

Faune sauvage

le bulletin technique & juridique de l'Office national
de la chasse et de la faune sauvage



› **Connaissance & gestion des espèces**

Perdrix grise : résultats de l'étude PeGASE

p. 17



› **Connaissance
& gestion des espèces**

Impact des lâchers
cynégétiques
de canards colverts sur
les populations sauvages

p. 4

› **Connaissance
& gestion des espèces**

Mortalité des oiseaux
et des chiroptères
sur un parc éolien

p. 10



› **Connaissance
& gestion des habitats**

L'ONCFS opérateur
Natura 2000
dans le golfe du Morbihan

p. 49

› **Nouvelles des réseaux**

Réseau Ongulés sauvages :
Mise à jour de la situation
des ongulés de montagne

p. 60



Passionnés de nature,
gestionnaires cynégétiques,
retrouvez *Faune sauvage*
et encore plus d'informations
sur le site internet de l'ONCFS

www.oncfs.gouv.fr



Les actualités nationales
et régionales...

Les rubriques
Études et Recherche...



Les pages
des réseaux
de correspondants

Et les précédents numéros
de *Faune sauvage*...

Inscrivez-vous à la lettre d'information sur www.oncfs.gouv.fr



Faune sauvage N° 298 – 1^{er} trimestre 2013 – parution mars 2013

le bulletin technique & juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONCFS – Mission communication – 85 bis avenue de Wagram – 75017 Paris – Tél. : 01 44 15 17 10 – Fax : 01 47 63 79 13

Directeur de la publication : Jean-Pierre Poly

Rédacteur en chef : Richard Rouxel (richard.rouxel@oncfs.gouv.fr)

Comité de rédaction : Annie Charlez, Antoine Derieux, Yves Ferrand, David Gaillardon, Dominique Gamon, Pierre Migot, Michel Reffay, Richard Rouxel, Gérard Ruven

Service abonnement : Tél. : 01 44 15 17 06 – Fax : 01 47 63 79 13 – abonnement-faunesauvage@oncfs.gouv.fr

Vente au numéro : Service documentation – BP 20 – 78612 Le Perray-en-Yvelines

Tél. : 01 30 46 60 25 – Fax : 01 30 46 60 99 – doc@oncfs.gouv.fr

Prix : 5,60 € ttc le numéro ; 5,10 € ttc l'unité à partir de 20 exemplaires

Éditorial



© DR

Bernard Baudin
Président de la Fédération
nationale des chasseurs



© DR

Henri Sabarot
Président du Conseil d'administration
de l'Office national de la chasse
et de la faune sauvage

Développer le partenariat entre l'ONCFS et les structures cynégétiques, pour une meilleure connaissance du gibier

La FNC et l'ONCFS ont récemment réaffirmé leur volonté de développer leur collaboration, dans le respect des prérogatives et des compétences de chacune des parties.

L'établissement public s'y attache à chaque occasion au sein de ses instances de décisions. Son Contrat d'objectifs recense avec précision les engagements, les missions et les partenariats de cette entreprise.

Au moment où les questions de gouvernance de la nature et de la biodiversité se posent en des termes nouveaux, il est temps de rappeler que la gestion durable du patrimoine constitué par la faune sauvage et ses habitats est d'intérêt général, et que la pratique de la chasse dont le caractère environnemental, culturel, social et économique ne saurait nous échapper, participe à cette gestion et contribue à l'établissement d'un équilibre durable entre le gibier, les milieux et les activités humaines.

Toutes nos forces sont donc nécessaires à la construction d'une connaissance partagée, prolongée par une action de terrain coordonnée avec les acteurs agricoles et forestiers conscients des enjeux et soucieux d'apporter leur soutien.

Au cœur de nos préoccupations, la revue *Faune sauvage* éditée par l'ONCFS met à disposition ces connaissances sur le gibier, souvent acquises en partenariat entre l'établissement public et les fédérations départementales des chasseurs, et témoigne de notre engagement à faire progresser la chasse selon les principes du développement durable. Ainsi, les résultats de l'étude PeGASE sur la perdrix grise conduite avec quinze fédérations

départementales des chasseurs au cœur du bastion de l'espèce, qui sont présentés dans ce numéro, illustrent cette démarche. Grâce à des outils sophistiqués comme le suivi par radiopistage de plus de 500 perdrix sur quelque 15 000 hectares de grandes cultures, la capacité de reproduction tout à fait satisfaisante de l'espèce a été confirmée, le rôle de la prédation dans sa dynamique précisé... Ces informations apportant à chacun un réconfort qui permet de relativiser la faiblesse des effectifs actuels.

Dans cet esprit, l'ONCFS, fort de ces connaissances partagées et de l'expertise associée, doit s'attacher notamment avec le réseau fédéral à une approche de conciliation des usages, de dialogue, d'établissement de règles de bonne gestion des ressources cynégétiques et de propositions de bonnes pratiques, en concertation avec nos partenaires naturels dans la sphère environnementale.

L'établissement d'un diagnostic et l'ébauche de solutions communes sur les sujets qui s'imposent à nous constituent un premier objectif. Mais nous ne progresserons dans le partage des usages que par celui de la connaissance.

Aussi l'ONCFS « établissement public » doit-il continuer à exercer pleinement sa fonction de référent scientifique en matière de suivi de la faune sauvage, avec ses partenaires.

Cependant, cet exercice ne saurait être complet sans contribuer à l'éducation à l'environnement dont les carences font le lit des dogmes, de *l'a priori* et des extrêmes.

Bonne lecture. ■

Sommaire

page 4



Connaissance & gestion des espèces

Les canards colverts lâchés pour la chasse interagissent-ils avec les populations sauvages ?

Cet article fait état de recherches menées récemment sur les conséquences des lâchers massifs de canards colverts, à des fins cynégétiques, sur les populations naturelles en termes de démographie, comportement, morphologie, génétique et pathogènes. Si les conséquences écologiques pour les populations réceptrices semblent limitées à ce jour, les résultats de cette étude appellent à exercer une vigilance continue sur la diffusion de pathogènes et les risques génétiques à long terme associés à ces renforcements.

**J. CHAMPAGNON,
M. GAUTHIER-CLERC,
J.-D. LEBRETON,
J.-B. MOURONVAL,
M. GUILLEMAIN**



© F. Latraube

page 17



Dossier

Bilan de l'étude PeGASE sur la perdrix grise

Afin de réactualiser les données de référence collectées en 1995-1997, une nouvelle étude nationale sur la perdrix grise a été mise en place en 2010-2011. L'objectif était d'apporter des réponses aux questions des chasseurs concernant la survie des perdrix grises et leur reproduction, en particulier les causes de mortalité et d'échec des pontes.

Les relations entre ces paramètres et les principaux facteurs du milieu de vie de l'espèce, à savoir l'abondance en prédateurs, en invertébrés, la structure de l'habitat et les conditions météorologiques, ont été analysées. Sans oublier l'impact des produits phytopharmaceutiques, qui a constitué le moteur scientifique de cette étude.

Ce dossier a été réalisé en co-rédaction avec Elisabeth Bro (ONCFS, CNERA Petite faune sédentaire de plaine).

page 10



Connaissance & gestion des espèces



Suivi des oiseaux et des chiroptères sur un parc éolien

Comportement et mortalité à Bollène (84) entre 2009 et 2012

Un suivi post-implantation d'un parc éolien a été réalisé sur trois ans, afin d'évaluer son impact en termes de mortalité sur l'avifaune et les chiroptères. Après une présentation de la méthodologie employée pour la recherche de cadavres et le calcul d'estimation de la mortalité, les résultats concernant les espèces touchées, la localisation des cadavres et le comportement des oiseaux face aux éoliennes sont exposés. De nouvelles méthodes de prospection sont finalement envisagées, ainsi que des préconisations pour limiter ces impacts à titre expérimental.

D. ROUX, M. TRAN, N. GAY



Gestion de site Natura 2000 dans le golfe du Morbihan

L'ONCFS opérateur du volet « oiseaux »

L'ONCFS est depuis 2007 opérateur Natura 2000 sur la ZPS du golfe du Morbihan. L'objectif est d'assurer un bon état de conservation de l'avifaune, pour laquelle le golfe a été reconnu d'importance européenne. Le tourisme, les activités nautiques, la pêche ou la conchyliculture sont autant d'usages qui contribuent par ailleurs à la forte attractivité du site. Les missions relatives à Natura 2000 s'inscrivent donc dans une démarche de concertation et de partenariat, afin de permettre une meilleure compatibilité entre enjeux de préservation et développement local. Les compétences techniques et réglementaires de l'ONCFS, décrites ici, sont de réels atouts pour mener cette mission à bien.

L. PICARD



Clôtures, chasses commerciales et enclos

Cet article fait le point du droit sur la création des enclos de chasse et l'édification de clôtures dans le milieu naturel, et le met au regard de la libre circulation des animaux sauvages et des continuités écologiques. Un focus est également fait sur les chasses commerciales, qui peuvent quant à elles être établies sur des territoires non clôturés désormais.

A. CHARLEZ



Les ongulés de montagne en France

Situation en 2010



R. CORTI, C. SAINT-ANDRIEUX, B. GUBERT, D. DUBRAY, A. BARBOIRON





Les canards colverts lâchés pour la chasse interagissent-ils avec les populations sauvages ?



Lâcher de 150 canards colverts âgés de sept semaines dans un marais en Camargue, au mois de juillet.

Le lâcher de canards colverts est une pratique visant à renforcer les populations sauvages et à augmenter localement les tableaux de chasse. Il est pratiqué à large échelle en France et en Europe depuis le milieu des années 1970. Les études que nous avons menées récemment se sont attachées à répondre à trois questions :

- ❶ *Quel est le devenir des canards lâchés dans le milieu naturel ; quelle est leur contribution démographique aux tableaux de chasse et à la population sauvage ?*
- ❷ *Les canards lâchés se croisent-ils avec leurs congénères sauvages ?*
- ❸ *Les canards lâchés jouent-ils un rôle dans la transmission et la dissémination d'agents pathogènes ?*

Historique des lâchers

Les canards lâchés appartiennent à la même espèce que les individus sauvages : le canard colvert *Anas platyrhynchos*. Bien qu'il s'agisse de l'espèce de canard la plus abondante au monde, des renforcements de populations à partir d'oiseaux élevés en captivité ont été pratiqués dès les années 1950 en Amérique du Nord, et de manière plus soutenue en Europe à partir du milieu des années 1970.

L'objectif premier du renforcement de populations de canards colverts est d'augmenter les opportunités de prélèvement, et donc le tableau de chasse. On parle alors

de lâchers de tir, par opposition aux lâchers dits de repeuplement, qui concernent des oiseaux reproducteurs potentiels. Dans le cas le plus courant, on relâche des individus âgés de moins de dix semaines, un à deux mois avant l'ouverture de la saison de chasse. Cependant, dans certaines chasses à but commercial, les lâchers peuvent avoir lieu quelques jours seulement avant la chasse, voire le jour même.

Le **tableau 1** montre l'importance de la pratique du lâcher de canards colverts en Europe, relativement aux effectifs nicheurs et hivernants estimés.

**JOCELYN CHAMPAGNON^{1,2,3},
MICHEL GAUTHIER-CLERC²,
JEAN-DOMINIQUE LEBRETON³,
JEAN-BAPTISTE MOURONVAL¹,
MATTHIEU GUILLEMAIN¹**

¹ ONCFS, CNERA Avifaune migratrice
Le Sambuc, 13200 Arles.

² Centre de recherche de la Tour du Valat
Le Sambuc, 13200 Arles.

³ Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive,
CNRS – 1919 Route de Mende,
34293 Montpellier cedex 5.

Semblables en apparence, les canards lâchés et sauvages sont pourtant différents

Les études menées aux États-Unis ou en Dombes pour distinguer les colverts lâchés des colverts sauvages sur des critères de morphologie externe ont échoué (Byers & Cary, 1991 ; Manin, 2005 – mais voir Champagnon *et al.*, 2010 pour une discrimination sur la base du nombre de lamelles du bec). Par contre, à l'aide d'outils génétiques (les « microsattellites »), il a été possible de différencier des oiseaux issus d'élevage de spécimens sauvages de référence provenant de collections constituées avant

Tableau 1 Estimation du nombre de canards colverts lâchés, des effectifs hivernants et du nombre de couples sur les zones de reproduction. (D'après Champagnon, 2011)

Pays ou région	Nombre de canards colverts lâchés (minimum)	Effectif hivernant (en janvier)	Nombre de couples nicheurs
France dont :	1 400 000	311 000	100 000
Camargue	50 000	40 000	> 5 000
Brenne	30 000	12 000	8 000*
Suède	200 000	150 000	200 000
Danemark	500 000	50 000	35 000
République tchèque	250 000	160 000	35 000
Allemagne	100 000	250 000	400 000
Espagne	100 000	160 000	100 000
Portugal	100 000	10 000	10 000
Royaume-Uni	500 000	500 000	125 000
Total Europe	3 150 000	7 500 000	4 500 000

* Estimation de la population totale.

le développement des lâchers (*figure 1*). Cette distinction résulte de l'ancienneté des souches d'élevage actuelles, certes issues d'oiseaux provenant du milieu naturel, mais créées il y a plus de trente ans. L'isolement par la captivité de ces petites populations a induit une dérive et les a éloignées génétiquement des oiseaux sauvages (Champagnon *et al.*, 2013).

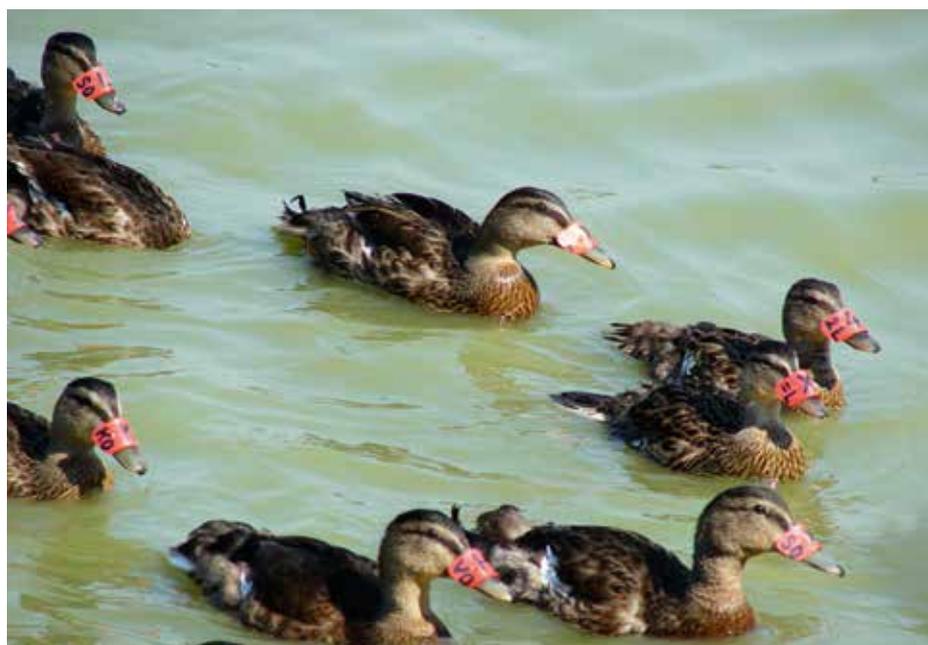
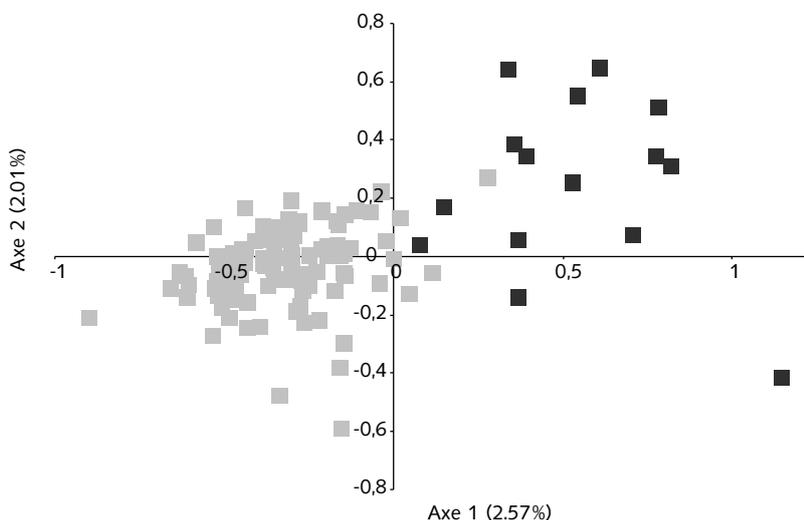
Les canards lâchés sont potentiellement moins résistants aux agents pathogènes, pour des raisons génétiques...

Une plus faible variabilité génétique a été mise en évidence chez les oiseaux en captivité, ce qui est cohérent avec de petites populations isolées telles que celles des élevages. Cette perte de diversité génétique a également été constatée sur un gène impliqué dans la réponse immunitaire. Les canards d'élevage possèderaient donc vraisemblablement une moindre capacité à faire face aux nombreux agents pathogènes dans le milieu naturel (Čížková *et al.*, 2012).

... et présentent des déficiences

Du fait même des conditions de captivité, il existe des différences morphologiques entre oiseaux lâchés et individus sauvages. En effet, quoique la plupart des organes internes des canards colverts en captivité soient comparables à ceux des oiseaux sauvages, la taille du gésier et la condition corporelle (aptitude à faire des réserves de graisse) sont inférieures chez les oiseaux d'élevage. La taille inférieure des muscles du gésier des oiseaux d'élevage réduit alors leur capacité à digérer des aliments les plus durs consommés dans le milieu naturel, comme certaines graines entières et leur tégument. La nourriture distribuée en élevage, à base d'aliments composés friables, explique sans doute cette différence (Champagnon *et al.*, 2012).

Figure 1 Illustration des différences génétiques entre canards colverts sauvages de référence (n = 15, carrés noirs, « ADN anciens ») et les canards issus de cinq élevages français (n = 98, carrés gris). (Premier plan de l'analyse factorielle des correspondances obtenue à partir du génotype sur 14 loci de chacun des individus.)



Lâcher expérimental de canards colverts porteurs d'une marque nasale pour suivi ultérieur.

© F. Cavallo/ONCFS

Une plus forte mortalité des canards lâchés

Au regard des résultats précédents, les canards issus d'élevage n'ont potentiellement pas les mêmes capacités de survie dans le milieu naturel que les canards sauvages. Le suivi d'individus marqués (*photo page 5*) a permis d'étudier finement cette question.

Une mortalité forte et variable entre le moment du lâcher et l'ouverture de la chasse

Le taux de mortalité des canards colverts d'élevage avant l'ouverture de la chasse varie considérablement en fonction de la méthode et du site du lâcher : une moyenne de 43 % a été relevée pour six lâchers de plus de 100 canards chacun en Camargue, avec un écart allant de 18 à 71 %. Cette mortalité peut donc être extrêmement élevée en comparaison de celle des oiseaux sauvages de trois à sept semaines, qui est de l'ordre de 16 % (Hestbeck *et al.*, 1989). Les différences de mortalité observées entre sites sont probablement liées aux conditions de gestion, en particulier à l'agrainage, au contrôle des prédateurs et à la gestion quantitative et qualitative de l'eau, qui conditionne pour partie l'abondance des ressources alimentaires naturelles.

Sans surprise, on note une mortalité élevée à l'ouverture de la chasse

Une grande partie des oiseaux lâchés est tuée lors des premières semaines de chasse. Le baguage de plus de 5 000 individus (*encadré*) a en effet permis d'observer que 80 % des canards colverts issus d'élevage tués à la chasse sont prélevés au moment de l'ouverture, fin août, ou dans les quelques semaines qui suivent, en septembre. La dispersion des oiseaux à partir du point de lâcher est très faible : 92 % sont tués sur le domaine même où ils ont été lâchés (Champagnon, 2011).

Les oiseaux non chassés meurent aussi

Même lorsque des oiseaux sont lâchés de manière expérimentale aux Marais du Vigueirat, un espace protégé en Camargue, seuls 10 à 18 % survivent jusqu'à la première saison de reproduction. La mortalité très élevée pourrait être l'une des conséquences de l'élevage, les oiseaux lâchés n'ayant probablement pas toutes les capacités à s'acclimater au milieu naturel et, notamment, à s'y alimenter. Cette interprétation est corroborée par leur faible condition corporelle qui traduit une incapacité à constituer des réserves de graisse. En conséquence, les risques de mortalité seraient accrus lors des vagues de froid, quand l'accès à la nourriture est restreint par le gel des étangs et oblige les canards à vivre sur leurs réserves de graisse. Les individus, soumis à un stress

énergétique, s'exposeraient alors davantage à la chasse, par exemple en recherchant les sites d'agrainage, ou à la prédation en diminuant leur vigilance durant la phase d'alimentation.

Reste-t-il des canards colverts « sauvages » ?

Le nombre d'oiseaux lâchés en France est tel que, malgré un très faible taux de survie, vraisemblablement cent mille d'entre eux sont encore présents chaque année après la fermeture de la chasse. Ils sont donc susceptibles de se reproduire dans le milieu naturel et pourraient dès lors modifier la structure génétique de la population sauvage.

Le patrimoine génétique de l'espèce est, à ce jour, relativement bien préservé...

Nous avons cherché à qualifier génétiquement 39 canards colverts provenant des Marais du Vigueirat, une réserve de 1 000 hectares où aucun lâcher n'est pratiqué. Parmi les oiseaux analysés, 79 % se sont révélés avoir une origine sauvage (*figure 2*). Un résultat comparable (82 % de canards colverts jugés sauvages) a été obtenu en milieu naturel, durant la saison de reproduction, en République Tchèque (Čížková *et al.*, 2012). Ainsi, l'idée répandue selon laquelle les lâchers massifs de canards colverts auraient provoqué la complète disparition du « colvert sauvage » doit être réfutée.

Vue aérienne du Marais du Vigueirat.

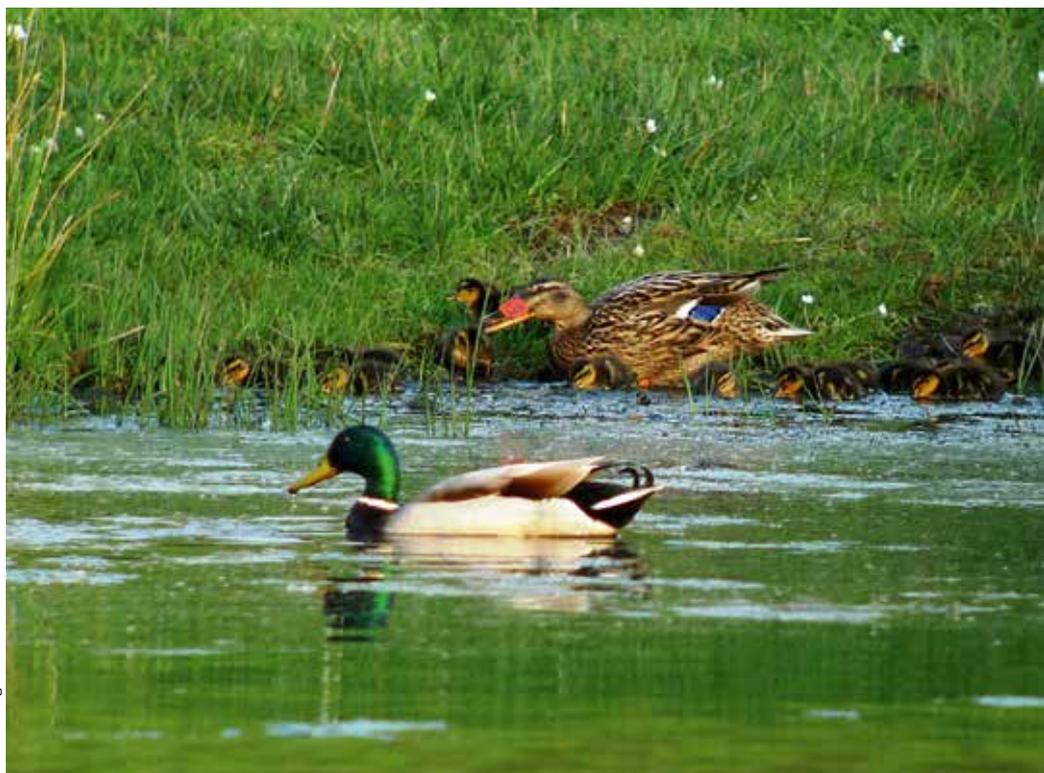


... mais l'hybridation avec des oiseaux lâchés est avérée et menace son intégrité

Si ces premiers résultats sont globalement rassurants, la présence d'individus issus de croisement entre canards colverts lâchés et sauvages au cours de l'hiver en Camargue et durant la reproduction en République tchèque est pourtant une réalité, confirmée par des analyses génétiques spécifiques. Les lâchers d'oiseaux d'élevage pourraient donc conduire, à moyen terme, à modifier la génétique du canard colvert sauvage.

