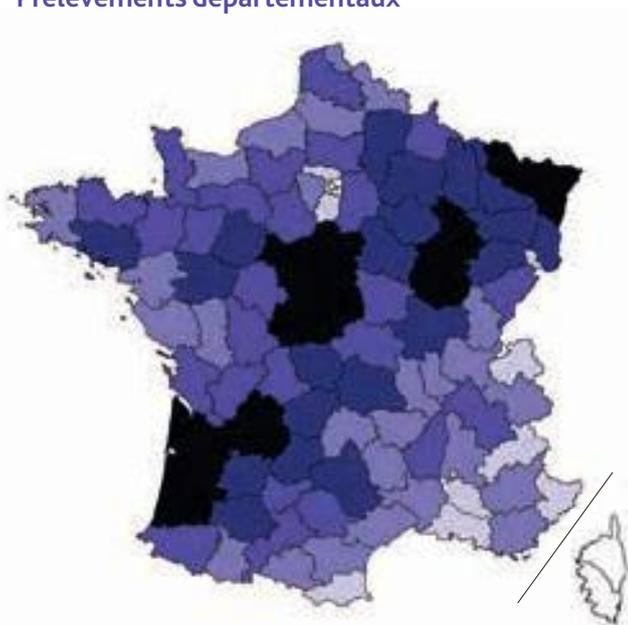
Le chevreuil

Capreolus capreolus

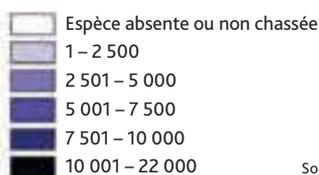


© J.-L. Hamann

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 10 000 chevreuils dans onze départements : la Moselle (16 518), la Dordogne (15 027), les Landes (14 866), le Bas-Rhin (14 013), le Cher (12 514), la Gironde (12 242), la Haute-Marne (11 910), le Loiret-Cher (11 745), la Côte-d'Or (10 854), l'Indre (10 028) et le Loiret (10 005).

Le prélèvement national est de 1,07 chevreuil aux 100 ha totaux et de 3,29* chevreuils aux 100 ha boisés.

Les plus fortes densités de prélèvements aux 100 ha totaux s'observent dans le Bas-Rhin (2,9), le Haut-Rhin (2,8), la Moselle (2,6) et la Haute-Marne (1,9).

* Valeur calculée d'après les données de la BDForet_v2 de l'IGN.

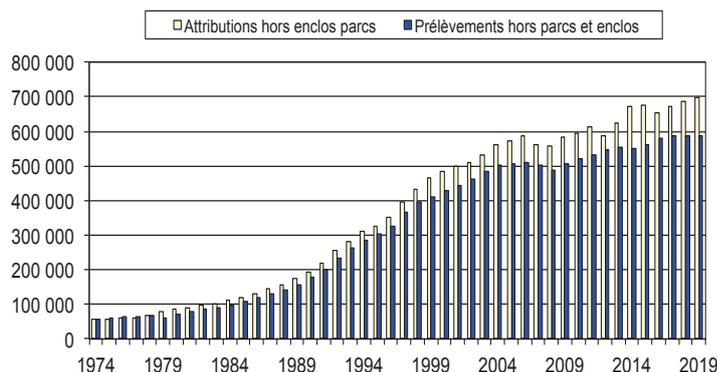
Total attributions : 697 690
Total prélèvements : 586 797
Taux de réalisation : 84,1 %

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : le Lot-et-Garonne (+ 21 %), le Loiret et le Nord (+ 18 %), l'Aisne (+ 16 %), le Haut-Rhin (+ 15 %), la Mayenne (+ 12 %) et le Maine-et-Loire (+ 11 %).

En baisse (plus de 10 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : la Loire (– 20 %), la Meurthe-et-Moselle (– 14 %), les Pyrénées-Atlantiques et les Deux-Sèvres (– 13 %) et la Charente (– 12 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 100 têtes lors des deux dernières saisons de chasse ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 0,1 %
Progression sur 10 ans : x 1,1
Progression sur 20 ans : x 1,4



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

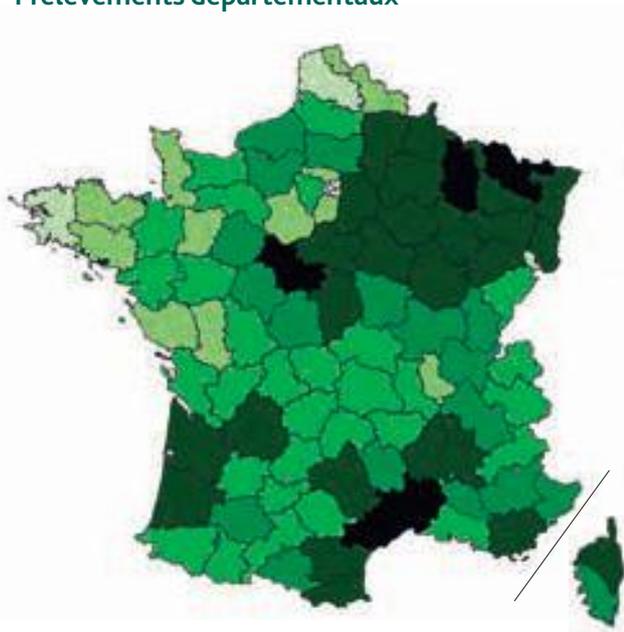
Le sanglier

Sus scrofa

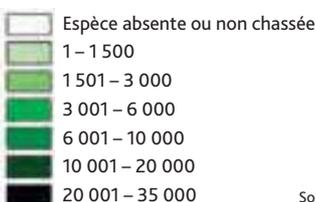


© J.-L. Hamann

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Total réalisations : 809 992
Prélèvement départemental moyen : 8 617
Prélèvement départemental médian : 6 259

En forte hausse (plus de 30 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : les Hautes-Alpes (+ 45 %), la Drôme (+ 38 %) et le Vaucluse (+ 35 %).

En baisse (plus de 20 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : l'Eure-et-Loir et le Maine-et-Loire (- 21 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 100 têtes lors des dernières saisons de chasse ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 8,4 %
Progression sur 10 ans : x 1,5
Progression sur 20 ans : x 2,1

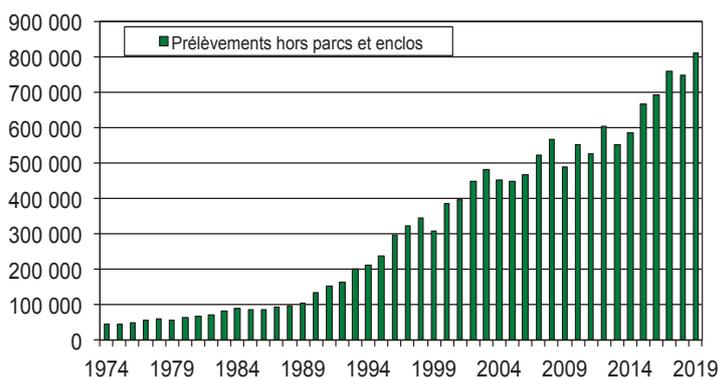
Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 15 000 sangliers dans dix-neuf départements et à 20 000 sangliers dans cinq départements : le Loir-et-Cher (27 667), la Moselle (27 600), le Gard (25 355), la Meuse (20 927) et l'Hérault (20 233).

Le **prélèvement national** est de 1,47 sanglier aux 100 ha totaux et de 4,55* sangliers aux 100 ha boisés.

Les plus fortes densités de prélèvements aux 100 ha totaux s'observent dans le Gard (5,0), la Moselle et le Haut-Rhin (4,4) et le Loir-et-Cher (4,3).

* Valeur calculée d'après les données de la BDForet_v2 de l'IGN.



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

L'isard et le chamois

Rupicapra pyrenaica
et *Rupicapra rupicapra*



Isard
© P. Dunoguiez/OFB



Chamois
© B. Hamann

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

| | Isard | Chamois |
|---------------------|--------|---------|
| Total attributions | 3 580 | 13 917 |
| Total prélèvements | 2 620 | 12 610 |
| Taux de réalisation | 73,2 % | 90,6 % |

Isard

En hausse : (par rapport à la saison précédente) : la Haute-Garonne (+ 46 %), les Hautes-Pyrénées (+ 6 %) et les Pyrénées-Orientales (+ 3 %).

En baisse : (par rapport à la saison précédente) : l'Aude (- 10 %), les Pyrénées-Atlantiques (- 9 %) et l'Ariège (- 2 %).

Chamois

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : la Haute-Saône (+ 35 %), le Territoire de Belfort (+ 30 %), l'Ain (+ 29 %), le Puy-de-Dôme (+ 27 %), le Jura (+ 24 %) et le Var (+ 19 %).

En baisse (plus de 10 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : le Vaucluse (- 16 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 20 têtes lors des deux dernières saisons de chasse ont été retenus

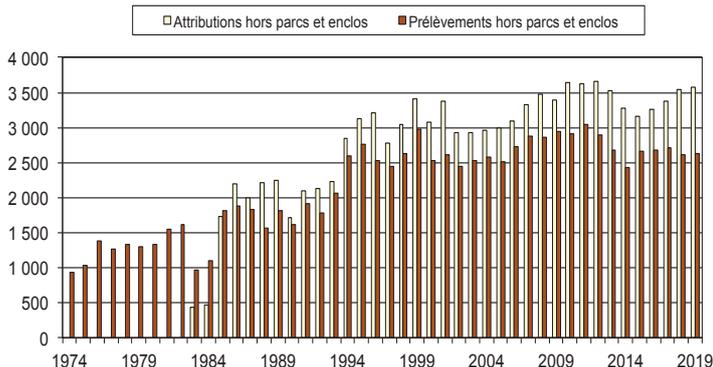
| | Isard | Chamois |
|------------------------|---------|---------|
| Progression sur 1 an | + 0,5 % | + 1,6 % |
| Progression sur 10 ans | x 0,9 | x 1,1 |
| Progression sur 20 ans | x 1,0 | x 1,4 |

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 500 isards dans deux départements : les Pyrénées-Orientales (918) et l'Ariège (617).

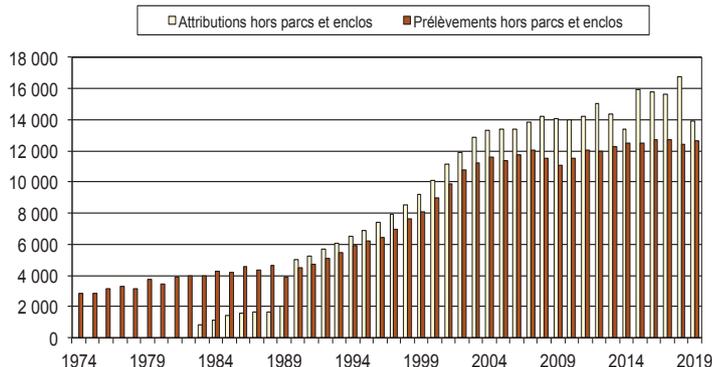
Les prélèvements sont supérieurs à 1 000 chamois dans cinq départements : la Savoie (2 589), la Haute-Savoie (1 923), l'Isère (1 833), les Hautes-Alpes (1 812) et les Alpes-de-Haute-Provence (1 389).

Isard



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Chamois



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

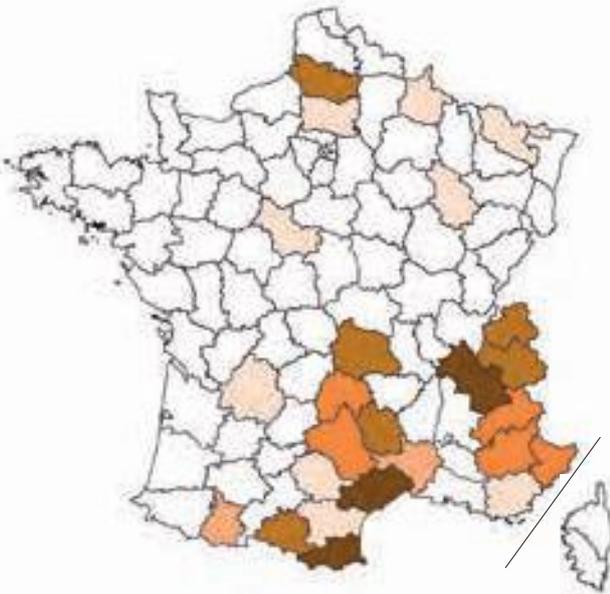
Le mouflon méditerranéen

Ovis gmelini musimon x Ovis sp.

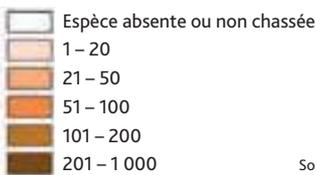


© P. Matzke

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Total attributions : 3 883
Total prélèvements : 2 621
Taux de réalisation : 67,5 %

Apparition (par rapport à la saison précédente) : la Haute-Marne.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : le Vaucluse.

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : les Hautes-Pyrénées (+ 18 %), la Haute-Savoie (+ 14 %) et la Lozère (+ 13 %).

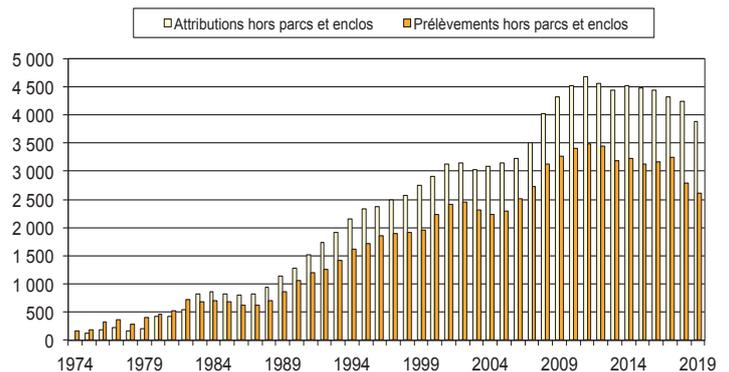
En baisse (plus de 10 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : le Cantal (– 52 %), l'Aveyron (– 39 %), la Somme (– 23 %) et les Alpes-de-Haute-Provence (– 14 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 20 têtes lors des deux dernières saisons de chasse ont été retenus.

Progression sur 1 an : – 5,9 %
Progression sur 10 ans : x 0,8
Progression sur 20 ans : x 1,2

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 200 mouflons dans trois départements : l'Hérault (522), l'Isère (406) et les Pyrénées-Orientales (388).



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

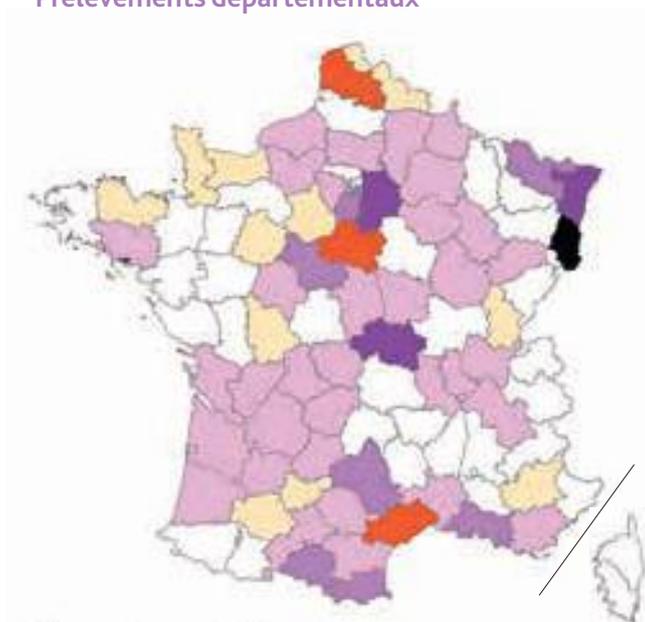
Le daim

Dama dama

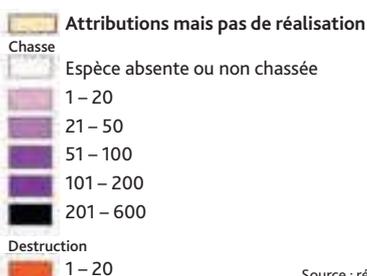


© P. Matzke

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs à 50 daims dans quatre départements : le Haut-Rhin (536), le Bas-Rhin (95), la Seine-et-Marne (85) et l'Aveyron (53).



Total réalisations : 1 341
Prélèvement départemental moyen* : 22
Prélèvement départemental médian* : 6

* La moyenne et la médiane ont été calculées sur l'ensemble des départements ayant au moins 1 attribution sur cette saison.

Apparition (par rapport à la saison précédente) : le Loiret, le Lot, le Morbihan, le Rhône, la Haute-Vienne et le Val-de-Marne.

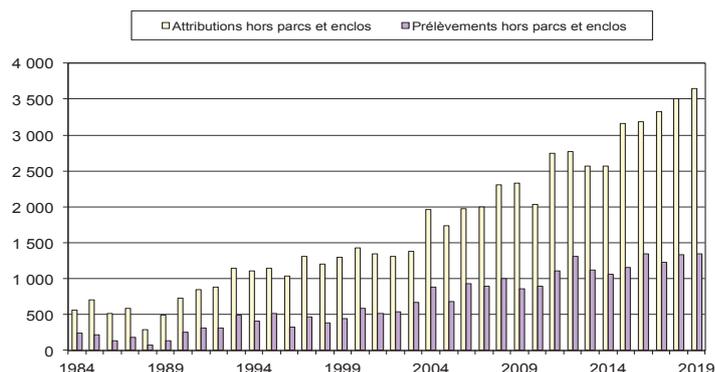
Disparition (par rapport à la saison précédente) : les Alpes-de-Haute-Provence, l'Eure-et-Loir, le Gers, l'Ille-et-Vilaine, l'Indre, le Jura, le Maine-et-Loire, le Nord, les Vosges et le Territoire de Belfort.

En hausse (plus de 10 % d'augmentation des prélèvements par rapport à la saison précédente) : les Pyrénées-Orientales (+ 60 %), l'Allier (+ 32 %), le Loir-et-Cher (+ 23 %), les Bouches-du-Rhône (+ 21 %) et le Haut-Rhin (+ 20 %).

En baisse (plus de 10 % de diminution des prélèvements par rapport à la saison précédente) : le Lot-et-Garonne (– 54 %), le Bas-Rhin (– 34 %), la Seine-et-Marne (– 19 %), l'Aveyron (– 14 %) et l'Essonne (– 12 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 20 têtes lors des deux dernières saisons de chasse ont été retenus.

Progression sur 1 an : + 0,8 %
Progression sur 10 ans : x 1,5
Progression sur 20 ans : x 2,3



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

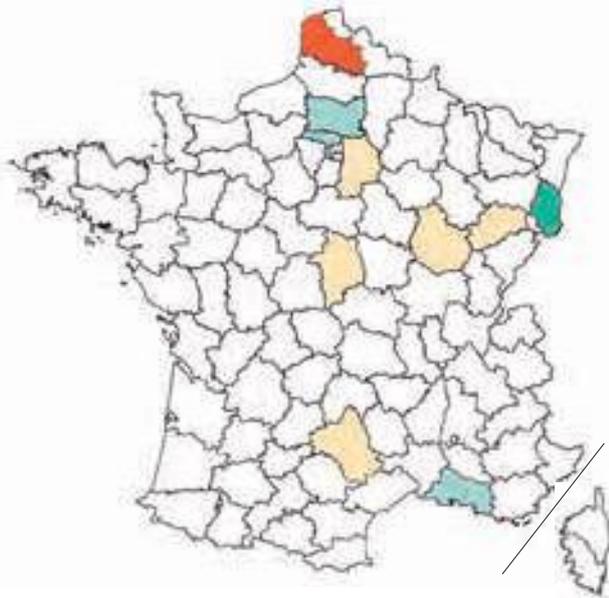
Le cerf sika

Cervus nippon

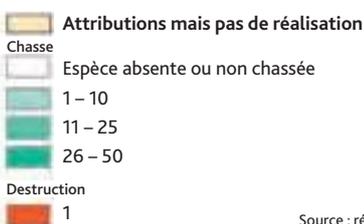


© C. Saint-Andrieux/OFB

Prélèvements départementaux



Prélèvements hors parcs et enclos



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Évolution annuelle des prélèvements nationaux

Les prélèvements sont supérieurs ou égaux à 5 animaux dans deux départements : le Haut-Rhin (44) et le Val-d'Oise (5).