Les gripes aviaires présentes dans les élevages de canards colverts

Un risque majeur associé aux lâchers concerne la transmission potentielle d'agents pathogènes vers le milieu naturel. Notamment parce que la concentration des individus dans les élevages et la baisse des réponses immunitaires chez les canards colverts captifs créent des conditions favorables au développement de tels agents. Des virus d'influenza aviaires ont effectivement été détectés dans deux des quatre élevages étudiés (Vittecoq *et al.*, 2012). Il s'agit de virus faiblement pathogènes, qui ne provoquent en général que des symptômes légers et une très faible mortalité. Cependant, la proportion d'individus infectés observée dans ces deux élevages (plus de 20 %) est très rarement rencontrée en milieu naturel. Une prévalence de 99 % d'individus positifs a même été observée lors d'une des sessions d'échantillonnage. Le risque sanitaire induit par l'élevage et le lâcher de canards colverts dans le milieu naturel est donc réel : les élevages jouent un rôle d'amplification des virus d'influenza aviaires et potentiellement d'autres agents pathogènes. Les oiseaux d'élevage nécessitent un contrôle sanitaire strict avant le lâcher.



Femelle colvert marquée « FNR » accompagnée de quinze canetons âgés d'un jour. Cette cane, lâchée en Brenne en août 2009, a été photographiée le 20 avril 2010.

Origine des canards colverts au tableau de chasse

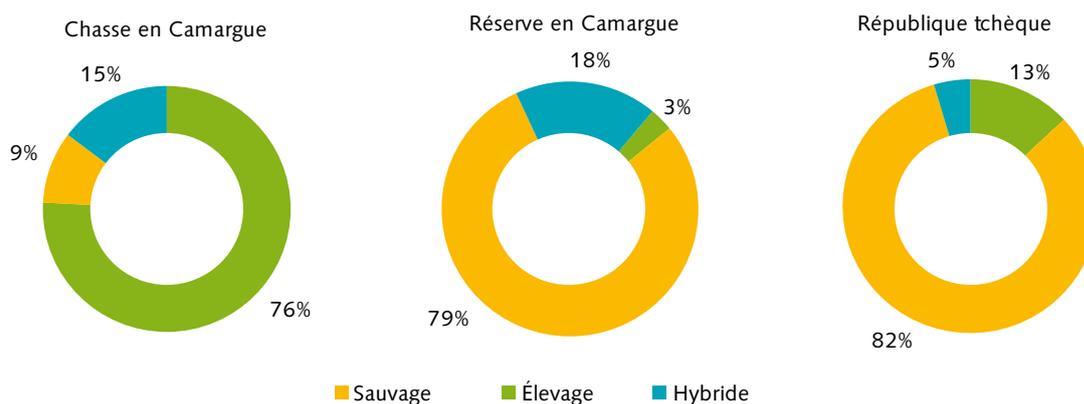
Le taux de prélèvement national n'aurait probablement pas pu se maintenir sans les lâchers

En France, le canard colvert est le plus chassé des anatidés, avec près de 1,3 million d'individus prélevés annuellement (Mondain-Monval & Girard, 2000). Une étude a été lancée dans deux chasses privées de Camargue afin d'identifier, via les outils génétiques décrits plus haut, la part d'individus

sauvages et lâchés dans les tableaux de chasse. Dans l'une de ces chasses est pratiqué le lâcher d'oiseaux avant l'ouverture, dans l'autre non – mais des domaines voisins le font massivement. Il ressort de cette étude que 76 % des individus prélevés sont originaires d'élevage (*figure 2*).

Bien qu'il s'agisse d'un faible échantillon, ces données suggèrent qu'une part importante du tableau de chasse dans les grandes zones humides où les lâchers sont couramment pratiqués pourrait être constituée par des oiseaux lâchés.

Figure 2 Proportion de canards colverts assignés à la classe « Sauvage », « Élevage » ou « Hybride » à partir de l'échantillonnage de deux chasses en Camargue (n = 41), d'une réserve en Camargue durant l'hiver (n = 39) et d'individus nicheurs en République tchèque (n = 139).



Une modélisation réalisée à partir des données de survie et de reproduction des canards lâchés et sauvages nous a permis de tester leur contribution respective aux effectifs présents en Camargue. Cette modélisation s'appuie sur d'inévitables approximations, du fait notamment du manque de précision sur les taux de reproduction des canards colverts lâchés. Cependant, il apparaît vraisemblable que le doublement du prélèvement annuel constaté au cours des vingt dernières années en Camargue (Mondain-Monval *et al.*, 2009) n'aurait pas pu avoir lieu si ces prélèvements avaient concerné la seule population sauvage (Champagnon, 2011).

Les canards colverts sauvages sont-ils favorisés par les lâchers massifs ?

L'analyse des données de baguage d'individus capturés dans des espaces protégés a permis de comparer la probabilité de survie des canards sauvages avant les années 1970 – donc avant l'apparition des lâchers massifs en Europe – et actuellement (de 2002 à 2008). La survie annuelle est restée stable voire aurait légèrement augmenté (mais l'incertitude a augmenté elle aussi, ce qui empêche de conclure de manière définitive – *figure 3*). Ce résultat appelle à des études plus approfondies, afin de déterminer si la population sauvage a pu bénéficier d'un report de la pression de chasse sur les individus lâchés. Cette hypothèse, si elle était confirmée, contrasterait avec le cas de la perdrix grise, pour laquelle des renforcements de population sans arrêt de la chasse ne diminuent pas le taux de prélèvement des individus sauvages (Bro *et al.*, 2006). Peut-être est-ce imputable à une vulnérabilité plus grande des perdrix sauvages à la chasse et à l'intensification agricole, alors que les canards colverts sauvages seraient relativement moins prélevés car fréquentant principalement les espaces protégés où la chasse ne s'exerce pas ?

Encadré

Baguage des canards

L'ONCFS a mis en place des programmes de baguage de canards en collaboration avec le Centre de recherches sur la biologie des populations d'oiseaux (CRBPO). Ils sont réalisés par des agents de l'ONCFS, mais aussi par des techniciens de fédérations des chasseurs, des agents d'autres associations de chasse et de protection de la nature ou de collectivités territoriales. Le baguage à la patte ou le marquage au bec répondent à des programmes de recherche visant à mieux comprendre le fonctionnement des populations. Ils sont indispensables pour réaliser des analyses de survie, de dispersion, ou pour étudier la migration ou la reproduction.

Ce type de programmes de recherche repose en très grande partie sur les informations que les chasseurs veulent bien transmettre. Toutes les personnes qui renvoient une bague ou une observation de marque nasale reçoivent en retour l'historique de l'oiseau en question.

Mâle de sarcelle d'hiver équipé de la marque nasale « VB= ».



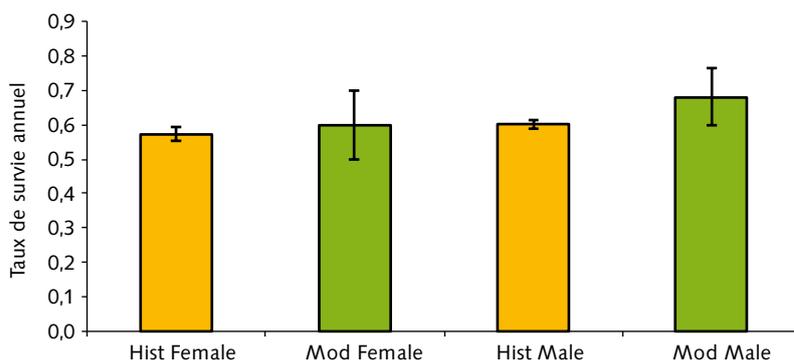
© Y. Thonnerieux

Cane colvert équipée d'une bague métallique.



© Y. Thonnerieux

Figure 3 Probabilité de survie annuelle des canards colverts sauvages adultes selon le sexe et la période de capture (Hist : 1952-1969 ; Mod : 2002-2008).



Conclusion

En France, des lâchers de renforcement à des fins cynégétiques sont pratiqués pour le faisan, le canard colvert, la perdrix rouge et la perdrix grise, le lapin de garenne, le lièvre, le chevreuil et le cerf, en nombres souvent importants au regard des populations sauvages respectives de ces espèces.

Les résultats obtenus récemment sur le canard colvert indiquent que la pratique du lâcher massif en France et en Europe a des effets dépréciateurs réels sur les populations sauvages, même si ces effets ne sont pas irrémédiables à ce jour. Ces résultats doivent alerter quant aux conséquences génétiques et sanitaires à long terme de la pratique des lâchers, s'ils se poursuivent avec la même ampleur.

Les travaux menés à ce jour sur les conséquences génétiques concernent des échantillons restreints en nombre et en sites d'étude, ce qui limite la portée des résultats. Une étude menée actuellement par une équipe suédoise, avec la collaboration de l'ONCFS, permettra, par l'utilisation de marqueurs génétiques plus nombreux (« les SNPs ») et de données issues de six pays européens, d'obtenir une quantification précise de l'hybridation entre colverts lâchés et sauvages et donc des conséquences des lâchers de canards colverts sur le patrimoine génétique de l'espèce en Europe.

Nos études se sont focalisées sur les impacts écologiques – en particulier démographiques, sanitaires et génétiques – des lâchers de canards colverts. Au-delà des conséquences pour les populations de canards sauvages, la pratique des lâchers peut avoir, directement ou indirectement, des conséquences pour la biodiversité, en particulier lorsqu'elle conduit à des modifications défavorables du milieu naturel ou de son fonctionnement. Par exemple, il est plus aisé d'obtenir un niveau de prélèvement élevé en lâchant du gibier qu'en gérant le marais pour le rendre attractif pour les oiseaux sauvages. Dans certains cas, le domaine de chasse devient alors un simple support physique pour le lâcher d'oiseaux, qui sont nourris et prélevés sur place.

Enfin, ces études ne doivent pas masquer d'autres aspects importants concernant la problématique des lâchers de canards colverts, à savoir les objections d'ordre éthique et social sur le type de chasse soutenu par cette pratique (chasse commerciale, chasse de tir). Ce procédé est en effet décrié par la communauté naturaliste mais également par de nombreux chasseurs, en particulier les plus jeunes (Havet *et al.*, 2007), qui revendiquent une chasse plus naturelle et plus « juste ».

Remerciements

Nous remercions très sincèrement les collaborateurs à toutes les études scientifiques réalisées, sans qui elles n'auraient pas vu le jour : Marion Vittecoq, Pierre-André Crochet, Johan Elmerg, Jakob Kreisinger, Dasa Ciskova, Pär Soderquist, François Cavallo, Pierre Legagneux, Olivier Devineau. Notre gratitude va à l'ONCFS, aux Marais du Vigueirat, au centre de recherche de la Tour du Valat, aux gestionnaires de domaines privés, ainsi qu'aux éleveurs et chasseurs qui nous ont accordé leur confiance. Nous remercions également les conservateurs de musées et propriétaires de collections d'oiseaux naturalisés pour nous avoir permis de prélever des échantillons d'ADN.

Enfin, nous remercions chacun des auteurs des photographies pour la qualité des clichés transmis pour illustrer cet article. ■

Contact

Pour toute information complémentaire ainsi que pour le retour de bagues de toutes espèces de canards, veuillez contacter :

Matthieu Guillemain
matthieu.guillemain@oncfs.gouv.fr



© R. Rouxel/ONCFS

Bibliographie

- Bro, E., Mayot, P. & Mettaye, G. 2006. Opérations de repeuplement en perdrix sans arrêt de la chasse : quel impact sur les populations ? Quelques éléments de réflexion sur ce mode de gestion mixte. *Faune sauvage* 274 : 34-39.
- Byers, S.M. & Cary, J.R. 1991. Discrimination of Mallard strains on the basis of morphometry. *Journal of Wildlife Management* 55: 580-586.
- Champagnon, J., Guillemain, M., Elmerg, J., Folkesson, K. & Gauthier-Clerc, M. 2010. Changes in Mallard *Anas platyrhynchos* bill morphology after 30 years of supplemental stocking. *Bird Study* 57: 344-351.
- Champagnon, J. 2011. Conséquences des introductions d'individus dans les populations d'oiseaux d'eau exploitées : l'exemple du canard colvert *Anas platyrhynchos*. Thèse Doct., Univ. Montpellier 2.
- Champagnon, J., Guillemain, M., Elmerg, J., Massez, G., Cavallo, F. & Gauthier-Clerc, M. 2012. Low survival after release into the wild: assessing «the burden of captivity» on Mallard physiology and behaviour. *European Journal of Wildlife Research* 58: 255-267.
- Champagnon, J., Crochet, P.-A., Kreisinger, J., Čížková, D., Gauthier-Clerc, M., Massez, G., Söderquist, P., Albrecht, T. & Guillemain, M. 2013. Assessing genetic impact of massive restocking on wild mallard. *Animal Conservation*.
- Čížková, D., Javůrková, V., Champagnon, J. & Kreisinger, J. 2012. Duck's not dead: does restocking with captive bred individuals affect the genetic integrity of wild mallard (*Anas platyrhynchos*) population? *Biological Conservation* 152: 231-240.
- Havet, P., Perrin-Houdon, J. & Rolland, A.-L. 2007. Les difficultés d'insertion des jeunes dans la chasse. *Faune sauvage* 277 : 36-38.
- Hestbeck, J.B., Dzubin, A., Gollop, J.B. & Nichols, J.D. 1989. Mallard survival from local to immature stage in southwestern Saskatchewan. *Journal of Wildlife Management* 53: 428-431.
- Manin, C. 2005. Etudes des anomalies dans la biométrie et le phénotype du canard colvert *Anas platyrhynchos* 1976-1981 1993-1994. Rapport Master, Univ. Claude Bernard Lyon 1.
- Mondain-Monval, J.-Y. & Girard, O. 2000. Le Canard Colvert, la Sarcelle d'Hiver & autres canards de surface. *Faune sauvage* 251 : 124-139.
- Mondain-Monval, J.-Y., Olivier, A. & Le Bihan, A. 2009. Recent trends in the numbers of hunters and the harvest of wildfowl in the Camargue, France: preliminary results. *Wildfowl*, Special Issue 2: 192-201.
- Vittecoq, M., Grandhomme, V., Champagnon, J., Guillemain, M., Crescenzo-Chaigne, B., Renaud, F., Thomas, F., Gauthier-Clerc, M. & van der Werf, S. 2012. High Influenza A virus infection rates in Mallards bred for hunting in the Camargue, South of France. *Plos One* 7: e43974.



Suivi des oiseaux et des chiroptères sur un parc éolien

Comportement et mortalité à Bollène (84) entre 2009 et 2012

Durant trois années, le parc éolien de Bollène, dans le Vaucluse, a fait l'objet d'un suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères, ainsi que d'une étude spécifique sur le comportement des oiseaux. Les résultats indiquent une variabilité des impacts liée aux conditions environnementales et à l'écologie des espèces concernées.

DENIS ROUX¹,
MARION TRAN¹,
NICOLAS GAY²

¹ ONCFS, CNERA Avifaune migratrice – Sault.

² CN' AIR, Énergie Renouvelable – Lyon.



© D. Roux/ONCFS

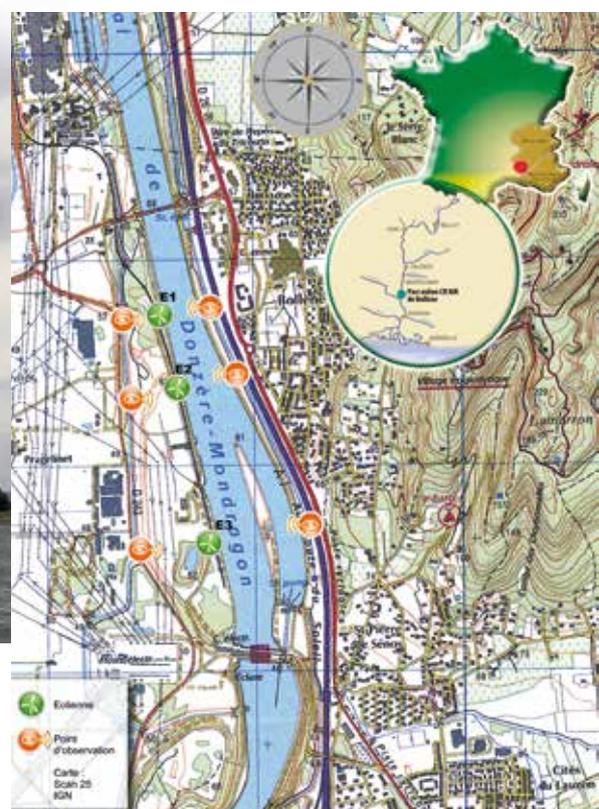


Figure 1

Localisation du parc éolien de Bollène, de la disposition des éoliennes et des points d'observation.

Les premières recherches sur les interactions éoliennes/avifaune ont émergé à la fin des années 1960. La standardisation des protocoles n'a eu lieu qu'en 1994 avec la mise au point du protocole BACI (*Before After Control Impact* – cf. Roux *et al.*, 2004).

En France, peu de suivis de l'impact des éoliennes sur l'avifaune ont été conduits. À notre connaissance, le premier d'entre eux a été mené en Languedoc-Roussillon en 1997 (Albouy *et al.*, 1997). Depuis, d'autres suivis ont été réalisés, notamment dans l'Aude (Albouy *et al.*, 2001), en Vendée (Dulac, 2008), en Seine-Maritime (Gallien *et al.*, 2010) et en Rhône-Alpes (Cornut & Vincent, 2010). En ce qui concerne la région PACA, seules des informations sont disponibles pour les parcs éoliens de Port-Saint-Louis-du-Rhône (Paulus, 2007) et de Saint-Martin-de-Crau (Aves *et al.*, 2008 et 2010), dans les Bouches-du-Rhône.

Le parc éolien de Bollène, implanté sur la rive ouest du canal de Donzère-Mondragon.

La présente étude, réalisée sur le parc éolien de Bollène (Vaucluse), s'attache à présenter les résultats du suivi post-implantation sur la mortalité des oiseaux et des chiroptères, ainsi que sur le comportement des oiseaux face aux éoliennes. Des préconisations sont formulées à l'issue de ces constatations.

Cette étude a bénéficié du soutien financier de CNAIR, filiale de la Compagnie nationale du Rhône, et a fait l'objet d'un rapport de synthèse (Tran & Roux, 2012).

Des éoliennes de grande dimension...

Trois éoliennes de grande dimension ont été installées en 2008 sur le site industriel

et fluvial de Bollène, sur la berge ouest du canal d'amenée de Donzère-Mondragon, en amont de l'usine hydroélectrique « André Blondel » (figure 1). Elles s'étendent sur 1 km selon un axe nord/sud, à l'ouest de l'agglomération de Bollène et au sud du site nucléaire du Tricastin. Avec 125 mètres de hauteur (pales comprises) dont 80 mètres de mât et 90 mètres de diamètre, elles sont espacées les unes des autres de 400 à 800 mètres.

Implantées sur un axe migratoire et un corridor biologique d'importance

Le parc éolien se trouve dans la plaine alluviale du Rhône, immense corridor de circulation biologique. Définissant l'un des principaux axes migratoires pour l'avifaune (axe Rhin-Rhône), cette plaine est particulièrement propice pour les oiseaux volant faire une halte avant de gagner la Méditerranée et l'Afrique du Nord, mais aussi pour les nicheurs et les sédentaires.

Avec plus de 180 espèces recensées, l'intérêt ornithologique de la zone relève principalement de deux facteurs : sa position stratégique sur une route migratoire, la proximité du Rhône et de ses milieux favorables à la nidification et à l'hivernage.

Les suivis de la mortalité...

Les éoliennes peuvent avoir un impact direct sur les oiseaux et les chiroptères, induisant une mortalité essentiellement par collision avec les pales. Pour rechercher les cadavres, nous avons utilisé et adapté la méthode de Winkelmann (1989 et 1992a, b), qui a été développée par la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) (André, 2004) et reprise notamment dans le cadre de l'évaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (85) sur l'avifaune et les chiroptères (Dulac, 2008). Nous avons ainsi réalisé des prospections systématiques pour rechercher des cadavres autour de chaque éolienne (*encadré*).

... et du comportement

Les éoliennes peuvent aussi avoir un impact indirect sur les oiseaux, qui se traduit par une modification de comportement face à elles. Pour ce suivi, nous avons utilisé la méthode dite des « points d'observations visuels diurnes », méthode couramment employée (Gallien *et al.*, 2010 ; Albouy *et al.*, 2001 – *encadré*).

Les méthodes d'estimation de la mortalité

Pour évaluer la mortalité, nous avons utilisé cinq méthodes différentes (Winkelmann, 1989 et 1992a, b ; Erikson *et al.*, 2000 ; Brinkmann *et al.*, 2009 ; Jones, 2009 ; Huso, 2010). Chacune d'elles possède des avantages et des inconvénients, mais celles développées par Jones et Huso sont jugées les plus fiables (cf. Tran & Roux, 2012).

Toutes ces méthodes d'estimation utilisent des paramètres de correction communs, pour lesquels les tests ont été réalisés au cours du suivi :

- la durée moyenne de disparition des cadavres estimée à l'aide de leurs

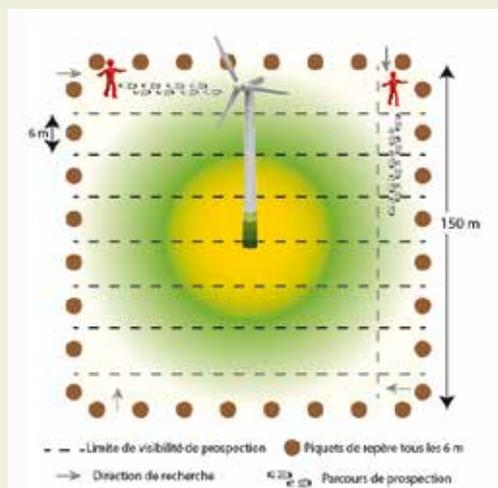
Encadré

Protocoles de recherche des cadavres et observations comportementales

Pour une éolienne donnée, les prospections ont été effectuées à pied au sein d'un carré de 150 mètres de côté, l'éolienne étant située au centre du carré, correspondant ainsi à une surface théorique de prospection par éolienne de 2,25 hectares (*figure 2*). Des piquets disposés tous les six mètres sur une longueur de 150 mètres, sous forme d'un quadrillage, permettaient aux prospecteurs de se déplacer de façon régulière sous les éoliennes. La prospection s'est effectuée de part et d'autre des lignes matérialisées par ces piquets. Lorsque toute la surface n'était pas accessible, l'observateur notait la surface prospectée, afin d'appliquer ensuite un facteur de correction. La prospection a été réalisée quotidiennement aux premières heures du jour, afin de limiter les biais liés à la disparition des cadavres par des prédateurs opportunistes. Pour chaque cadavre trouvé, l'espèce, la position GPS, le jour estimé de la mortalité ainsi que diverses informations relatives à l'état du cadavre (dégradation, fracture, origine supposée de la mort...) ont été relevés.

L'observation du comportement de l'avifaune s'est opérée à partir de points stratégiques, permettant de voir arriver les groupes de migrants et d'appréhender leur comportement à l'approche et lors du franchissement du parc. À chaque point d'observation, tous les contacts ont été notés sous forme de codification (espèces et nombre d'individus) et le comportement des oiseaux (type et distance de réaction) a été relevé pendant un temps défini, en l'occurrence une heure et demie à deux heures. Le suivi était réalisé le matin au cours des heures suivant le lever du soleil et le soir avant son coucher. Les observations ont été réalisées à l'œil nu et avec des jumelles. La hauteur de vol a été estimée au moment du premier contact jusqu'au moment du franchissement par des indications simples : sous, au niveau, au-dessus des pales des éoliennes. Des informations complémentaires ont été notées, comme la provenance et la destination du vol.

Figure 2 Schéma de la zone de prospection pour le suivi de la mortalité.



Séance d'observation au niveau d'une des trois éoliennes du parc.

© D. Roux/ONCFS

(poussins mort-nés) placés sous les éoliennes, dans les différents habitats présents ;

- le taux d'efficacité de l'observateur estimé également à l'aide de leures ;
- le coefficient de correction surfacique qui permet de prendre en compte les surfaces non prospectées.

Espèces impactées et localisation des cadavres

Au total, 1 985 prospections ont été réalisées sur l'ensemble du parc éolien de Bollène entre avril 2009 et juillet 2012, réparties sur 662 jours.

Oiseaux

Ce sont 44 cadavres (ou parties de cadavres) qui ont été trouvés au pied des

éoliennes et 9 hors de la zone de prospection. Parmi les quinze espèces représentées (**tableau 1**), le pigeon domestique est apparu très majoritaire (43,4 %). Les « indéterminés » correspondent à des cadavres pour lesquels la détermination de l'espèce était trop incertaine pour être validée (décomposition avancée, prédation...). L'impact a cependant été systématiquement confirmé par l'examen visuel (aile sectionnée, décapitation, cadavre sans croupion, etc.).

Nous avons enregistré un nombre de cadavres relativement proche pour les trois éoliennes. La distance de découverte par rapport aux éoliennes était comprise entre 10 et 120 mètres, y compris pour les cadavres trouvés hors zone de prospection. Ces derniers permettent d'obtenir un certain recul sur les résultats obtenus, sur l'efficacité du protocole, ainsi que sur le réel

impact des machines, notamment sur les espèces de « grande taille » et les rapaces. En effet, la distance de projection d'un oiseau « lourd » n'est certainement pas la même selon qu'il entre en collision avec le mât ou avec le bout des pales (effet catapulte). Or on sait, grâce à l'observation du comportement, que ces espèces ont tendance à voler principalement à hauteur des pales, impliquant une plus forte probabilité de collision à leur niveau et donc une distance de dispersion plus importante. D'autre part, la projection des oiseaux a pu être accentuée par un vent dominant tel que le mistral.

Chiroptères

Seuls quatre cadavres de chiroptères ont été découverts. Trois l'ont été sous l'éolienne E3, qui est la plus proche d'une mare, zone d'alimentation connue des chiroptères sur le site. La distance de découverte par rapport aux éoliennes était comprise entre 20 et 32 mètres.