Total réalisations : 53
Prélèvement départemental moyen* : 5
Prélèvement départemental médian* : < 1

* La moyenne et la médiane ont été calculées sur l'ensemble des départements ayant au moins 1 attribution sur cette saison.

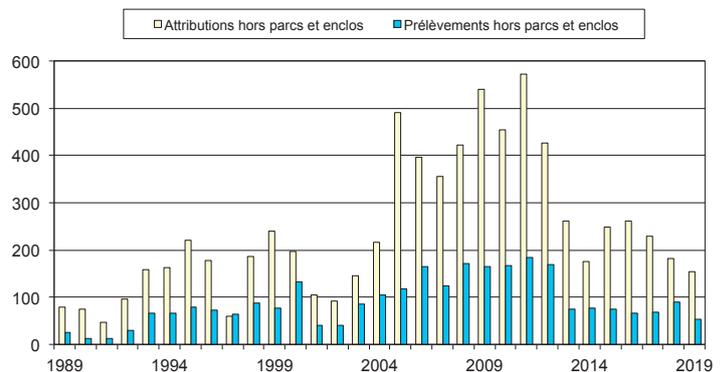
Apparition (par rapport à la saison précédente) : aucun.

Disparition (par rapport à la saison précédente) : l'Aveyron, le Calvados, la Côte-d'Or et l'Isère.

En hausse (par rapport à la saison précédente) : le Haut-Rhin (+ 10 %).

Remarque : pour l'évaluation de ces tendances, seuls les départements pour lesquels les prélèvements étaient supérieurs à 5 têtes ont été retenus.

Progression sur 1 an : – 41,1 %
Progression sur 10 ans : x 0,3
Progression sur 20 ans : x 0,4



Source : réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC.

Pour en savoir plus



Réseau Ongulés sauvages OFB-FNC-FDC
 e-mail : reseau.ongules-sauvages@ofb.gouv.fr

Christine Saint-Andrieux
 OFB
 Au bord du Rhin
 67150 Gerstheim
 Tel : 03 88 98 47 48

Auréli Barboiron
 OFB
 18, rue Principale
 67290 La-Petite-Pierre
 Tel : 03 88 71 41 09



La gestion adaptative : applications

© P.-L. Chapot

▲ Le succès de l'application de la gestion adaptative à la chasse du canard colvert depuis plus de vingt-cinq ans en Amérique du Nord fait référence encore aujourd'hui.

La gestion adaptative est un processus de gestion qui évolue avec l'état et les connaissances du système naturel considéré, par exemple une population. Elle est conduite de manière à développer explicitement les connaissances du système, pour répondre au mieux à sa dynamique et aux objectifs de gestion établis et régulièrement révisés. Si les applications concrètes sont encore peu développées, leur mise en œuvre est possible dans des contextes variés. Cet article en livre quelques exemples.

LÉA BARIOD*,
CHARLOTTE FRANCESIAZ*,
MATTHIEU GUILLEMAIN**,
LÉO BACON**

OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Avifaune migratrice –
*Juvignac, **La Tour du Valat,
Le Sambuc, Arles.

Contact : bariod.lea@orange.fr

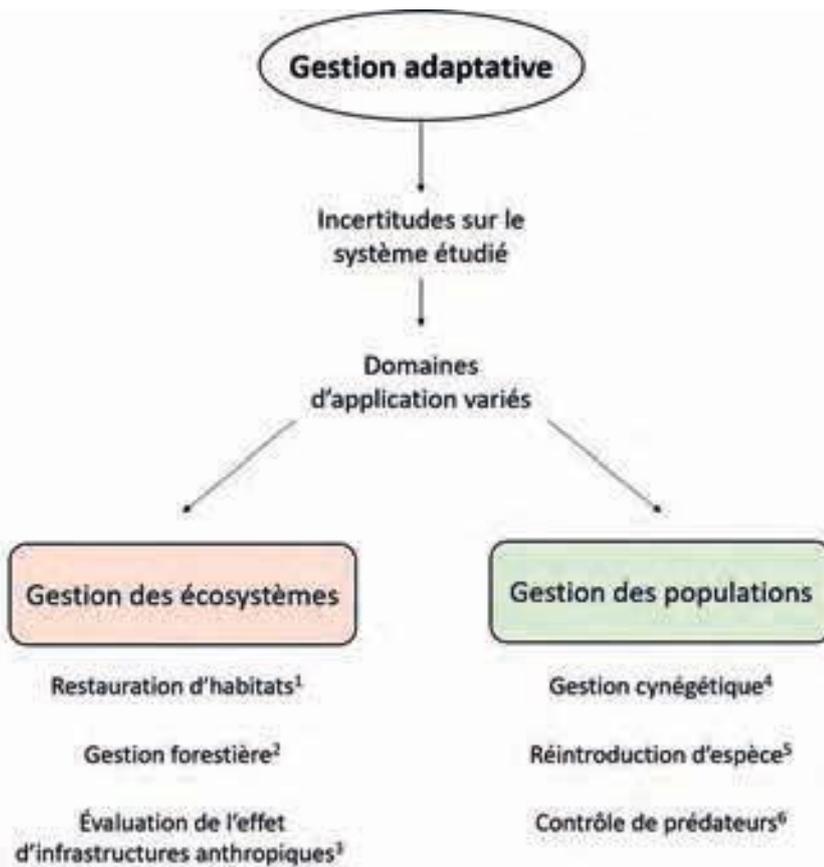
En France, le gouvernement a déployé le 4 juillet 2018 le plan biodiversité, qui prévoit notamment la mise en place d'une gestion adaptative des espèces chassables. Ce projet a pour but d'encadrer de manière concertée et réfléchie l'activité cynégétique, en s'appuyant sur les connaissances scientifiques pour ajuster régulièrement les prélèvements des espèces concernées en fonction de leur état de conservation et de celui de leurs habitats (Stroud *et al.*, 2017 ; Bacon & Guillemain, 2018). À publication de la loi 2019-773 du 24 juillet 2019, la gestion adaptative a ainsi été initiée pour cinq espèces d'oiseaux : la barge à queue noire (*Limosa limosa*), le courlis cendré (*Numenius arquata*), la tourterelle des bois

(*Streptopelia turtur*), le grand tétaras (*Tetrao urogallus*), et le fuligule milouin (*Aythya ferina*).

Bien que mise en place en France uniquement sur des espèces à enjeux cynégétiques pour l'instant, la gestion adaptative s'applique à tous les enjeux écologiques impliquant des conflits d'usage (enjeux sociétaux et/ou économiques) tels que la gestion d'écosystèmes terrestres, le contrôle de la prédation ou encore la réintroduction d'espèces (*schéma*). Elle permet ainsi d'enclencher la gestion d'un système naturel dans un contexte de connaissance imparfaite de celui-ci. Néanmoins, les cas pratiques d'utilisation de cette méthode restent encore rares dans le monde entier.

Gestion cynégétique

La gestion adaptative est une méthode particulièrement reconnue dans le cadre de la gestion cynégétique. L'un des cas les plus documentés est celui de la chasse des oiseaux d'eau en Amérique du Nord (Nichols *et al.*, 2007). S'appuyant sur des modèles mathématiques pour le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), il représente un exemple à grande échelle et sur le long terme (vingt-cinq ans) de collaboration efficace entre acteurs du monde scientifique et gestionnaires, et est toujours d'actualité (Johnson *et al.*, 2015). Partant de ce constat favorable, la méthode a été importée en Europe il y a une dizaine d'années. Elle a dans un premier temps

Schéma La gestion adaptative et ses applications.

¹ Cummings *et al.* (2005) ; ² Bormann *et al.* (2007) ; ³ Cross *et al.* (2011) ; ⁴ Madsen *et al.* (2017) ;
⁵ Armstrong *et al.* (2007) ; ⁶ Innes *et al.* (1999).

été appliquée à la population croissante d'oies à bec court (*Anser brachyrhynchus*) du Svalbard, qui causaient d'importants problèmes (dégâts agricoles, dégradation des toundras) dans les pays du nord de l'Europe (Madsen *et al.*, 2017). Un besoin concret d'actions locales au niveau des lieux de dégâts était nécessaire face à l'émergence de ces conflits avec les activités humaines. Le plan de gestion adaptative de cette espèce a débuté en 2009. Les parties prenantes du projet (agriculteurs, chasseurs, scientifiques, représentants politiques...) se sont accordées sur une taille de population idéale de 60 000 individus, qui permettrait de réduire les dégâts tout en maintenant un statut de conservation favorable de l'espèce et des opportunités cynégétiques. Pour atteindre cet objectif, les prélèvements par la chasse ont été choisis comme action de gestion principale (d'autres alternatives telles que la stérilisation des œufs ou des mesures d'effarouchement auraient pu être retenues). Cependant, il existait à l'époque des incertitudes sur la manière selon laquelle la population d'oies répondrait à l'augmentation des prélèvements par la chasse. Pour affiner les connaissances sur sa dynamique et réduire les incertitudes

écologiques liées à celle-ci, les scientifiques se sont notamment intéressés aux effets des mécanismes de densité-dépendance sur la démographie de l'espèce. Les derniers résultats semblent montrer que la densité de la population affecte peu

son développement. Bien que l'objectif de 60 000 oies ne soit pas encore atteint, le climat de confiance et de cohésion instauré entre les différentes parties prenantes, notamment grâce au processus de concertation, a permis d'initier des programmes de gestion adaptative pour d'autres espèces telles que l'oie des moissons de la taïga (*Anser fabalis fabalis*) ou l'oie cendrée (*Anser anser*) – (Bacon & Guillemain, 2018). Une plateforme européenne de gestion des oies, établie en vertu de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA), a d'ailleurs été mise en place en 2016. Elle vise avant tout à partager les meilleures pratiques de gestion au niveau international pour ces espèces d'oiseaux migrateurs.

Contrôle de la prédation sur des espèces menacées

L'approche adaptative peut également être une alternative d'étude des interactions proies-prédateurs, pour mieux comprendre et combattre les causes de déclin d'une espèce (Hayes *et al.*, 2003). C'est ce que Innes *et al.* (1999) ont montré dans le cadre d'un programme de gestion adaptative du kokako (*Callaeas cinerea wilsoni*) en Nouvelle-Zélande, espèce d'oiseau en déclin dans les forêts primaires non gérées du nord de l'île. Une étude antérieure avait montré une nidification médiocre de l'oiseau, apparemment en raison de la prédation (Innes & Hay, 1995). Pour améliorer les actions de gestion, les scientifiques ont cherché à comprendre dans quelle mesure la présence d'espèces



▲ En Europe, le climat de confiance établi entre les parties prenantes avec la mise au point du plan de gestion adaptative de l'oie à bec court a permis d'initier des programmes de ce type pour d'autres espèces, comme l'oie cendrée.



© R. Bigonneau

▲ L'approche adaptative a permis d'identifier la prédation comme cause principale du déclin du kokako, et d'agir efficacement pour y remédier.

invasives pouvaient influencer le succès reproducteur de l'espèce. En 1988, plusieurs actions de gestion expérimentales ont été développées sur différents sites pour tester l'hypothèse selon laquelle les mammifères introduits (prédateurs et/ou compétiteurs pour la nourriture), principalement l'opossum (*Trichosurus vulpecula*) et le rat (*Rattus rattus*), causaient le déclin des populations de kokakos. Il s'avère qu'une augmentation significative de la production de poussins et de la densité de kokakos adultes dans les populations suivies a été observée à la suite de la réduction des mammifères introduits. Cette approche adaptative a permis aux scientifiques et aux gestionnaires d'identifier la prédation comme cause de déclin principale. Ils ont pu par la suite augmenter les populations de kokako en menant des actions de contrôle des espèces invasives. Finalement, le succès du programme kokako a encouragé une adoption plus générale de la gestion adaptative en Nouvelle-Zélande (e.g. Whitehead et al., 2008).

Programmes de réintroduction

Historiquement, les réintroductions d'espèces ont présenté un faible taux de succès. Il est maintenant reconnu que cette situation résultait souvent d'une mauvaise connaissance des populations concernées et d'une faible capacité à prédire le futur des individus réintroduits. Un socle scientifique plus robuste à ces programmes semblait donc nécessaire, ce que permet la gestion adaptative. En Nouvelle-Zélande, à la suite de l'échec d'un programme de réintroduction d'une espèce d'oiseau endémique, le hihi (*Notiomystis cincta*), un programme de gestion adaptative a été mis en place pour mieux déterminer les conditions nécessaires au succès de sa réintroduction (Armstrong et al., 2007). Les incertitudes portaient principalement sur l'efficacité d'actions de gestion qui pourraient faciliter la réintroduction du mokoai hihi, car les milieux de réintroduction ne permettaient pas, en l'état, le maintien de populations viables. Sur la base du développement de modèles de dynamique des populations, les scientifiques ont pu montrer que certaines opérations (apport de ressources alimentaires, lutte contre les parasites) pouvaient considérablement augmenter le taux de croissance de la population, mais que la persistance de la population réintroduite restait malgré tout fragile. Il a aussi été montré que le taux de croissance de la population était limité par un faible taux de survie des adultes, qui n'était pas influencé par l'apport en nourriture mais associé à une caractéristique du premier site de réintroduction (infection des adultes liée à une forte densité locale de spores d'une espèce de champignon). Le programme de réintroduction du hihi a donc été relocalisé sur trois nouveaux sites, ce qui a permis une croissance soutenue des nouvelles populations. Les résultats de cette étude illustrent comment la gestion adaptative peut être appliquée aux questions de translocation pour faciliter le rétablissement d'espèces. Sans l'évaluation préalable d'actions de gestion propices à l'établissement de l'espèce, cette nouvelle tentative de réintroduction du hihi n'aurait été qu'un échec de plus et n'aurait fourni aucune information utile. Au lieu de cela, l'évaluation des actions de facilitation a permis d'identifier des procédures de gestion efficaces, qui ont été appliquées avec succès à de nouvelles populations réintroduites, et ont permis d'identifier un facteur limitant (présence de spores pathogènes) qui n'avait pas été pris en compte auparavant dans le processus de réintroduction.

Gestion des écosystèmes

Au-delà de l'échelle populationnelle et mono-spécifique, la gestion adaptative peut s'appliquer à des échelles biologiques plus larges telles que les communautés ou les écosystèmes. Le programme de gestion adaptative du barrage du Glen Canyon sur le fleuve Colorado (États-Unis) est un des exemples les plus connus d'utilisation de cette approche pour la gestion d'un écosystème (Cross et al., 2011). La régulation fluviale (via la construction de barrages) représente une altération généralisée du paysage et conduit à des changements dans le régime d'écoulement fluvial, de température et d'apport de sédiments. Il en résulte des discontinuités écologiques importantes telles que la dégradation des habitats, la modification des réseaux trophiques ou encore la facilitation d'établissement d'espèces envahissantes. Dès lors, de plus en plus de mesures de gestion des barrages visent à maintenir l'intégrité physique et écologique des écosystèmes affiliés, notamment avec la mise en place de crues contrôlées. Au barrage du Glen Canyon, des crues expérimentales avaient été mises en place avec des objectifs de restauration des écosystèmes, de redistribution des sédiments des affluents pour la formation de bancs de sable à des fins récréatives, et de maintien de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Cependant, il existait de nombreuses incertitudes liées aux potentiels bénéfiques ou nuisances de ces crues sur la structuration des réseaux trophiques fluviaux. Une étude d'impact en aval du barrage a permis de montrer que les crues favorisaient le risque d'invasion des écosystèmes jusqu'ici tamponnés par la disponibilité des ressources alimentaires (Cross et al., 2011). Ces résultats sont apparus comme



© R. Bigonneau

▲ La réintroduction réussie du hihi en Nouvelle-Zélande illustre comment la gestion adaptative peut être appliquée pour faciliter le rétablissement d'espèces.

contre-intuitifs, car ils démontraient l'effet délétère des crues sur les écosystèmes. Cela souligne la valeur d'une analyse détaillée du réseau trophique pour soutenir la prise de décision dans un cadre de gestion adaptative. Cette acquisition de connaissance offre une meilleure compréhension de l'impact des crues artificielles, qui pourra être prise en compte pour de futurs plans de gestion des crues dans un cadre de restauration des écosystèmes fluviaux.

Remerciements

Nous remercions Pierre-Lou Chapot, Rémi Bigonneau et Nicolas Poulet pour leurs photos d'illustration.



© N. Poulet/OiB

▲ Aux États-Unis, la gestion adaptative du barrage du Glen Canyon a permis de mesurer l'impact des crues sur la production de truites arc-en-ciel et sur les réseaux trophiques.

Conclusion

La gestion adaptative est une méthode de gestion reconnue pour la conservation de la biodiversité. Les mises en pratiques s'avèrent variées : écosystèmes altérés par les activités humaines, programmes de réintroduction ou encore de gestion cynégétique. Toutes ces applications montrent que même si la mise en place de la gestion adaptative peut paraître complexe (Bacon & Guillemain, 2018), les avantages en termes d'amélioration des connaissances,

de cohésion des parties prenantes ou de réponses aux objectifs de gestion en font une approche prometteuse. Néanmoins, négliger certains des éléments inhérents à la théorie de la gestion adaptative peut produire une méthode de gestion inefficace. L'absence de processus de concertation, le manque d'implication et d'initiative des parties prenantes, la conduite précipitée des travaux scientifiques ou l'intégration d'objectifs politiques sont autant d'éléments qui peuvent restreindre

le potentiel de gestion de cette méthode (Allen & Garmestani, 2015). Dès lors, il apparaît que la mise en place de cette méthode ne devrait pas répondre à des objectifs établis dans l'urgence ou à court terme. Au contraire, la gestion adaptative semble porter ses fruits lorsque sa mise en place et son développement se font sur le temps long, et qu'elle peut être envisagée dans une large gamme de situations. ●

Bibliographie

- ▶ Allen, C. & Garmestani, A. 2015. Adaptive management. In: Allen, C. & Garmestani, A. (eds). *Adaptive Management of Social-Ecological Systems*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9682-8_1
- ▶ Armstrong, D.P., Castro, I. & Griffiths, R. 2007. Using adaptive management to determine requirements of re-introduced populations: the case of the New Zealand hihi. *Journal of Applied Ecology* 44: 953-962. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01320.x>
- ▶ Bacon, L. & Guillemain, M. 2018. La gestion adaptative des prélèvements cynégétiques. *Faune sauvage* n° 320 : 4-9.
- ▶ Bormann, B.T., Haynes, R.W. & Martin, J.R. 2007. Adaptive management of forest ecosystems: Did some rubber hit the road? *BioScience* 57: 186-191. <https://doi.org/10.1641/B570213>
- ▶ Cross, W.F., Baxter, C.V., Donner, K.C. *et al.* 2011. Ecosystem ecology meets adaptive management: Food web response to a controlled flood on the Colorado River, Glen Canyon. *Ecol. Appl.* 21: 2016-2033. <https://doi.org/10.1890/10-1719.1>
- ▶ Cummings, J., Reid, N., Davies, I. & Grant, C. 2005. Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. *J. Appl. Ecol.* 42: 160-170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01003.x>
- ▶ Hayes, R.D., Farnell, R., Ward, R.M.P. *et al.* 2003. Experimental reduction of wolves in the yukon: Ungulate responses and management implications. *Wildlife Monographs* 152: 1-35.
- ▶ Innes, J. & Hay, R. 1995. The nesting of the North Island kokako (*Callaeas cinerea wilsoni*) – review of accounts from 1880 to 1989. *Notornis* 42: 79-93.
- ▶ Innes, J., Hay, R., Flux, I. *et al.* 1999. Successful recovery of North Island kokako *Callaeas cinerea wilsoni* populations, by adaptive management. *Biological Conservation* 87: 201-214. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00053-6)
- ▶ Johnson, F., Boomer, G., Williams, B., *et al.* 2015. Multilevel learning in the adaptive management of waterfowl harvests: 20 years and counting. *Wildlife Society Bulletin* 39(1): 9-19. <https://doi.org/10.1002/wsb.518>
- ▶ Madsen, J., Williams, J.H., Johnson, F.A. *et al.* 2017. Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: The case of the Svalbard pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. *Ambio* 46: 275-289. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0888-0>
- ▶ Nichols, J.D., Runge, M.C., Johnson, F.A. & Williams, B.K. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: A brief history and future prospects. *J. Ornithol.* 148: 343-349. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0256-8>
- ▶ Stroud, D.A., Madsen, J. & Fox, A.D. 2017. Key actions towards the sustainable management of European geese. *Ambio* 46: 328-338. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0903-0>
- ▶ Whitehead, A.L., Edge, K-A., Smart, A.F. *et al.* 2008. Large scale predator control improves the productivity of a rare New Zealand riverine duck. *Biol. Conserv.* 141(11): 2784-2794. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.013>



Les pécaris à lèvres blanches en Guyane : mais où vont-ils ?