Tableau 1 Espèces trouvées lors des prospections.

Espèces	Effectifs	
	Zone	Hors zone
Buse variable, <i>Buteo buteo</i>	1	2
Chardonneret élégant, <i>Carduelis carduelis</i>	1	-
Cochevis huppé, <i>Galerida cristata</i>	-	1
Corneille noire, <i>Corvus corone</i>	2	1
Etourneau sansonnet, <i>Sturnus vulgaris</i>	-	1
Goéland leucophaée, <i>Larus michahellis</i>	1	-
Grive litorne, <i>Turdus pilaris</i>	1	-
Héron cendré, <i>Ardea cinerea</i>	1	-
Hirondelle de fenêtre, <i>Delichon urbicum</i>	1	1
Martinet noir, <i>Apus apus</i>	3	-
Mésange noire, <i>Parus ater</i>	1	-
Pigeon biset, <i>Columba livia</i>	21	2
Pigeon ramier, <i>Columba palumbus</i>	1	1
Tourterelle turque, <i>Streptopelia decaocto</i>	3	-
Verdier d'Europe, <i>Chloris chloris</i>	1	-
Indéterminés	6	-
Total	44	9

Estimation de la mortalité

Selon les années, l'utilisation de différentes méthodes permet d'obtenir une estimation de la mortalité aviaire par éolienne et par an qui varie entre 51,23 et 61,83 oiseaux selon la méthode de Winkelmann (1989), entre 10,24 et 12,36 avec celle d'Erickson *et al.*, (2000) et entre 12,80 et 15,46 avec celle de Brickmann *et al.*, (2009). Les estimations obtenues avec les méthodes de Jones (2009) et d'Huso (2010) sont intermédiaires et assez semblables entre elles : entre 16,89 et 20,39 et entre 16,21 et 19,56 oiseaux respectivement (**tableau 2**).

Concernant les chiroptères, sur toute la période de suivi (mai 2009 à juillet 2012), l'estimation est de 17,14 individus tués par éolienne selon la méthode de Winkelmann (1989), 3,43 selon celle d'Erickson *et al.*, (2000), 4,20 selon celle de Brinkmann *et al.*, (2009), 5,65 selon celle de Jones (2009) et 6,79 selon celle d'Huso (2010).

Les résultats obtenus selon la méthode de Winkelmann (1989) semblent produire une large surestimation de la mortalité (variation du simple au triple avec cette méthode par rapport aux quatre autres). En effet, lorsque le taux de persistance des cadavres est inférieur à l'intervalle de visite, les estimations proposées par cette méthode ne sont pas pertinentes. En l'inverse, si ce taux est trop élevé, c'est la méthode d'Erickson *et al.*, (2000) qui donne des estimations possiblement erronées.

Les estimations issues des méthodes de Jones (2009) et d'Huso (2010) fonctionnent dans tous les cas et donnent des résultats très proches. Ainsi, les fourchettes d'estimation de la mortalité retenues sont les suivantes :



© R. Romantini/ONCFS

L'un des 44 cadavres d'oiseaux retrouvés au pied des éoliennes de Bollène, en l'occurrence un martinet noir.

- de 5,6 à 6,8 chiroptères tués par éolienne sur toute la période d'étude, de mai 2009 à juillet 2012 ;
- de 16,21 à 20,39 oiseaux tués par éolienne et par an.

Les cadavres trouvés hors zone n'ont pas été pris en considération dans le calcul du taux de mortalité.

Un impact direct relativement fort pour les oiseaux, faible pour les chiroptères

Oiseaux

Les résultats montrent un impact direct relativement élevé, et très spécifique pour le pigeon domestique. L'impact observé sur cette espèce s'explique en grande partie par la présence d'un silo à grain au centre du parc éolien. Si on ne tient pas compte de celle-ci, la mortalité des oiseaux sur la totalité du parc et de la période de suivi (trois ans) diminue de moitié. En comparaison, à partir d'un calcul de la mortalité uniquement par la méthode de Winkelmann, Dulac (2008) a enregistré sur le parc éolien de Bouin (85) une estimation allant de 5,7 à 33,8 cadavres d'oiseaux par éolienne et par an (la grande amplitude étant liée à la variabilité entre les saisons et les années, ainsi qu'aux facteurs de corrections).

Les espèces habituellement plus sensibles et fortement impactées, telles que les rapaces ou les oiseaux migrateurs, ne représentent pas la majorité des cadavres dans cette étude, alors que c'est le cas pour le parc éolien de Bouin par exemple avec 20 % de migrateurs (Dulac, 2008). Il faut dire que, bien qu'étant situé sur un axe migratoire très important (Rhin-Rhône), le parc éolien de Bollène est installé dans une zone fortement industrialisée, peu propice aux haltes migratoires. De plus, les structures étant implantées parallèlement au couloir de migration des oiseaux, elles ne semblent pas faire barrière à leurs mouvements.

Nos résultats semblent également mettre en évidence deux aspects :

- une nuisance d'ordre indirect, certaines espèces semblant avoir délaissé la zone,



La déchirure visible au niveau du patagium de l'aile droite de cette chauve-souris trouvée sur le parc suggère une collision probable avec une pale.

© R. Romani/Oncf5

comme le suggèrent l'abandon total de la héronnière située à proximité d'une éolienne et la forte diminution du nombre de couples installés dans une autre située à 250 mètres du parc éolien ;

- une certaine adaptation chez des espèces comme le canard colvert dont les effectifs (nicheurs et hivernants) n'ont pas diminué et qui continuent à fréquenter la zone, aucun cadavre n'ayant été retrouvé.

Par ailleurs, c'est au niveau de l'éolienne E3 que l'on a observé la plus grande diversité spécifique en cadavres (sept espèces). Ce constat est à rapprocher de la diversité de milieux que l'on trouve autour de cette éolienne (plan d'eau, roselière, ripisylve, milieux ouverts...).

Enfin, les périodes les plus sensibles semblent être le printemps et l'été, alors que les effectifs sont maximaux et renforcés par des populations de migrateurs qui viennent se reproduire sur le site. L'augmentation de la mortalité est donc à corréliser avec celle du nombre d'oiseaux fréquentant le site et ne semble concerner que les adultes.

Enfin, nous avons noté des différences de comportement entre populations locales et migrantes, le canal faisant effet de couloir au cours de leur trajet migratoire, si bien qu'elles ne semblent pas être particulièrement sensibles aux éoliennes.

Chiroptères

Le suivi révèle un impact direct relativement faible. Les cadavres découverts étaient surtout localisés au niveau de l'éolienne E3 (3 sur 4), ce qui s'explique par la présence d'une mare identifiée comme zone de chasse à proximité de cette machine. En comparaison avec l'avifaune, la perte de quelques individus peut avoir des conséquences plus importantes sur l'état général des populations de chiroptères, compte tenu de leur statut et de leur valeur patrimoniale.

Concernant les causes de mortalité, un cadavre présentait des séquelles (décapitation) et un autre portait une trace de collision probable avec une pale (patagium de l'aile droite déchiré). Les deux autres ne présentaient aucun signe de traumatisme extérieur et aucun os ne semblait brisé. Ce phénomène s'est déjà manifesté sur d'autres parcs éoliens. Il semblerait qu'un barotraumatisme dû à une différence de pression entre les pales et le corps des chauves-souris fasse imploser leurs poumons (Dulac, 2008). Mais seules des autopsies pourront le confirmer, attestant alors que les collisions ne sont pas les seuls impacts directs auxquels les chiroptères sont soumis.

Tableau 2 Estimation de la mortalité aviaire en nombre de cadavres par éolienne et par an.

Méthode	Winkelmann (1989)			Erikson <i>et al.</i> (2000)			Brinkmann <i>et al.</i> (2009)			Jones (2009)			Huso (2010)		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3
Mai 2009 à mai 2010	52,04	62,76	38,88	10,41	12,55	7,78	13,01	15,69	9,72	1716	20,69	12,82	16,47	19,86	12,30
	51,23			10,24			12,80			16,89			16,21		
Mai 2010 à mai 2011	83,27	87,86	12,96	16,65	17,57	2,59	20,82	21,96	3,24	2746	28,97	4,27	26,35	278	4,10
	61,36			12,27			15,34			20,23			19,41		
Mai 2011 à mai 2012	31,22	37,65	116,63	6,24	7,53	23,33	7,82	9,41	29,16	10,30	12,42	38,46	9,88	11,91	36,90
	61,83			12,36			15,46			20,39			19,56		

Comportement des oiseaux

Quelques 8 811 oiseaux, représentant 55 espèces et 26 familles, ont été comptabilisés. Plus de la moitié des observations a porté sur des individus seuls (54 %), puis sur des petits groupes constitués de 2 à 10 individus (39 %). Dix-huit observations ont porté sur des groupes de taille importante (de 50 à plus de 100 individus). Les colombidés représentent 28 % des oiseaux observés, avec en majorité des pigeons domestiques. L'étourneau sansonnet et le canard colvert en représentent respectivement 19 et 28 %, et les laridés 11 % (figure 3).

Caractéristiques des vols

La grande majorité des oiseaux observés (65 %) volait au-dessous des pales. Cependant, un pourcentage non négligeable a franchi les éoliennes au niveau des pales (25 %) et une minorité (10 %) est passée au-dessus ou très au-dessus (figure 4).

Concernant les directions générales de vol empruntées, 72 % des oiseaux ont utilisé un axe nord/sud ou sud/nord, correspondant à l'orientation du canal central, voie principale utilisée par les oiseaux migrateurs mais aussi sédentaires. Seuls 17 % d'entre eux semblaient se diriger plein ouest et 11 % plein est au moment de l'observation, correspondant à des flux secondaires passant de part et d'autre du parc éolien et concernant des espèces qui rejoignaient leurs zones de gagnage ou un éventuel dortoir, comme le héron cendré ou le canard colvert.

Réactions face aux éoliennes

Alors que la majorité des observations a eu lieu sous des conditions météorologiques favorables et avec les éoliennes en fonctionnement, seuls 9 % des oiseaux ont réagi à leur approche (figure 5). La grande majorité des réactions s'est produite entre 0 et 80 mètres du parc éolien (figure 6) et concernait en grande partie des individus provenant du sud ou du nord (respectivement 47 % et 31 %). Les oiseaux ayant réagi ont opté à 50 % pour un évitement vers l'est (33 %) ou l'ouest (17 %), tandis que 18 % ont fait demi-tour (figure 7).

Variabilité des effets

Les suivis réalisés en France depuis 1997 ont souvent révélé des taux de réaction de l'avifaune vis-à-vis des éoliennes largement supérieurs à celui observé à Bollène, et compris entre 66 et 88 % :

- Port-la-Nouvelle : 66 % lors de la migration prénuptiale et 38 % lors de la migration postnuptiale (Albouy *et al.*, 1997) ;
- Garrigue Haute : 88 % durant la migration prénuptiale (Albouy *et al.*, 2001) ;
- Cap Fagnet : 73 % en période automnale (Gallien *et al.*, 2010).

Figure 3 Principales familles d'oiseaux observées.

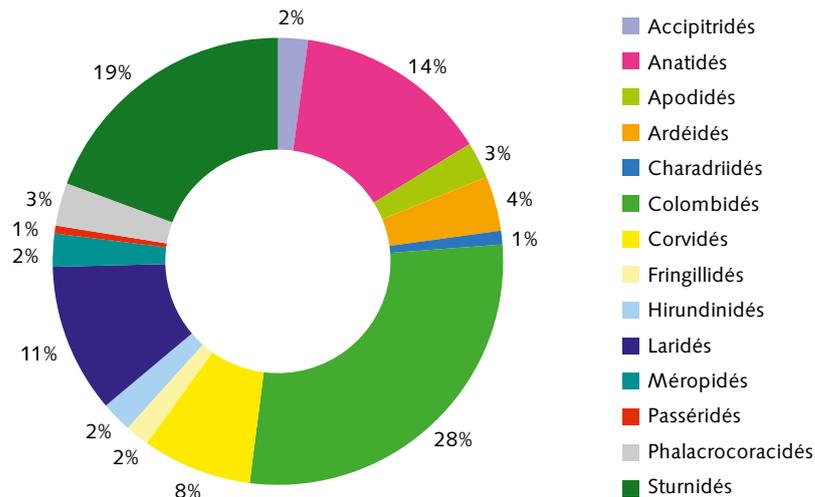
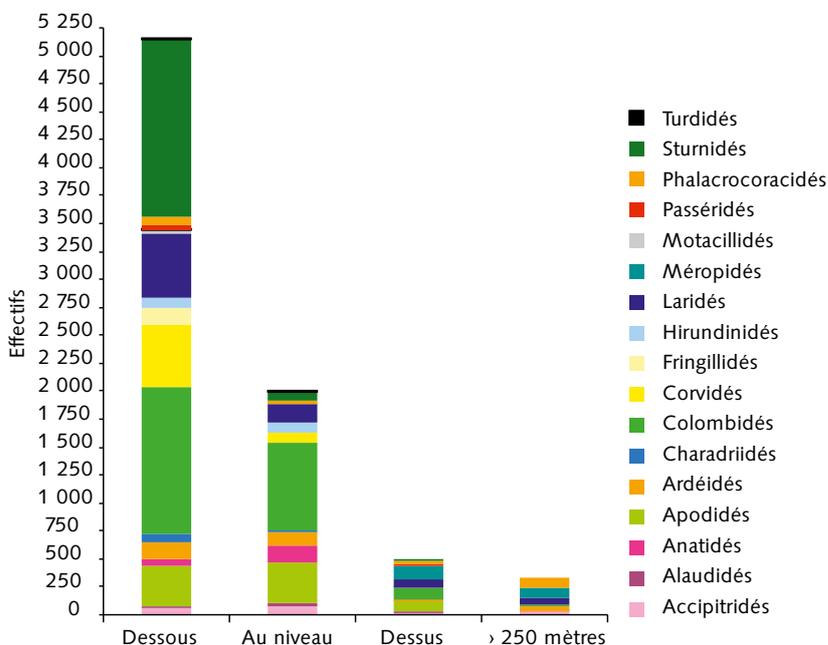


Figure 4 Hauteur de vol (en mètre) par rapport à l'éolienne des principales familles d'oiseaux observées.



À l'instar de cette corneille, les oiseaux observés volaient en grande majorité au-dessous des pales.



Figure 5 Réactions des oiseaux face au parc éolien.

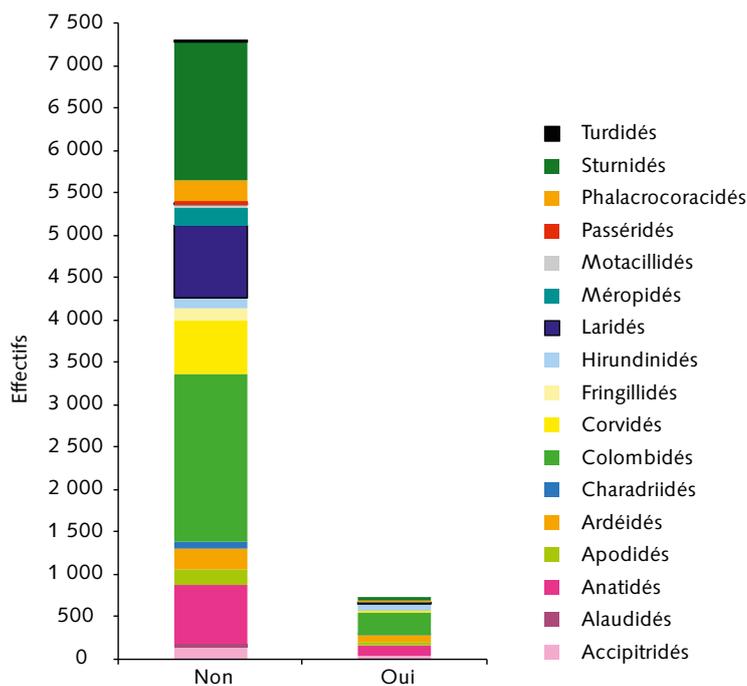


Figure 6 Distance de réaction des oiseaux à l'approche du parc éolien.

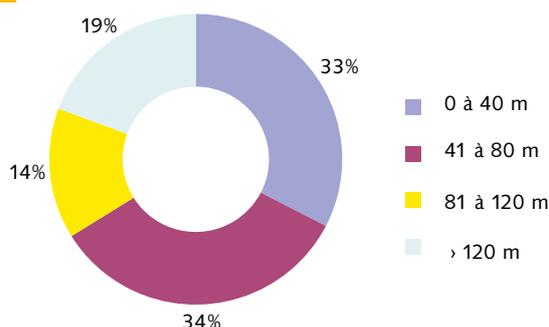
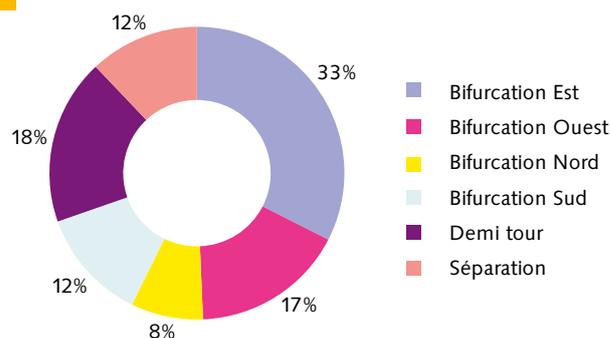


Figure 7 Type de réaction des oiseaux à l'approche du parc éolien.



Alors que les suivis ci-dessus mettent en évidence un effet comportemental important sur l'avifaune migratrice, il semble que le parc éolien de Bollène ait quant à lui un effet plus spécifique sur les oiseaux sédentaires, les taux de réaction pour les migrateurs restant stables quelle que soit la période migratoire (pré-nuptiale ou post-nuptiale). Une grande partie des migrateurs semble passer en dehors de la zone d'influence des éoliennes (notamment ceux volant bas) en suivant le canal central, que les machines soient ou non en fonctionnement.

À titre indicatif, les suivis menés sur le parc éolien du Cap Fagnet à Fécamp (Gallien *et al.*, 2010) font état d'un changement immédiat de comportement des oiseaux dès l'arrêt des machines. Lorsque celles-ci sont en fonctionnement, 96 % des oiseaux dévient leur trajectoire. À l'inverse, lorsqu'elles sont arrêtées, seuls 50 % des oiseaux adoptent ce comportement. Les observations montrent que nombre d'oiseaux choisissent alors de traverser le parc éolien.

Une telle différence de comportement n'a pas été relevée à Bollène. Le contexte fortement anthropisé de part et d'autre du

canal n'y est sans doute pas étranger ; les migrateurs ont tendance à filer vers le sud sans dévier leur trajectoire.

Conclusions et perspectives

Les résultats de ces trois années de suivi témoignent de la variabilité des impacts des éoliennes sur l'avifaune et les chiroptères, qui paraît liée aux conditions environnementales et techniques proches des éoliennes, à leur disposition, à la fréquentation et à l'écologie des espèces concernées, ainsi qu'à leur capacité d'adaptation. La combinaison de ces différents facteurs produit des effets parfois extrêmement différents de ceux cités dans la bibliographie.

Concernant les méthodes d'estimation de la mortalité, une standardisation au niveau national est à préconiser, afin de pouvoir comparer les résultats. En outre, bien que la loi Grenelle II impose un suivi pendant la phase d'exploitation, il est recommandé de faire un diagnostic environnemental précis avant, pendant et après le changement sur le site, en appliquant la méthode BACI (*cf. Roux et al.*, 2004). Un état initial de qualité peut servir de diagnostic de référence et les protocoles employés doivent être identiques et comparables à toutes les phases de suivi.

Afin d'optimiser les recherches de cadavres, il existe des outils complémentaires qui permettent, d'une part, d'améliorer l'efficacité de la prospection, et d'autre part, d'affiner l'observation et l'analyse du comportement des oiseaux comme des chiroptères. À titre d'exemple, l'utilisation d'un chien dressé à la recherche de cadavres constitue un moyen de détection dont l'efficacité est estimée à 70 à 80 %, contre 20 à 45 % pour les recherches effectuées par un observateur seul (Arnett, 2005) ; sans compter l'économie de temps et d'efficacité dans les habitats denses. L'utilisation de l'espace, le type de réaction ou encore le comportement des oiseaux et des chiroptères peuvent être étudiés grâce à l'utilisation de technologies telles que le radar (BIOTOPE, 2008) ou la caméra thermique. Elles ont cependant l'inconvénient de ne pas permettre l'identification des espèces et il faut donc les coupler avec des observations visuelles. Dans le cas des chiroptères, elles peuvent aussi être couplées avec l'utilisation d'un « Anabat » (détecteur d'ultrasons) qui permet, lui, d'identifier les espèces (Nicholson, 2003). L'utilisation de microphones spécialement conçus et placés sur les pales des turbines pour enregistrer les collisions d'oiseaux ou de chauves-souris (Delprat *et al.*, 2011) reste un moyen de suivi précis de la mortalité à long terme, qui plus est sur des zones inaccessibles.

L'éclairage des mâts des éoliennes (hors balisage lumineux obligatoire) est à proscrire, dans la mesure où les sources lumineuses ont généralement des effets pervers. En effet, par temps de brume et de brouillard, elles attirent les oiseaux et augmentent ainsi le risque de collision (des cas de collisions massives ont été relevés).

Graham Martin (2011) propose une nouvelle approche pour diminuer les collisions, à savoir l'utilisation d'avertisseurs ou de marqueurs contrastés et en mouvement pour augmenter la visibilité de l'obstacle. Ces différents types de dispositifs pourraient être utilisés sur le parc éolien de Bollène à titre expérimental.

Concernant les schémas régionaux éoliens, il est nécessaire de repenser fondamentalement aux modalités d'installation de parcs dans les secteurs ayant un niveau élevé de sensibilité faunistique.

Enfin, il est important de rappeler que des mesures compensatoires peuvent être préconisées, avec une priorité donnée aux mesures préventives et d'évitement des impacts lors de l'élaboration du projet.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent à toutes les personnes ayant participé à la réalisation des suivis, personnels techniques et stagiaires de l'ONCFS, et tout particulièrement Bruno Romanini. Ils vont aussi aux personnels de l'exploitation de l'usine hydroélectrique de Bollène (Compagnie nationale du Rhône) pour leur entendement dans le déroulement des suivis sur le terrain. Nous remercions également Julien Cornut, chargé d'étude faune de la LPO-Drôme, pour ses apports méthodologiques concernant les calculs de mortalité. ■



L'installation de microphones spéciaux sur les pales permet d'enregistrer les collisions d'oiseaux ou de chauves-souris, ce qui facilite le suivi de la mortalité.

© R. Rourel/ONCFS

Bibliographie

- Albouy, S., Clément, D., Jonard, A., Massé, P., Pagès, J.-M. & Nea, P. 1997. Suivi ornithologique du parc éolien de Port-la-Nouvelle : rapport final. Abiès, Géokos consultants, LPO Aude, nov. 1997. 66 p.
- Albouy, S., Dubois, Y. & Picq, H. 2001. Suivi ornithologique des parcs éoliens du plateau de Garrigue-Haute (Aude). Rapport final, octobre 2001. ABIES/LPO Aude/ADEME, Gardouch – Gruissan. 56 p + annexes.
- AVES environnement & GCP. 2008. Evaluation ponctuelle de la mortalité des Chiroptères. Parc éolien du Mas de Leuze, commune de Saint-Martin-de-Crau (13), 15/08-02/10 2008. 27 p.
- AVES environnement & GCP. 2010. Etude de la mortalité des Chiroptères. Parc éolien du Mas de Leuze, commune de Saint-Martin-de-Crau (13), 17/03-27/11 2009. 38 p.
- André, Y. 2004. Protocoles de suivis pour l'étude des impacts d'un parc éolien sur l'avifaune. LPO, doc. int. 20 p.
- Arnett, E.B. 2005. Use of dags to recover bat and bird fatalities at wind farm in relationships between bats and wind turbines in Pennsylvania and West Virginia: an assessment of fatality search protocols, patterns of fatality, and behavioral interactions with wind turbines. For Bat & Wind Energy Cooperative. E.B Arnett (ed.): 117-124.
- BIOTOPE. 2008. Suivi par radar de la migration postnuptiale dans l'estuaire de la Loire, département de la Loire-Atlantique. Acrola, Biotope/Greet Agence nord, janvier 2008. 54 p.
- Brinkmann, R., Niermann, I., Behr, O., Mages, J. & Reich, M. 2009. Recherche systématique des cadavres : conditions méthodologiques, méthodes d'analyses statistiques et résultats. Conférences sur les méthodes d'analyse et de réduction des risques de collision des Chiroptères avec les éoliennes onshore. Synthèses des conférences tenues à Hanovre le 09/06/2009.
- Cornut J. & Vincent S. 2010. Suivi de la mortalité des chiroptères sur deux parcs éoliens du sud de la région Rhône-Alpes. LPO Drôme. 39 p.
- Delprat, B. & Alcuri, G. 2011. ID: stat: innovative technology for assessing wildlife collisions with wind turbines. Callidris, France. Norwegian Institute for Nature Research. *Conference on Wind energy and Wildlife impacts, 2-5 May 2011, Trondheim, Norway. Roel May, Kjetil Bevanger (eds) : 22.*
- Dulac, P. 2008. Evaluation de l'impact du parc éolien de Bouin (Vendée) sur l'avifaune et les chauves-souris. Bilan de 5 années de suivi. LPO, Délégation Vendée/ADEME Pays de la Loire/Conseil Régional des Pays de la Loire, La Roche-sur-Yon – Nantes. 106 p.
- Erickson, W.P., Strickland, M.D., Johnson, G.D. & Kern, J.W. 2000. Examples of statistical methods to assess risk of impacts to birds from wind plants. Pp.172-182, in: *Proceedings of National Avian-Wind Power Planning Meeting III, San Diego, CA, May 1998.* 202 p.
- Gallien, F., Le Guillou, G. & Moren, F. 2010. Comportement des oiseaux en migration active diurne et mortalité des oiseaux sur un parc éolien : exemple du Cap Fagnet à Fécamp (Seine-Maritime) en 2006 et 2007. *Alauda* 78(3) : 185-196.
- Graham Martin R., 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- Huso, M. 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses – Environmetrics, DOI: 10.1002/env.1052. 19 p.
- Jones G., 2009. Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain. Scoping and method development report. 158 p.
- Nicholson, C.P. 2003. Buffalo Mountain Windfarm bird and bat mortality monitoring report: October 2001-September 2002. Tennessee Valley Authority, Knoxville. 15 p.
- Paulus, G. 2007. Suivi indépendant du parc éolien de Port-Saint-Louis-du-Rhône (mortalité avifaune). Synthèse des résultats du 4/12/2002 au 1/07/2007. 12 p.
- Roux, D., Le Bot, A., Clément, J. & Tesson, J.-L. 2004. Impact des éoliennes sur les oiseaux : synthèse des connaissances actuelles, conseils et recommandations. ONCFS, Brochure technique et Faune sauvage. 35 p.
- Tran, M. & Roux, D. 2012. Evaluation de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères et suivi du comportement de l'avifaune du parc éolien de Bollène (Vaucluse). Bilan de 3 années de suivi. Rapport ONCFS, nov. 2012. 77 p.
- Winkelmann, J.E. 1989. Birds and the wind park near Urk: collision victims and disturbance of ducks, geese and swans. RIN Rep. 89/15. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, The Netherlands. Pp.122-166, in: *Proceedings of National Avian-Wind Power Planning Meeting Lakewood, Colorado, July 20-21, 1994.* 145 p.
- Winkelman, J.E. 1992a. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr) op vogels. 1: aanvaringsslachtoffers. [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr), The Netherlands, on birds, 1: collision victims.] RIN-rapport92/2. DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Winkelman, J.E. 1992b. De invloed van de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr) op vogels. 2: nachtelijke aanvaringskansen. [The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr), The Netherlands, on birds, 2: nocturnal collision risks.] RIN-rapport 92/3. DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem.



Bilan de l'étude PeGASE sur la perdrix grise



Contexte et objectifs de l'étude	p.19
Survie des adultes et causes de mortalité	p.22
La reproduction pas à pas	p.29
Modélisation de la dynamique de population	p.40
Utilisation de l'habitat	p.42

➤ Les partenaires



➤ Avec la participation des agriculteurs des sites d'étude

➤ Collaboration scientifique



➤ Soutien financier



Ainsi qu'une contribution du Club de l'Épagneul Breton, de la Société Canine d'Île-de-France et de l'Agence de Services et de Paiements Limousin



PeGASE

Bilan synthétique d'une étude *perdrix grise* « population – environnement »



© W. Delannoy/FDC 77

Un contexte morose

Si les premières années du XXI^e siècle ont été plutôt prometteuses en termes de perdrix grises, la période allant de l'été 2006 au printemps 2010 s'est caractérisée par une situation morose pour l'espèce et beaucoup de chasseurs passionnés se sont inquiétés, non seulement de l'avenir de la chasse de leur gibier préféré, mais également de sa conservation. En cause : la reproduction catastrophique de 2008, la deuxième plus mauvaise année depuis que le suivi de la reproduction de la perdrix grise existe dans le Centre-Nord de la France (Reitz, 2009

– *figure 1*). Elle s'est traduite par une diminution de 10 à 50 % des densités de reproducteurs au printemps 2009, malgré une absence de chasse le plus souvent (Reitz, 2010). Le succès de la reproduction de 2009 a été quant à lui moyen à médiocre selon les départements. Pour certains d'entre eux, c'était de ce point de vue la quatrième mauvaise année consécutive et, en moyenne nationale, la première fois qu'une année assez médiocre succédait à une mauvaise année. Une période de temps froid et pluvieux début juin pouvait l'expliquer en partie – bien que cela ne soit pas convaincant (Bro *et al.*, 2009).



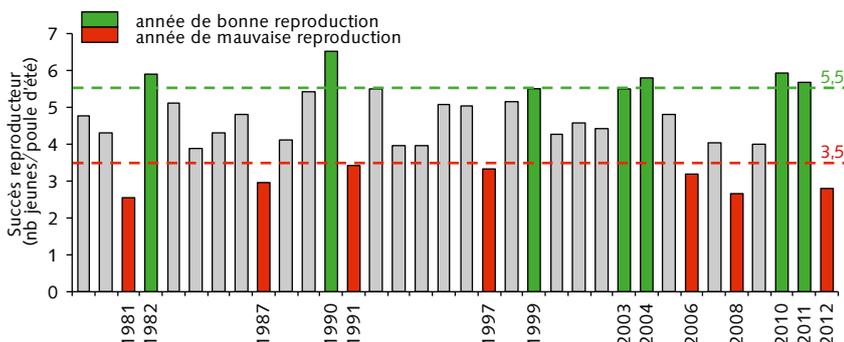
Responsables scientifiques et coordinateurs nationaux :
ÉLISABETH BRO & FLORIAN MILLOT
ONCFS, CNERA Petite faune sédentaire de plaine, Auffargis.

Interlocuteurs techniques
des Fédérations départementales des chasseurs :

- RÉMI DELORME** – FDC du Calvados
- CYRIL POLVÉ** – FDC de l'Eure
- ÉRIC MANGIN** – FDC de l'Eure-et-Loir
- ALOÏS GODARD** – FDC du Loir-et-Cher
- FLORENT TARDIF** – FDC du Loiret
- CHRISTOPHE GOUACHE** – FDC de la Marne
- IVAN SION** – FDC du Nord
- XAVIER BRAULT** – FDC de l'Orne
- DENIS DURLIN** – FDC du Pas-de-Calais
- DOMINIQUE GEST** – FDC de la Seine-Maritime
- THIERRY MORET** – FDC de la Seine-et-Marne
- RONAN TABOUREL** – FDC de l'Essonne, du Val-d'Oise et des Yvelines
- RICHARD BOUTEILLER** – FDC de la Somme

Figure 1 Évolution du succès reproducteur de la perdrix grise dans le Centre-Nord de la France de 1979 à 2012.

Source : réseau Perdrix-Faisan ONCFS/FNC-FRC-FDC – Reitz, 2013.



Un triple objectif : social, technique et scientifique

Cette étude nationale Perdrix grise a été mise en place pour apporter des réponses aux questions des chasseurs concernant la survie des perdrix et leur reproduction, en particulier les causes de mortalité des oiseaux et les causes d'échec des pontes. Il s'agissait donc de réactualiser les données de référence collectées en 1995-1997 lors d'une précédente étude nationale (Reitz & Mayot, 1997 ; Bro, 1998), et d'analyser les relations entre ces paramètres et les principaux facteurs du milieu de vie de l'espèce : abondance de prédateurs, d'invertébrés, structure de l'habitat, conditions météorologiques (ce qu'on appelle le système « population – environnement »).

Le moteur scientifique de la mise en place de cette étude PeGASE était le manque de connaissances quant à l'impact de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (PPP) sur la survie des perdrix (en effet létal ou sub-létal) et leur reproduction. Les données collectées dans le cadre de la précédente étude nationale (Bro *et al.*, 2001) ou dans le cadre du réseau SAGIR (Bro *et al.*, 2010) ne sont pas suffisantes pour apporter des réponses satisfaisantes. En effet, elles ne concernent que les effets aigus affectant les adultes et ne permettent pas de quantifier un impact sur les populations. Cette thématique présente un intérêt scientifique « officiel » (politiques publiques en matière de recherche) associé à un enjeu sociétal. C'est un sujet peu étudié sur la faune sauvage *in situ* en milieu cultivé. Si cette problématique n'est pas spécifique à la perdrix grise, elle la concerne complètement. En outre, cette espèce est un modèle d'étude tout à fait approprié du fait de son écologie : sédentaire, c'est un oiseau qui vit et niche au sol dans les cultures des régions de production intensive, et qui se nourrit de plantes, graines et invertébrés susceptibles de contenir des PPP.

Paysage de Champagne crayeuse, dans la Marne, habitat typique de la perdrix grise.

Une étude de grande ampleur

L'étude a été menée sur treize terrains situés dans le Centre-Nord de la France, bastion de la perdrix grise de plaine à l'état sauvage. La surface couverte totalise environ 15 000 hectares, principalement de la grande culture, avec quelques spécificités locales ou régionales concernant les assolements (*figure 2*).

Les perdrix (surtout des poules pour suivre la reproduction) ont été capturées en fin d'hiver, de nuit, au phare et à l'épuisette télescopique. Elles ont été munies d'un émetteur-radio de 8 grammes. Chaque oiseau a pu être identifié individuellement grâce à sa fréquence radio unique. Un pointage biquotidien, depuis le jour de la capture jusqu'à la fin d'août, a permis de suivre précisément le devenir de chaque perdrix au cours de la période de reproduction. La localisation a été réalisée par triangulation et reportée sur un fond cartographique à l'aide d'un SIG nomade. Les nids ont été détectés après le début de la couvaison et localisés très précisément par GPS. Le suivi par radiopistage au printemps-été en 2010 et 2011

a concerné un total de 489 poules et 62 coqs (dont 30 couples), 301 pontes et 64 compagnies. En automne-hiver, 223 perdrix suivies au printemps ont continué à l'être, plus ou moins régulièrement.

Parallèlement au radiopistage, les principaux facteurs du milieu de vie de l'espèce ont été décrits (*tableau 1, figure 3*).

Une estimation quantifie approximativement, sur la base des comptabilités analytiques reçues, à 800 k€ le coût du suivi de terrain et de son animation-coordination. Cela comprend les frais :

- ① de matériel (émetteurs, récepteurs, antennes et câbles, PDA-GPS, pots à insectes, loupe binoculaire, stations météo...);
- ② de formation (SIG nomade) ;
- ③ de salaires des personnels permanents et temporaires, ainsi que les coûts indirects associés (gestion administrative, papeterie, téléphonie, logement) ;
- ④ de déplacements et de réceptions (véhicules, carburant, péage, repas...);
- ⑤ des analyses toxicologiques et embryologiques.

Le coût de la centralisation, de l'analyse des données et de publication des résultats est en sus. ■

Figure 2 Localisation et assolement des treize sites d'étude.

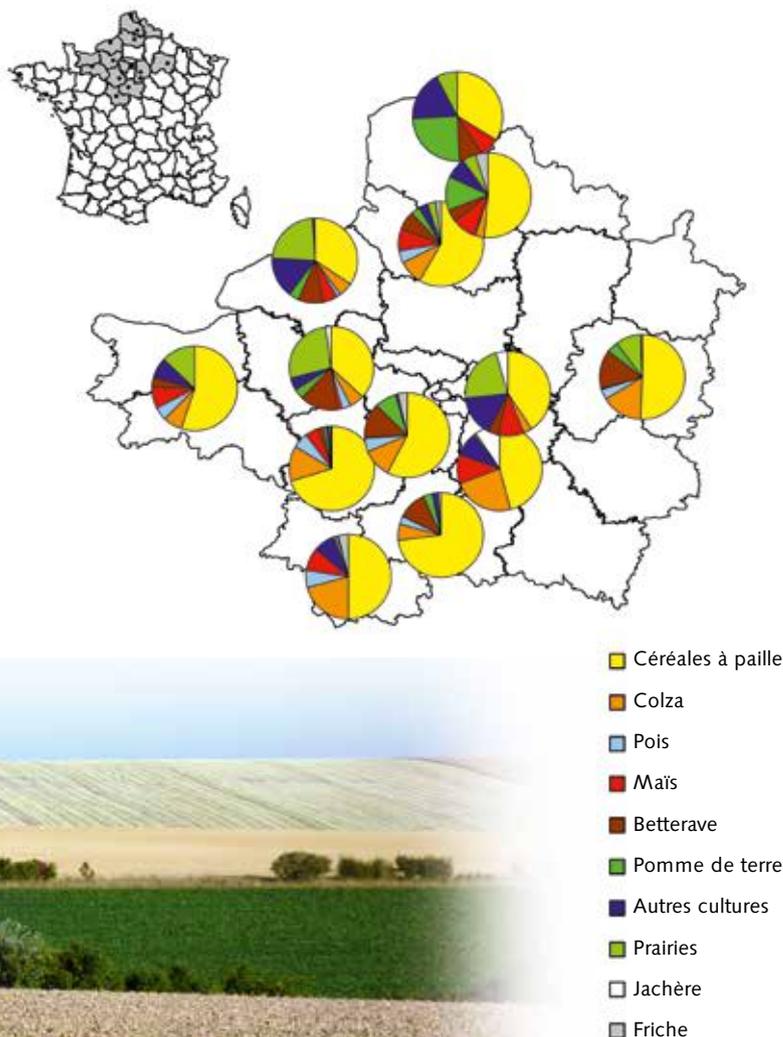
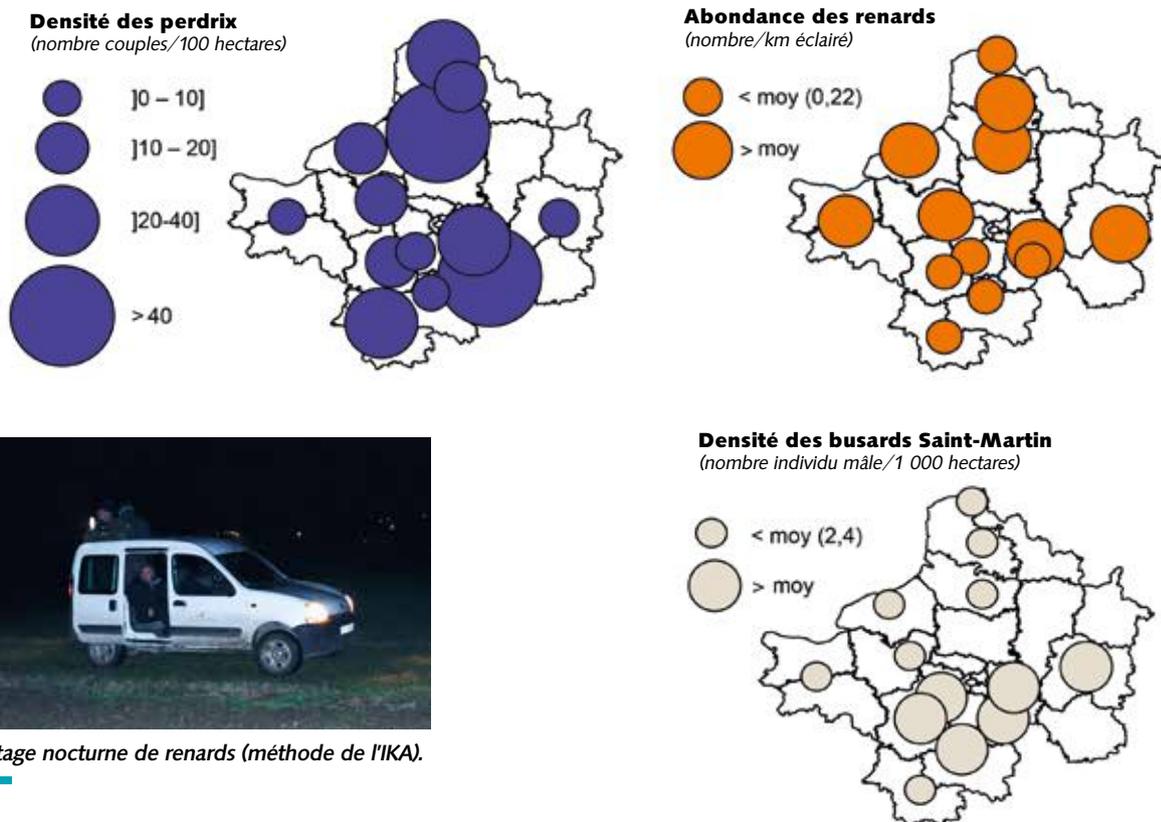


Tableau 1 Vue d'ensemble des différents suivis relatifs au milieu de vie de la perdrix grise de plaine.

	Méthode utilisée	Unité	Source	Estimation moyenne et variations entre terrains				Étendue du suivi	Nombre de participants
				année	moy	min	max		
Densités de perdrix au printemps	Battue à blanc	couple/100 hectares	cf. Bro (1998)	2010	15,6	4,1	47,6	7 370 hectares comptés	590
				2011	21,6	5,3	58,6	7 670 hectares	600
Abondance des renards	Indice kilométrique d'abondance (IKA)	individu/km éclairé des 2 côtés	cf. Bro (1998)	2010	0,23	0	0,54	380 km couvrant 29 400 hectares	53
				2011	0,21	0	0,61	409 km couvrant 30 600 hectares	59
Densité des busards	Observation continue à partir de postes fixes d'observation	individu (mâle)/1 000 hectares	cf. Bro (1998)	2010	2,5	0,3	5	25 400 hectares de plaine	370
				2011	2,3	0	6,7	23 300 hectares	340
Abondance en invertébrés	Relevé d'un pot barber posé 24 heures une fois par semaine de début juin à fin juillet, dans 3 parcelles de blé d'hiver, à 1 mètre de la bordure	nombre d'items par 3 relevés	Note technique PeGASE n° 11 du 12 avril 2010	2010	3 740 invertébrés de 1 à 10 mm recensés (6 075 au total)			1 à 2 par site d'étude	
				2011	5 328 invertébrés de 1 à 10 mm recensés (9 234 au total)				
Pratiques agricoles	Enquête auprès des agriculteurs des sites d'étude	/	/	2010	~ 1 100 parcelles (> 7 500 hectares) ~ 210 substances actives pour 35 cultures			114 agriculteurs	
				2011	~ 950 parcelles (> 5 400 hectares) ~ 210 substances actives pour 35 cultures			96	
Assolement	Cartographie de terrain et enquête agriculteurs	/	/	2010-2011	~ 15 000 hectares relevés			/	
Conditions météorologiques locales	Station avec acquisition automatique horaire des données (à défaut pluviomètre et thermomètre min/max avec relevé journalier et précisions sur le régime des pluies)	Température (°C) Pluviométrie (mm/heure ou jour)	/		Relevé de début mai à fin août (beaucoup de données manquantes à cause de dysfonctionnements des stations)			/	

Figure 3 Abondance des perdrix, renards et busards Saint-Martin sur les sites d'étude en 2010-2011.





La survie des adultes



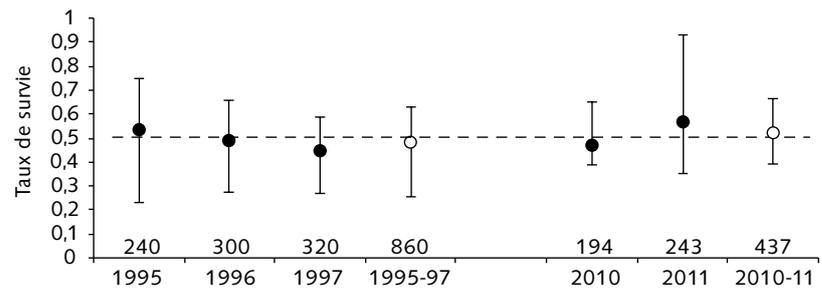
Un taux de mortalité élevé au printemps-été

En moyenne, ce sont la moitié des poules marquées au printemps qui sont mortes avant la fin d'août (49 %). Cette estimation ne s'élève qu'à 46 % si on fait l'hypothèse que les perdrix ayant perdu leur émetteur ou leur signal radio ont toutes survécu (estimation minimale), mais à 56 % si on considère au contraire qu'elles sont toutes mortes (estimation maximale). Globalement, la mortalité a été moindre en 2011 avec 45 % [min : 41 % - max : 54 %] qu'en 2010 avec 54 % [52 % - 57 %]. Le taux de mortalité a varié de 10 % à 60 % entre les sites et les années d'étude. Ce niveau de pertes est du même ordre de grandeur que celui observé il y a quinze ans (Reitz *et al.*, 1999 – *figure 4*).

Les taux de mortalité des jeunes poules (nées l'été précédent) et des adultes de deux ans et plus ont été estimés respectivement à 46 % (283 poules) et 52 % (146 poules). En 2011, le suivi de 25 poules marquées en tant que jeunes en 2010 et de 8 poules marquées en tant qu'adultes a permis d'estimer le taux de mortalité des poules de deux ans à 38 %, celui des poules de trois ans et plus

Figure 4 Taux de survie des poules de perdrix entre mars et fin août pour cinq années de suivi télémétrique.

Les taux de survie ont été calculés avec la méthode de Kaplan-Meier. Le calcul est réalisé sur les oiseaux ayant survécu au moins sept jours. Les cas de panne et de perte d'émetteur sont retirés du calcul à l'occurrence de l'événement. Les barres verticales indiquent les valeurs minimales et maximales observées entre les terrains d'étude.



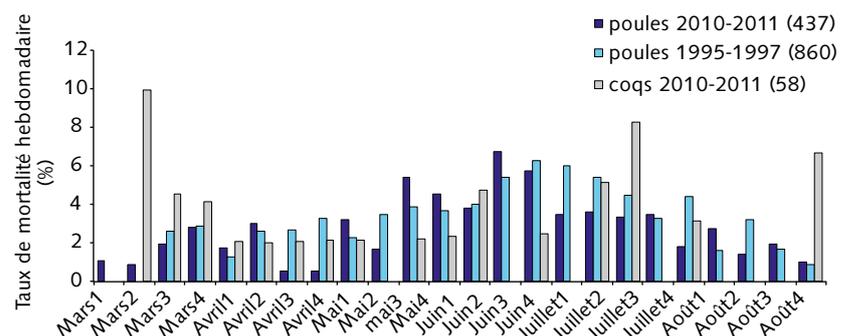
à 30 % – contre 45 % pour les jeunes poules (n = 159) cette année-là. Ces estimations ne sont fournies qu'à titre indicatif, vu le nombre d'oiseaux suivis.

Les coqs survivent-ils mieux que les poules, comme cela est affirmé, étant donné qu'ils ne couvent pas ? Le suivi réalisé sur 58 coqs ne le confirme pas clairement. En effet, le taux de mortalité a été estimé en moyenne à 46 % [44 % - 52 %], sur un effectif certes plus faible que celui des poules.

Un pic saisonnier de mortalité pendant la couvaison

La mortalité n'est pas uniforme au fil des mois. Pour ce qui concerne les poules, un pic de mortalité coïncide avec la période de ponte et de couvaison en mai, juin et juillet (*figure 5*). Ce phénomène est concordant avec celui constaté en 1995-1997. Pour les coqs, le motif est moins clair, mais les estimations sont moins robustes du fait du plus faible nombre d'oiseaux suivis.

Figure 5 Chronologie de la mortalité des perdrix au printemps-été.



Un pic de mortalité des poules coïncide avec la période de ponte et de couvaison.

On observe également un petit pic de mortalité en début de printemps (*figure 5*), qui avait déjà été suspecté par les chercheurs anglais du Game & Wildlife Conservancy Trust sur la base de découvertes opportunistes de 45 cadavres (Watson *et al.* 2007). Par contre, il n'avait pas été véritablement décelé en 1995-1997, peut-être parce que les captures avaient été un peu plus tardives qu'en 2010-2011 et/ou que son amplitude était moins marquée. Les coqs sembleraient davantage concernés par cette mortalité au début du printemps que les poules, probablement du fait de leur dispersion à la recherche d'une partenaire et de leur comportement territorial.

De quoi meurent les perdrix ?

Les causes de mortalité des perdrix ont été déterminées, en première approche, sur la base des observations faites sur le terrain lorsqu'une perdrix était déterminée comme morte¹ et que son cadavre était retrouvé grâce à l'émetteur radio.

Le rythme de pointage biquotidien avait pour objectif de récupérer les cadavres dans un état de plus grande fraîcheur possible et de limiter le phénomène de nécrophagie (c'est-à-dire la prédation *post-mortem*, différenciable de la prédation sous certaines conditions lors de l'examen vétérinaire). Les cadavres pour lesquels il restait du matériel biologique autre que simplement des os, des plumes, des pattes ou la tête, ont fait l'objet d'une nécropsie (protocole du réseau de surveillance SAGIR). Cet examen a

¹ Un indicateur de mortalité équipait les émetteurs radio utilisés. Un mécanisme à base d'une bille de mercure doublait le rythme d'émission des ondes radio après environ deux heures de stricte immobilité de l'émetteur. À partir de cet indicateur, et avec quelques précautions (plusieurs pointages) en période de couvain pour éviter des dérangements, il était possible de connaître le statut vivant ou mort de l'oiseau.



© L. Armand/FDC 77

Pointage pour localiser les oiseaux et déterminer leur statut vivant ou mort.

permis dans la plupart des cas de confirmer et/ou de préciser le diagnostic de terrain (prédation, collision, maladie), mais pas toujours (cause de mortalité non identifiée).

La prédation, principale cause de mortalité

Le suivi réalisé en 2010-2011 confirme le bilan fait en 1995-1997. La prédation, qu'elle soit pré-mortem ou de la nécrophagie, est identifiée comme la cause de mortalité des perdrix dans les trois quarts des cas (*figure 6*).