▲ Le pécaric à lèvres blanches est un animal très social, vivant en grandes troupes avec une forte cohésion.

Le pécaric à lèvres blanches est un hôte bien connu de la forêt guyanaise. Et pourtant, beaucoup de mystères restent encore à élucider sur ses mœurs. Chez cette espèce hypersociale en milieu forestier dense, ce qui n'est pas commun, les populations subissent des cycles d'abondance très marqués, phénomène également peu courant pour un animal de cette taille. Alors ? Est-il migrateur ? nomade ? grand voyageur ? sur-chassé ? ou victime de maladies ? Des éléments de réponse sont apportés en Guyane à la fois par des suivis télémétriques rapprochés, un réseau de suivi à l'échelle du département et un réseau d'experts internationaux.

Une espèce clé pour les hommes et la forêt

Qualifiés de « hippies de la forêt » par la spécialiste brésilienne de l'espèce A. Keuroghlian, les pécaris à lèvres blanches ne font rien comme les autres. Comptant parmi les plus grandes espèces rencontrées dans ce milieu forestier très dense, ils vivent en troupes pouvant atteindre 300 individus, ce qui est une vie sociale habituellement caractéristique des grands milieux ouverts. Si des sous-groupes peuvent se former, les liens sociaux et les interactions sont forts au

sein des unités. En se déplaçant pour chercher leur nourriture sur d'immenses zones, ces grands groupes jouent un rôle écologique majeur dans le fonctionnement de l'écosystème : ils retournent la terre, piétinent et arrachent les plantules, consomment des quantités de graines, créent des souilles dans lesquelles les amphibiens se reproduisent... Par ailleurs, ils représentent une proie de base pour les grands prédateurs, jaguar et puma. « Hippies » peut-être, mais ils sont également qualifiés par les écologues d'« ingénieurs des écosystèmes » et d'« architectes des paysages » !

CÉCILE RICHARD-HANSEN¹,
RACHEL BERZINS^{2*}, LAETITIA PROUX^{2**},
MATTHIS PETIT^{2***}, ONDINE RUX²,
LUC CLÉMENT^{2,3****}

¹OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Petite faune sédentaire et espèces Outre-mer, UMR EcoFog – Juvignac.

²OFB, Direction des Outre-mer, Unité technique connaissance Guyane – Kourou.

³Parc amazonien de Guyane, Rémire-Montjoly. Actuellement :

*Parc national du Mercantour – Nice ;

**CIRAD – Kourou ;

***OFB, Direction régionale Occitanie – Grabels ;

****Association Cistude Nature – Le Haillan.

Contact : cecile.richard-hansen@ofb.gouv.fr

Qu'ils l'appellent tayau, pëinëkë, tadzau, pinjio, pakih ou pingo, les peuples autochtones connaissent depuis toujours cet animal à la présence imprévisible, qui pullule un jour et disparaît ensuite pendant des mois, voire des années. Des cérémonies et rituels punissent celui qui a « trop » chassé, ou invoquent le retour de l'espèce dans la zone de chasse du village. Car c'est une des sources majeures de protéines animales pour les populations tirant traditionnellement leur subsistance de la forêt. En période d'abondance, près de 45 % des proies mammifères tuées sont des « kochons

bwas », nom créole local du pécarì à lèvres blanches (Richard-Hansen *et al.*, 2014 – *figure 1A*). Lorsqu'il est présent, ses grandes troupes bruyantes et odorantes sont facilement repérables, et son comportement grégaire et agressif (Nogueira *et al.*, 2017) facilite la prise de nombreux individus à la fois, le tableau de chasse pouvant atteindre plusieurs dizaines d'animaux par troupe. On en mange alors couramment dans les restaurants de la ville. Puis s'ensuivent de longues périodes où les rencontres se font rares, voire nulles. Ont-ils été décimés ? Se sont-ils réfugiés dans des zones lointaines ? Quand et comment reviennent-ils ?

C'est pour avancer dans la compréhension de ces questions qu'un programme d'étude a été initié en Guyane en collaboration avec le Parc amazonien de Guyane (PAG), le Centre national des études spatiales (CNES) et la Réserve naturelle nationale du Mont Grand Matoury (RNNMGM).

Un modèle et un milieu d'étude difficiles

Ce n'est pas sans raison que l'écologie du pécarì à lèvres blanches est mal connue : le milieu difficile de la forêt dense tropicale et l'imprévisibilité de sa présence rendent son étude plutôt ardue. Les observations de l'espèce sont consignées dans les suivis généraux de faune forestière mis en place depuis plusieurs années à l'échelle du département. Explorer des zones lointaines, souvent atteignables uniquement en hélicoptère ou après de longues heures de pirogue, nécessite de gros investissements financiers et humains. Ces suivis ne sont donc pas facilement répétables comme peuvent l'être ceux d'espèces de métropole. Pendant des années, de gros programmes en collaborations interservices (ONF, PAG, DEAL, RNN) ont permis de sillonner le territoire et de documenter sa présence. Cependant, vu son échelle spatiale de vie, une absence locale d'observations n'est bien souvent que temporaire, d'où une grande variabilité des indices de présence.

Pour mieux connaître les déplacements des pécaris, un programme dédié de suivi par colliers GPS a été initié. Mais là encore, le milieu forestier fait loi et impose ses limites à des systèmes qui fonctionnent parfaitement ailleurs.

Premier problème, la capture : la méthode classique d'enclos-pièges ou cages-pièges fonctionne, mais encore faut-il que ces grands voyageurs passent assez souvent dans les zones choisies (de 0 à 15 passages dans l'année 2019 selon le site de capture), et que la rouille ou le



▲ Pécaris à lèvres blanches capturés dans un enclos et anesthésié (au premier plan), en collaboration avec la RNN du Mont Grand Matoury.

pourrissement des structures en bois dans les bas-fonds inondés n'aient pas eu raison des pièges entre-temps... Malgré ces difficultés, plus de 40 animaux ont été capturés sur les deux sites d'étude, à l'occasion d'une dizaine de captures réparties sur quatre années de piégeage quasi continu. Formant lors des déplacements des groupes cohésifs, les pécaris entrent nombreux dans un piège. Les animaux choisis sont alors anesthésiés grâce à un fusil hypodermique, sous le contrôle d'un vétérinaire.

Deuxième challenge : le pécarì n'a pas de cou pour faire tenir le collier ! Quelques-uns tomberont ainsi rapidement avant d'avoir rempli leur rôle. Finalement, 15 animaux relâchés après avoir été équipés rejoindront leurs troupes, comme en témoignent des photographies automatiques ultérieures. Cependant, la majorité des colliers cessera d'envoyer les localisations GPS au bout de quelques semaines, alors qu'ils étaient prévus pour se détacher automatiquement après un an de fonctionnement.

Des avancées dans les connaissances

Des cycles de populations dans toute l'Amazonie

Les « disparitions » de populations du pécarì à lèvres blanches sont rapportées dans toute son aire de répartition (18 pays d'Amérique centrale et latine). Dans la plupart des cas, les témoignages proviennent d'une zone donnée (réserve, zone d'étude) et rapportent que les populations

se sont effondrées plus ou moins rapidement, avec parfois un retour de l'espèce après plusieurs années. Notre étude, basée sur plus de 10 années de suivi d'abondance en Guyane, a pour la première fois pu quantifier ce phénomène à plus grande échelle (Richard-Hansen *et al.*, 2014). Les indicateurs de suivi montrent une phase d'effondrement de l'abondance, à la fois dans les observations directes quantifiées par des indices kilométriques d'abondance (IKA) et via des indicateurs cynégétiques rapportant la proportion de l'espèce dans les tableaux de chasse, obtenus par des enquêtes systématiques auprès de chasseurs volontaires (*figures 1A et 1B*). En 2009, les observations et les chasses de pécaris étaient devenues vraiment exceptionnelles. Ces deux méthodes sont appliquées dans de nombreux sites d'études répartis à travers tout le département, montrant un phénomène spatialement très étendu, bien en dehors des zones chassées. Ainsi, aucune observation de pécaris à lèvres blanches n'a été faite dans les réserves naturelles nationales (RNN) des Nouragues et de la Trinité pendant plus de 10 ans, alors qu'ils y étaient fréquents auparavant. Cela questionne donc les premières interprétations des effondrements de populations, qui étaient généralement attribuées à de la surchasse pour l'essentiel.

Un retour programmé ?

Après la chute, on assiste à un début de renouveau apparent de l'espèce dans le territoire. Les observations occasionnelles, les indices d'abondance et les prises de chasse recommencent à augmenter à partir des années 2010 (*figures 1A et 1B*).

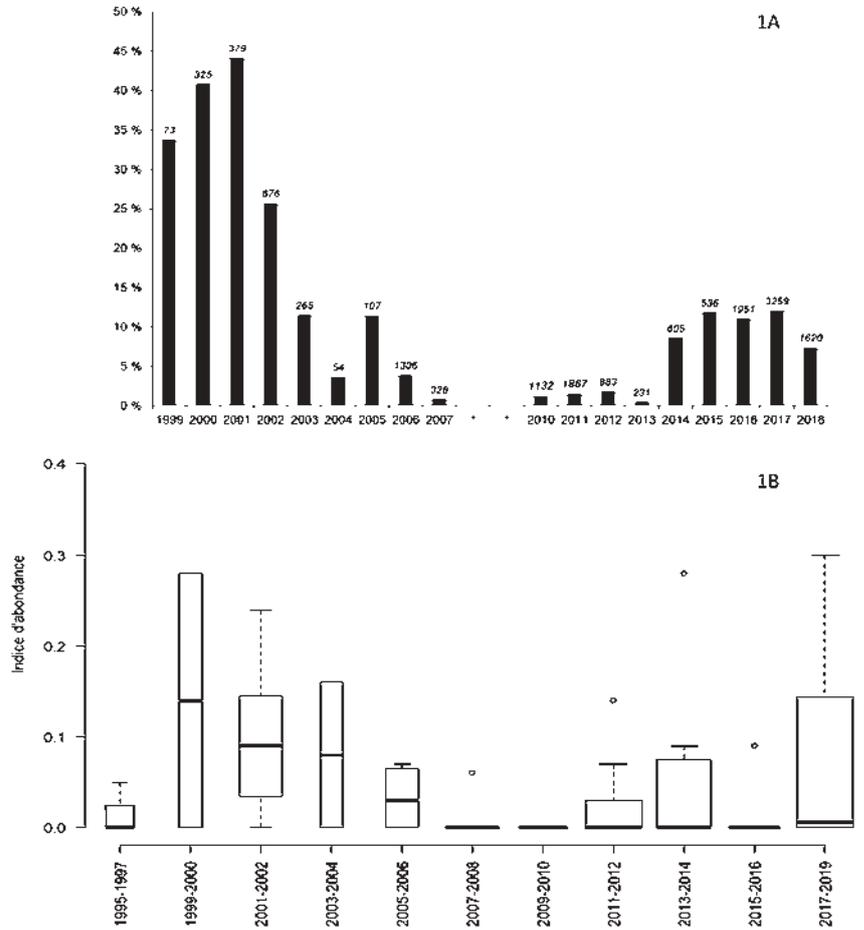
Coordonner les informations en réseau permet de percevoir un peu mieux l'échelle spatiale de la problématique : ainsi, en 2018, les gestionnaires des RNN des Nouragues et de la Trinité signalent à peu de temps d'intervalle des observations de pécaris sur leurs territoires, après environ 16 années d'absence (Richard-Hansen *et al.*, 2018). À plus large échelle, les chercheurs du *Peccary Specialist Group* se concertent également pour avoir une vue d'ensemble de ces dynamiques de populations au niveau du continent. Tout semble indiquer une cyclicité de l'ordre de 10-15 ans. Alors ? Que leur arrive-t-il ? Des observations occasionnelles de grands troupeaux semblant effectuer des déplacements importants ont parfois accrédité la thèse de la migration, mais peu d'études étaient là pour la documenter vraiment. Depuis quelques années, grâce aux progrès des techniques de suivi en particulier, alliés au constat de menace pesant sur l'espèce en général (classée NT, VU...), les études commencent à éclairer certains aspects.

Une certaine stabilité malgré tout

Les premières hypothèses parlaient d'espèce migratrice, ou même nomade, mais les premiers suivis par radio-tracking révélèrent l'utilisation d'un grand domaine vital (200 km² pour les premières estimations, au nord du Brésil). Vu l'échelle de ce territoire, ce n'est cependant qu'avec l'arrivée de la technologie GPS sur colliers que les études peuvent documenter vraiment le comportement spatial des pécaris à lèvres blanches. En Guyane, malgré les vicissitudes de capture et de dysfonctionnement du matériel, l'occupation de l'espace par plusieurs animaux

Figure 1 Suivi à long terme de l'abondance des pécaris à lèvres blanches en Guyane par deux indices complémentaires.

1A- Proportion de pécaris à lèvres blanches par rapport à l'ensemble des mammifères prélevés par la chasse. Le nombre de sorties de chasse sur lequel est calculée la proportion est indiqué au-dessus de chaque barre.
1B- Indices d'abondance (nombre d'observations par 10 km) relevés dans l'ensemble des sites suivis au cours des diverses années.



appartenant à deux troupes sur deux terrains d'étude différents a pu être mieux connue. Les suivis les plus complets ont totalisé respectivement 6 et 8 mois consécutifs, les autres ayant été précocement

interrompus par des pannes de matériel, mais venant compléter le jeu de données. Les GPS étaient réglés pour faire un point toutes les deux ou trois heures selon les animaux. Ainsi, entre 2 et 4 320 localisations ont été répertoriées par animal sur les 15 suivis. La surface totale cumulée utilisée est stabilisée au bout de 3 à 4 mois, permettant de considérer que les suivis donnent une image correcte du domaine annuel.

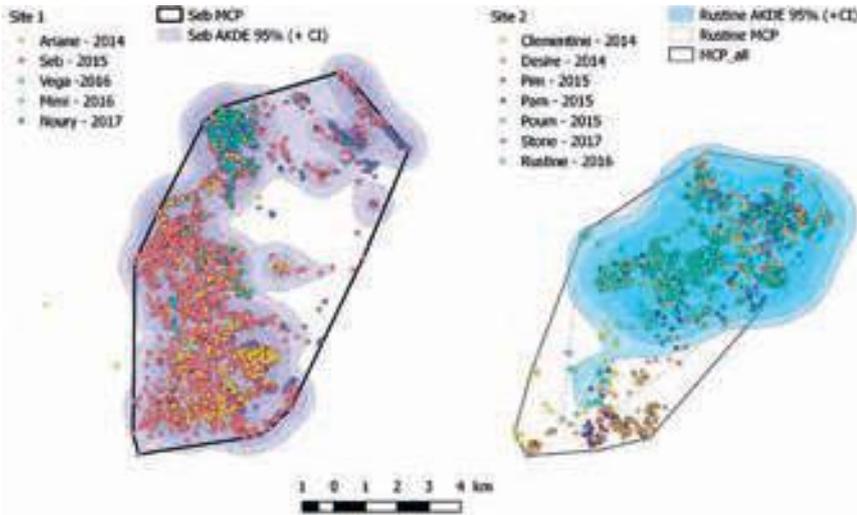
Sur les deux terrains d'étude, la taille globale du domaine vital a été estimée respectivement à 55 et 70 km², si on considère l'enveloppe globale de l'aire utilisée (polygone convexe minimum, *figure 2*¹) – (Richard-Hansen *et al.*, 2019). Si on ne considère que les zones véritablement utilisées (méthode du Kernel auto-corrélé ou AKDE), la surface des zones avec plus de 95 % de probabilité de présence est de respectivement 34 et 49 km². Les zones de cœur de domaine



▲ Capture d'un pécaris à lèvres blanches sur le Centre spatial guyanais, pose du collier GPS et prise de mesures morphométriques et d'échantillons biologiques.

1. Les illustrations cartographiques ne sont volontairement pas trop explicites afin de préserver du brayonnage cette espèce sensible.

Figure 2 Localisations de tous les pécaris à lèvres blanches suivis dans chaque groupe étudié, sur les deux sites d'étude. Le polygone convexe minimum (MCP) de l'animal suivi le plus longtemps dans chaque groupe est indiqué, ainsi que la probabilité de présence dans ce domaine (AKDE 95 %) – (Seb sur le site 1 et Rustine sur le site 2).



(50 % des localisations, AKDE) représentent 7,7 et 12 km².

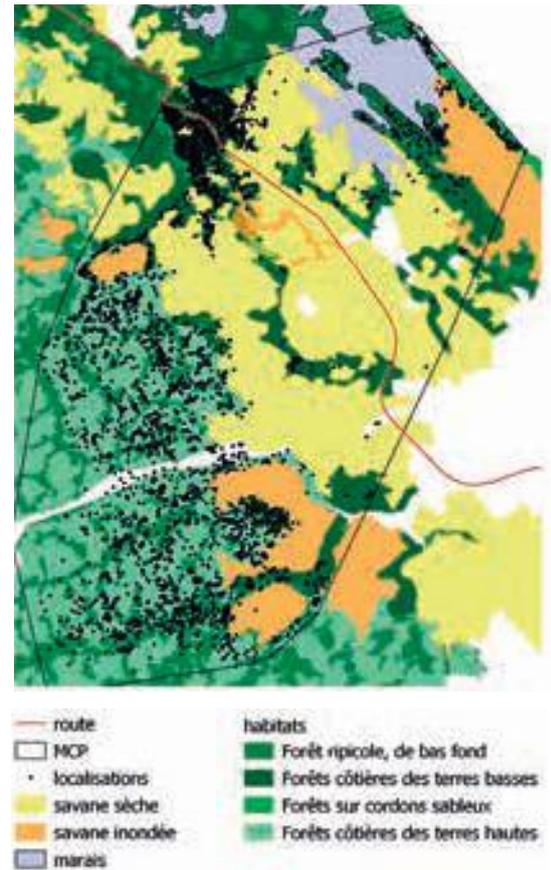
Dans la zone du Centre spatial Guyanais (CSG), plusieurs animaux équipés pendant des années successives dans la même troupe ont montré la stabilité inter-annuelle de l'espace utilisé par l'ensemble de ce groupe au long des 4 années d'étude (figure 2). Aucune différence notable n'a été notée non plus dans l'occupation de l'espace entre la saison sèche et la saison des pluies : les domaines saisonniers se recouvrent presque intégralement (Richard-Hansen *et al.*, 2019). Il est probable qu'une différence d'utilisation des micro-habitats existe à l'intérieur du domaine, mais qui ne se traduit pas par un changement global de l'espace utilisé en fonction des saisons, contrairement à ce qui a pu être observé chez cette espèce dans d'autres milieux. En Amérique centrale par exemple, l'eau est une ressource limitante qui induit une variation saisonnière de l'utilisation de l'espace (Reynahurtado *et al.*, 2012). Ailleurs, comme dans le Pantanal brésilien, la variabilité spatiale de la ressource en fruits est également à l'origine de mouvements plus importants (Keuroghlian *et al.*, 2009).