Différentes catégories de prédateurs ont pu être distinguées en recoupant plusieurs indices de terrain comme l'état du cadavre, sa localisation, la présence d'empreintes, de fèces ou encore la période diurne ou nocturne de mortalité (cf. Bang et Dahlström 2009). Un cadavre plumé (chair mise à nue), plus ou moins consommé, des plumes arrachées au rachis intact sont des signes de prédation par un rapace ; alors que des

plumes au rachis sectionné, collées de salive, un cadavre aux os broyés, avec la tête arrachée signent plutôt l'action d'un carnivore terrestre. Un cadavre enterré intact, une forte odeur caractéristique orientent le diagnostic vers le renard, tout comme un cadavre retrouvé dans un terrier. Quelques cadavres ont également été retrouvés dans des gîtes

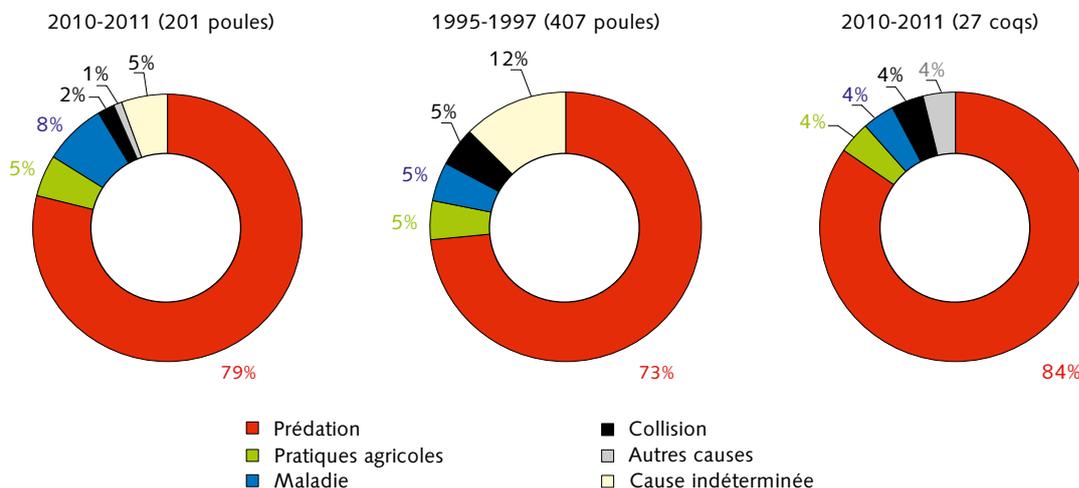


© FDC 41

Prédation par un rapace.

Figure 6 Causes de mortalité des perdrix suivies par télémétrie au printemps-été.

Bilan réalisé d'après le diagnostic de terrain. Les cas de cause indéterminée incluent les vraies causes non identifiées et les cas impossibles à déterminer (par exemple, émetteur retrouvé seul).



de fouine, dans des bâtis. Des suspicions de prédation par des chats errants ont aussi été formulées, sur la base de cadavres retrouvés dans des habitations ou des fermes abritant ces animaux. Dans certains cas, la possibilité de prédateurs multiples n'a pas été exclue, impliquant notamment des corvidés ou des renards. Aussi, la proportion de cas dans lesquels le prédateur n'a pas pu être raisonnablement identifié n'est pas négligeable.

Globalement, la prédation par des carnivores a été diagnostiquée dans 65 % des cas, celle par des rapaces dans 20 % (figure 7). Le renard a été identifié dans environ 40 % des cas de prédation, les mustélidés et les chats dans 6 %. Ces proportions diffèrent pour les coqs, mais comme l'échantillon disponible n'est pas similaire en taille et en répartition géographique, il est *a priori* difficile d'en tirer des conclusions. En 1995-1997, les parts de prédation assignées à des rapaces et aux renards étaient de 30 % (figure 7).

Une mortalité agricole sur les poules couveuses relativement limitée

La mortalité causée sur les reproducteurs au printemps-été par les pratiques agricoles reste quantitativement limitée ; elle correspond surtout à des cas de destruction dus au machinisme lors des récoltes (pois, céréales d'hiver, luzerne, prairies de fauche). Deux cas sont directement imputables à une intoxication, suite à l'exposition à des produits phytosanitaires (voir plus bas).

Un bruit de fond pathologique

L'objectif de l'examen vétérinaire (*post-mortem*) était de déterminer l'état de santé des perdrix au moment de la mort sur la base des critères suivants : examen externe, appréciation de l'état corporel, examen interne (tableau lésionnel et recherche parasitaire systématique) et, le cas échéant, analyses bactériologiques, virologiques et histologiques complémentaires.



© S. Haubois/FDC 77

Cadavre enterré intact, typique d'une prédation par un renard.



© J. Pradel

Les examens vétérinaires ont révélé que les maladies représentaient environ 8 % de la mortalité.

Plusieurs cas de maladie ont été décelés, représentant environ 8 % de la mortalité (figure 6). Le plus souvent, la suspicion a été correctement diagnostiquée sur le terrain sur la base de cadavres retrouvés intacts, parfois avec des signes flagrants de cachexie (pesée à 200-250 g contre 350-400 g à la capture).

Des cas de parasitisme externe (poux) et interne (coccidies, ténia, œufs de capillaria et d'ascaris, aspergillose, trichomonose) ont été observés respectivement pour 7 % et 22 % des cadavres. Une diversité d'infections (listériose, staphylococcie, pasteurellose, colibacillose...) a également été détectée. Sauf situation particulière (quatre cas dont trois bacillooses sur un seul terrain en 2011), seuls un ou deux cas de maladie ont été enregistrés par site d'étude et par an. Ils sont globalement répartis tout au long du printemps-été. Ce tableau correspond à un bruit de fond pathologique normal pour la faune sauvage. Un rapport détaillé sur ces aspects sera publié dans un prochain numéro.

D'autres causes diverses de mortalité

La circulation routière est également responsable de quelques cas de mortalité. Les

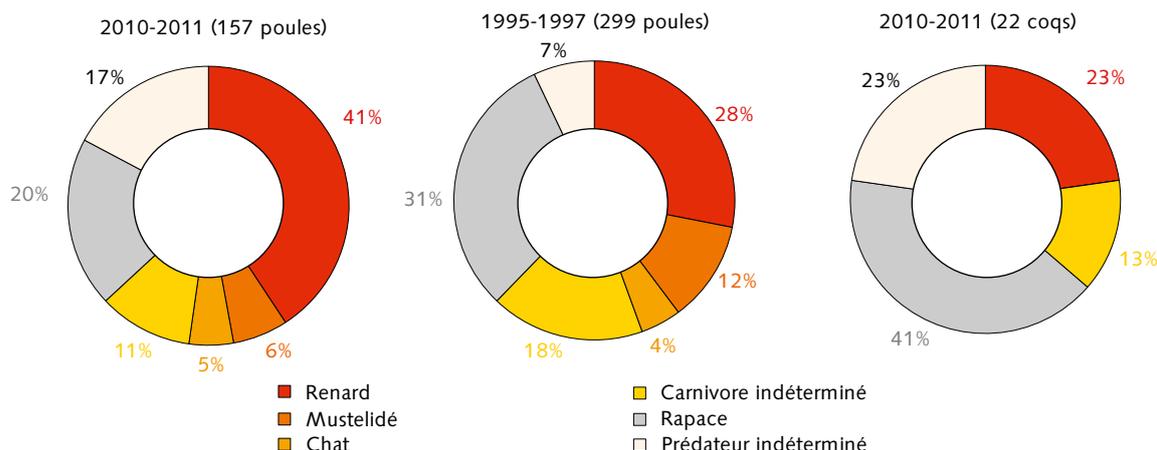
collisions suspectées dans le cas de perdrix retrouvées intactes ou quasi intactes à proximité de routes ou d'autoroutes ont été confirmées par l'examen vétérinaire sur la base de la lecture d'hématomes, d'hémorragies et/ou de fractures. Les autres causes de mortalité concernent quelques cas de braconnage, de noyade ou de blessure due au port de l'émetteur (encadré 1).



© FDC 77

La mortalité des reproducteurs due au machinisme agricole reste limitée (ici, une perdrix fauchée fin juin).

Figure 7 Prédateurs identifiés dans les cas de prédation de perdrix observés au printemps-été.



Une situation relativement semblable en automne-hiver

Les perdrix survivantes en fin d'été ont fait l'objet d'un suivi sur plusieurs terrains. Moins intensif, il ne permet pas de décrire la mortalité aussi finement durant cette période ; néanmoins, il apporte des informations intéressantes car plus inédites. En revanche, ces données ne concernent que des perdrix adultes et ne peuvent pas, de fait, être extrapolées à la population globale, constituée en majorité de jeunes, surtout les années de bonne reproduction.

107 des 223 oiseaux (coqs et poules) équipés au printemps-été et survivants au 1^{er} septembre ont été suivis durant la totalité de l'automne-hiver (période définie comme allant du 1^{er} septembre à fin février/début mars). Sur cette base (partielle), le bilan global suivant peut être dressé :

- la proportion d'oiseaux survivants en fin d'hiver est de l'ordre de 50 % ;
- cette proportion a été plus élevée en 2010-2011 (51 %, estimation à partir de 75 perdrix) qu'en 2011-2012 (37 %, 32 perdrix) ;
- aucune différence statistique n'a été constatée entre les poules (47 %, 92 perdrix) et les coqs (50 %, 15 perdrix) ;
- ni entre les adultes d'un an (47 %, 73 perdrix) et les plus âgés (50 %, 32 perdrix).

Le taux de mortalité mensuel des perdrix connaît un pic en octobre et janvier-février pour 2010-2011, en octobre-novembre pour 2011-2012 (**figure 8**). La mortalité accrue en octobre (en fait dès fin septembre) est corrélée à l'activité cynégétique.

Le suivi réalisé en septembre-octobre, avec des pointages quotidiens ou trois à quatre fois par semaine, sur davantage de terrains et d'oiseaux, a permis d'identifier les causes de mortalité. Sur 31 perdrix mortes à cette période, 39 % des cas ont été attribués à la prédation (18 à des carnivores, 4 à des rapaces et 4 à un prédateur non identifié), 39 % à la chasse et 3 % à des collisions – les autres cas étant de cause indéterminée.

Sur les 12 cas de chasse, 10 ont été enregistrés en automne 2011. Le succès reproducteur globalement correct cette année-là et l'augmentation des densités au printemps 2011 par rapport à 2010 ont permis des prélèvements. En revanche, malgré un bon succès reproducteur l'année précédente, les prélèvements avaient été fortement limités du fait de la chute des densités depuis 2008 (*cf. Reitz, 2013*). Ces données, qui concernent uniquement des perdrix adultes, ne permettent pas en soi d'estimer l'impact de la chasse sur la dynamique de population. À cet égard, le recours à la modélisation mathématique, incluant les jeunes de l'année, à partir des paramètres démographiques de survie et de reproduction, est requis.

Encadré 1

L'émetteur radio n'est-il pas un handicap pour les oiseaux ?

La capture et le port de l'émetteur sont susceptibles d'induire un stress chez l'animal et de conduire à la surestimation de leur taux de mortalité (handicap dû à l'émetteur). Toutes les précautions ont été prises lors des opérations techniques pour essayer de minimiser cet effet, sans pour autant garantir le risque zéro. En complément, les cas de mortalité intervenus dans la semaine suivant la capture ont été écartés des analyses de survie, pour limiter le biais potentiel. Ces cas représentent globalement 8,9 % des poules équipées (9,3 % au printemps 2010 et 8,6 % au printemps 2011) et 7,1 % des coqs équipés.

En termes de reproduction, la comparaison entre le nombre de jeunes par poule d'été estimé via les poules suivies par radiopistage et via les échantillonnages d'été montre une adéquation satisfaisante pour cinq terrains, acceptable pour trois d'entre eux et une différence importante pour trois autres (*cf. Bilan PeGASE 2010*). Néanmoins, on ne peut pas non plus exclure que les différences, parfois importantes, observées sur certains terrains soient simplement dues aux nombres différents de compagnies observées – les deux méthodes ne concernant pas les mêmes effectifs.

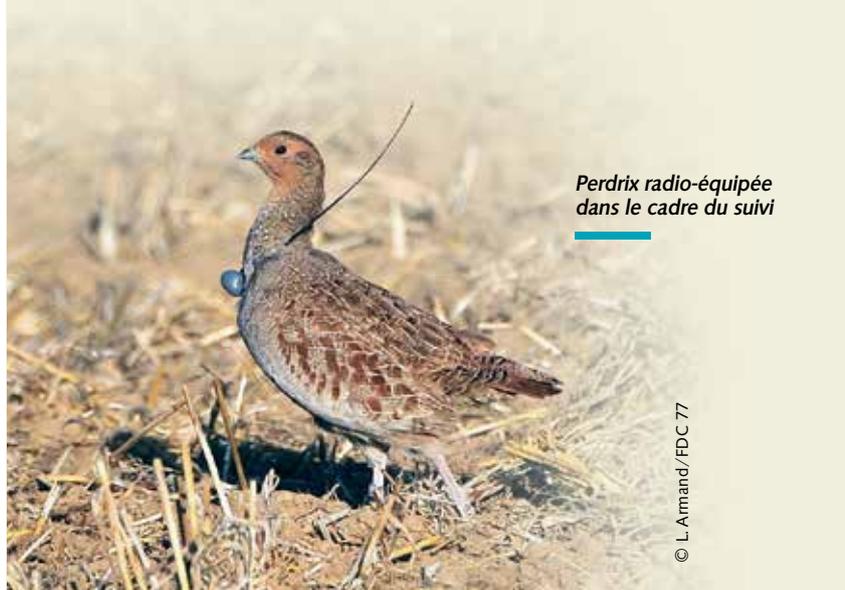
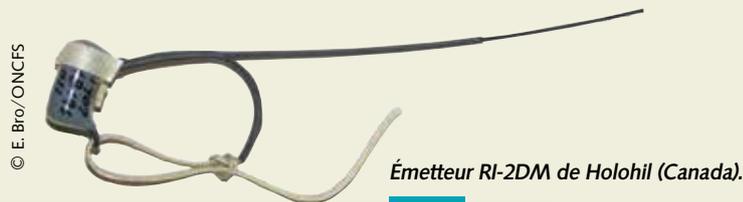
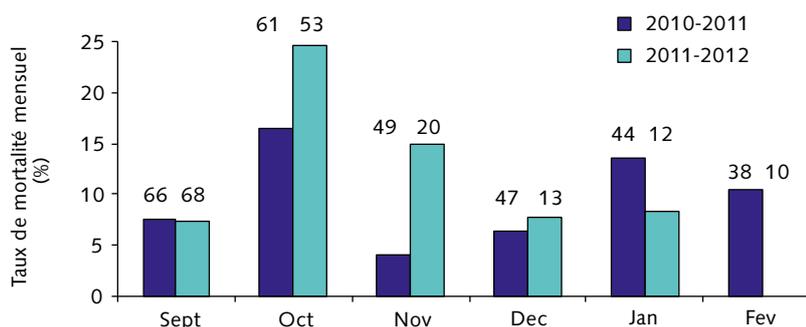


Figure 8 Proportion d'oiseaux morts par mois.

Les perdrix dont l'émetteur est tombé en panne ont été retirées de l'analyse (estimation moyenne). Les nombres indiquent les effectifs sur lesquels les proportions ont été calculées.



Le devenir des perdrix ne dépend pas simplement de l'abondance des prédateurs

L'analyse des différences de taux de survie des perdrix selon les terrains d'étude et l'abondance du renard n'a mis en évidence aucune corrélation entre ces deux paramètres - du moins dans la gamme d'abondance relative de ce prédateur estimée sur les sites d'études par IKA (de moins de 0,5 à 6 renards vus par 10 km). Le même résultat a été obtenu avec le busard Saint-Martin en 2010. En revanche, en 2011, une meilleure survie des perdrix a été observée sur les terrains de Champagne, d'Ile-de-France et de Beauce où ce prédateur est pourtant le plus abondant (**figure 3**). Ceci conduit à une corrélation moyenne positive dont le mécanisme sous-jacent n'a pas pu être identifié sur la base des données collectées. Ces résultats confortent ceux de précédents

travaux montrant qu'il n'existe pas nécessairement une relation simple entre l'abondance d'un prédateur et le taux de survie d'une de ses proies secondaires. L'abondance des proies principales de ce prédateur est souvent un facteur qui fait interférence, de même que la multiplicité des prédateurs plus ou moins généralistes qui consomment occasionnellement une même proie secondaire (Bro *et al.*, 2005). Cela ne signifie pas qu'il n'existe jamais de telles relations. Plusieurs études ont en effet mis en évidence qu'une abondance relative élevée en prédateurs pouvait avoir un effet déstabilisant sur la dynamique de population d'une espèce proie (*cf.* Valkama *et al.*, 2005).

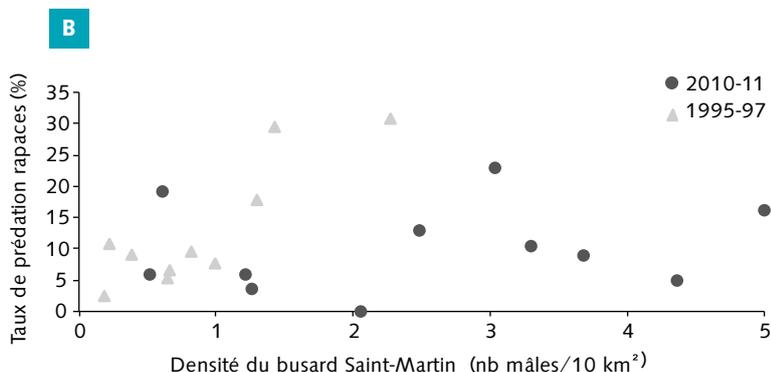
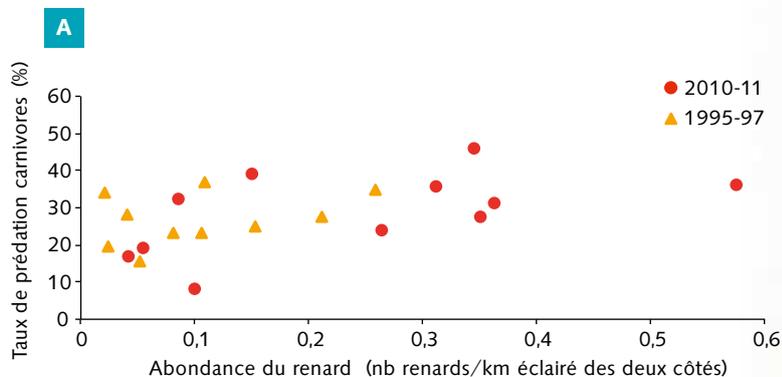
Lorsqu'on s'intéresse au taux de prédation, c'est-à-dire au pourcentage de perdrix suivies mortes de prédation, on observe une corrélation positive avec l'abondance en renards, mais rien de très structuré avec la densité en busards (**figure 9**). Le taux de

prédation des perdrix par les carnivores augmente avec l'abondance du renard lorsque celle-ci est faible, puis semble atteindre un « plateau » indépendant de l'abondance de ce prédateur lorsque celle-ci est plus élevée. Une telle tendance n'avait pas été notée lors de la précédente étude (**figure 9**). Pour les terrains communs aux deux études ou géographiquement proches, on a noté selon les cas de fortes différences de taux de prédation par les carnivores pour des abondances en renards estimées comme proches ou, à l'inverse, des taux de prédation proches pour des différences d'abondance en renards relativement élevées.

Les trois terrains où le taux de prédation par les carnivores a représenté moins de 20 % des perdrix marquées sont ceux de Beauce, où le renard est le moins présent (*cf.* **figure 3** et Bro, 1998). En outre, il a été récemment touché par une épidémie de gale. En revanche, sur deux de ces terrains,

Figure 9 Relation entre le taux de prédation des perdrix et : **A. l'abondance du renard et B. du busard Saint-Martin.**

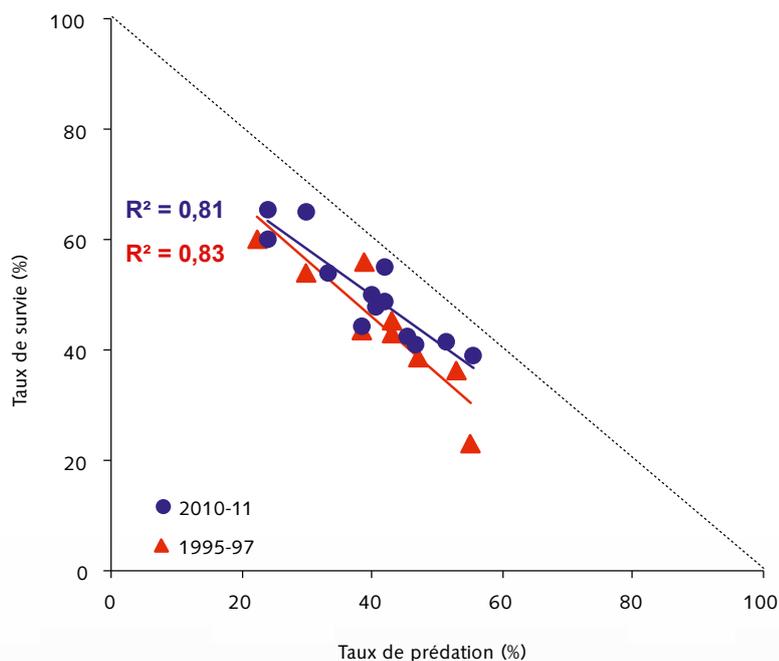
Les cas où le prédateur n'a pas pu être identifié ont été attribués aux carnivores vs aux rapaces selon le prorata observé sur les cas identifiés. De même, les cas de mortalité de cause indéterminée ont été attribués à la prédation au prorata des causes identifiées. Les deux terrains où un suivi a été réalisé durant une seule année ne sont pas représentés sur les graphiques, car les estimations des taux de prédation reposent sur un effectif de perdrix plus faible qui « bruitent » les relations présentées. Des limites méthodologiques ne permettent pas de conclure sur les différences d'abondance en prédateurs entre les deux études de 2010-2011 et 1995-1997.



le taux de mortalité attribué à la prédation par des rapaces est apparu des plus élevés parmi ceux enregistrés (15-25 %). Ces situations bien typées, également observées sur certains terrains de Champagne en 1995-1997, semblent définir une corrélation négative entre les taux de prédation par rapaces et par carnivores. Elle ne se révèle toutefois pas statistiquement significative du fait de la grande diversité des situations intermédiaires. Aucune conclusion générale ne peut donc être tirée à ce propos. Des analyses complémentaires n'ont pas mis en évidence de relations particulières entre taux de prédation et densité des perdrix, ou taux de prédation et rapport densité des perdrix/abondance du renard ou du busard, qui pourraient témoigner de phénomènes de densité-dépendance.

La prédation est identifiée comme la principale cause de mortalité des perdrix d'après les identifications de terrain (*figure 6*). Ceci a été observé sur tous les terrains d'étude, que ce soit en 1995-1997 ou en 2010-2011, ce qui explique la corrélation négative de pente proche de « -1 » observée entre le taux de survie et le taux de prédation (*figure 10*). On observe toutefois un petit décalage entre les deux périodes qui montre que, en moyenne, le taux de survie a été plus élevé en 2010-2011 qu'en 1995-1997 pour des taux de prédation similaires. Suivant ce résultat, on ne peut donc pas affirmer que le taux de prédation a augmenté de façon générale récemment ; il est susceptible de varier selon les années et les terrains entre 25 et 60 %. Les taux de mortalité apparents estimés par bilan démographique à partir des données du réseau Perdrix-Faisan, corroborent cette absence d'évolution récente particulière (Reitz, 2013).

Figure 10 Corrélation entre le taux de survie des perdrix et le taux de prédation (toutes espèces de prédateurs confondues) au printemps-été.



Si la prédation est identifiée comme la principale cause de mortalité des perdrix, on n'observe pas de corrélation positive avec leur densité.



À propos des intoxications des perdrix

La détection et la caractérisation des effets non intentionnels des produits phytopharmaceutiques (PPP) utilisés en agriculture sur les animaux sauvages non cibles suscitent des problèmes méthodologiques. La surveillance des incidents incriminant un toxique tels que rapportés par le réseau SAGIR ONCFS-FNC/FRC/FDC (Bro *et al.*, 2010 ; Decors *et al.*, 2011) ne permet de détecter que les effets létaux (mortalité) ou des effets sub-létaux visibles (par exemple troubles du comportement), et seules les molécules responsables de ces effets sont recherchées.

Une recherche au plus près de l'exposition potentielle

Dans ce contexte, l'étude PeGASE avec son suivi télémétrique proactif intensif a proposé une alternative méthodologique qui a permis d'apporter un complément d'information. Pour ce faire, des analyses toxicologiques ciblées ont été réalisées sur chacun des 94 cadavres récoltés sur le terrain qui le permettait, c'est-à-dire présentant un organe tel que le foie, le contenu gastrique ou parfois seulement l'encéphale (treize cas). Les analyses (par chromatographie en phase gazeuse et/ou liquide, couplée à de la spectrométrie de masse)

ont été réalisées par le laboratoire Biolytics puis interprétées par P. Berny du Laboratoire de toxicologie de VetAgro Sup'. Le ciblage des molécules à rechercher a été fait en déterminant l'exposition potentielle aux PPP de chaque oiseau dans les dix jours précédant sa mort. Ceci a été rendu possible grâce à la localisation biquotidienne de chaque perdrix sur le terrain (cartographie sur fond parcellaire), et à la connaissance des produits épandus sur chaque parcelle ainsi que la date d'épandage (données obtenues par enquête auprès des agriculteurs).

Pas d'effet aigu massif avéré des PPP sur la mortalité

Le **tableau 2** rend compte des résultats des analyses par famille chimique de produits. Ces résultats ne mettent pas en évidence d'effet massif des PPP sur la mortalité des perdrix adultes au printemps-été. En effet, la plupart des cas positifs correspondent à des doses proches du seuil de détection, qui est relativement faible pour la famille chimique la plus détectée (les pyréthri-noïdes, des insecticides très utilisés, considérés comme faiblement à modérément toxiques pour les oiseaux). Lorsque des doses plus élevées ont été détectées, elles ne correspondaient pas, à dire d'expert, à des doses compatibles avec la mort, sauf dans deux cas. Ce nombre de cas d'intoxication apparaît donc comme relativement faible à

l'échelle des individus. Il faut toutefois apporter quatre nuances :

① tous les cadavres n'ont pas pu être analysés par manque de matériel biologique adéquat. L'état de ceux récupérés sur le terrain a permis au moins une analyse toxicologique dans seulement 36 % des cas de mortalité avérée. Parmi ceux-ci, 14 % n'ont porté que sur une recherche de pyréthri-noïdes dans l'encéphale ;

② la période considérée ici n'inclut pas tout le cycle cultural (d'autres études plus spécifiques récemment menées ou en cours s'intéressent aux granulés et aux enrobages de semences utilisés notamment en automne) ;

③ un impact apparemment faible à l'échelle des individus peut néanmoins avoir un impact populationnel. Concernant ce dernier point, lorsqu'on simule la dynamique d'une population (**encadré 4**), ces cas d'intoxication diminuent son taux d'accroissement, de façon plus ou moins importante selon les scénarios explorés ;

④ il n'est pas exclu que, parmi les faibles doses de résidus qui ont été détectées, certaines aient eu des effets sub-létaux facilitant la mortalité des perdrix.

Un compte rendu détaillé et complet (incluant les périodes du printemps-été et de l'automne-hiver, les résultats des analyses faites sur les cadavres d'animaux non radio-pistés, les molécules trouvées lors des screenages) sera publié dans le prochain numéro. ■

Tableau 2 Résultats des analyses toxicologiques des familles chimiques ciblées effectuées sur tous les cadavres analysables de perdrix radio-pistées (printemps-été).

Famille chimique	Nombre d'analyses réalisées	Nombre de tests positifs	Concentrations retrouvées (µg/g)	Seuils de détection (µg/g)	Molécules détectées
Pyréthri-noïdes (<i>insecticides</i>)	94	21 (= 22 %)	0,01 - 0,11	0,01	cyfluthrine cyperméthrine tefluthrine
Nicotinoïdes (<i>insecticides</i>)	7	0	-	0,5	-
Triazoles (<i>fongicides</i>)	80	0	-	0,1	-
Strobilurines (<i>fongicides</i>)	36	0	-	0,1	-
Autres familles (<i>herbicides, fongicides et insecticides</i>)	53	4 (= 8 %)	0,2 - 0,7	0,1	carbofuran linuron lindane

Les analyses toxicologiques n'ont pas mis en évidence un effet aigu massif avéré des produits phytopharmaceutiques utilisés en agriculture sur la mortalité des perdrix adultes au printemps-été.





La reproduction

Toujours une forte capacité à pondre

En moyenne, les premières pontes contiennent 14,7 œufs¹ (estimation sur 81 pontes²) et les pontes de remplacement 11,3 œufs (46 pontes). Les 6 pontes écloses en août (des troisièmes pontes) contenaient entre 7 et 10 œufs chacune. Parmi les pontes écloses observées, la plus petite était composée de 4 œufs et la plus grande de 20 œufs (**figure 11**). Ces tailles de pontes correspondent aux références – parfois anciennes – en la matière (cf. Birkan & Jacob, 1988). Les données de l'étude de 1995-1997 estimaient quant à elles la taille moyenne des premières pontes à 14,9 œufs (**tableau 3**). Les références pour le Bassin parisien pour les années 1970 sont de 14,5 œufs (Aubineau, 1981), et de 13,6 en moyenne pour l'ensemble des 2 773 nids de sauvetage récupérés dans l'Yonne entre 1964 et 1985 (Berger, 1987). Les perdrix semblent donc ne rien avoir perdu de leur forte capacité à pondre.



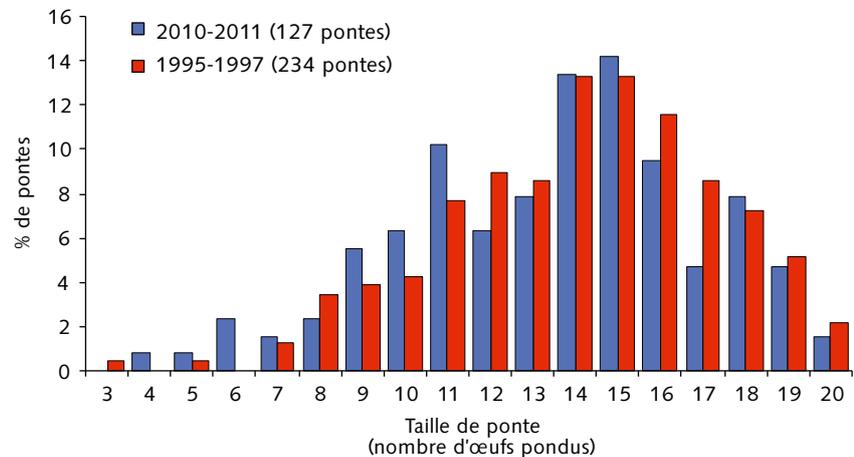
© FDC 28

Nid éclos dans une parcelle de céréales.

Des œufs normaux

À l'instar de la taille des pontes, les dimensions des œufs collectés correspondent aux valeurs de référence rapportées par Birkan & Jacob (1988). La longueur des œufs a varié de 26 à 39 mm et leur largeur de 25 à 28 mm (mesures faites sur plus de 250 œufs non éclos). La largeur semble donc plus constante que la longueur. On a observé quelques œufs petits et quelques autres longs. Leur couleur, unie, généralement la même pour tous les œufs d'une même ponte – mais avec des exceptions –, varie de teinte ou de nuance entre les pontes (gris-vert, beige clair, crème, café au lait...). Quant au poids, mesuré sur plus de 500 œufs non éclos, il a varié de 8 à 16 g. La majorité d'entre eux étaient dans les « normes » enregistrées chez les perdrix grises au Conservatoire de l'ONCFS (cf. Millot *et al.*, 2012), à savoir 10 à 16 g (estimation

Figure 11 Distribution (%) des pontes¹ observées en fonction du nombre d'œufs.



Deux cas de pontes atypiques : à gauche, des œufs longs ; à droite, un unique œuf vert dans une couvée de couleur crème.



© E. Bro/ONCFS

¹ Paramètre estimé sur les seules pontes écloses et les cas avérés de non éclosion (cas confirmés par les analyses embryologiques), considérant que ce sont les données les plus fiables.
² Au total, 301 nids ont été découverts en 2010-2011 grâce au suivi télémétrique. Pour éviter le risque d'abandon par dérangement, consigne a été donnée de ne localiser précisément les pontes au GPS que 7 à 10 jours après le début supposé de la couvaison. En cas d'échec en début de couvaison certaines données ont été « perdues », car les pontes n'ont pas pu être retrouvées. En effet, leur description complète a été réalisée une fois que la poule avait quitté son nid, qu'il y ait eu éclosion ou échec. Ceci explique les différences de taille d'échantillon selon les variables considérées.

sur 202 œufs de 15 couples, recueillis quotidiennement en 2008). Dans leur synthèse, Birkan et Jacob (1988) rapportent des poids d'œufs frais de perdrix grise allant de 13,5 à 15,2 g. Donner une interprétation biologique à la variation du poids de nos œufs, notamment les plus petits, reste toutefois délicat étant donné qu'ils ont été incubés jusqu'à 24 jours parfois (avec un développement embryonnaire plus ou moins avancé), puis ont subi des opérations de congélation pour le stockage suivi de décongélation pour les analyses embryologiques.



© Fotolia

Seule une moitié des pontes parvient à l'éclosion

Globalement, la moitié des 301 pontes suivies a été menée à terme (**tableau 3**). Ce résultat correspond aux pontes détectées, ce qui le surestime certainement. En effet, malgré sa puissance, le radiopistage ne permet pas toujours de détecter les échecs en

Près de 50 % des échecs des éclosions ont été attribués à la prédation en 2010-2011, notamment par les corvidés.

cours de ponte, la poule ne restant pas en permanence sur son nid. À l'inverse, plusieurs cas d'abandon sont très probablement imputables au dérangement par l'observateur ; ces cas ont été identifiés (**figure 12**). En moyenne, la proportion des

pontes de remplacement menées à terme est légèrement inférieure à celle des premières pontes (**tableau 3**). En 1995-1997, 47 % des 549 pontes suivies avaient éclos. La situation actuelle apparaît donc globalement similaire.

Tableau 3 Table de référence des paramètres de reproduction des populations de perdrix grise dans le Centre-Nord de la France estimés au cours des deux études nationales de radiopistage.

Estimations moyennes, effectifs entre parenthèses.

	PeGASE		ENPG 1995-1997		
	2010	2011	1995	1996	1997
Taille de ponte* (nombre de pontes)					
<i>premières pontes</i>	15,1 (33)	14,4 (48)	15,6 (51)	14,5 (77)	14,7 (60)
<i>deuxièmes pontes</i>	12,2 (20)	11 (18)	9,4 (20)	13,2 (12)	10,7 (12)
<i>troisièmes pontes</i>	11,2 (5)	9,7 (3)	8 (1)	/	7 (1)
% d'éclosion des pontes** (nombre de pontes)					
<i>toutes pontes confondues</i>	45,7 (140)	48,7 (158)	56,6 (152)	46,5 (200)	39,1 (197)
<i>premières pontes</i>	50,7 (71)	48,1 (106)	53,1 (111)	49,7 (154)	49,2 (130)
<i>pontes de remplacement</i>	40,6 (69)	50 (52)	61,8 (34)	30,4 (46)	19,4 (67)
% d'éclosion des œufs* (nombre de pontes)					
<i>% de non éclosion des œufs</i>	11,5 (58)	14,3 (69)	16,8 (86)	17,7 (84)	21,6 (72)
<i>% de pontes avec ≥ 1 œuf non éclos</i>	51,7 (58)	50,7 (69)	74,6 (86)	78,6 (84)	80,6 (72)
% de statut des œufs non éclos* (nombre de pontes)					
<i>Œufs clairs***</i>	4,6 (58)	1,6 (69)	11,3 (71)	9,7 (82)	8,9 (67)
<i>Œufs dont l'embryon est mort</i>	3 (58)	5,4 (69)	4,3 (71)	7,6 (82)	12,6 (67)
Survie des jeunes (bilan à 6 semaines) (nombre de compagnies)					
<i>% jeunes survivants</i>	63,4 (33)	43 (26)	51,8 (33)	37,6 (40)	29,7 (35)
<i>% de compagnies entières</i>	21 (33)	0 (26)	6,1 (33)	5 (40)	2,9 (35)
<i>% de compagnies sans jeunes</i>	15 (33)	23 (26)	15,2 (33)	30 (40)	34,4 (35)
Recoquetage					
<i>% de pontes écloses après le 30 juin</i>	43,7 (64)	33,8% (77)	62,5 (80)	63,7 (91)	58,4 (77)
Pic d'éclosion					
<i>% de pontes écloses au 20 juin</i>	30 (64)	48,5 (77)	2,5 (80)	16,5 (91)	6,5 (77)
<i>% de pontes écloses au 30 juin</i>	56,3 (64)	66,2 (77)	36,3 (80)	37,4 (91)	42,9 (77)
Succès reproducteur global jeunes/poule d'été					
<i>indice national moyen (données du réseau)</i>	5,9	5,7	5,1	5	3,3
<i>sur les sites d'étude (moyenne) [min - max]</i>	5,8 [2,4 - 8,3]	7,3 [3,3 - 10,5]	5 [3,1 - 6,4]	5,2 [3,5 - 7,6]	3,8 [1,9 - 6,7]

* Pontes écloses et cas de non éclosion (cas avérés par les analyses embryologiques : œufs clairs ou « pourris »).

** Pontes détectées.

*** Œuf infertile ou dont l'embryon est mort précocement (stade de développement de 2-3 jours max).

La mort de la poule couveuse représente à elle seule 30 % des échecs de nids. Ce simple chiffre permet de mesurer l'importance des pertes en poules reproductrices et, in fine, l'impact induit sur la dynamique de population. Les abandons représentent quant à eux 20 % des cas et la destruction des œufs, 36 %. Ces proportions varient peu entre les premières pontes et celles de remplacement. En 1995-1997, on estimait ces différents cas de figure à 32 %, 31 % et 37 % respectivement (Bro et al., 2000a).

Quelques pourcents des échecs correspondent à des non éclosions, c'est-à-dire à des pontes couvées beaucoup plus longtemps que les 24 jours requis (parfois jusqu'à 40) sans éclore. Des cas de disparition d'œufs ont également été observés.

Causes des échecs de pontes (hors mort de la poule)

Prédation

L'importance relative des causes d'échec varie entre les premières pontes et celles de remplacement (figure 12). Globalement, près de 50 % des échecs ont été attribués à la prédation en 2010-2011. Une identification des prédateurs d'œufs est possible sur la base d'indices tels que la localisation des restes (au nid, dans un gîte, disparition des œufs), les brisures des coquilles (écrasées, coups de bec, traces de dents, restes ou non de jaune), la présence d'empreintes, de fèces ou d'une odeur (Birkan & Jacob 1988 ; Bang & Dahlström, 2009). En pratique, l'exercice reste parfois délicat ; le prédateur d'œufs n'a pas été identifié dans près de 65 % des cas (hors mortalité de la poule décrite plus haut). Dans d'autres cas, mustélidés, corvidés et hérissons ont été suspectés.

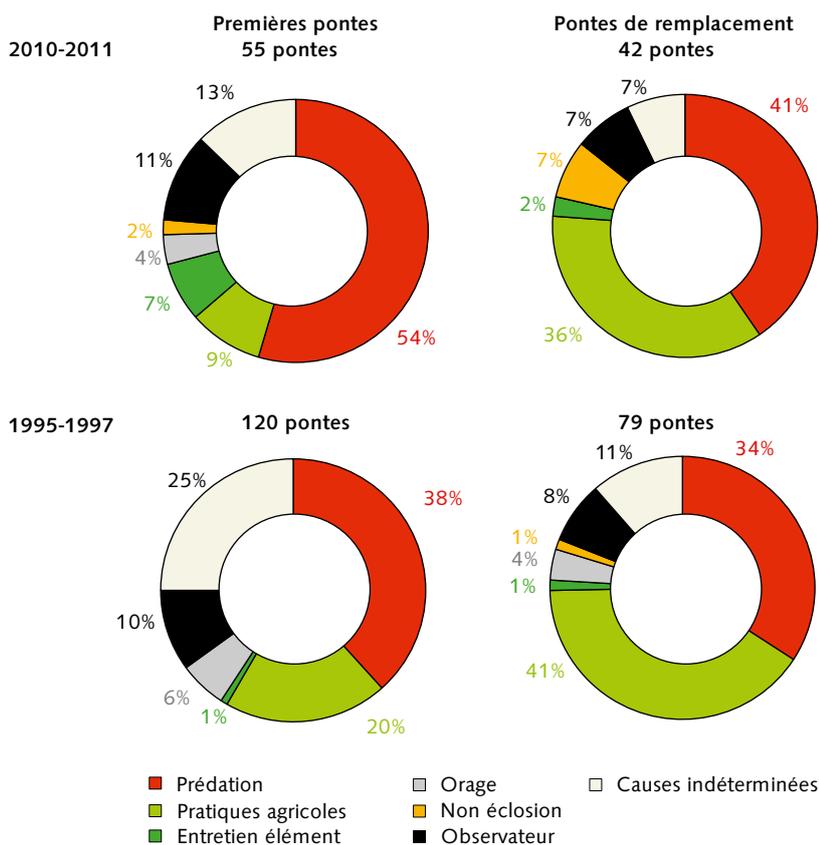
Une telle prudence était déjà de mise en 1995-1997 où, pour près de la moitié des 68 cas de prédation des pontes, aucun prédateur n'avait été identifié. Les prédateurs incriminés dans les autres cas correspondaient aux renards, mustélidés et corvidés (Bro et al., 2000a).



Destruction de ponte due aux pratiques agricoles. Cette cause d'échec vient en second lieu après la prédation.

Figure 12 Importance relative des causes d'échec des pontes (détectées).

Ces résultats ne prennent pas en compte les cas d'échec des pontes dus à la mort de la poule couveuse.



Pratiques agricoles

Si les pratiques agricoles sont globalement responsables de 20 % des échecs, ce sont surtout les pontes de remplacement qui en souffrent (figure 12). En effet, la couvaison et l'éclosion de celles-ci coïncident davantage avec les travaux de récolte, de fin juin à mi-juillet, que pour les premières pontes qui éclosent en moyenne, bon an, mal an, entre la troisième et la quatrième semaine de juin (voir ci-dessous et figure 13). Les pontes ont été détruites ou abandonnées du fait des fauches de prairies ou des coupes de luzerne à partir de mi-mai jusqu'en juillet, de la moisson des escourgeons qui peut débuter dès la troisième décennie de juin en région Centre, des récoltes de pois d'hiver fin juin-début juillet et des moissons des autres céréales à paille à partir de début juillet. Un seul abandon de ponte a été mentionné comme étant la conséquence de l'irrigation. Les données d'itinéraires techniques recueillies sur trois terrains concernant cette pratique ne permettent effectivement pas d'attribuer d'autres échecs à l'irrigation. Plusieurs nids « irrigués » en période de ponte et/ou couvaison ont éclos. En revanche, en 1995-1997, l'irrigation avait été identifiée comme étant responsable de 18 % et 6 % respectivement des échecs de nature agricole des premières pontes et des pontes de remplacement (Bro et al., 2000a).

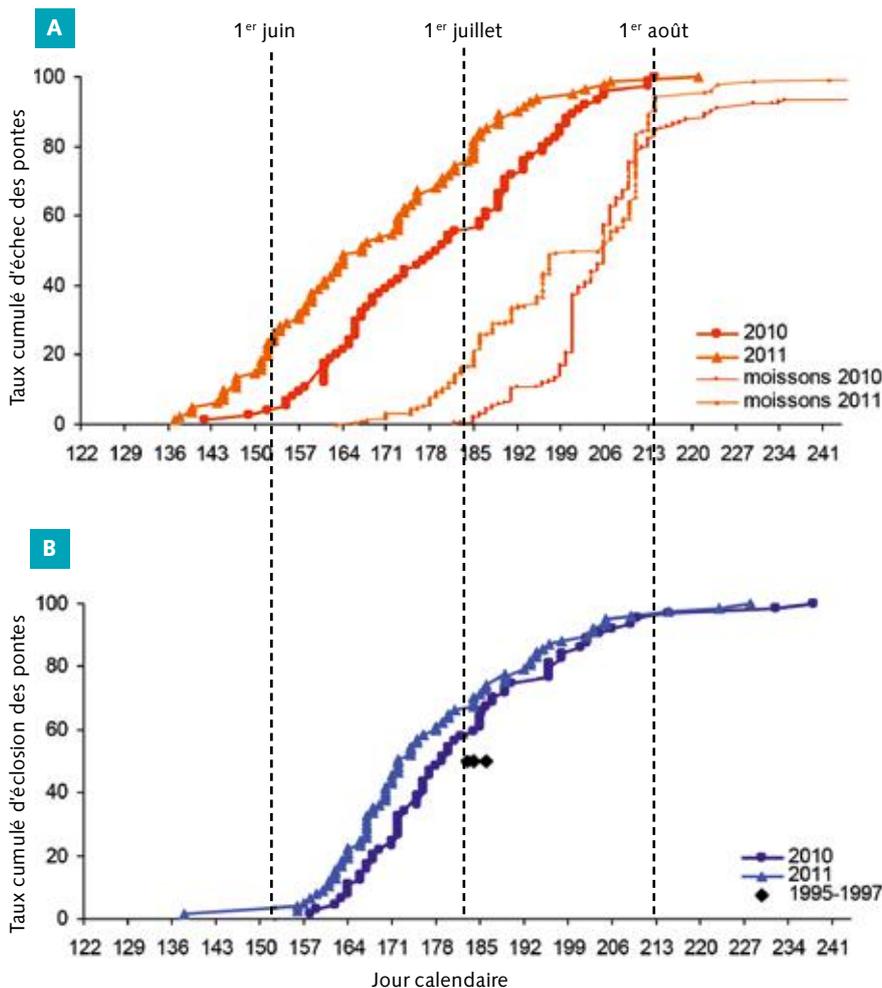
L'impact quantitatif des destructions agricoles des pontes varie d'un terrain à l'autre et d'une année à l'autre selon un schéma complexe, en fonction des assolements pratiqués et de la disponibilité des autres éléments du paysage, de la nature du sol, du climat régional ou encore des conditions météorologiques annuelles. Autant de facteurs qui déterminent le choix du couvert de nidification, le risque d'échec dû aux dates plus ou moins précoces de récolte, à l'existence ou non d'irrigation, etc.

Moissons et précipitations

En 2010, quelques pluies fines et intermittentes en juillet ont retardé – et étalé – les dates de moissons, qui s'annonçaient très précoces (la végétation avait presque trois semaines d'avance) suite au printemps globalement doux et sec suivi d'un début d'été chaud et sec (Météo France, 2011). Ceci a été *a priori* favorable à l'espèce, qui aurait probablement subi sinon davantage de destructions de pontes suite aux moissons (figures 13A et 13B). La situation a été similaire en 2011, avec un mois de juillet particulièrement frais et pluvieux faisant suite à un printemps exceptionnellement chaud et sec (Météo France, 2012).

En revanche, la récolte de la paille, particulièrement importante cet été-là du fait de la pénurie de fourrage due à la

Figure 13 Chronologie des échecs des pontes, des moissons des céréales à paille et des éclosions.



Ce sont les pontes de remplacement qui sont le plus concernées par les destructions dues au machinisme agricole.



© FDC 77

sécheresse, a peut-être contribué à augmenter les pertes de pontes du fait d'une coupe plus rase et d'un travail supplémentaire d'andainage. À titre d'information et de réflexion quant à l'interaction entre les conditions météorologiques (non maîtrisables) et l'impact (potentiel) des récoltes sur la faune sauvage, mentionnons que cette pénurie de fourrages en 2011 a conduit, non seulement à la récolte des pailles de la part d'agriculteurs du Bassin parisien qui l'enfouissent le plus souvent en tant que résidus de récolte, mais aussi à des fauches plus précoces des fourrages, des prairies de fauche voire des accotements de routes dans certaines régions.

Toutefois, des conditions météorologiques différentes peuvent conduire à une toute autre chronologie des récoltes, et potentiellement à un impact négatif plus conséquent sur les pontes, comme le suggèrent d'autres études (cf. Serre *et al.*, 1989 et Millot *et al.*, 2011 notamment). L'interaction entre moissons et météo n'est toutefois pas si simple, comme l'illustre la **figure 14**. Elle montre qu'en 2010-2011, le succès reproducteur a été meilleur quand les moissons ont été plus précoces, ce qui s'explique par les conditions météorologiques qui ont elles aussi un impact spécifique (voir plus bas). À ce titre, les résultats de l'étude PeGASE sont propres aux deux années d'étude. On remarquera à cet égard que la part d'échec des premières pontes due à leur abandon ou à leur destruction liés à des pratiques agricoles était plus élevée en 1995-1997 qu'en 2010-2011 (**figure 12**). Ces pratiques correspondaient notamment à l'irrigation, au dérangement par le machinisme, aux récoltes – en particulier les fauches de luzerne pour les premières pontes et les moissons des céréales à paille pour les pontes de remplacement, deux types de couverts très attractifs pour la nidification.

Une autre particularité des années 2010 et 2011 tient à la part des pois dans les assolements. L'aide financière octroyée par l'Union européenne dans le cadre d'un plan de soutien à la production de protéagineux – dont la superficie cultivée avait baissé de façon significative depuis vingt ans – s'est traduite concrètement par une sole plus élevée en 2010 et 2011 que les années précédentes³ (Ramanantsoa & Villien, 2012). Le pois est une culture relativement bien fréquentée par les perdrix grises pour la nidification, et à ce titre il pourrait être un élément favorable ; mais *a priori* seulement étant donné le taux élevé de destruction des pontes lors des récoltes (voir **partie 4**).

³ En 1995-1997, le pois était présent sur tous les terrains d'étude et représentait de 1 % à 12 % de l'assolement (5,5 % en moyenne, contre 3,2 % en 2010-2011).

Moissons et prédation

Des observations de terrain faites lors du radiopistage ont mis en évidence un effet combiné des récoltes et de la prédation. Dans plusieurs cas en effet, des poules dérangées par les moissons ont été vues hors du nid, mais sans l'abandonner puisqu'elles restaient à proximité. Certaines sont même revenues couvrir dans les chaumes. Malheureusement, les œufs ont été pillés par des corvidés, parfois alors que les poussins étaient en train d'éclore. Sur certains terrains, il a été constaté que des corneilles prospectaient des parcelles fraîchement moissonnées à la recherche de nourriture. Il faut dire que les nids de perdrix mis à découvert sont des « proies » faciles.