Utilisation de l'habitat : l'importance des corridors forestiers

La différence entre la surface globale des polygones d'occurrence et l'aire effectivement utilisée s'explique par la présence de savanes dans nos zones d'étude (figure 3). Une analyse rapide montre que ces espaces ouverts sont clairement évités par les animaux, qui favorisent la forêt et particulièrement celle de type « forêt côtière des terres basses » : ne représentant que 13 % du territoire, environ

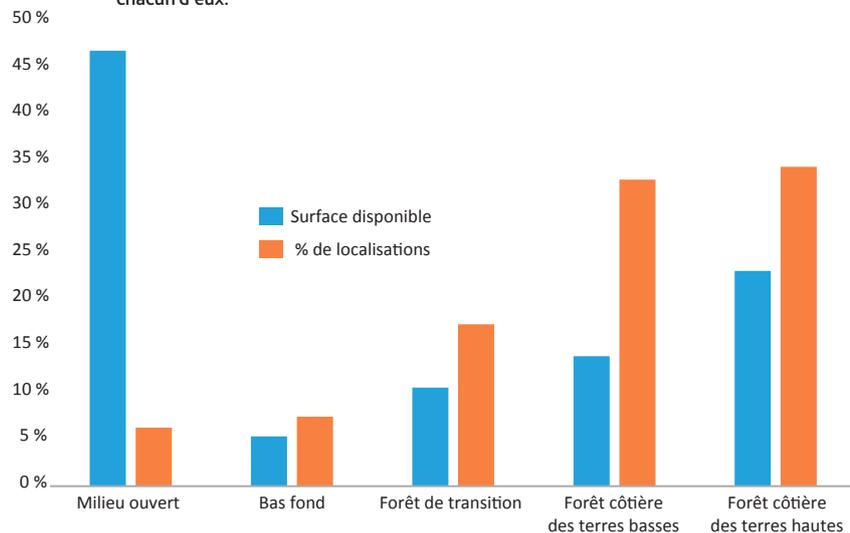
33 % des localisations y sont situées, soit plus qu'une fréquentation due au seul hasard (figure 4). En particulier, notre étude a démontré l'importance des petits cordons forestiers dans ce type d'environnement (Richard-Hansen *et al.*, 2017, 2019). Ces zones se développent sur des anciens cheniers (sortes d'anciens cordons dunaires) et abritent une forêt assez basse mais probablement nourricière, car riche en palmiers pourvoyeurs de graines en abondance (palmiers bêche *Mauritia flexuosa*, awaras *Astrocaryum vulgare*). Les graines de ces derniers constituent d'ailleurs l'appât utilisé dans nos cages de capture. Plus généralement, ces résultats montrent comment des cheminements par des cordons forestiers parfois très étroits permettent la jonction de diverses parties du domaine vital, et comment le passage obligé par des zones ouvertes,

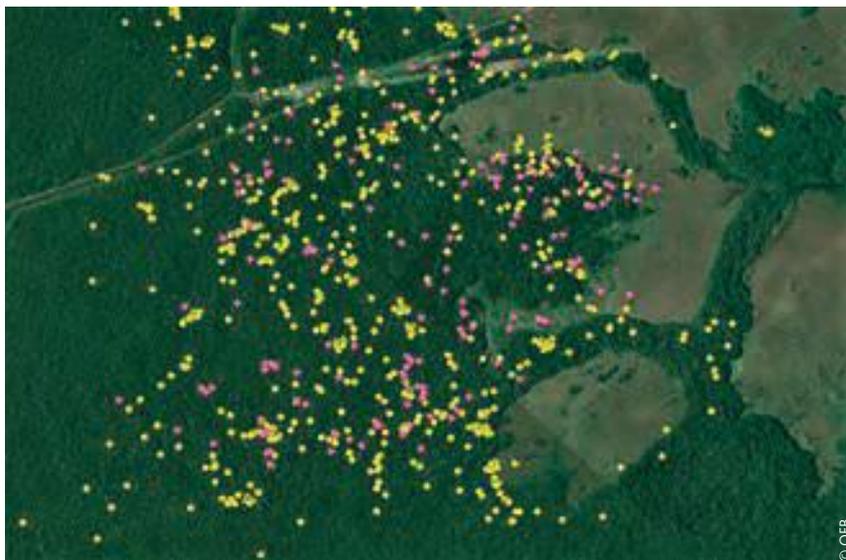
Figure 3 Utilisation des différents habitats et des corridors forestiers.



entre deux zones forestières, se fait préférentiellement là où la distance à parcourir en milieu ouvert est la plus courte. Et cela prend toute son importance dans le cadre de projets d'aménagement du territoire ou de trame verte et bleue. La destruction d'une part de forêt pouvant paraître insignifiante peut ainsi avoir des conséquences beaucoup plus importantes sur la survie du groupe.

Figure 4 Proportion des divers types d'habitats dans chaque domaine (polygone convexe) en comparaison avec la proportion des localisations de pécaris à lèvres blanches dans chacun d'eux.





▲ Utilisation des corridors forestiers : photo satellite avec localisations des pécaris.

Explorer son domaine : alternance entre déplacements locaux et directionnels

Les stratégies de déplacement ont également commencé à être examinées dans la mesure des données disponibles, encore fragmentaires (Richard-Hansen *et al.*, 2019). Les pécaris à lèvres blanches peuvent parcourir de 3,6 à 8,3 km par jour, et en moyenne de 2 à 4,2 km selon les animaux. Les distances journalières parcourues sont plus élevées en saison des pluies qu'en saison sèche (3,6 vs 2,4 km/jour). Cependant, de grandes distances journalières sont relativement rares (seulement 4 fois pour chacun des deux animaux suivis plus de 6 mois). Lors de ces journées, le mouvement apparaît plus directionnel et les animaux traversent leur domaine quasi intégralement en deux ou trois jours, se retrouvant à 6-9 km à vol d'oiseau de leur point de départ. Le reste du temps, les déplacements sont plus localisés et les animaux restent à 1,5 - 2 km de leur localisation de la veille. Lors des déplacements directionnels, les ruisseaux semblent servir de repères ou de voies de déplacement.

Une dynamique des populations qui reste à comprendre

La troupe présente au CSG a pu être estimée à plus de 200 individus lors d'une traversée de la route, qui a été filmée. Il est probable que la troupe se sépare régulièrement en sous-unités, comme c'est le cas au Pantanal brésilien. Ces recherches ont également mis en évidence le système reproducteur de type très « libértaire » de l'espèce : tous les individus d'une troupe se reproduisent, les multi-paternités sont

la règle, les deux sexes dispersent de leur troupe natale (Biondo *et al.*, 2011 ; Maciel *et al.*, 2019). Nos résultats en Guyane montrent pour l'instant une certaine stabilité sociale et spatiale, des déplacements d'amplitude faible à moyenne pour l'espèce, mais pas de grands déplacements de type migratoire ou disperseur qui expliqueraient ses absences prolongées. Une hypothèse explicative porte sur la réduction des populations en relation avec des maladies, par exemple affectant le succès reproducteur. En effet, l'espèce est notamment porteuse de leptospirose, qui est connue pour causer avortements et baisse de fertilité chez les suidés voisins (Freitas *et al.*, 2010). Cela pourrait expliquer la baisse progressive des populations, liée à un vieillissement général et à un défaut de renouvellement, suivie par un recouvrement et une dispersion progressive des groupes résistants qui recolonisent le territoire. De fait, la phase de « retour » en Guyane s'accompagnait d'observations de très nombreux juvéniles.

Nouvelles technologies : espoirs et limites

La génétique des populations pourrait apporter des éléments de réponse. Si la diversité génétique diminue entre deux cycles d'abondance, cela pourrait montrer le passage par des réductions de populations. Au Brésil, les études montrent une diversité génétique assez basse et des échanges entre populations pouvant dépasser 180 km (Biondo *et al.*, 2011 ; Maciel *et al.*, 2019). Les recolonisations de zones isolées ou fragmentées sont possibles et documentées, mais suffiraient-elles à expliquer les fluctuations massives

régulièrement observées ? Une étude dans ce sens a été initiée en collaboration avec les spécialistes de la génétique des populations de l'espèce, au Brésil, mais les résultats ne sont pas encore disponibles. Des suivis plus extensifs pourraient aussi éclairer sur des possibilités de dispersions occasionnelles à longue distance, à défaut d'être systématiques. Mais à l'heure actuelle, les limites résident dans le faible nombre d'opportunités de captures, au vu du peu de moyens investis dans cette problématique et des limites de la technologie en conditions tropicales (cf. *supra*).

Conclusion

Probablement aidé en Guyane par les grandes superficies de forêts inaccessibles à la chasse et au développement intensif, le pécaris à lèvres blanches est cependant menacé actuellement à une échelle plus grande. Son aire de présence s'est drastiquement réduite en Amérique centrale, où il est aujourd'hui fortement menacé (Thornton *et al.*, 2020). Dans d'autres zones de présence, il est en compétition avec des espèces introduites (Pantanal brésilien) ou sous le joug de la fragmentation importante de la forêt (forêt atlantique), ou simplement de la déforestation (Keuroghlian *et al.*, 2015). Son déclin généralisé (Altrichter *et al.*, 2012) va de pair avec des altérations de l'écosystème forestier dans son ensemble, impactant également les hommes qui y vivent (Foster *et al.*, 2016). Ces répercussions concernent les populations tirant subsistance de la forêt, mais également les plus urbaines : la recrudescence des attaques de jaguar sur du bétail ou des chiens, par exemple, pourrait être en relation avec le déclin de ses proies naturelles, et tout particulièrement le kochon bwa (Azevedo & Conforti, 2008).

Si les fortes baisses de populations observées chez cette espèce semblent ne pas être toujours dues directement à une pression de chasse excessive, il apparaît que ses particularités écologiques la rendent particulièrement vulnérable aux modifications de son environnement et aux pressions anthropiques. On peut cependant remarquer que les deux troupes étudiées ici, qui semblent avoir perduré même pendant la période de crash de population généralisé en Guyane, vivent sur des sites particulièrement proches de zones à forte présence humaine : l'une est située entre deux pas-de-tirs de fusées spatiales, l'autre entre la capitale et l'aéroport international. Mais ces deux zones ont en commun un environnement localement préservé, une interdiction de

chasse, et une connexion maintenue avec le reste du bloc forestier.

Il paraît essentiel de pouvoir suivre l'évolution des populations de pécaris de manière régulière et pérenne pour pouvoir adapter au mieux la gestion et les prélèvements, particulièrement en périodes de minima d'abondance et de renouveau de croissance de population. La chasse sans restriction en période sensible, ou dès la réapparition de l'espèce dans un territoire, peut pousser l'espèce à l'extinction locale, comme cela a été constaté dans certaines régions.

Remerciements

Nous remercions toutes les personnes qui ont participé aux différentes phases de cette étude. Nous pensons particulièrement à Thomas Denis, Gaëlle Jaouen, Sébastien Duval, Fanny Petiteau, Laurent Gaillard, Candido Ferreira, Hadrien Lalagüe, Bertrand Goguillon, Raphaëlle Rinaldo, les agents du Parc amazonien de Guyane, Jennifer Devillechabrolle, Luc Ackerman et Thibaut Foch, les conservateurs des RNN des Nouragues, de la Trinité



▲ Il paraît essentiel de pouvoir suivre l'évolution des populations de pécaris de manière régulière et pérenne pour pouvoir adapter au mieux la gestion et les prélèvements.

et du Mont Grand Matoury (cogérée par l'ONF et la mairie de Matoury), ainsi que les agents de ces réserves, Cyril Abelard, Stephan Icho, Morgane Héroult en particulier. Merci au centre de soins « SOS faune sauvage » et au zoo de Guyane pour

son appui vétérinaire lors des captures, et plus particulièrement à Olivier Bongard. Merci également aux chasseurs pour leur importante collaboration. Cette étude a été financée par des fonds européens BEST, du CNES, de l'ex-ONCFS et du PAG. ●

Bibliographie

- ▶ Altrichter, M., Taber, A., Beck, H. *et al.* 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx* 46(1) : 87-98. <https://doi.org/10.1017/S0030605311000421>
- ▶ Azevedo, F.C.C. de & Conforti, V.A. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: Toward conservation issues. *Mammalia* 72: 82-88.
- ▶ Biondo, C., Keuroghlian, A., Gongora, J. & Miyaki, C.Y. 2011. Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. *Journal of Mammalogy* 92(2): 267-274. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-174.1>
- ▶ Foster, R., Harmsen, B., Macdonald, D. *et al.* 2016. Wild meat: A shared resource amongst people and predators. *Oryx* 50(1): 63-75. <https://doi.org/10.1017/S003060531400060X>
- ▶ Freitas, T.P.T. de, Keuroghlian, A., Eaton, D.P. *et al.* 2010. Prevalence of *Leptospira interrogans* antibodies in free-ranging *Tayassu pecari* of the Southern Pantanal, Brazil, an ecosystem where wildlife and cattle interact. *Tropical Animal Health and Production* 42: 1695-1703. <https://doi.org/10.1007/s11250-010-9622-2>
- ▶ Keuroghlian, A., Eaton, D.P. & Desbiez A.L.J. 2009. The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian pantanal. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 1(4): 087-097.
- ▶ Keuroghlian, A., Santos, M.C.A. & Eaton, D.P. 2015. The effects of deforestation on white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) home range in the southern Pantanal. *Mammalia* 79(4): 491-497. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0094>
- ▶ Maciel, F. de G., Rufo, D.A., Keuroghlian, A. *et al.* 2019. Genetic diversity and population structure of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in the Pantanal, Cerrado and Atlantic Forest from Brazil. *Mammalian Biology* 95: 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.001>
- ▶ Nogueira, S.S.C., Reis, A.M., Marsaro, S.G. *et al.* 2017. The defensive behavioral patterns of captive white-lipped and collared peccary (Mammalia, Tayassuidae): An approach for conservation of the species. *Acta ethologica* 20: 127-136. <https://doi.org/10.1007/s10211-017-0256-5>
- ▶ Reyna-Hurtado, R., Chapman, C.A., Calme, S. & Pedersen, E.J. 2012. Searching in heterogeneous and limiting environments: Foraging strategies of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Journal of mammalogy* 93(1): 124-133. <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-384.1>
- ▶ Richard-Hansen, C., Ackermann, L., Berzins, R. *et al.* 2018. The return of white-lipped peccaries in two main protected areas of French Guiana: Update and insights into an uncommon population dynamics. *Suiform Soundings* 17(1): 37-40.
- ▶ Richard-Hansen, C., Berzins, R., Petit, M. *et al.* 2017. Use of corridors and fragmented landscapes by white-lipped peccaries in French Guiana. In: *54th annual meeting of the association for tropical biology and conservation, Merida, Yucatan, Mexico, 9-14 July 2017* (271). ATBC.
- ▶ Richard-Hansen, C., Berzins, R., Petit, M. *et al.* 2019. Movements of White-Lipped Peccary in French Guiana. In: *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*: 57-75. Springer Nature Switzerland.
- ▶ Richard-Hansen, C., Surugue, N., Khazraie, K. *et al.* 2014. Long-term fluctuations of white-lipped peccary populations in French Guiana. *Mammalia* 78(3): 291-301.
- ▶ Thornton, D., Reyna, R., Perera-Romero, L. *et al.* 2020. Precipitous decline of white-lipped peccary populations in Mesoamerica. *Biological Conservation* 242: 108410. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108410>



Les modes de chasse en Guyane : évolution et impacts sur la faune sauvage



Le travail participatif avec les chasseurs des communautés locales est très important pour avancer dans la connaissance de leurs pratiques.

© C. Feuillet/Parc amazonien de Guyane

La réglementation de la chasse évolue en Guyane. Pour qu'elle soit réellement adaptée au contexte local complexe, une connaissance approfondie des divers usagers de la faune sauvage et de leurs pratiques doit être couplée au suivi des populations animales, afin d'inclure toute la diversité du département et de proposer des mesures de gestion en accord avec les réalités sociales comme écologiques.

CÉCILE RICHARD-HANSEN¹, DAMIEN DAVY², GUILLAUME LONGIN³, LAURENT GAILLARD¹, FRANÇOIS RENOUX⁴, PIERRE GREHAND⁵, RAPHAËLLE RINALDO³

¹ OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Petite faune sédentaire et espèces Outre-mer, UMR EcoFoG – Juvignac.

² CNRS – OHM Oyapock, USR LEEISA 3456 – Cayenne.

³ Parc amazonien de Guyane – Rémire-Montjoly,

⁴ Chercheur indépendant – Paris.

⁵ IRD – OHM Oyapock USR 3456 – Cayenne.

Contacts : cecile.richard-hansen@ecofog.gf

Un contexte tropical, écologiquement et sociologiquement complexe

Gérer durablement la faune sauvage en milieu amazonien confronte chercheurs et gestionnaires à des problématiques bien différentes de celles des pays tempérés et industrialisés (Van Vliet, 2018). La gestion du grand gibier en France métropolitaine doit prendre en compte

l'impact d'activités récréatives et de la perte d'habitats naturels, ainsi que l'existence de conflits socio-économiques engendrés par des niveaux de populations animales jugés incompatibles avec l'activité humaine. Le monde tropical doit quant à lui intégrer la problématique de la subsistance de populations humaines dépendantes de cette ressource, ayant des référentiels culturels et un rapport au monde animal souvent mal compris ou

mal connus, mais devant vivre également dans un environnement en pleine évolution (Constantino *et al.*, 2018).

La problématique de la chasse durable en milieu néo-tropical a été très étudiée dans les années 1990 après la parution des premiers modèles d'utilisation durable (Robinson & Redford, 1994), qui intégraient essentiellement les taux reproducteurs des espèces pour fournir des seuils d'alerte lorsque les prélèvements

constatés dépassaient un maximum théorique compatible avec le maintien du niveau de population. Si ces modèles ont été très souvent utilisés afin de mettre en évidence certaines situations de prélèvements clairement excessifs et non durables, ils ont ensuite commencé à montrer leurs limites, notamment parce qu'ils se composent d'indices statiques, qui extrapolent à partir d'une situation temporelle et spatiale fermée (Shepard Jr. *et al.*, 2012). Ils nécessitent aussi de très nombreuses données biologiques, qui font souvent défaut et qui sont donc extrapolées, provoquant des accumulations d'erreurs qui invalident souvent les prédictions (Van Vliet *et al.*, 2015 ; Renoux & de Thoisy, 2016). Par la suite, de nouveaux modèles ont amélioré la prise en compte du facteur spatial, en particulier les mouvements des animaux et le fonctionnement en métapopulations, tout en y intégrant aussi des facteurs humains (Shaffer *et al.*, 2018). L'hypothèse est généralement basée sur un comportement des chasseurs cherchant à optimiser leurs prélèvements en fonction de diverses contraintes, en rayonnant à partir d'une base centrale et dans un système multi-proies (Levi *et al.*, 2011).

En milieu tropical, avec le peu de connaissances dont on dispose à propos de l'écologie des espèces animales et les difficultés d'accès au milieu, beaucoup de suivis de l'écosystème s'appuient sur des indicateurs cynégétiques théoriquement plus faciles à collecter, utilisés pour refléter l'impact sur les populations (Milner-Gulland & Akçakaya, 2001). Au lieu de statuer sur une durabilité, ou non, des pratiques à un instant T, ces suivis sur le long terme mettent en lumière de futurs problèmes potentiels et servent également à valider, ou non, les prédictions des modèles. De plus, comme nous le montrerons ici, ces indicateurs renseignent également sur les pratiques des chasseurs et aident à comprendre leurs motivations.

La situation et l'étude en Guyane

En Guyane, la législation sur la gestion de la faune n'en est qu'à ses débuts et est basée essentiellement sur une protection des espèces, mais très peu encore sur une gestion raisonnée ou adaptative qui serait assise sur la connaissance de leur écologie et de leur exploitation (Korysko, 2020). Nous voulons approcher ici la variabilité géoculturelle de la pratique de la chasse, tout en analysant ses impacts sur les populations animales, à travers une comparaison de divers indices cynégétiques, à la fois dans l'espace et dans le temps.

Cette analyse s'appuie sur des données issues de visites quotidiennes ou hebdomadaires auprès de chasseurs volontaires, par des enquêteurs généralement originaires des sites et des communautés culturelles concernées. Elle rassemble des enquêtes portant sur des périodes de 8 mois à 2 ans selon les sites, au cours de deux grandes phases d'étude menées à 10 ans d'intervalle. Nous nous concentrons ici sur 5 sites qui ont été les plus documentés durant les deux phases, afin de voir en premier lieu si les indices issus de l'analyse des tableaux de chasse ont évolué au cours d'une décennie. Une première phase, allant de 1999 à 2002, a donné lieu à 1 025 sorties de chasse et 4 241 prises enregistrées sur les 5 sites d'étude. Au cours de la deuxième phase, conduite entre 2010 et 2012 selon le même protocole de recueil des données, davantage de moyens alloués et un fort investissement du Parc amazonien de Guyane ont permis la documentation de 4 946 sorties de chasse et 17 315 prises. Ces sites d'étude représentent un gradient entre une situation de chasse de subsistance de populations autochtones en situation très isolée et des villages ruraux, reliés par la route et ayant accès à une (petite) économie de marché, que ce soit pour l'achat de biens de consommation ou la vente de produits de la chasse.

Les résultats des actions de chasse sont décrits par le nombre de prises et la biomasse totale par sortie, le poids moyen des prises, la proportion des diverses espèces ou groupes d'espèces (tableau de chasse). Le « rendement » ou CPUE (*Catch Per Unit Effort*) a été calculé comme la biomasse moyenne rapportée par chasseur et par heure de chasse, ou par

chasseur et par sortie. L'examen des pratiques ou stratégies de chasse utilise des variables comme la durée de la chasse, le nombre de chasseurs présents, la proportion de sorties « chasses journalières » vs « expéditions de plusieurs jours », l'utilisation d'un engin motorisé (pirogue ou véhicule terrestre). Les prises ont été localisées le plus précisément possible par les chasseurs sur la carte de la Guyane, découpée selon un carroyage d'une maille de 5 km de côté. On en a déduit l'aire totale de parcours chasse (nombre de carreaux avec au moins une prise), mais également sa forme topologique, via le rapport périmètre/surface. On a également calculé une distance moyenne entre le point de départ du chasseur et ses prises de différentes espèces (rapportées au centre du carreau). À partir de l'analyse de ces variables, on peut ainsi formuler une hypothèse quant à l'impact du prélèvement et/ou de la pratique de chasse, dans le cadre des différentes théories et modèles existants.

Globalement, la stratégie de chasse influence-t-elle son succès ?

Dans l'ensemble, les pratiques des chasseurs influent assez peu sur les quantités de biomasse collectées ou sur le nombre de prises rapportées, qui augmentent un peu avec l'effort investi mais finalement assez peu par chasseur. Les sorties les plus longues sont effectuées avec un plus grand nombre de chasseurs. La biomasse totale collectée augmente avec le nombre de chasseurs, mais pas celle rapportée par chacun d'eux, et une durée de chasse plus



▲ La circulation sur les fleuves est ponctuée de passages de rapides périlleux, les sauts, qui demandent une grande technicité aux piroguiers. Certains sont infranchissables, et imposent les limites à la circulation.

importante ne permet pas forcément de collecter davantage de biomasse.

Les sorties motorisées durent plus longtemps, rapportent plus de biomasse et plus de prises, surtout pour les espèces plus grandes. Mais là encore, la biomasse collectée par chasseur est peu influencée. Les expéditions rapportent plutôt moins de prises mais davantage de biomasse que ce que l'on pourrait attendre sur la base du nombre de jours investis. Le moteur permet d'aller plus loin, ce qui s'avère de plus en plus nécessaire actuellement au vu de la diminution des proies autour des villages. Mais cela implique aussi des coûts (essence) et probablement des risques (éloignement), ce qui impose de partir à plusieurs chasseurs et donc de partager le produit de la chasse. En définitive, le gain est donc moins important.

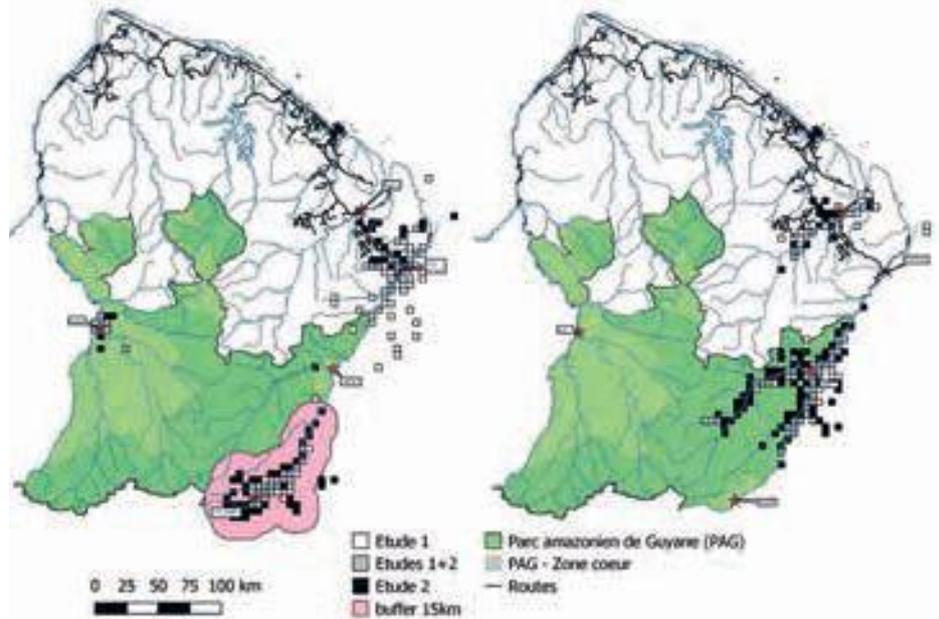
Selon les résultats d'un modèle global considérant l'ensemble des variables et des sites étudiés, le nombre de chasseurs et l'usage d'un moteur constituent les principaux paramètres pour expliquer l'augmentation du nombre de prises et de la biomasse totale lors d'une sortie de chasse. Le modèle général souligne l'influence du site considéré sur les résultats et montre également que la taille moyenne des prises diminue globalement entre les deux phases de l'étude, ce qui indique un report des chasseurs vers des espèces plus petites.

Où sont chassées les différentes espèces ?

La taille totale du domaine chassé a été estimée à partir du nombre de carreaux de 25 km² dans lesquels une prise au moins a été effectuée par un chasseur issu des sites étudiés (figure 1). Cette superficie s'étend selon les sites et les phases d'étude de 200 à 2 775 km². La topologie de cette zone, estimée par le ratio périmètre/surface, est d'environ 0,3 (jusqu'à 0,44 pour le village de Régina), indiquant une forme allongée et non arrondie, caractéristique d'une chasse le long d'axes de pénétrations privilégiés, les routes et les fleuves, selon le site. La pénétration au-delà de ces axes est réduite et généralement estimée à moins de 5 km. La pénétrabilité du milieu est ici un facteur clé de l'impact des prélèvements, le concentrant ou le diluant selon la taille de la zone accessible. La notion d'accessibilité inclut des facteurs géographiques (présence de fleuves navigables), mais également économiques comme la présence de routes et de pistes, la possession de pirogues, de voitures ou de moteurs hors-bord, ainsi que la possibilité d'acheter de l'essence. Tous ces facteurs influent sur les

Figure 1 Carte des sites d'étude et des zones chassées.

Carreaux de 5 x 5 km de côté : blancs si une prise au moins a été enregistrée pendant la phase 1 de l'étude, gris si des prises ont été effectuées au cours des deux phases, et noirs si les prises sont seulement dans la phase 2. La zone de 15 km autour de la zone chassée représente l'aire minimale qui doit être non chassée pour assurer un fonctionnement en source-puits pour les espèces les plus sensibles.



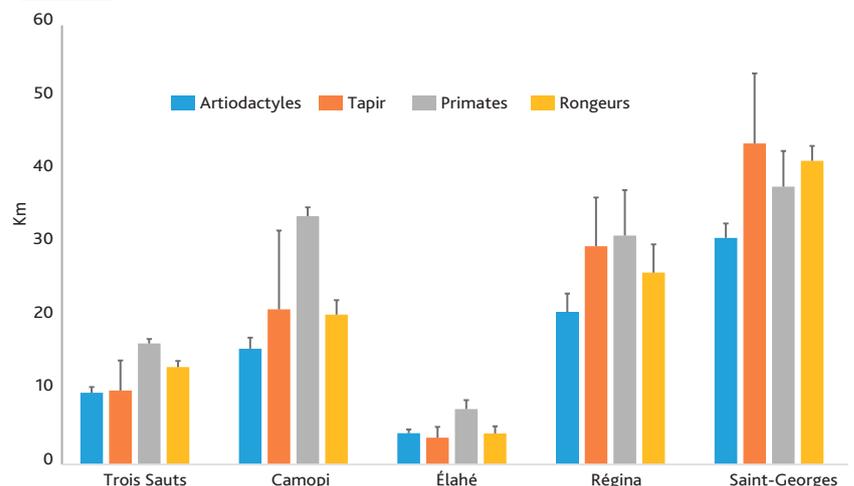
dimensions et la topologie de l'aire exploitée, et donc sur la pression exercée sur la faune et son impact.

Les oiseaux sont chassés à des distances plus faibles des villages (13,8 km en moyenne) comparativement aux mammifères (21,7 km) et aux reptiles (27,3 km). Parmi les mammifères, les distances de prélèvement les plus importantes sont relevées pour les tapirs et les grands primates (jusqu'à 29 km des villages), les rongeurs et artiodactyles étant chassés un peu plus près (20 km en moyenne) (figure 2). Parmi les rongeurs, on peut noter que le pac (*Cuniculus paca*), espèce très prisée, semble également absent des environs des villages, au même titre que les espèces précitées et reconnues comme étant très sensibles à la pression de chasse. Parmi les artiodactyles, les petits cervidés

(biche rouge *Mazama americana* et cariacou *Mazama nemorivaga*) restent plus accessibles (14-15 km) que les pécariis (*Tayassu pecari* et *Pecari tajacu* : 21-22 km). Parmi les oiseaux, des distances de chasse plus importantes sont nécessaires pour capturer les plus grandes espèces terrestres comme les hoccos (*Crax alector*), les agamis (*Psophia crepitans*) et les pénelopes marail (*Penelope marail*), alors que les petites espèces sont généralement chassées à moins de 10 km des villages. Enfin, en ce qui concerne les reptiles, les distances de capture sont importantes, tout particulièrement pour les iguanes (*Iguana iguana*) qui sont chassés à 35 km des villages.

Ces *patterns* reflètent assez bien les hypothèses attendues, correspondant à la fois à la sensibilité des espèces à la

Figure 2 Distance moyenne de chasse des différents groupes d'espèces dans les 5 sites d'étude.





© P.-Y. Le Bail/Parc amazonien de Guyane

▲ Hocco, pac, caïman : le tableau d'une sortie de chasse est varié.

pression de chasse et aux choix des chasseurs. Les grandes espèces sont effectivement les plus sensibles, du fait de leurs taux de reproduction très faibles, et les plus recherchées, car elles permettent de collecter le maximum de biomasse. Les modèles prédisent que ces espèces diminuent le plus rapidement et qu'elles sont progressivement remplacées dans les tableaux de chasse par des espèces de « second choix », comme les rongeurs, plus petites et moins impactées grâce à leurs rythmes reproducteurs élevés. Les espèces les plus sensibles à l'impact de la chasse et celles les plus recherchées sont

bien les plus grandes (tapir, grands primates, gros oiseaux terrestres), mais on notera des seuils d'alerte à surveiller sur d'autres espèces moins emblématiques ou plus inattendues, comme l'iguane ou le pac. La superficie des aires de chasse en Guyane est beaucoup plus importante ici que celles rapportées dans les travaux consacrés à la chasse dans le bassin amazonien. Les populations autochtones auxquelles ces travaux font référence chassent habituellement à pied, sur des zones concentriques autour de leur village, ce qui diminue la superficie exploitée (Constantino *et al.*, 2018).

Évolution des indices en dix ans

La plupart des indicateurs ont évolué entre les deux phases d'étude, parfois différemment selon les sites (*tableau*).

Globalement, la biomasse totale rapportée par sortie de chasse ainsi que les divers calculs de rendement (par sortie, par chasseur, par heure) diminuent partout. Le nombre de proies rapportées par sortie est à peu près stable, mais leur taille moyenne diminue significativement sur 3 sites (sauf Trois Sauts). La taille des primates chassés ne diminue pas sur la période.

Concernant le tableau de chasse, la proportion de mammifères décroît significativement sur tous les sites au cours des dix dernières années, la proportion d'oiseaux augmente (sauf à Élahé), ainsi que celle des reptiles (sauf à Trois Sauts). Le rapport rongeurs/ongulés, considéré comme un marqueur du glissement des espèces préférées (ongulés) vers des espèces de second choix (rongeurs), augmente sur tous les sites. La proportion de primates a tendance à diminuer partout, à l'exception de Saint-Georges de l'Oyapock (SGO) où elle augmente.

Du côté des pratiques de chasse, la durée des sorties augmente significativement (sauf à Élahé). Le nombre de

Tableau Évolution des différents indices issus de l'analyse des prises et des pratiques de chasse entre les deux phases de l'étude. P1 = phase 1, 2000-2002 ; P2 = phase 2, 2010-2012. Comparaisons t test : *p < 0,05 ; **p < 0,01 ; ***p < 0,001.

| | Trois Sauts | | | Camopi | | | Élahé | | | Régina | | | Saint-Georges | | | | | | | |
|--|-------------|-----|----|--------|-------|-----|-------|-------|-----|--------|------|------|---------------|-----|------|------|-------|-----|------|------|
| | P1 | | P2 | P1 | | P2 | P1 | | P2 | P1 | | P2 | P1 | | P2 | | | | | |
| Retours de chasse | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nombre moyen de prises/sortie de chasse | 3,4 | *** | ↗ | 4,7 | 3,6 | - | 3,1 | 2,2 | - | 2 | 3 | *** | ↘ | 1,2 | 3 | - | 3 | | | |
| Biomasse moyenne/chasse (kg) | 13,0 | - | | 15,4 | 18,8 | * | 14,9 | 29,2 | *** | ↘ | 11,4 | 66,6 | *** | ↘ | 26,8 | 61,4 | *** | ↘ | 32,5 | |
| Biomasse moyenne/chasseur/sortie (kg) | 10,3 | - | | 10,0 | 13,4 | * | 10,5 | 21,5 | *** | ↘ | 9,3 | 43,6 | *** | ↘ | 26,8 | 38,4 | *** | ↘ | 32,5 | |
| CPUE (kg/h/chasseur) | 2,5 | * | | 2,4 | 4,6 | *** | 2,0 | 5,7 | *** | ↘ | 2,2 | 10,6 | *** | ↘ | 2,4 | 16,0 | *** | ↘ | 3,7 | |
| Taille moyenne des prises (kg) | 4,5 | *** | ↗ | 5,2 | 5,8 | - | 5,3 | 13 | *** | ↘ | 5,1 | 22,8 | *** | ↘ | 5 | 17 | *** | ↘ | 4,6 | |
| Taille moyenne des primates (kg) | 4,2 | - | | 4,2 | 5,5 | - | 5,4 | 6 | - | 7 | 6,8 | - | | 4,6 | 3,9 | - | | 3,9 | | |
| Tableau de chasse | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| % de mammifères | 37 | *** | ↘ | 26 | 49 | *** | ↘ | 42 | 76 | *** | ↘ | 45 | 84 | *** | ↘ | 73 | 79 | *** | ↘ | 54 |
| % d'oiseaux | 53 | *** | ↗ | 69 | 43 | *** | ↗ | 45 | 22 | *** | ↗ | 39 | 11 | - | | 16 | 20 | *** | ↗ | 33 |
| % de reptiles | 10 | *** | ↘ | 5 | 8 | *** | ↗ | 13 | 2 | *** | ↗ | 17 | 5 | *** | ↗ | 11 | 1 | *** | ↗ | 13 |
| % d'artiodactyles (biches et pécaris) | 9 | *** | ↘ | 4 | 14 | *** | ↘ | 6 | 37 | *** | ↘ | 7 | 53 | *** | ↘ | 34 | 48 | *** | ↘ | 17 |
| % de primates | 18 | *** | ↘ | 13 | 26 | - | | 25 | 32 | *** | ↘ | 26 | 5 | - | | 5 | 3 | *** | ↗ | 9 |
| % d'atèles | 3 | *** | ↘ | 2 | 5 | - | | 6 | 9 | *** | | 11 | 2 | | 0 | 0 | | | | 9 |
| Rongeurs/ongulés | 1,0 | | | 1,8 | 0,5 | | | 1,2 | 0,1 | | | 1,4 | 0,4 | | | 0,9 | 0,5 | | | 1,3 |
| Nombre moyen d'espèces sensibles/chasse | 0,5 | - | | 0,5 | 0,7 | - | | 0,5 | 1 | *** | ↘ | 0,4 | 2,3 | *** | ↘ | 0,8 | 2,3 | *** | ↘ | 0,8 |
| Pattern spatial | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aire de chasse (km ²) | 725 | | ↗ | 1 600 | 1 225 | | ↗ | 2 775 | 200 | | ↗ | 300 | 625 | | ↗ | 600 | 1 475 | | ↗ | 725 |
| Distance moyenne sorties (km du village) | 9,4 | *** | ↗ | 10,6 | 15,3 | * | | 16,6 | 4,5 | *** | ↗ | 5,9 | 19,5 | *** | ↘ | 11,5 | 18 | *** | ↗ | 26,6 |
| Distance moyenne pour expéditions | 26 | - | | 24 | 33,8 | *** | ↗ | 53 | - | - | | - | 33 | *** | ↘ | 28 | 41 | *** | ↘ | 35 |
| Distance chasse de primates | 20,5 | *** | ↘ | 15,8 | 26,3 | *** | ↗ | 35 | 7,3 | - | | 7,8 | 36,1 | * | | 23,2 | 41 | - | | 34 |
| Distance chasse des artiodactyles | 10,6 | - | | 9,5 | 18,3 | * | | 16,5 | 4,4 | | | 17,7 | 22,0 | *** | ↘ | 17,0 | 30,0 | - | | 17,0 |
| Distance chasse des tapirs | 18,3 | - | | 9,5 | - | | | - | | | | 30 | - | | 24 | 43 | | | | 43 |
| Stratégies de chasse | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Durée moyenne sorties journalières (h) | 5,1 | *** | ↗ | 7,3 | 4,2 | *** | ↗ | 7,2 | 4,8 | - | | 5,4 | 5,6 | *** | ↗ | 9,0 | 6,5 | *** | ↗ | 12,4 |
| Nombre moyen de chasseurs | 1,3 | *** | ↗ | 1,8 | 1,5 | - | | 1,5 | 1,5 | - | | 1,3 | 1,7 | - | | 2,1 | 1,7 | *** | ↗ | 2,6 |
| % d'utilisation du moteur | 70 | *** | ↘ | 55 | 86 | *** | ↘ | 52 | 51 | - | | 44 | 98 | - | | 92 | 66 | *** | ↗ | 97 |
| % d'expéditions | 11 | - | | 10 | 14 | * | | 9 | 1 | | | 1 | 33 | - | | 51 | 60 | ** | ↘ | 43 |

chasseurs participant à une sortie est également en hausse à Trois Sauts et à SGO. La taille de l'aire de chasse augmente dans les trois villages du sud (Camopi, Trois Sauts et Élahé), mais pas dans les deux autres. Cette augmentation se traduit pour certaines espèces par des distances moyennes de capture en hausse. Dans certains cas, des zones nouvelles mais plus difficiles d'accès sont exploitées (à Trois Sauts, la zone en amont est plus extensivement prospectée), de même que des zones intermédiaires entre celles parcourues durant des sorties de chasse journalières et celles occasionnellement atteintes auparavant lors de rares expéditions (rivière Camopi, par exemple).

Les populations peuvent ainsi réagir de manière différente à une évolution de leur environnement : changer de proies ou augmenter l'effort pour poursuivre des espèces favorites dans la mesure du possible.

Des stratégies et des modes de vie

Les expéditions de plusieurs jours sont beaucoup plus fréquentes dans les deux sites ruraux du nord du département (Régina et SGO), comparativement aux sites du sud. Ces expéditions durent 3 jours en moyenne et représentent 78 % des journées de chasse. Dans l'ensemble, elles rapportent moins de prises et de biomasse qu'attendu sur la base du nombre de jours alloués, sauf pour Élahé avec 23 % de prises et 21 % de biomasse rapportées en 2 % des jours d'expédition. Les sorties quotidiennes sont aussi plus longues à SGO que dans les autres sites (9 heures en moyenne vs 6,7 heures) et l'utilisation de véhicules motorisés beaucoup plus systématique, de même qu'à Régina.