Ces observations restent toutefois anecdotiques et non quantitatives, n'ayant pas été intégrées dans un protocole précis, bien qu'elles l'auraient mérité.

Quelques autres causes plus ponctuelles

Parmi les autres causes d'échec des pontes identifiées, sont listées les pratiques d'entretien des éléments fixes ou éléments topographiques (bandes herbeuses et haies), les orages (*encadré 2*), l'infertilité ou la mort des embryons (cas de non éclosion : les œufs intacts ont tous été retrouvés pourris). Inconvénient du radiopistage, il n'est pas exclu que l'abandon (par dérangement) ou la prédation (à la faveur de la création d'une coulée) d'un nid soit lié(e) à la localisation précise de la ponte par l'opérateur. Cet « effet observateur » a été attribué dans une petite dizaine de cas sur la base d'un échec arrivé le jour même ou le lendemain du pointage.

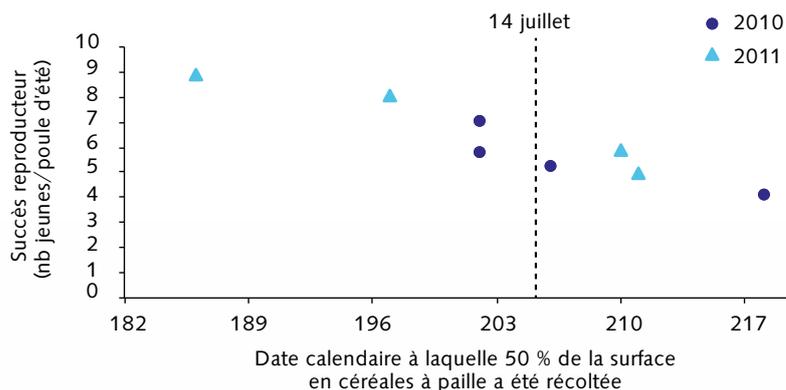
Des œufs aux poussins

Près de 90 % d'œufs éclos dans les pontes incubées à terme

Le taux d'éclosion des œufs pour les pontes menées à terme est de 88 %. Cette estimation inclut les quatre cas de couvées non écloses (tous les œufs retrouvés pourris et/ou clairs). Parmi les pontes réussies, il existe des cas de non-éclosion partielle, c'est-à-dire des œufs qui n'ont pas éclos. C'est le cas de la moitié des pontes pour lesquelles nous disposons de toutes les données relatives aux œufs (*tableau 3*). Dans un quart des cas, les œufs non éclos représentent plus de 20 % de la couvée (*figure 15*). Il existe donc une grande variabilité du taux d'éclosion entre les pontes, depuis celles de 19 ou 20 œufs dont tous les œufs ont éclos (mais pas toujours), jusqu'à celles de taille réduite, souvent de remplacement, d'une dizaine d'œufs et dont la moitié n'a pas éclos.

Figure 14 Relation entre le succès reproducteur (estimé par échantillonnage des compagnies au mois d'août) et la date moyenne des moissons en 2010 et 2011.

Les données des différents terrains ont été regroupées en 4 régions (Centre, Normandie, Picardie/Nord-Pas-de-Calais, « Champagne »). Un point représente une région.



Les moissons pourraient constituer un facteur facilitant la prédation.



Encadré 2

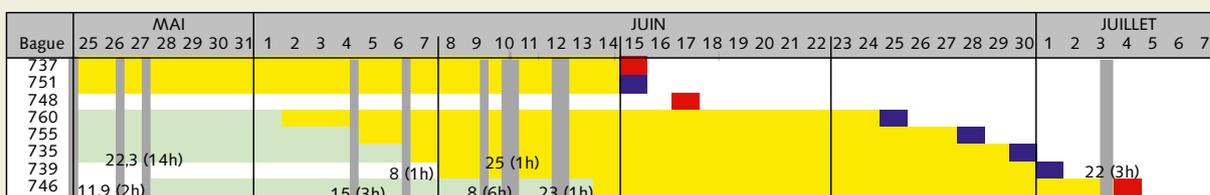
Quel est l'impact des orages sur l'échec des pontes ?

Six des huit très mauvaises années de reproduction de la perdrix grise enregistrées depuis plus de trente ans par le réseau Perdrix-Faisan ONCFS-FNC/FRC/FDC ont été caractérisées par des orages – dont la reproduction de 2008 qui a été le déclencheur de la mise en place de la présente étude. La relation n'est toutefois pas systématique et l'occurrence de violents orages ne fournit pas nécessairement une explication complètement convaincante.

Dans le cadre de cette étude, nous avons tenté de quantifier cet impact en croisant les données journalières concernant la ponte, la couvaison et l'éclosion ou l'échec des couvées de chacune des poules radio-pistées avec les données météo horaires enregistrées localement sur les sites d'étude. Connaissant les dates d'éclosion ou d'échec de chaque couvée suivie et son nombre d'œufs, il a été possible par rétro-calcul de déterminer les périodes de couvaison et de ponte. Puis nous avons recherché une éventuelle coïncidence entre l'échec des pontes (notamment les abandons de cause indéterminée) et l'occurrence d'orages plus ou moins violents (**figure A**).

Figure A Exemple de mise en relation des données de radiopistage des nids avec la pluviométrie.

Clé de lecture : une ligne par nid suivi, une case par jour. Code couleur : bleu = éclosion, rouge = échec, jaune = couvaison, vert = ponte. Les traits verticaux gris indiquent les jours de pluie, les nombres correspondent à la quantité (mm) d'eau tombée et à la durée (heures) de la précipitation. La durée de couvaison des pontes éclosées a été considérée comme étant de 24 jours, celle des pontes échouées a été déterminée (lorsque possible) en examinant le stade de développement des embryons morts (**encadré 3**).



Quelques épisodes orageux (jusqu'à 40-50 mm de pluie tombés en 2-3 heures) ont été enregistrés ponctuellement en mai, juin et juillet 2010, ainsi qu'en juillet 2011. Le taux d'échec attribué à ces petits et moyens orages relativise leur impact global (**tableau A**), mais peut tout de même représenter quelques pourcents (**figure 12**). Rappelons également que, malgré tous les avantages qu'elle présente, la télémétrie ne permet pas souvent de détecter les pontes avant la couvaison, ce qui n'exclut donc pas une certaine sous-estimation du taux d'échec des nids en cours de ponte.

Tableau A Nombre d'échecs de pontes enregistrés lors d'orages ou de pluies fines continues relativement au nombre de pontes suivies.

Nature des précipitations au jour J	Précipitations (mm)	Nombre de pontes* en cours de :		Nombre échecs (à J ou J+1)	Nombre d'événements recensés	Nombre terrains*années
		ponte	couvaison			
Orages (en 1-3h)	10-15	24	48	5	14	8
	15-20	5	16	1	4	4
	20-30	17	54	2	16	9
	30-40	2	3	0	2	2
	40-50	0	1	0	1	1
Pluie ± soutenue et continue (sur la journée)	10-15	34	43	4	17	8
	15-20	2	3	0	6	4
	20-30	5	8	0	5	4

* Une même ponte peut être comptabilisée plusieurs fois, par exemple si plusieurs orages rapprochés ont eu lieu sur un même terrain

Ces résultats ne permettent pas de conclure quant aux très violents orages de 80-100 mm d'eau tombés en quelques heures. Leur impact est susceptible d'être beaucoup plus conséquent. Durant l'étude, un seul épisode de cette ampleur a été enregistré dans les Yvelines à la mi-juillet 2010, alors que toutes les pontes suivies par radiopistage avaient déjà éclos ou échoué, sauf une en cours de couvaison qui n'a pas été abandonnée. De façon générale, de tels phénomènes restent jusqu'à présent peu fréquents dans le Centre-Nord et très localisés (<http://pluiesextremes.meteo.fr>).

Ces données peuvent être comparées à différentes références. En nature, les données complètes sur les pontes écloses collectées en 1995-1997 suggèrent qu'au moins un œuf n'a pas éclos dans plus de 75 % des couvées réussies, pour un taux d'éclosion de 82 % (tableau 3). Des références de terrain plus anciennes indiquent un taux d'éclosion variant de près de 70 % à plus de 95 % selon les études (Birkan &

Jacob, 1988). Le taux d'éclosion des œufs de perdrix sauvages, F1 ou issues de nids de sauvetage et maintenues en captivité dans le cadre du conservatoire de l'ONCFS, a varié selon les années de 65 % à 77 % (Millot *et al.*, 2012). Le taux d'éclosion des œufs des nids de sauvetage a varié quant à lui de 30 % à 76 % selon les années (centre de sauvetage de l'Yonne, 1965-1985 – Berger, 1987).

Absence d'éclosion pour cause d'infertilité et d'embryons morts

L'absence d'éclosion des œufs couvés à terme peut être due à deux causes distinctes : l'infertilité d'une part (l'œuf n'a pas été fécondé), la mortalité de l'embryon d'autre part. La détermination d'un embryon mort est aisée lorsque son stade de développement a dépassé quelques jours (encadré 3). En revanche, la distinction entre un œuf clair et une mortalité embryonnaire précoce (avant le stade de 2-3 jours) est plus délicate, tout particulièrement sur des œufs collectés en nature, incubés 24 jours puis congelés à des fins de conservation, et enfin décongelés à des fins d'analyse. Ainsi, le statut de 41,3 % des 215 œufs non éclos collectés¹ n'a pas pu être déterminé avec certitude car ils étaient « pourris » (une mortalité embryonnaire précoce est assez probable). Dans 24,4 % des cas, les œufs ont été déterminés comme étant clairs (soit environ 3 % des œufs pondus) et dans 34,3 % des cas, l'embryon était mort dans l'œuf (soit 4,3 % des œufs pondus). En captivité, le taux d'infertilité et de mortalité embryonnaire précoce s'élève à environ 25 %, tandis que le taux de mortalité des embryons à un stade de développement plus avancé s'élève à 5 % (Millot *et al.*, 2012). En 1995-1997, il a été estimé une proportion d'œufs « clairs » plus élevée qu'en 2010-2011. Il n'est pas exclu que ce résultat soit dû à un examen plus rapide du statut des œufs non éclos lors de cette étude (détermination faite directement sur le terrain et non en laboratoire après collecte des pontes).

1 poussin éclos pour 2,6 œufs pondus

À partir de l'ensemble des données sur les pontes découvertes, écloses ou non, on estime à 2,6 le nombre d'œufs pondus pour 1 poussin éclos. C'est l'échec des pontes qui représente quantitativement la perte la plus importante par rapport à l'infertilité et la mortalité embryonnaire (figure 16).

Un rattrapage par recoquetage

On remarquera que, même en années de bonne reproduction (du moins estimée comme telle en nombre de jeunes par poule survivante en été), la proportion de pontes écloses (généralement en juillet et août) issues du recoquetage n'est pas insignifiante : respectivement 44 % et 34 % en 2010 et 2011 (tableau 3). Les pontes écloses après le 20 juillet ont tout de même représenté 11-12 %. La dernière éclosion a été enregistrée le 26 août en 2010 et le 16 août en 2011. Le nombre de poussins issus des nids de recoquetage représente respectivement 38 % et 23 % du total

Figure 15 Fréquence des différentes proportions d'œufs non éclos dans les couvées menées à terme.

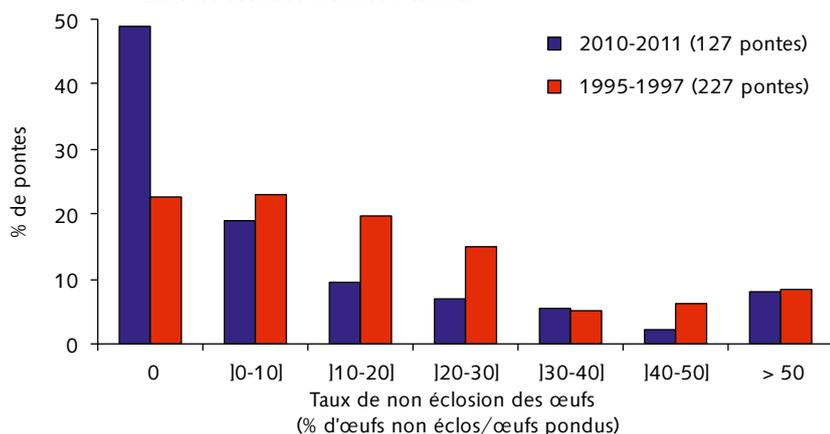
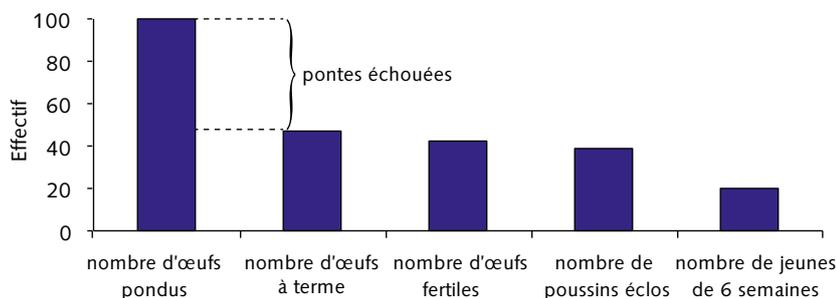


Figure 16 Pertes relatives lors des différentes étapes de la reproduction pour 100 œufs pondus.

Le nombre d'œufs couvés à terme a été pris comme base (100). Les valeurs manquantes du fichier de données ont été estimées à partir des données calculées (tableau 3). Le graphique n'a pas été réalisé en tenant compte de la valeur compensatrice des pontes de remplacement.



Cas d'éclosion partielle d'une couvée, 6 œufs n'ont pas éclos : 1 œuf était clair et l'embryon des 5 autres est mort au stade 2-3 ou 10-15 jours.

Encadré 3

Étalon de développement des embryons de perdrix grises

Étalon élaboré par A. Mesbah lors de son master I sous l'encadrement de J.-P. Brillard (Fertil'avi) et de C. Bressac (université de Tours). Des œufs de perdrix d'élevage pondus depuis 24 à 48 heures ont été transférés au couvoir de l'Inra (Tours), fumigés puis incubés pendant des durées précises allant de 1 à 24 jours (\pm 15 minutes), avant d'être retirés de l'incubateur et immédiatement placés dans un bac d'eau refroidi à 4 °C. Chaque œuf a ensuite été examiné macroscopiquement. Il a été posé à plat pendant 20-30 minutes pour faire remonter le disque embryonnaire, puis la coquille a été découpée latéralement avec des ciseaux. À ce stade, des photos de l'embryon *in situ* ont été prises avant qu'il ne soit lui-même excisé, nettoyé et placé dans une boîte de Pétri pour la prise de vue sous binoculaire, en présence d'une règle. Ces photos *ex situ* ont permis de mesurer la taille et de caractériser les stades de développement embryonnaire.

Analyses	Œuf clair	Œuf à 2 jours
	 <p>œuf non fertilisé, pas d'auréole visible même après quelques jours d'incubation</p>	 <p>auréole de 3 mm de diamètre</p>  <p>région antérieure somites visibles</p>
Œuf à 3 jours	Œuf à 6 jours	Œuf à 11 jours
 <p>auréole de 7 mm de diamètre, réseau capillaire visible</p>  <p>Ébauches visibles - du cœur, - de l'encéphale - et des lobes oculaires</p>	 <p>réseau capillaire bien développé, embryon de 12 mm</p>  <p>lobes céphaliques œil (cristallin) cœur et foie aile patte somites</p>	 <p>réseau capillaire largement développé, embryon de 34 mm</p>  <p>tête bien délimitée, cou visible encéphale œil (très développé et pigmenté) bec (et diamant) réseau capillaire ailes, pattes et ventre bien visibles</p>
Œuf à 16 jours	Œuf à 20 jours	Œuf à 24 jours
 <p>vitellus partiellement résorbé embryon bien développé de 47 mm plumes sur toutes les parties du corps</p> 	 <p>vitellus résiduel embryon de 53 mm occupant presque tout l'œuf plumes couvrant tout le corps, zébrures sur la tête, plumes de couleur claire sur le ventre</p> 	 <p>vitellus complètement résorbé poussin à naître de 62 mm, sec en position de bécchage</p>  <p>bec : 9mm aile : 25mm doigt : 13mm</p> 

© A. Mesbah (Fertil'avi, université de Tours, ONCFS)

produit par les pontes suivies par télémétrie en 2010 et 2011. Ces résultats montrent toute la contribution des pontes de remplacement au succès final de la reproduction.

Le succès reproducteur varie-t-il avec l'âge des oiseaux ?

Cette question est récurrente : les jeunes poules se reproduisent-elles moins bien que les poules plus expérimentées ? Les « vieilles » poules se reproduisent-elles mal ? Le **tableau 4** fournit les estimations des différents paramètres de la reproduction en fonction de l'âge des poules reproductrices. On peut constater que la performance relative des poules de 1 an (noté « 1 an ») et des poules de 2 ans et plus (noté « 2+ ans ») varie selon le paramètre démographique considéré. Un travail de modélisation de la dynamique de population, conduit en 2009, avait suggéré que la structure d'âge de la population pouvait contribuer à une mauvaise reproduction (Bro, 2009).

Pour ce qui concerne la chronologie de la nidification, le suivi par télémétrie montre une certaine différence. En effet, en 2010, les poules de 1 an ont commencé à pondre plus tard que les poules de 2+ ans (**figure 17**). En revanche, en 2011, une différence n'apparaît qu'à partir de fin mai. Diverses causes d'ordre physiologique (maturation des gonades en relation avec les conditions météorologiques du printemps, abondance de la nourriture) et/ou d'ordre démographique (échecs précoces de pontes passées inaperçues chez les poules 1 an) peuvent être à l'origine de ce phénomène. On ne peut pas non plus exclure un effet des différences d'effectifs ou encore de l'hypothèse qui a été faite d'un rythme de ponte similaire chez les perdrix 1 an et 2+ ans. Nous manquons des données nécessaires pour examiner cette question de manière plus approfondie.



© L. Armand/FDC 77

Lecture alaire d'une perdrix capturée en vue de déterminer sa classe d'âge.

Figure 17 Chronologie du début de la ponte en fonction des années et de l'âge des poules.

La date de début de ponte des œufs a été déterminée à partir de la date d'échec ou d'éclosion de la ponte :
 1. en soustrayant, soit 24 jours dans le cas des pontes écloses, soit un nombre de jours égal au stade de développement de l'embryon mort le plus âgé (**encadré 3**) dans le cas des abandons ou destructions de ponte, puis
 2. en retirant de nouveau 1,5 jour par œuf pondu.

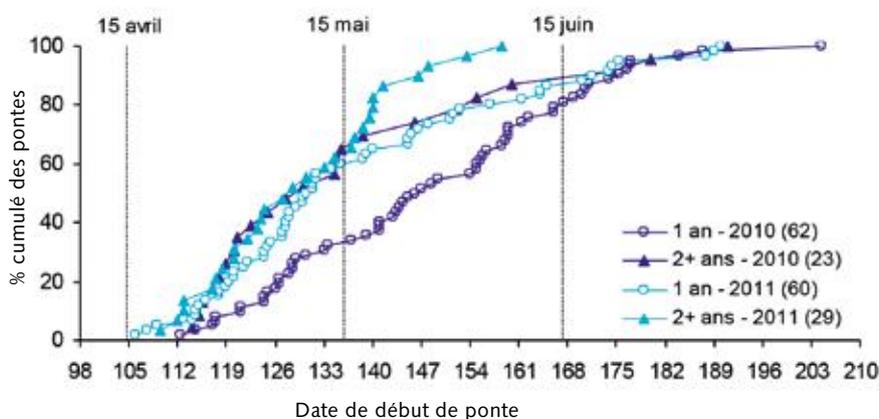


Tableau 4 Estimation de différents paramètres de reproduction en fonction de l'âge des poules reproductrices.

Années et terrains confondus, effectifs entre parenthèses.

	Poules d'un an	Poules de deux ans et plus
% d'éclosion des pontes*		
1 ^{re} pontes	49,6 (119)	50 (58)
2 ^e pontes	45,2 (73)	32,3 (31)
Taille de ponte**		
1 ^{re} pontes	15 (50)	14,5 (28)
2 ^e pontes	11 (28)	13,2 (8)
% d'éclosion des œufs**		
1 ^{re} pontes	90,5 (50)	93,7 (28)
2 ^e pontes	89,8 (28)	81,8 (8)
% de pontes avec au moins 1 œuf non éclos**		
1 ^{re} pontes	47,5 (59)	34,5 (29)
2 ^e pontes	30,3 (33)	50 (10)
Taux de survie des jeunes à 6 semaines (nombre de compagnies suivies)		
Toutes pontes confondues	55,7 (39)	48,8 (16)

* Incluant la mortalité de la poule

** Estimé sur les pontes écloses

Deux années d'éclosions précoces

Les années 2010 et 2011 ont été deux années de bonne voire très bonne reproduction (figure 1), caractérisées par des éclosions précoces (figures 13B et 18). En particulier 2011 qui se révèle être l'année la plus précoce enregistrée depuis 1986. En 2011, la première ponte éclos suivie par télémétrie a été enregistrée fin mai et 10 % des pontes ont éclos avant le 10 juin (alors que la première ponte suivie a éclos le 7 juin en 2010). Cette même année, près de 50 % des éclosions avaient eu lieu au 20 juin et 66 % au 30 juin. En 2010, ces mêmes pourcentages d'éclosion ont été atteints entre 3 et 5 jours plus tard.

Un succès reproducteur variable dans l'espace

Une corrélation forte avec les conditions météorologiques

Si 2010 et 2011 ont été deux années de bonne reproduction à l'échelle du

Centre-Nord de la France (figure 1), il n'en demeure pas moins que l'on a observé de très fortes disparités entre les terrains d'étude (figure 19). Elles sont fortement corrélées avec les différences de conditions météorologiques locales.

En 2010, un coup de froid a été enregistré du 17 au 21 juin, en début de période d'éclosion et d'élevage des poussins

(figure 13B). Les températures minimales sont parfois descendues à 5 °C pendant ces quelques jours. Si le froid a été ponctuel sur certains terrains, il a perduré jusqu'au début de juillet sur d'autres. La différence de durée et d'intensité de ce phénomène explique une part importante des différences de succès reproducteur entre les terrains (figure 20A).

Figure 18 Relation entre le succès reproducteur (estimé par échantillonnage des compagnies) et la précocité des éclosions.

Estimée par la proportion de pontes écloses au 20 juin – données de télémétrie.

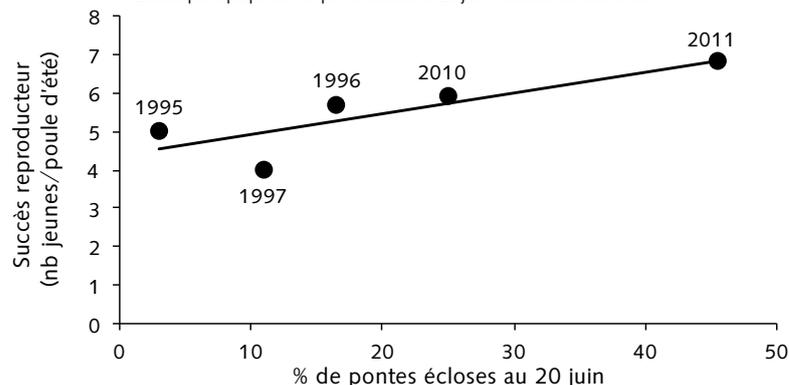
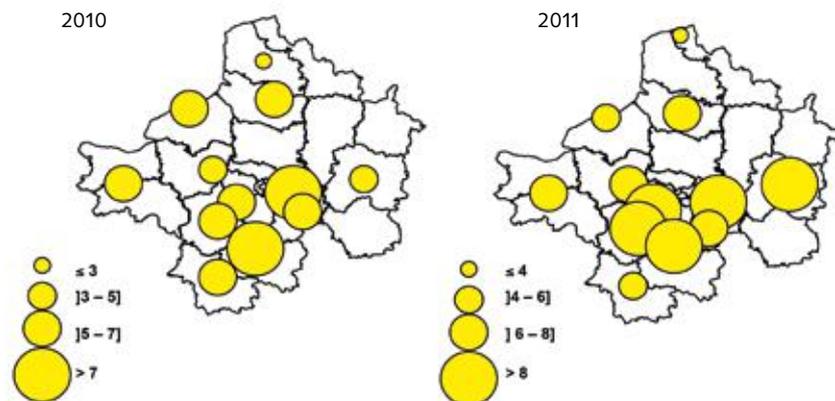
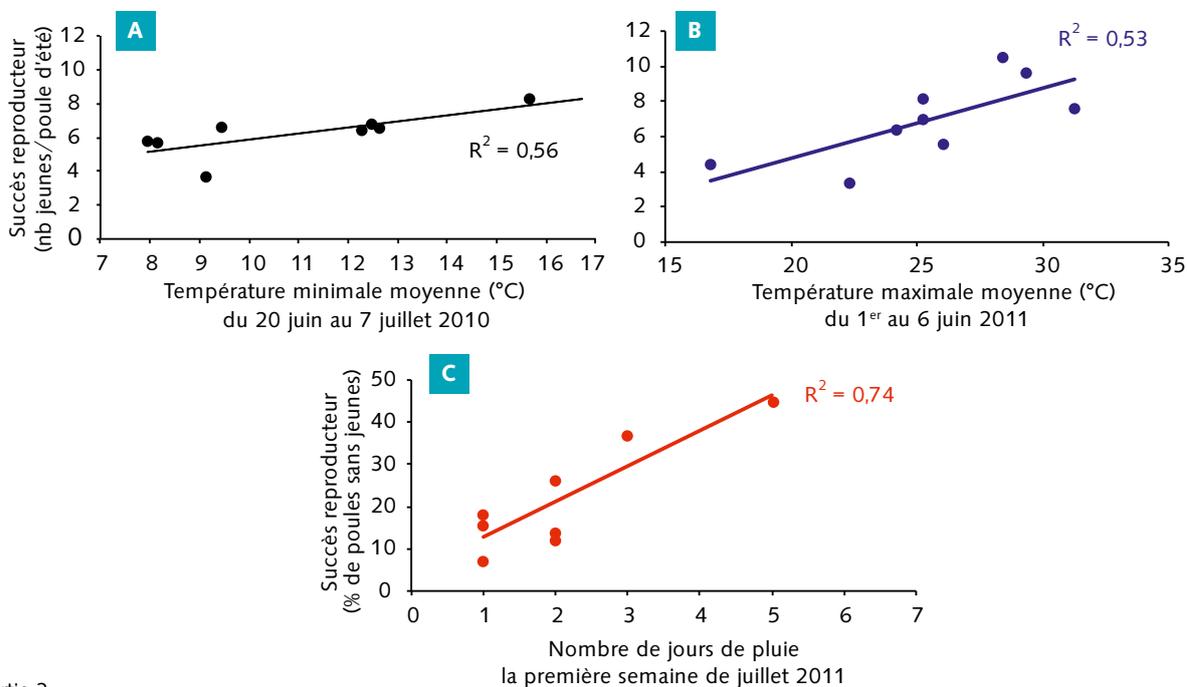


Figure 19 Variation du succès reproducteur (nombre de jeunes/poule d'été estimé par échantillonnage des compagnies) entre les terrains d'étude en 2010 et 2011.