Le tableau de chasse montre aussi des spécificités des sites, qui reflètent le gradient d'isolement, du type de chasse et de l'accès à une économie exogène (figure 3). Les villages de Trois Sauts, Camopi et Élahé, largement tournés vers une



© C. Richard-Hansen/OFB

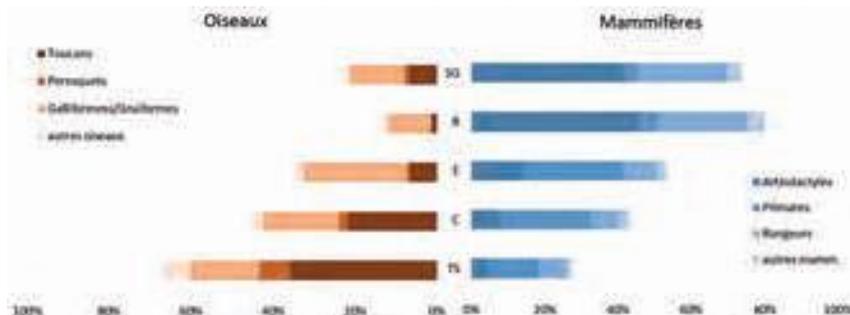
▲ Village de Trois Sauts, au bord du fleuve, à l'extrême sud de la Guyane, en situation la plus isolée.

autosubsistance chasse-pêche, se distinguent par de plus grandes proportions d'oiseaux chassés, en particulier ceux de taille moyenne comme les toucans et les perroquets, et moins de mammifères, avec parmi ceux-ci une part non négligeable de primates. Dans les situations de chasse alimentaire, la diversité d'espèces est toujours plus importante, toutes sources de protéines étant utiles. Plus on s'approche d'une situation de chasse d'appoint, voire récréative ou commerciale, plus la variabilité spécifique décroît et plus le tableau

de chasse s'oriente vers des espèces « rentables » et recherchées par une plus grande part de la population, comme les ongulés (Redford & Robinson, 1987). À Saint-Georges et Régina, les chasseurs ciblent de grosses espèces comme les ongulés ou les gros oiseaux terrestres (galliformes), mais peu les primates. Dans ces deux villages, l'approvisionnement général est facilité par des commerces de proximité et l'écoulement du gibier s'opère sur des marchés plus ou moins formels.

Les distances parcourues, et consécutivement la taille de l'aire de chasse, varient également en fonction des situations géographiques et socio-économiques. Le village d'Élahé se distingue par une aire de chasse très réduite, alors que celle de Camopi s'étend assez loin, en particulier pour la recherche de primates. Les chasseurs de Régina et de SGO chassent loin et longtemps, avec des moyens motorisés, et donc sur de très grands territoires. Le fait d'étendre une zone de chasse est en lien avec les possibilités de déplacement, en fonction de contraintes

Figure 3 Tableaux de chasse représentant les proportions des différents groupes d'espèces dans les 5 sites d'étude. (SG : Saint-Georges ; R : Régina ; E : Élahé ; C : Camopi ; TS : Trois Sauts)



géographiques (barrière topographique) et économiques (moyens financiers). Le village de Camopi est situé à la confluence de deux fleuves navigables, et dispose en tant que chef-lieu communal d'employés rémunérés qui ont accès au marché des pirogues, des moteurs hors-bord et du carburant, permettant la navigation lointaine et l'extension de l'aire de chasse. À Trois Sauts, la présence en amont de barres rocheuses accroît les efforts d'accessibilité et limite l'extension vers le sud. La zone de chasse s'étend donc vers l'aval et rejoint celle de Camopi. De plus, l'accès à un approvisionnement en carburant y est difficile, car aucun commerce local n'est présent. À Elahé, les chasseurs disposent d'accès au fleuve et de zones d'approvisionnement en essence relativement proches ; mais cette région est plus densément peuplée, les villages sont plus proches et doivent se partager l'espace, contrainte à laquelle s'ajoute une compétition territoriale imposée par les nombreux orpailleurs présents dans la zone. Notons ici que la situation économique des populations autochtones de Guyane (emplois, aides sociales de l'État) n'est en rien comparable à celles des autres populations du bassin amazonien, qui sont beaucoup plus démunies financièrement. Les deux sites d'étude plus au nord sont reliés par la route et les chasseurs y ont facilement accès au carburant. Ils ont de ce fait plus de moyens d'étendre leur territoire de chasse via les axes de circulation, à la recherche d'espèces qui se raréfient comme les ongulés.

Quel(s) impact(s) sur les populations animales ?

Globalement, l'évolution au cours des dix dernières années d'indicateurs parmi ceux exposés ici souligne un impact non négligeable de la chasse sur la faune aux alentours des zones habitées et fréquentées. La durée des sorties augmente, alors que les retours ont tendance à diminuer. Les espèces sensibles (tapirs, primates, gros oiseaux terrestres) sont capturées loin des sites habités et tendent à être remplacées par des espèces plus petites dans les tableaux de chasse. Ces résultats sont cohérents avec les prédictions des modèles de collecte de la faune depuis un point central (*central-place foraging*). Parmi les ongulés, les pécaris sont généralement utilisés comme des espèces indicatrices. Ils sont effectivement plus impactés que les petits cervidés aux abords des villages, mais l'abondance des pécaris à lèvres blanches semble régir par des processus à grande échelle plus complexes, alternant phases

d'abondance et de forte régression selon des facteurs encore mal compris (voir l'article p. 32). Ce *pattern* intrinsèque de dynamique des populations, auquel s'ajoute localement la pression de chasse, biaise l'interprétation d'indicateurs de type rongeurs/ongulés qui dépend très fortement de la présence de cette espèce. On a également pointé des espèces moins attendues, comme l'iguane et le pac, qui présentent une réponse similaire à celle des espèces sensibles.

Il est prédit que la proportion de primates dans les prises diminue rapidement en cas de chasse intensive, car c'est le groupe d'espèces le plus sensible d'un point de vue biologique. Entre les années 1975/1977 et les années 1995/1996, la proportion de primates chassés dans le village de Trois Sauts avait légèrement augmenté (de 11 à 19 %), probablement en lien avec l'adoption de nouvelles technologies, comme le remplacement de l'arc par le fusil (Ouhoud-Renoux, 1998). Cette proportion s'est ensuite stabilisée jusqu'en 2002 (18 %), pour ensuite diminuer en 2012 (13 %) après 10 années consécutives d'exploitation. Les grands primates sont toujours très prisés des chasseurs dans cette zone, et nos résultats montrent que ces derniers ont probablement augmenté leur effort pour continuer à se procurer cette source de nourriture plutôt que de se tourner vers d'autres espèces moins appréciées. La distance de prélèvement des atèles n'a pas vraiment augmenté au cours des 10 dernières années, il semble que l'effort se soit porté vers l'exploitation renforcée d'une zone en amont du territoire habituel, plus difficile d'accès du fait des barres rocheuses à franchir. On peut

penser que la ressource tend donc à diminuer, mais qu'elle restait tout de même accessible à moyenne échelle aux habitants à l'époque de la deuxième phase de notre étude. Cependant, les possibilités d'expansion à partir de nouveaux axes semblent actuellement difficiles à augurer, et on peut se demander comment cette situation va évoluer.

Cependant, la grande taille et l'agrandissement des zones de chasse est également un atout en termes de durabilité des prélèvements. Cela permet de diluer le nombre de prises sur une plus grande surface, donc sur une population animale numériquement plus importante, et d'augmenter la zone de contact avec des zones non impactées. Les premiers diagnostics de durabilité considèrent un système fermé de production/prélèvement. Bien que cela soit difficile à documenter directement, de nombreuses études et modèles soulignent actuellement le rôle fondamental de fonctionnement sur le principe source-puits (Naranjo & Bodmer, 2007). En changeant l'échelle spatiale d'analyse, et en considérant les mouvements des animaux depuis les zones non chassées (« sources ») vers les zones les plus chassées (« puits ») dans lesquelles les abondances sont réduites, la durabilité globale s'en trouve augmentée (Shepard Jr. *et al.*, 2012). Certains modèles intègrent un facteur de mobilité des espèces pour améliorer le diagnostic de durabilité du prélèvement, et il a été estimé que l'impact est acceptable, même pour les espèces les plus sensibles comme les atèles ou les tapirs, si au moins 70 % d'une zone ne sont pas chassés (Novaro *et al.*, 2000). Camopi et



▲ Le singe atèle, espèce protégée et vulnérable, est cependant encore très recherché dans certains villages.



© G. Longin/Parc amazonien de Guyane

Trois Sauts remplissent ces conditions à l'heure actuelle : une zone tampon de 15 km autour de l'aire de chasse de Trois Sauts représente ainsi une superficie totale de plus de 7 100 km², avec une superficie chassée de 725 km², soit environ 10 % (figure 1). Il reste que les populations animales sont fortement réduites dans les zones accessibles des villages, pouvant aller jusqu'à une extinction locale de certaines espèces (De Thoisy *et al.*, 2009 ; De Thoisy *et al.*, 2010). Une question qui se pose donc aussi est celle de la survie des populations humaines et de leurs modes de vie, ainsi que du maintien de cet équilibre dans les années à venir.

En conclusion

Nos résultats intègrent un grand nombre d'indicateurs, ce qui se révèle indispensable pour essayer de comprendre

◀ *Le katouri dos, fait sur place avec des feuilles de palmier, permet de rapporter les prises au village quand on pêche ou qu'on chasse à pied.*

l'évolution des impacts de la chasse sur les populations animales, mais également celle des pratiques qui sous-tendent ces résultats (Richard-Hansen *et al.*, 2019). L'accès aux ressources en gibier est primordial pour quelques communautés, et le maintien de grandes zones non impactées par les activités humaines est une condition essentielle du maintien d'un certain équilibre socio-écologique (Constantino *et al.*, 2018). Cette condition est probablement encore remplie dans le sud du département, comparativement à la moitié nord, bien qu'elle soit très menacée par le mitage des territoires de chasse dû à l'orpaillage illégal. Cette étude montre qu'il apparaît indispensable de considérer des paramètres sociaux et écologiques pour mettre en place des solutions de gestion adaptées à des situations très complexes, et de poursuivre le suivi des indicateurs à cet effet.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des chasseurs et capitaines de villages qui ont bien voulu participer à l'étude, ainsi que les enquêteurs. ●

Bibliographie

- ▶ Constantino, P.A.L., Benchimol, M. & Antunes, A.P. 2018. Designing Indigenous Lands in Amazonia: Securing indigenous rights and wildlife conservation through hunting management. *Land Use Policy* 77 : 652-660.
- ▶ De Thoisy, B., Richard-Hansen, C. & Peres, C.A. 2009. Impacts of subsistence game hunting on Amazonian primates. In : Garber, P.A., Estrada, A., Bicca-Marques, J.C., Heyman, E.W. & Strier, K.B. (eds). *South American primates: Comparative perspectives in the study of behavior, ecology, and conservation. Book Series Developments in Primatology: Progress and Prospects* vol. 15 : 389-412.
- ▶ De Thoisy, B., Richard-Hansen, C., Goguillon, B. *et al.* 2010. Rapid evaluation of threats to biodiversity: Human footprint score and large vertebrate species responses in French Guiana. *Biodiversity and Conservation* 19(6): 1567-1584.
- ▶ Korysko, F. 2020. La mise en place du permis de chasser en Guyane : une politique publique adaptée au territoire. *Faune sauvage* n° 325 : 42-47.
- ▶ Levi, T., Lu, F., Yo, D.W. & Mangel, M. 2011. The behaviour and diet breadth of central-place foragers: An application to human hunters and Neotropical game management. *Evolutionary Ecology Research* 13 : 171-185.
- ▶ Milner-Gulland, E.J. & Akçakaya, H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology and Evolution* 16(12): 686-692.
- ▶ Naranjo, E. & Bodmer, R. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138 : 412-420.
- ▶ Novaro, A.J., Redford, K.H. & Bodmer, R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14(3): 713-721.
- ▶ Ouhoud-Renoux, F. 1998. Se nourrir à Trois Sauts. Analyse diachronique de la prédation chez les Wayapi du Haut-Oyapock (Guyane française). *JATBA (Revue d'ethnobiologie)* 40(1-2) : 181-206.
- ▶ Redford, K.H. & Robinson, J.G. 1987. The game of choice: Patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. *American Anthropologist* 89(3): 650-667.
- ▶ Renoux, F. & de Thoisy, B. 2016. Hunting management: The need to adjust predictive models to field observations. *Ethnobiology and Conservation* 5(1): 1-13.
- ▶ Richard-Hansen, C., Davy, D., Longin, G. *et al.* 2019. Hunting in French Guiana across time, space and livelihoods. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7 : 289.
- ▶ Robinson, J.G. & Redford, K.H. 1994. Measuring the sustainability of hunting in Neotropical forests. *Oryx* 28(4): 249-256.
- ▶ Shaffer, C.A., Yukuma, C. Marawanaru, E. & Suse, P. 2018. Assessing the sustainability of Waiwai subsistence hunting in Guyana by comparison of static indices and spatially explicit, biodemographic models. *Animal Conservation* 21 : 148-158.
- ▶ Shepard Jr., G.H., Levi, T., Goes Neves, E. *et al.* 2012. Hunting in ancient and modern Amazonia: Rethinking sustainability. *American Anthropologist* 114(4): 652-667.
- ▶ Van Vliet, N., Fa, J.E. & Nasi, R. 2015. Managing hunting under uncertainty: From one-off ecological indicators to resilience approaches in assessing the sustainability of bushmeat hunting. *Ecology and Society* 20(3): 7.
- ▶ Van Vliet, N. 2018. "Bushmeat Crisis" and "Cultural Imperialism" in wildlife management? Taking value orientations into account for a more sustainable and culturally acceptable wildmeat sector. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6 : 112.



Fauche retardée en faveur de l'avifaune prairiale : 11 ans d'expérimentation dans le Val de Saône

SOU MAYA BELGHALI¹,
CAROLINE LE GOFF¹,
CHRISTOPHE FERRIER²,
AURÉLIEN LACONDEMINÉ³,
PHILIBERT SOUFFLOT¹,
JOËL BROYER²

¹ OFB, Direction régionale Bourgogne-Franche-Comté, Service Connaissance – Birieux.

² OFB, Direction de la recherche et de l'appui scientifique, Unité Écosystèmes lacustres – Birieux.

³ OFB, Service départemental de Saône-et-Loire – Montceau-les-Mines.

Contact : caroline.le-goff@ofb.gouv.fr

Face au déclin de l'avifaune prairiale, une réaction pourrait être la mise en place de prairies fauchées chaque année assez tardivement. Nous pouvons en effet supposer qu'une telle mesure attirerait durablement des oiseaux philopatrics, fidélisés par la réussite de leur nidification. Une expérience de ce type a été réalisée sur 11 ans dans le Val de Saône, afin d'étudier l'effet du report de la date de fauche annuelle après le 15 juillet sur les passereaux, le courlis cendré et le râle des genêts.

© P. Soufflot/OFB

Des fauches retardées pour tenter de pallier le déclin de l'avifaune prairiale

L'avifaune prairiale présente un déclin continu dans toute l'Europe (Voříšek *et al.*, 2010), qui résulte notamment de la réduction et de la fragmentation des surfaces de prairies associées à certaines pratiques agricoles. En particulier, une des menaces pesant sur l'équilibre démographique des populations est une date de fauche trop précoce (en général la deuxième décennie de juin dans le Val de Saône) pour permettre aux juvéniles de fuir devant la faucheuse et donc pour assurer un bon succès reproducteur. Afin de pallier cela, une stratégie d'intervention peut être d'instaurer des fauches retardées, constantes d'une année à l'autre. Cette stratégie s'appuie sur l'hypothèse que les éclosions seront plus importantes dans les

patches d'habitats les plus qualitatifs avec une fauche retardée, et sur le fait que la philopatrie (capacité des individus à revenir nicher là où ils sont nés) peut être étonnamment importante chez certaines espèces prairiales (Kokko & Sutherland, 2001). De plus, Müller *et al.* (2005) et Shitikov *et al.* (2015) ont montré que de nombreuses espèces d'oiseaux prairiaux ont un taux de dispersion pour la reproduction qui devient plus important à la suite d'une perte de nid ; ces espèces peuvent donc probablement être attirées et se fixer sur les prairies plus favorables.

Ainsi, l'OFB a mesuré les effets qu'une fauche retardée chaque année après le 15 juillet pouvait avoir sur la distribution spatiale des passereaux prairiaux et sur leur succès reproducteur. Cette étude a utilisé comme cadre expérimental trois sites du Val de Saône, chaque site étant défini par la surface comprise dans un

rayon de 200 mètres autour de trois circuits parcourus régulièrement. Au sein de ces sites se trouvent à la fois des prairies conventionnées pour des fauches retardées à partir du 15 juillet et des prairies non conventionnées. Ces conventions ont été mises en place en 2009 et courent jusqu'en 2032, dans le cadre des mesures compensatoires qui ont fait suite à la construction de l'axe autoroutier A406 par la société APRR pour le contournement sud de Mâcon. Cet article fait l'état des lieux des 11 ans de suivis réalisés après la mise en place de cette mesure, qui a pour but de conserver l'avifaune présente dans les prairies des plaines inondables du Val de Saône (la zone d'étude et les protocoles sont détaillés dans l'**encadré 1**). Pour l'étude des passereaux, les années de grandes crues tardives, 2013 et 2016, n'ont pas été intégrées aux analyses, et la reproduction a été suivie jusqu'en 2018.

Le report de fauche au 15 juillet : une date pertinente vis-à-vis de la chronologie de la reproduction

La date du 15 juillet pour la fauche retardée a été déterminée pour le rôle des genêts (*Crex crex*), espèce à fort enjeu de conservation, afin de lui permettre de mener sa première nichée jusqu'à l'envol.

Mais cette date, adéquate à la biologie du rôle des genêts, est-elle pertinente pour les autres espèces du cortège inféodées aux milieux prairiaux ? Ces 11 années d'étude nous ont appris que c'était effectivement le cas pour les trois espèces les plus abondantes – pour lesquelles la reproduction a été suivie – dans les trois sites d'étude déterminés dans le département de l'Ain : le tarier des prés (*Saxicola rubetra*), la bergeronnette printanière (*Motacilla flava*) et le bruant proyer (*Emberiza calandra*).

En effet, pour toutes les années étudiées et tous sites confondus, plus de 80 % des juvéniles ont atteint l'âge d'envol au 15 juillet. Cet âge d'envol est supposé acquis 20 jours après la date d'éclosion (Tome & Denac, 2011) et traduit la capacité théorique des juvéniles à fuir devant la faucheuse. Dans cette étude, pour les trois espèces précitées, 80 % des envols théoriques ont effectivement eu



▲ **Tarier des prés juvénile.** Retarder la fauche des prairies peut notamment favoriser la reproduction de cette espèce classée vulnérable dans la liste rouge des oiseaux nicheurs de France.

lieu en moyenne, et respectivement, le 6 juillet, le 8 juillet et le 10 juillet. Les prairies conventionnées sont donc potentiellement bénéfiques, outre le rôle des genêts, pour au moins ces trois espèces dont le tarier des prés, qui est classé vulnérable dans la liste rouge des oiseaux nicheurs de France métropolitaine 2016 (Fiche espèce Tarier des prés INPN).

Des prairies avec fauche retardée de plus en plus attractives au fil du temps

De manière nette, ce suivi a mis en évidence que les territoires des passereaux (6 espèces au total) se sont concentrés progressivement au sein de prairies conventionnées (*figures 1 et 2*).

Des différences en fonction des sites...

Les passereaux se sont toutefois établis de manière plus ou moins importante en fonction des sites. Ainsi, on observe que si les prairies conventionnées sont très attractives sur le site 1, elles ne le sont que modérément sur le site 2 et ne le sont pas significativement sur le site 3 (*figure 2*). Les différences de réaction des passereaux selon les sites peuvent possiblement s'expliquer par l'écart de date de fauche qui existe entre les prairies conventionnées et celles qui ne le sont pas sur un même site. En effet, sur le site 1, 100 % des prairies non conventionnées sont fauchées avant le 15 juillet. Les prairies avoisinant celles conventionnées présentent donc un contexte défavorable, ce qui peut expliquer la forte attractivité des prairies conventionnées pour les passereaux. En comparaison, sur les sites 2 et 3, seulement la moitié environ des prairies non conventionnées est déjà fauchée au

15 juillet. Sur ces sites, le voisinage des prairies conventionnées reste donc en partie favorable, ce qui peut être une des explications à l'attractivité plus modérée, voire non observable de ces dernières.

... et en fonction des espèces

Par ailleurs, les trois espèces les plus abondantes de cette étude ne présentent pas les mêmes aptitudes à adapter leur distribution spatiale aux conditions de reproduction les plus favorables face à la faucheuse. En effet, la bergeronnette printanière comme le bruant proyer font preuve d'une capacité à sélectionner les parcelles où la fauche est retardée. Cette réaction de la bergeronnette printanière a déjà été observée à large échelle dans notre région d'étude (Broyer *et al.*, 2013). Le tarier des prés, quant à lui, se concentre moins dans les parcelles conventionnées. Cela peut s'expliquer par son comportement peu philopatérique qui le rendrait moins sensible à une telle mesure de conservation (Shitikov *et al.*, 2012).

Un meilleur succès reproducteur

De manière attendue, sur le site 1, la sélection par les passereaux des prairies où la fauche est retardée se traduit par l'augmentation du pourcentage de nichées qui sont menées théoriquement jusqu'à la date d'envol. Ainsi, sur ce site, la fauche arrive après l'envol des juvéniles pour de plus en plus de territoires de reproduction au fil des ans. On estime qu'en 2018, 80 % des couples de passereaux y ont théoriquement mené leur nichée jusqu'à l'âge d'envol (*figure 3*). Des résultats similaires sont observables sur le site 3, tandis que sur le site 2 le succès reproducteur théorique reste stable à un niveau élevé (85 % en moyenne sur la

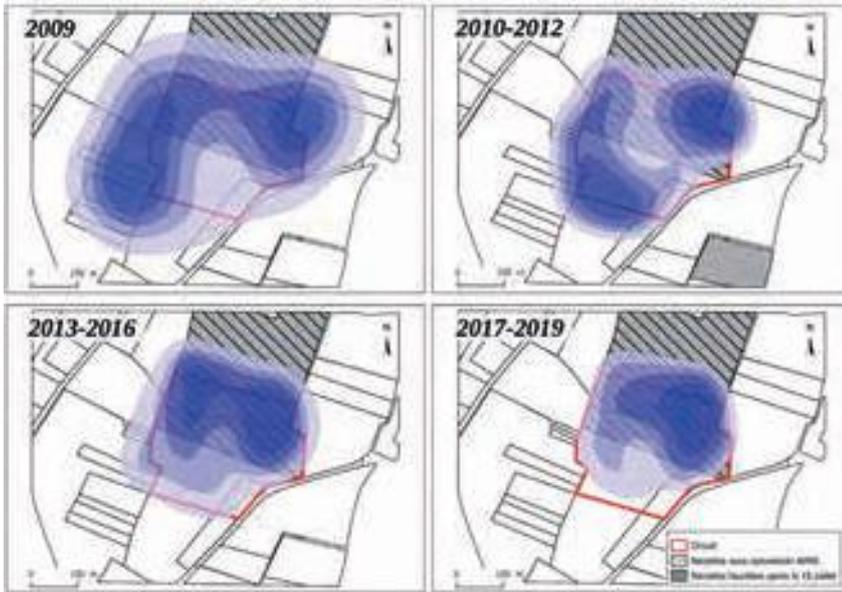
► Encadré 1

• Région d'étude et protocoles de suivis

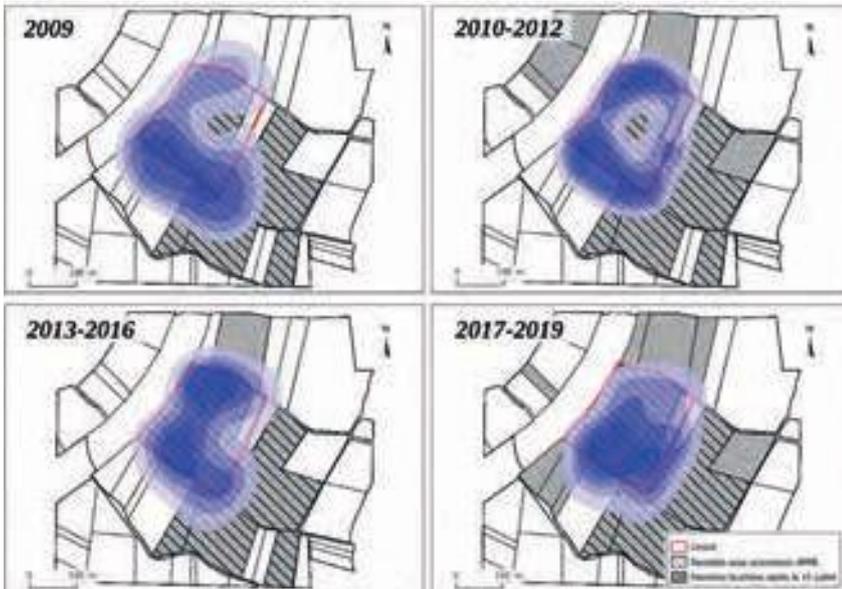
Les suivis interannuels du courlis cendré et du rôle des genêts ont été entrepris à partir de 2009 sur une zone d'étude d'environ 1 400 ha, représentant une distance d'environ 4 km de part et d'autre du secteur traversé par l'A406. Le dénombrement des courlis cendrés s'est fait au cours de la première décennie d'avril, à l'aide d'une longue-vue depuis des points d'observations fixes. Entre fin avril et juillet, les rôles des genêts ont été localisés lors de sorties nocturnes, en procédant par triangulation et en utilisant ou non la technique de la repasse. À partir de mi-avril, le suivi des passereaux a été réalisé deux fois par semaine à une échelle plus fine, le long de circuits recoupant des prairies conventionnées et non conventionnées (terme utilisé uniquement pour les conventions APRR retardant la fauche au 15 juillet). La détermination des territoires des passereaux a été réalisée grâce à la méthode du *territory mapping* et les dates d'éclosions ont été définies par observation des transports de proies.

Figure 1 Concentration des passereaux (toutes espèces) dans les prairies conventionnées pour retard de fauche au 15 juillet dans les sites 1 et 2 (méthode de Kernel – Worton, 1989).

Site 1



Site 2



période considérée). Par ailleurs, on observe à partir de 2013 sur l'ensemble des trois sites suivis que la probabilité de mener une nichée jusqu'à l'envol est d'environ 35 % (± 19 %) dans les prairies non conventionnées, alors qu'elle est de 80 % sur l'ensemble du site, *i.e.* en comprenant les prairies conventionnées pour de la fauche retardée (figure 4). Les prairies conventionnées apportent une stabilité de la proportion de nichées menées théoriquement jusqu'à l'envol. En effet, dans les parcelles non conventionnées, on observe au cours du temps que la probabilité de réussite théorique d'envol a tendance à diminuer. Cette probabilité est également soumise à une plus grande variabilité interannuelle, qu'on peut imputer aux aléas météorologiques. Nous pouvons donc supposer que

la présence des conventions augmente significativement la probabilité de réussite de la reproduction au sein d'un site.

Bénéfice potentiel d'une plus grande surface fauchée tardivement

Au regard de cette étude, une des suppositions est que les effets des prairies conventionnées pour de la fauche retardée peuvent varier selon les modalités de gestion des prairies avoisinantes. D'une part, notre étude a vérifié que sur le site 1, où les prairies avoisinantes sont toutes fauchées avant le 15 juillet, les prairies conventionnées sont très attractives pour les passereaux et la proportion de nichées menées théoriquement jusqu'à l'envol

Figure 2 Évolution de la proportion de territoires de passereaux prairiaux (toutes espèces) au sein des prairies conventionnées.

La tendance est représentée par une droite passant par la moyenne des points.

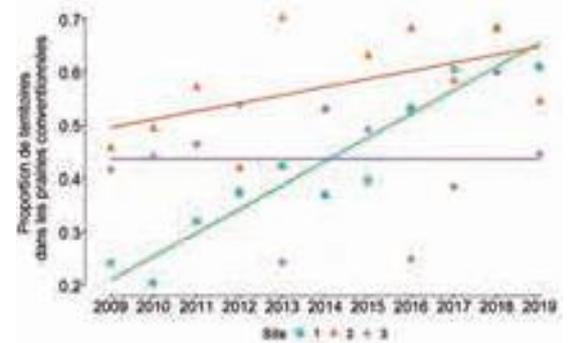
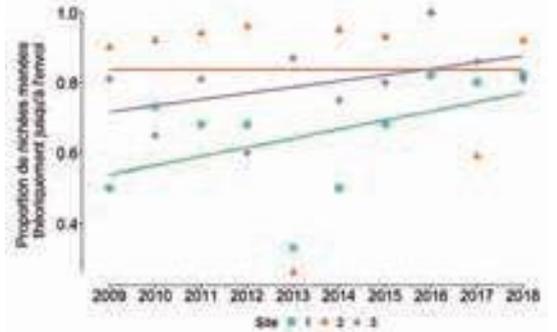


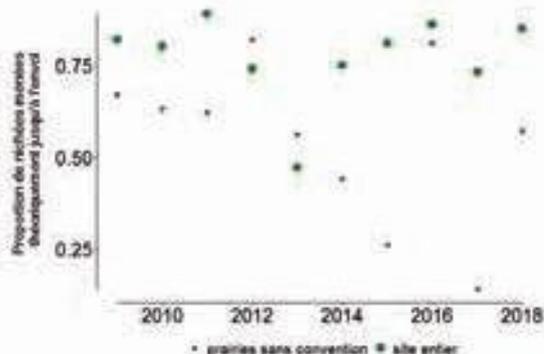
Figure 3 Évolution de la proportion de territoires des trois espèces les plus abondantes (bergeronnette printanière, bruant proyer, tarier des prés) pour lesquelles l'envol des juvéniles a eu lieu avant la fauche des deux tiers du territoire, en fonction des sites.

La tendance est représentée par une droite passant par la moyenne des points.



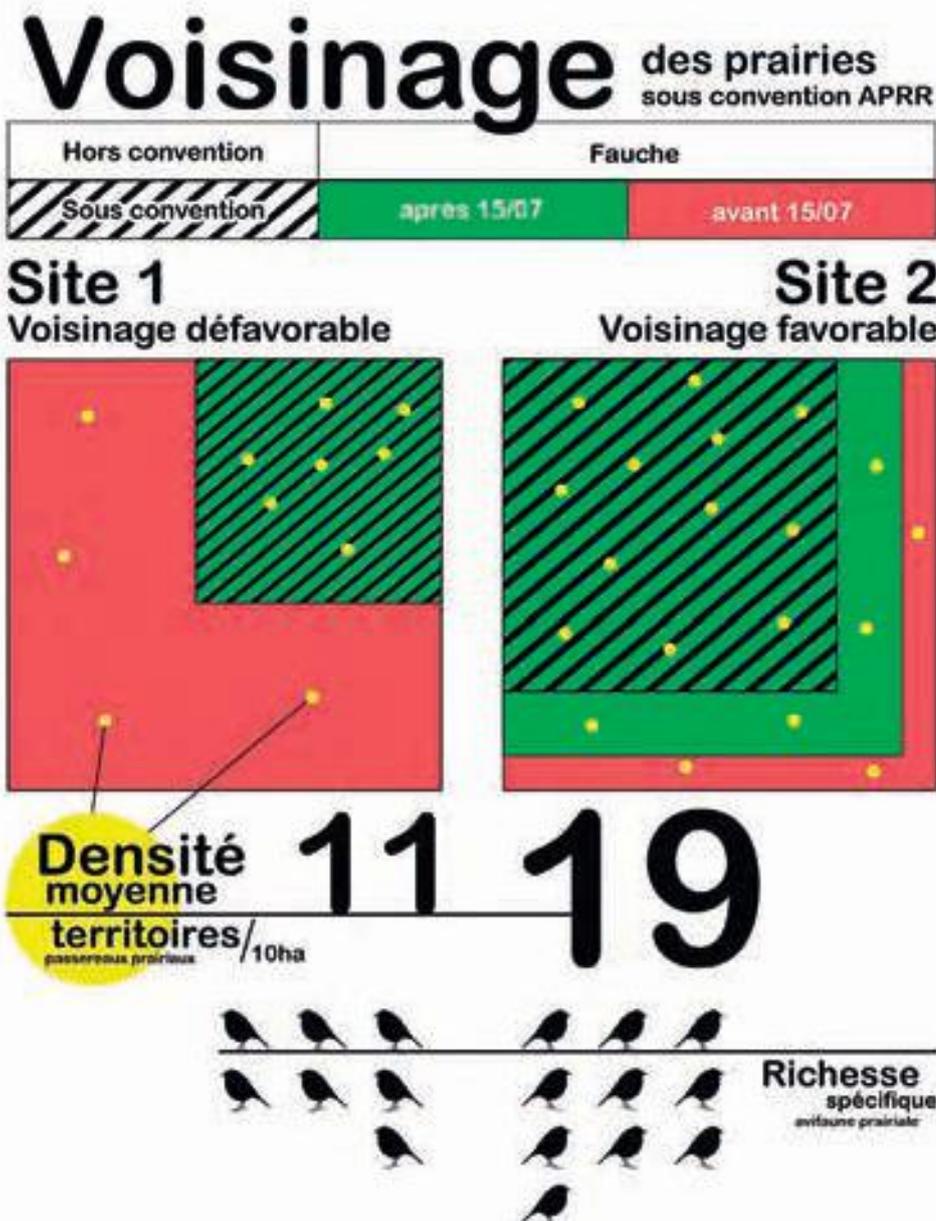
▲ La bergeronnette printanière (en haut) et le bruant proyer (en bas) font preuve d'une capacité à sélectionner les parcelles où la fauche est retardée.

Figure 4 Évolution de la proportion de territoires des trois espèces les plus abondantes (bergeronnette printanière, bruant proyer, tarier des prés) pour lesquelles l'envol des juvéniles a eu lieu avant la fauche des deux tiers du territoire, dans les prairies non conventionnées et dans les sites entiers (prairies conventionnées et non conventionnées).



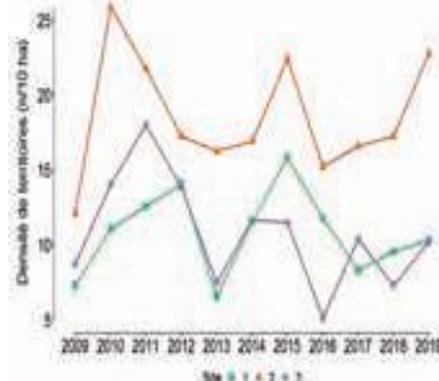
▲ Une plus grande surface fauchée tardivement semble plus bénéfique pour l'avifaune prairiale qu'une faible surface, qui, si elle est très attractive, peut générer à terme des problèmes de densité-dépendance.

Schéma Data visualisation de l'influence du voisinage des parcelles conventionnées par APRR en retard de fauche au 15 juillet sur l'attractivité et la concentration des passereaux prairiaux.



augmente sur l'ensemble du site (*figure 3*). D'autre part, sur le site 2, les habitudes agricoles de fauche tardive et la présence de mesures agro-environnementales et climatiques, qui vont dans le même sens, créent un contexte autour des prairies conventionnées qui se trouve être plus favorable que dans le cas du site 1 (*schéma*). Au sein du site 2, trois paramètres se maintiennent à un taux plus élevé qu'au sein du site 1 : le succès reproducteur, la densité de territoires de l'ensemble des espèces de passereaux aux 10 ha, ainsi que la richesse spécifique toutes espèces d'oiseaux prairiaux confondues (protocole ONEPF). Entre 2009 et 2019, la densité moyenne est en effet de $18,6 \pm 4,1$ territoires aux 10 ha avec 10 espèces comptabilisées sur le site 2, contre $10,8 \pm 2,8$ territoires avec 7 espèces sur le site 1 (*figure 5*). C'est également dans la zone comprenant ce site 2 que l'on a observé une augmentation locale du nombre de courlis cendrés (*encadré 2*) et que les derniers râles des genêts ont été dénombrés (*encadré 3*).

Figure 5 Évolution de la densité de territoires, toutes espèces de passereaux confondues, pour chaque circuit entre 2009 et 2019.



► Encadré 2 • Une redistribution des courlis cendrés

Au cours des 11 années de suivis, la population globale de courlis cendrés est restée stable ($p = 0,6$, non significatif). Cette stabilité globale cache cependant des dynamiques contrastées au sein de la zone d'étude. En effet, le nombre de courlis cendrés recensés dans la zone traversée par l'A406 et dans la zone sud est en diminution, tandis que la densité des couples a augmenté dans la zone nord (carte 1).

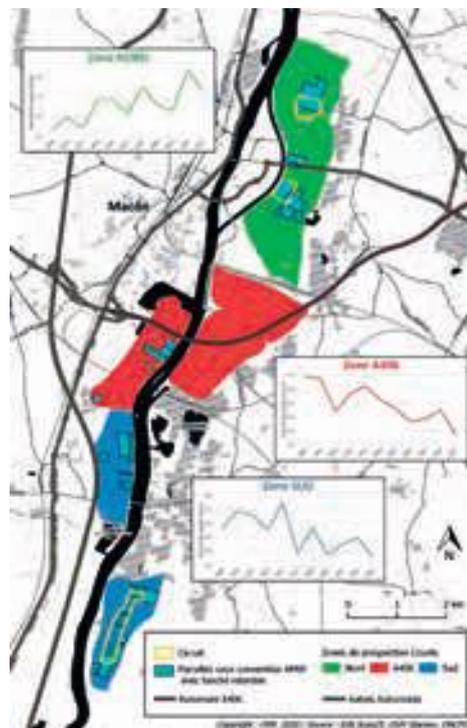
La tendance négative dans la zone de l'A406 peut s'expliquer directement par l'emprise de l'autoroute et donc par la perte d'habitat. De même, elle peut s'expliquer par les facteurs secondaires qui découlent de l'aménagement, comme le dérangement à proximité, les remblais qui cloisonnent le paysage, le remembrement des parcelles avoisinantes qui a entraîné le retournement de prairies.

Nous pouvons émettre l'hypothèse d'un déplacement des individus de cette zone impactée par l'autoroute vers la zone nord. Celle-ci, qui présente plusieurs parcelles où la fauche est retardée sous convention, voit en effet son nombre d'individus augmenter de manière significative. Cependant, seule une des deux zones possédant des parcelles conventionnées pour de la fauche retardée semble tamponner l'impact de l'aménagement autoroutier.

La zone au sud de l'A406 voit quant à elle son effectif de courlis cendrés diminuer significativement au cours des ans. Cette chute localisée du nombre d'individus n'est pas expliquée, mais elle est représentative d'un phénomène constaté depuis quelques années dans certaines prairies plus au nord du Val de Saône (données OFB, non pub.).

Il est à noter que dans la zone nord, la densité de courlis cendrés avoisine à présent 1,5 couple aux 10 ha. Sans doute est-il à craindre que cette zone puisse très prochainement présenter un problème de densité-dépendance du succès reproducteur (fiche espèce Courlis cendré INPN).

Carte 1 Zones de suivi du courlis cendré entre 2009 et 2019.



► Encadré 3 • L'enjeu de conservation du rôle des genêts

Le rôle des genêts, espèce à grand enjeu de conservation, est en déclin dans le Val de Saône depuis au moins une trentaine d'années. Depuis 1999, la contraction progressive de l'aire de distribution de l'espèce est perceptible sur l'ensemble de la vallée dans le département de l'Ain. Ses effectifs ont connu une baisse régulière dans cette zone d'étude, jusqu'à leur disparition locale entre 2017 et 2019 (figure 6). Entre 2011 et 2016, les derniers individus recensés étaient cantonnés dans le sud, à proximité des parcelles où la fauche avait été retardée dans le cadre des conventions APRR, voire plus rarement en bordure de prairies dans de jeunes peupleraies très peu denses avec un couvert végétal fauché tardivement en automne (carte 2). Il se peut donc que les derniers individus encore présents avant 2017 se soient maintenus grâce aux fauches retardées mises en place. Le report de la date de fauche après le 15 juillet a été retenu dans ce programme pour laisser aux jeunes issus des premières couvées la capacité de fuir devant les faucheuses. Ainsi, en début d'étude, des juvéniles ont bien effectué leur croissance au sein des prairies conventionnées. Mais si ces dernières ont pu contribuer à ralentir la disparition du rôle des genêts, elles n'ont toutefois pas pu l'empêcher. L'augmentation de l'échelle d'application des mesures de préservation mises en œuvre aurait peut-être pu éviter la quasi-disparition de cette espèce dans le Val de Saône (Broyer *et al.*, 2013).

Carte 2 Rétractation de la distribution du rôle des genêts dans le Val de Saône.

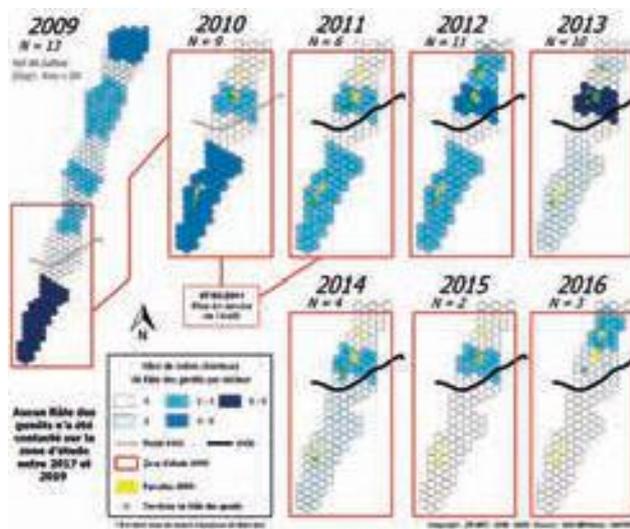


Figure 6 Évolution du nombre de mâles chanteurs de rôle des genêts dans la zone d'étude entre 2009 et 2019.



Le site 3 est quant à lui plus difficilement comparable avec les deux autres. Il présente une diversité de milieux, des entités prairiales plus petites et des habitudes de fauche différentes. Si la densité moyenne de 10,7 ± 3,6 territoires aux 10 ha est globalement comparable à celle du site 1, la

richesse spécifique cumulée y est plus élevée, avec 15 espèces observées. Comme cela a déjà été objecté par Broyer *et al.* (2013), une plus grande surface fauchée tardivement semble ainsi plus bénéfique pour l'avifaune prairiale. En situation isolée, une faible surface très attractive peut mener à terme à une surdensité locale et, par conséquent, à une augmentation de la compétition pour l'acquisition d'un territoire et des proies invertébrées, ainsi qu'à attirer les prédateurs. D'autant plus que, dans la même région, une étude précédente a montré qu'un accroissement de la densité des territoires de passereaux au-delà de 10 pour 10 ha pouvait fortement altérer le résultat de la reproduction (Broyer, 2011). Cette densité-dépendance des bilans reproducteurs devra donc inciter à ne pas concentrer la nidification de l'avifaune prairiale sur des superficies trop restreintes ; en d'autres termes, à ne pas trop concentrer les territoires (Broyer, 2009).

met en avant de manière plus précise les effets de cette mesure depuis 2009. Les résultats apportés par le suivi des passe-reaux, combinés à la quasi-disparition du rôle des genêts – qui n'a hélas pas pu être empêchée –, doivent à présent porter notre attention sur l'échelle d'application des mesures de conservation.

Remerciements

Nous tenons à remercier particulièrement toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation des relevés de terrain au cours des 11 années de suivis (les deux Vincent, Philibert, Clémence, Claire, Stéphanie, Léa, Morgane, Fran, Julie, Aude), les agents du Service départemental de l'ex-ONCFS de Saône-et-Loire pour leur investissement, Luka, Paul, Antoine et Mélanie pour l'appui à la coordination et à l'analyse, Isabelle et Valérie pour le suivi administratif et budgétaire, ainsi que Romain Chazal. Nous remercions également la société APRR, financeuse de cette étude, pour sa confiance. Enfin, merci aux agriculteurs concernés pour leur coopération lors des suivis des fauches, à l'EPTB Saône & Doubs, animateur du site Natura 2000, pour les échanges techniques et sa collaboration au suivi du rôle des genêts, ainsi qu'aux chambres d'agriculture de l'Ain et de Saône-et-Loire pour la transmission des informations nécessaires au bon déroulement de l'étude. ●

Conclusion

Cette expérimentation nous a permis de vérifier la pertinence d'un report de la date de fauche après le 15 juillet, au regard du pouvoir attractif des prairies conventionnées pour les passereaux prairiaux et de l'effet engendré par une fauche retardée sur leur probable succès reproducteur. L'article de Broyer *et al.* (2020)



© M. Benmergui/OFB

▲ Les parcelles où la fauche est retardée voient leur fréquentation par le courlis cendré augmenter de manière significative.

Bibliographie

- ▶ Broyer, J. 2009. Whinchat *Saxicola rubetra* reproductive success according to hay cutting schedule and meadow passerine density in alluvial and upland meadows in France. *Journal for Nature Conservation* 17: 160-167. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.004>
- ▶ Broyer, J. 2011. Long-term effects of agri-environment schemes on breeding passerine populations in a lowland hay-meadow system. *Bird Study* 58(2): 141-150. <https://doi.org/10.1080/00063657.2010.543645>
- ▶ Broyer, J., Curtet, L. & Chazal, R. 2013. How to improve Agri-environment Schemes to achieve meadow bird conservation in Europe? A case study in the Saône valley, France. *Journal of Ornithology* 155: 145-155. <https://doi.org/10.1007/s10336-013-0996-6>
- ▶ Broyer, J., Belghali, S., Le Goff, C., Ferrier, C. & Soufflot, P. 2020. Spatial convergence of meadow passerine territory distribution with mowing delay: an experiment in lowland grasslands. *Journal of Ornithology* 161: 769-778. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01764-x>
- ▶ Kokko, H. & Sutherland, W.J. 2001. Ecological traps in changing environments: Ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research* 3: 537-551.
- ▶ Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L. & Jenni, L. 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology* 146: 14-23. <https://doi.org/10.1007/s10336-004-0059-0>
- ▶ Shitikov, D., Fedotova, S., Gagieva, V., Fedchuk, D., Dubkova, E. & Vaytina, T. 2012. Breeding-site fidelity and dispersal in isolated populations of three migratory passerines. *Ornis Fennica* 89: 53-62.
- ▶ Shitikov, D., Vaytina, T., Gagieva, V. & Fedchuk, D. 2015. Breeding success affects site fidelity in a Whinchat *Saxicola rubetra* population in abandoned fields. *Bird Study* 62: 96-105. <https://doi.org/10.1080/2F00063657.2014.988120>
- ▶ Tome, D. & Denac, D. 2011. Survival and development of predator avoidance in the post-fledging period of the whinchat (*Saxicola rubetra*): consequences for conservation measures. *Journal of Ornithology* 153: 131-138. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0713-2>
- ▶ Voříšek, P., Jiguet, F., Van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Gregory, R.D. 2010. Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? *BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III*.
- ▶ Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168. <https://doi.org/10.2307/1938423>
- ▶ Fiche espèce Courlis cendré INPN. <https://inpn.mnhn.fr/docs/cahab/fiches/Courlis-cendré.pdf>
- ▶ Fiche espèce Tarier des prés INPN. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/4049

Bulletin d'abonnement et règlement à adresser à :

OFB – Agence Comptable
« Le Nadar » Hall C
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

| | HT | France métropolitaine et Monaco | | Pays de l'Union européenne | | Martinique, Guadeloupe, Réunion et Corse | | Guyane, Mayotte | Autre ⁽¹⁾ |
|---|---------|---------------------------------|---------|----------------------------|---------|--|---------|-----------------|----------------------|
| | | TVA 5,5 % | TTC | TVA 5,5 % | TTC | TVA 2,1 % | TTC | | |
| Abonnement annuel (4 numéros – parution trimestrielle) | | | | | | | | | |
| Particuliers | 18,96 € | 1,04 € | 20,00 € | 1,04 € | 20,00 € | 0,40 € | 19,36 € | 18,96 € | 22,00 € |
| Étudiants et personnes en recherche d'emploi (sur justificatif) | 14,22 € | 0,78 € | 15,00 € | 0,78 € | 15,00 € | 0,30 € | 14,52 € | 14,22 € | 15,00 € |
| Organismes divers – Entreprises | 18,96 € | 1,04 € | 20,00 € | - | - | 0,40 € | 19,36 € | 18,96 € | 22,00 € |
| Organismes divers et entreprises des pays de l'Union européenne : | | | | | | | | | |
| avec n° de TVA intracommunautaire | 18,96 € | - | - | Exonération = 18,96 € | | - | - | - | - |
| sans n° de TVA intracommunautaire | 18,96 € | - | - | 1,04 € | 20,00 € | - | - | - | - |

⁽¹⁾ Pays hors Union européenne, Andorre et Collectivités d'outre-mer (St-Pierre-et-Miquelon, St-Barthélémy, St-Martin, Nouvelle-Calédonie, Wallis-et-Futuna et la Polynésie française).

Faune sauvage 327

Raison sociale

Nom Prénom

Votre n° TVA intracommunautaire

Adresse complète

Téléphone E-mail

Souscrit abonnement(s) à la revue *Faune sauvage** pour 1 an (4 numéros) au prix total de €

Paiement par : chèque virement

Désire recevoir une facture oui non

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'OFB

Date :

Signature

Paiement par virement

(Merci d'envoyer votre justificatif du virement et votre bon de commande à l'adresse abonnement-faunesauvage@ofb.gouv.fr)

| Code banque | | Code guichet | | N° de compte | | Clé RIB | | Domiciliation | |
|--|------|--------------|------|--------------|------|---------|--|----------------------------|--|
| 10071 | | 75000 | | 00001000949 | | 46 | | TP PARIS | |
| IBAN (International Bank Account Number) | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | BIC (Bank Identifier Code) | |
| FR 76 | 1007 | 1750 | 0000 | 0010 | 0094 | 946 | | TRPUFRP1 | |

N° Identification TVA : FR29130025919 – SIRET : 130 025 919 00015 – Code APE : 8413Z

*** Attention !**

La parution de *Faune sauvage* va s'arrêter après le numéro 328. Une nouvelle revue, riche de l'expertise accumulée dans les deux publications actuelles de l'OFB, *Espaces naturels* et *Faune sauvage*, va sortir à compter de l'été 2021. Elle continuera à informer les lecteurs sur l'activité scientifique et technique de l'OFB et de ses partenaires, ainsi que sur les bonnes pratiques de gestion en faveur de la biodiversité. Nos abonnés n'auront aucune démarche à faire, leur abonnement basculera automatiquement sur la nouvelle publication.

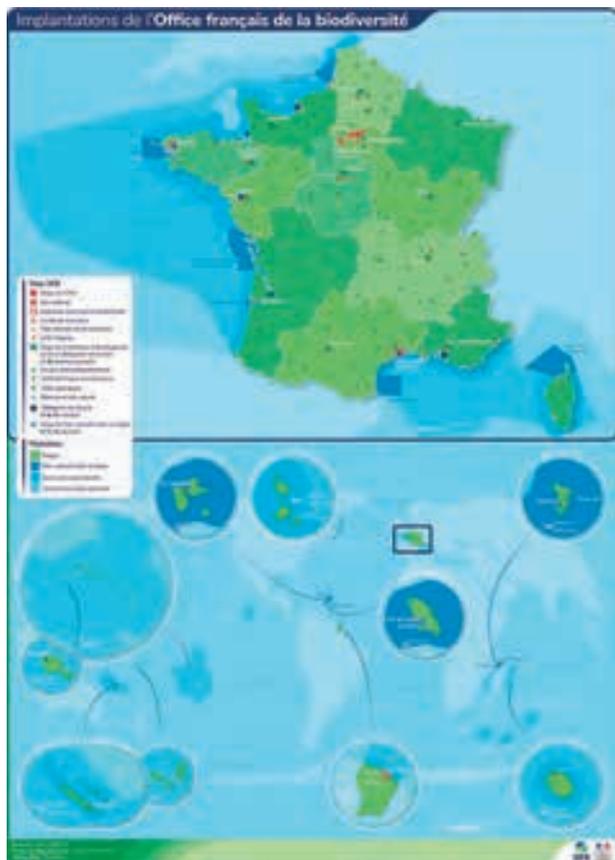


Pour toute commande d'exemplaires ou pour toute question, contactez-nous à l'adresse suivante :

abonnement-faunesauvage@ofb.gouv.fr

Retrouvez les précédents numéros de *Faune sauvage* sur le portail technique de l'OFB :

<https://professionnels.ofb.fr/fr/doc/revue-faune-sauvage>



Un maillage au plus près des territoires

- **5** sites nationaux
- **11** directions régionales, **1** direction interrégionale métropolitaine et **1** direction pour les Outre-mer
- **90** services départementaux métropolitains et **3** services interdépartementaux
- **4** services départementaux ultra-marins, **1** brigade nature Océan indien et **1** service territorial à Saint-Pierre-et-Miquelon
- **3** délégations de façade maritimes métropolitaines
- **2** délégations territoriales ultra-marines (Polynésie française et Nouvelle-Calédonie compétente pour Wallis-et-Futuna)
- **3** délégués territoriaux (Antilles, Guyane et Océan indien)
- **9** parcs naturels marins (Iroise, Mayotte, golfe du Lion, Glorieuses, estuaires picards et de la mer d'Opale, Bassin d'Arcachon, estuaire de la Gironde et mer des Pertuis, cap Corse et Agriate, Martinique)
- Le sanctuaire de mammifères marins Agoa aux Antilles
- Plusieurs pôles d'études et de recherche sur les espèces et les milieux.

Siège social

Office français de la biodiversité
12 cours Lumière
94300 Vincennes

Sites nationaux

Site de Brest

16 quai de la Douane
CS42932
29229 Brest Cedex 2
02 98 33 87 67

Site de Paris Wagram

85 bis avenue de Wagram
75017 Paris
01 44 15 17 17

Site de Pérols

Immeuble Tabella – ZAC de l'aéroport
125 impasse Adam Smith
34470 Pérols
04 67 69 84 00

Site d'Auffargis-Saint-Benoist

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
01 30 46 60 00

Site de Vincennes

« Le Nadar » Hall C
5 Square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00

Directions (inter)régionales

Auvergne-Rhône-Alpes

Chemin des chasseurs
69500 Bron
04 72 78 89 40
dr.auvergne-rhone-alpes@ofb.gouv.fr

Bourgogne-Franche-Comté

57 rue de Mulhouse
21000 Dijon
03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franche-comte@ofb.gouv.fr

Bretagne

84 rue de Rennes
35510 Cesson-Sévigné
02 23 45 06 06
dr.bretagne@ofb.gouv.fr

Centre-Val-de-Loire

Bâtiment Vienne
9 avenue Buffon
45071 Orléans Cedex 2
02 38 25 16 80
dr.centre-val-de-loire@ofb.gouv.fr

Corse

Les Jardins de la Duranne
Bâtiment A – Rez-de-chaussée
510 rue René Descartes
13090 Aix-en-Provence
04 42 38 22 86
dir.paca-corse@ofb.gouv.fr

Grand-Est

Bâtiment Moselle
Chemin du Longeau – Rozérieulles
57160 Moulins-lès-Metz
03 87 52 14 56
dr.grand-est@ofb.gouv.fr

Hauts-de-France

56 rue Jules Barni
80040 Amiens Cedex 1
dr.hauts-de-france@ofb.gouv.fr

Île-de-France

12 cours Lumière
94300 Vincennes
dr.ile-de-france@ofb.gouv.fr

Normandie

3 rue du Presbytère
Saint-Georges-d'Aunay
14260 Seulline
02 31 77 71 11
dr.normandie@ofb.gouv.fr

Nouvelle-Aquitaine

353 Bd du Président Wilson
33073 Bordeaux Cedex
05 56 13 28 10
dr.nouvelle-aquitaine@ofb.gouv.fr

Occitanie

97 rue Saint-Roch
31400 Toulouse
05 62 73 76 80
dr.occitanie@ofb.gouv.fr

Pays de la Loire

Parc d'affaires La Rivière
8 Bd Albert Einstein – Bâtiment B
La rivière CS 42355
44323 Nantes
02 51 25 07 82
dr.pays-de-la-loire@ofb.gouv.fr

Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse

Les Jardins de la Duranne
Bâtiment A – Rez-de-chaussée
510 rue René Descartes
13090 Aix-en-Provence
04 42 38 22 86
dir.paca-corse@ofb.gouv.fr

Outre-mer

44 rue Pasteur
BP 10808
97338 CAYENNE
05 94 27 22 60
dr.outremer@ofb.gouv.fr

DOSSIER

Peste porcine africaine : bilan après deux ans de lutte à la frontière franco-belge



© P. Massi/OFB

Et aussi

- ▶ Une approche statistique pour optimiser les suivis des populations de lagopède alpin.
- ▶ Typologie des cours d'eau à écrevisses à pieds blancs en Auvergne Rhône-Alpes. Quels facteurs influencent leur répartition ? Peut-on quantifier et expliquer leur régression ?
- ▶ Dérivation et recréation du lit mineur de la Veyle au droit de la gravière de Saint-Denis-Les Bourg (Ain) : influence sur les communautés de poissons et incidence sur l'hydromorphologie du cours d'eau.

Et d'autres sujets encore...



Suivez l'actualité de la biodiversité avec @DocBiodiv



Découvrez ainsi :

- ▶ La revue de presse et du net « Biodiversité » qui propose une sélection d'informations quotidienne à destination des professionnels de la nature et de leurs partenaires.

<https://www.scoop.it/topic/espaces-naturels>

- ▶ Le fil d'actualités sur Twitter qui diffuse et relaie des informations, articles, publications, lettres, podcasts, conférences... issus de la communauté scientifique et technique.

<https://twitter.com/DocBiodiv>



POUR VOUS INFORMER

- <https://professionnels.ofb.fr/fr/documentation>
- Service documentation – Tél. : 01 30 46 60 25 – Mail : doc@ofb.gouv.fr

Histoire et impacts environnementaux de l'orpaillage en Guyane

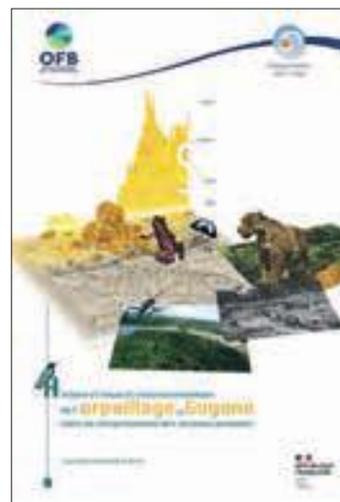
Clefs de compréhension des tensions actuelles

La présence d'or en Guyane, supposée depuis les grandes explorations des ^{xvi}^e et ^{xvii}^e siècles, n'est officialisée qu'en 1855. Cette découverte initie une première ruée vers l'or qui durera jusqu'à la Première Guerre mondiale, et lors de laquelle plusieurs milliers d'orpailleurs, généralement sans titre, viennent exploiter les dépôts aurifères contenus dans les alluvions des cours d'eau guyanais. Les méthodes d'extraction sont alors gravimétriques et les outils rudimentaires, mais l'orpaillage est rentable à défaut d'être efficace. Avec l'écrémage progressif des gisements, l'intérêt pour l'or guyanais s'estompe progressivement au cours du ^{xx}^e siècle avant de connaître un nouvel essor à partir des années 1980, porté par l'envolée des cours et le perfectionnement des techniques de prospection et d'exploitation, désormais très industrialisées. Dans ce contexte, et sur un territoire largement couvert par une forêt tropicale primaire difficilement accessible, l'orpaillage illégal se développe fortement et génère d'importantes tensions.

Aujourd'hui, l'intensification de l'activité légale comme illégale se confronte directement aux politiques publiques de préservation des milieux naturels et de la biodiversité. En Guyane, l'orpaillage exerce effectivement une forte pression sur un environnement riche et très diversifié. Déforestation des zones exploitées, destruction des criques et pollution par le mercure et les matériaux fins remis en suspension dans les cours d'eau contribuent à altérer significativement et durablement des milieux de grande valeur, dont la résilience semble très longue. Un clivage fort a ainsi émergé au sein de la société guyanaise – et plus largement française –, opposant un développement économique par l'exploitation de la ressource aurifère finie à la préservation et à la valorisation de milieux uniques et fragiles.



<https://professionnels.ofb.fr/fr/node/826>



Protocoles de recueil de données hydromorphologiques en plan d'eau

Caractérisation des habitats des rives et du littoral (Charli)

Caractérisation de l'altération des berges (Alber)

Ce guide est une aide à la lecture, à la compréhension et à l'application des normes (Afnor T90-714 et T90-718), traitant de la caractérisation des habitats des rives et du littoral et de la caractérisation de l'altération des berges des plans d'eau.

Il s'applique aux écosystèmes lentiques d'eau douce continentaux, de quelques hectares à plusieurs milliers d'hectares, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique.

La méthode proposée se décline en trois étapes principales :

- la préparation de supports cartographiques de saisie ;
- la prospection *in situ* du plan d'eau et la retranscription des observations sur les supports ;
- la saisie et la bancarisation des informations recueillies sous un format numérique géoréférencé.

Ce guide a notamment vocation à appuyer la mise en œuvre des actions de surveillance réglementaire de la DCE, mais peut également être utilisé dans le cadre de toute étude écologique sur un système lacustre, nécessitant la prise en compte de la composante hydromorphologique.



<https://professionnels.ofb.fr/fr/node/827>