Piège Barber installé dans une parcelle de céréales pour étudier la diversité et l'abondance en invertébrés.

Figure 20 Corrélations entre les variations du succès reproducteur et les conditions météorologiques de fin juin/début juillet.



En 2011, la situation a été semblable en certains points et différente pour d'autres. Un coup de froid généralisé s'est produit du 10 au 12 juin, avec des températures minimales qui sont parfois descendues à 4 °C, mais il est resté ponctuel. Deux coups de chaleur ont également été enregistrés en juin : le premier du 1^{er} au 6, le second les 27 et 28. Ce dernier a été suivi d'une chute importante des températures (quelques minimales à 5 °C début juillet). Parmi ces alternances de froid et de chaud, seule la chaleur de début juin est positivement corrélée aux différences de succès reproducteur entre les terrains (figure 20B). La pluviométrie de début juillet pourrait également avoir impacté la survie des poussins, bien qu'elle ait été faible (figure 20C). Sur les deux terrains où le succès de la reproduction a été inférieur à 4,5 jeunes par poule d'été (tous deux proches de la Manche), cette pluie coïncide, soit avec des minimales douces et des maximales faibles, soit avec des minimales faibles et des maximales de saison.

Une modulation par l'abondance en invertébrés ?

L'abondance relative en invertébrés au moment du pic d'éclosion, telle qu'estimée (tableau 1), n'explique pas de façon satisfaisante les différences de succès reproducteur observées entre les terrains d'étude (figure 21). On note bien une relation globalement positive, qui correspond avec ce qui est attendu, mais les observations de terrain sont loin de suivre un modèle mathématique de type linéaire ou logarithmique. Cela peut aussi bien être dû à des considérations méthodologiques (non détaillées ici) qu'à des aspects écologiques comme par exemple la prédominance, ces années-là, de l'impact des conditions météo par rapport aux ressources alimentaires.

Un moindre succès reproducteur lorsque l'abondance des prédateurs est plus élevée ?

Le suivi de terrain réalisé en 2010 et 2011 n'apporte aucun élément clair en ce sens. Si on observe bien une tendance à une diminution du succès reproducteur (exprimé en nombre de jeunes par poule survivante en été) avec l'abondance en renard, celle-ci demeure très ténue et n'est pas statistiquement significative (figure 22A). En revanche, pour ce qui concerne les busards (Saint-Martin, mais aussi cendré et des roseaux – données non présentées pour ces deux derniers), c'est sur les terrains où ces espèces sont les plus abondantes que le succès reproducteur a été le meilleur en 2011 (figure 22B). Ces résultats sont donc similaires à ce qui a été observé pour la survie (voir plus haut). ■

Figure 21 Succès reproducteur (estimé par échantillonnage des compagnies) et abondance relative en invertébrés.

Les données présentées dans ce graphique correspondent au nombre total d'invertébrés de 1 à 10 mm dénombrés dans les 3 pots-pièges cumulé sur 5 semaines, soit 2 semaines avant et 3 semaines après le pic d'éclosion (défini par la médiane et déterminé pour chaque terrain et année d'étude à partir des données de télémétrie). Les catégories d'invertébrés retenues ici correspondent à celles les plus représentées dans le bol alimentaire des poussins de perdrix grise (cf. Bro & Ponce-Boutin 2004) : coléoptères, hyménoptères (dont formicidés), collemboles, homoptères (dont aphididés), arachnides (araignées et opilions) et myriapodes.

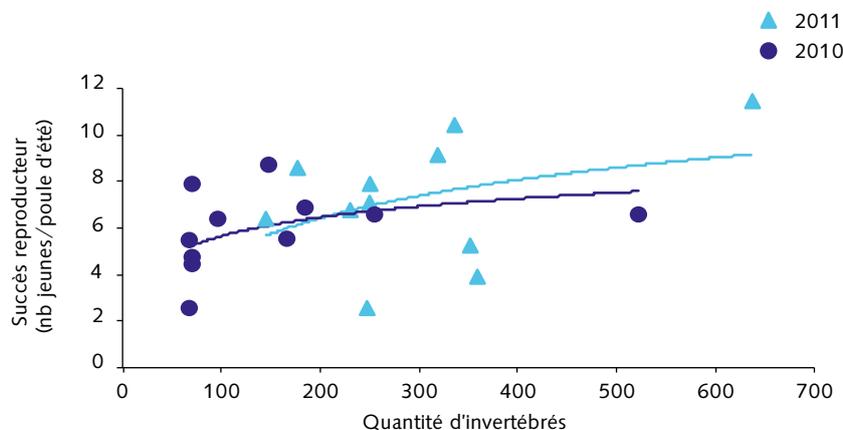
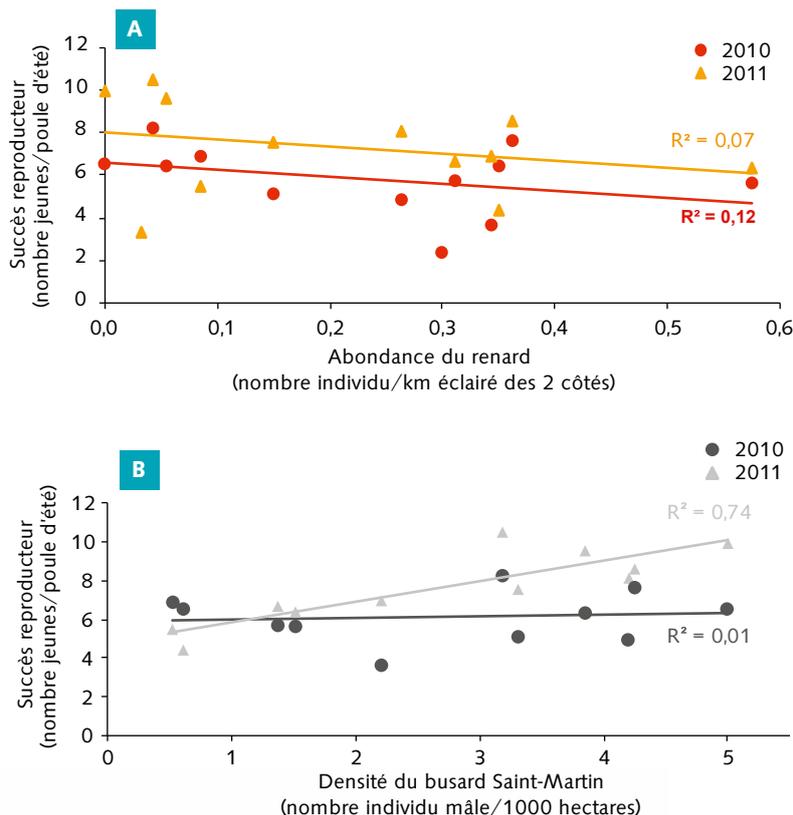


Figure 22 Relations entre le succès reproducteur et l'abondance du renard et du busard Saint-Martin.



© R. Rouxel/ONCFS



C'est sur les terrains de plus grande abondance en busards (ci-contre, une femelle de busard des roseaux en chasse) que l'on a observé le meilleur succès de la reproduction en 2011.



Une approche globale de la dynamique de population par modélisation

La productivité : un paramètre synthétique

La productivité est un paramètre qui combine la survie des reproducteurs et le succès de la reproduction. Elle estime le nombre d'individus autonomes produits par individu présent au printemps (ici le nombre de jeunes poules produites par poule présente au printemps). Elle a été calculée dans une première approche par une simple multiplication (**encadré 4**). Ce paramètre est particulièrement intéressant à considérer au vu des relations observées entre le taux de survie au printemps-été et le succès reproducteur. En effet, en 2010, on note une tendance à une corrélation négative, certes fortement influencée par deux terrains caractérisés à la fois par les meilleures survies et les moins bonnes reproductions. En revanche, en 2011,

on observe une corrélation positive, avec en particulier quatre terrains où survie et reproduction ont été très bonnes (en Beauce et à l'est de Paris). De fait, les fortes différences de productivité observées entre terrains en 2011 ont été déterminées à la fois par la survie des poules reproductrices et leur succès reproducteur (**figure 23**). En revanche, en 2010, ce sont les différences de succès reproducteur qui ont déterminé les (moindres) différences de productivité entre les terrains.

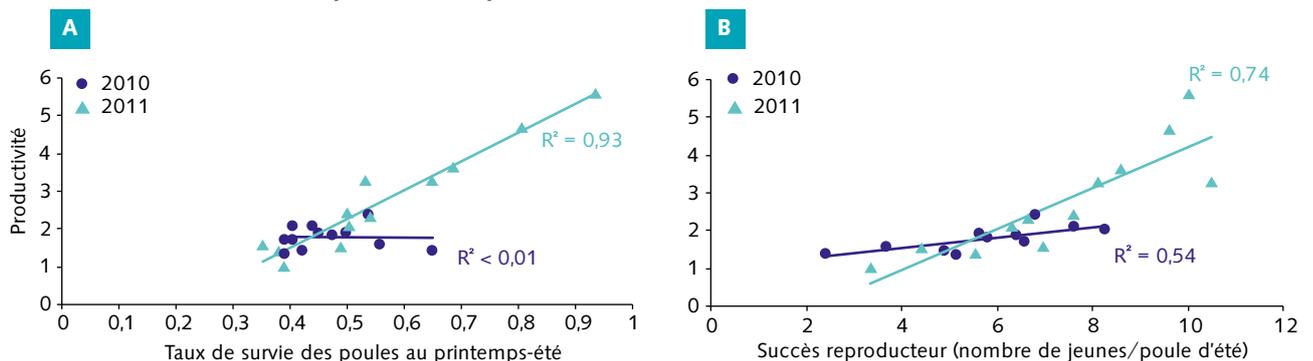
En 1995-1997, la situation globale était encore un peu différente. Survie et reproduction n'étaient pas particulièrement corrélées. Les différences de productivité observées entre terrains d'étude étaient surtout dues aux différences de taux de survie, avec une contribution des différences de succès de reproduction en 1997

(année de mauvaise reproduction moyenne, avec de forts contrastes géographiques).

Productivité, densité et facteurs du milieu de vie

La productivité a varié entre les terrains d'étude de 1,4 à 2,4 en 2010 et entre 1 et 5,6 en 2011. Les relations entre la productivité et les facteurs du milieu de vie ont été examinées. Les différences de productivité observées entre les terrains ne sont pas corrélées aux différences de densité de perdrix au printemps. Ceci est particulièrement patent en 2010. En 2011, les plus fortes productivités ont été observées sur les terrains les moins abondants en perdrix. Toutefois, il existe une telle variété de situations qu'aucune tendance ne se dégage réellement.

Figure 23 Contribution relative de la survie des poules reproductrices et de leur succès reproducteur à la productivité en 2010 et 2011.



Ce sont les mêmes constats qui émergent concernant les corrélations avec l'abondance du renard et des invertébrés. Pour ce qui est des busards, les relations observées sont similaires à celles présentées sur la **figure 22B**. À noter que la corrélation est plus étroite lorsqu'on considère dans les analyses le seul busard Saint-Martin plutôt que les trois espèces de busards conjointement (Saint-Martin, cendré et des roseaux). En 2011, les plus fortes productivités ont donc été observées sur les terrains les plus abondants en busards, en Beauce et à l'est de Paris. À l'inverse, les plus faibles productivités ont été observées sur les terrains qui ont eu le moins de chaleur début juin et le plus de jours de pluie début juillet.

Le taux de croissance des populations

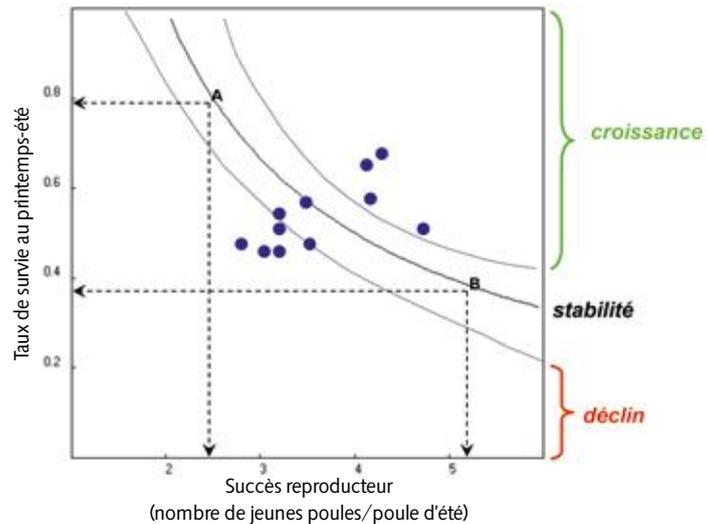
Le taux de croissance d'une population (dit λ) évalue l'évolution de ses effectifs d'une année à l'autre (**encadré 4**). C'est lui qui permet de véritablement juger de l'état de santé (ou statut) d'une population, car il intègre tous les paramètres démographiques du cycle de vie. La modélisation offre la possibilité de visualiser ce statut (stable, en croissance ou en déclin) en fonction des paramètres de survie et de reproduction (**figure 24**).

Le λ a été calculé pour chaque terrain et chaque année de deux façons différentes, par modélisation d'une part, et par bilan démographique (en comparant les densités de couples de deux printemps successifs) d'autre part. Si on prend le second comme référence (bien que les résultats de comptages ne soient pas complètement exempts de biais et d'incertitudes), celui par modélisation a sous-estimé l'augmentation des effectifs constatée entre les printemps 2010 et 2012 sur quelques terrains. Cela tient aux hypothèses simplificatrices du modèle basique utilisé à titre d'exemple (paramètres fixes au cours du temps, pas d'effet de l'âge, etc.). Selon ce modèle, les populations étudiées étaient, en moyenne sur les deux années, en légèrement diminution, stables ou croissantes (**figure 24**). ■

La productivité apparaît comme très variable selon les territoires et les années.

Figure 24 Statut d'une population en fonction de ses paramètres démographiques et projection des populations des terrains étudiés (●).

Chaque type de tendance (déclin, stabilité, croissance) peut correspondre à une grande variété de profils démographiques. La stabilité peut correspondre à un taux de survie élevé associé à un faible succès reproducteur (cas A) ou à la situation inverse (cas B). Attention toutefois à l'utilisation de cet « abaque », ses échelles quantitatives dépendent étroitement des hypothèses du modèle sous-jacent, et notamment du taux de survie d'automne-hiver utilisé (ici 0,51).



Encadré 4

Principe de la modélisation mathématique de la dynamique de population

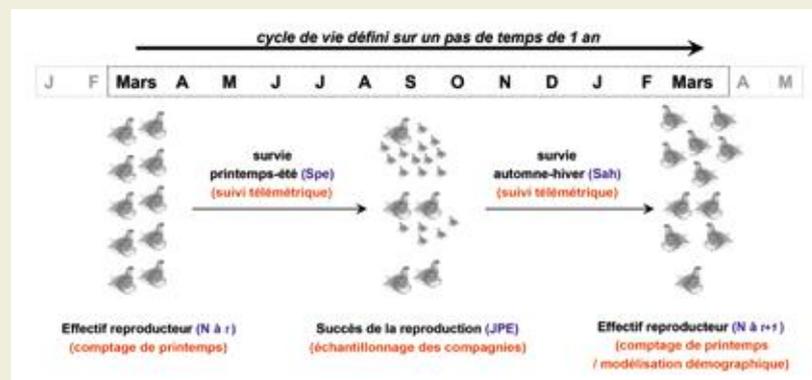
Un modèle de dynamique des populations a été réalisé pour simuler l'évolution de populations fictives possédant les caractéristiques démographiques de survie et de reproduction estimées sur le terrain, lors de cette étude mais aussi dans le cadre du réseau Perdrix-Faisan. Cette simulation est exécutée à l'aide d'équations mathématiques traduisant la survie ou la mort des différents individus, ainsi que leur succès reproducteur (**figure B**). Pour une année t et une population d'effectif $N_{(t)}$ données, on peut calculer :

- l'effectif l'année suivante : $N_{(t+1)} = N_{(t)} * S_{pe(t)} * S_{ah(t)} + N_{(t)} * S_{pe(t)} * (JPE_{(t)} / 2) * S_{ah(t)}$
- la productivité : $\rho_t = S_{pe(t)} * (1 + JPE_{(t)} / 2)$
- le taux de croissance annuel : $\lambda_{(t)} = N_{(t+1)} / N_{(t)}$

où S_{pe} et S_{ah} représentent respectivement les taux de survie au cours du printemps-été et de l'automne-hiver.

Le modèle présenté ci-dessus inclut diverses hypothèses simplificatrices, notamment que la population est constituée d'individus « moyens » tous identiques. La reproduction est traitée en « boîte noire » (modèle dit du *birth pulse*), c'est-à-dire en considérant le nombre de jeunes par poule survivante en été (JPE). Elle peut être détaillée (cf. Bro *et al.*, 2000c), les équations sont alors beaucoup plus complexes ; de même lorsqu'on distingue les poules des coqs, les sub-adultes des adultes, que l'on considère les caractéristiques démographiques propres à chaque individu, ou encore que l'on fait varier les paramètres au fil du temps. La simulation d'un grand nombre de populations ayant chacune leur évolution propre permet d'en caractériser la viabilité (calcul du taux de croissance, de la probabilité d'extinction, etc.).

Figure B Principes généraux de la modélisation mathématique d'une population et données techniques recueillies sur le terrain.





Utilisation de l'habitat



© FDC - 41

Une nidification très liée aux cultures

Les nids ont été localisés très précisément grâce à un pointage GPS lorsque les poules couvaient. Il apparaît sans conteste que les céréales à paille – dont le blé d'hiver pour 80 % – sont les couverts les plus fréquentés, surtout pour les premières pontes (*figure 25*). Le même constat avait été fait en 1995-1997 (Reitz *et al.*, 1999). Globalement, ce sont plus de 75 % des nids qui ont été localisés dans les cultures annuelles. Les perdrix affectionnent également les milieux herbacés (prairies pâturées ou de fauche, accotements, bandes enherbées, etc) et les friches pour nidifier. Ce résultat reste lui aussi inchangé par rapport à ce qui a été observé par le passé (Birkan & Jacob, 1988 ; Reitz *et al.*, 1999). Ces constats ne sont toutefois valables que pour la plaine de grande culture en France ; d'autres ont été faits dans des contextes paysagers différents ailleurs en Europe (en Angleterre en particulier où les haies sont davantage présentes). On remarquera néanmoins qu'il existe une grande diversité de couverts utilisés, ce qui suggère une certaine plasticité de l'espèce vis-à-vis de son habitat de reproduction.

Les céréales à paille sont les couverts les plus fréquentés pour la nidification, surtout lors des premières pontes.

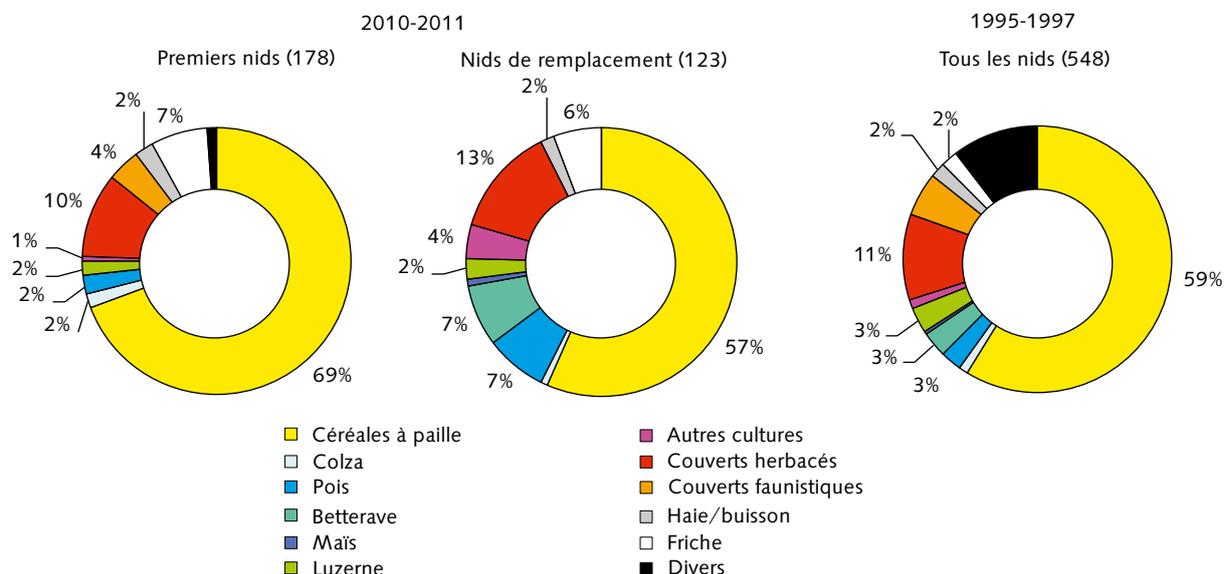
Une inclinaison pour les structures linéaires

Un autre élément qui semble important dans la localisation des nids est la présence d'une structure de type linéaire/lisière, qu'elle soit fixe ou liée aux cultures. Ainsi, quelque 10 % des nids ont été trouvés dans des structures linéaires variées (*voir ci-dessous*). Plus de 50 % de ceux localisés dans les céréales à paille étaient situés à moins de 20 mètres de la bordure de la parcelle (*figure 26*) – et 20 % à moins de 5 mètres de celle-ci. La moitié d'entre eux (soit 25 %) était située à proximité d'un chemin d'exploitation ou d'une route.

Quelle utilisation des éléments topographiques ?

Les éléments fixes du territoire dans lesquels des nids ont été localisés sont : les bandes d'herbe (3,7 % des cas), les couverts faunistiques (2,3 %), les accotements de chemin ou de route (2,3 %), les haies (1,7 %) et les talus enherbés (0,7 %). Au total, cela représente près de 11 % des sites de nids observés. En 1995-1997, davantage de nids avaient été trouvés dans des structures de type talus, fossé ou lisière de bois (*figure 25*, catégorie « divers »).

Figure 25 Importance relative (%) des différents couverts de nidification utilisés par la perdrix grise au cours de la saison de reproduction.



Une fréquentation opportuniste de l'habitat ou un réel choix ?

L'utilisation de l'habitat, telle que présentée ci-dessus, n'est pas le seul point important à connaître pour le gestionnaire ; le choix – c'est-à-dire la réelle préférence – est au moins aussi important, sinon plus. Les travaux poussés menés lors de l'étude perdrix de 1995-1997 ont montré que les perdrix grises sélectionnaient bien leur site de nidification, tant en ce qui concerne le type de couvert (céréales > éléments linéaires > couverts faunistiques > prairies > fourrages > autres couverts – cf. Bro *et al.*, 2000b) que la diversité des cultures à proximité de celui-ci et le voisinage de lisières (cf. Reitz *et al.*, 2002). D'autres travaux, comme ceux menés en Angleterre, montrent en outre que la structure, la hauteur et la composition de la végétation sont des critères potentiellement importants (Rands, 1988).

La forte proportion de nids que l'on rencontre dans les céréales à paille ne reflète pas uniquement l'importance de ces cultures dans l'assolement, mais bien une sélection (figure 27). Toutefois, le degré d'attrait des céréales à paille est susceptible de dépendre des autres couverts disponibles dans le milieu ; en particulier les éléments fixes du paysage, comme les différents couverts herbacés, qui agissent comme des « attracteurs » plus ou moins locaux. Cela reste toutefois à examiner de façon précise.

Concernant les éléments linéaires, leur fréquentation semble correspondre globalement à la proportion d'espace couvert par ces éléments dans les paysages étudiés. Une analyse plus poussée n'a malheureusement pas pu être menée, par manque de cartographie suffisamment exhaustive de ces éléments de faible surface.

Figure 26 Localisation des pontes par rapport à la bordure des parcelles.

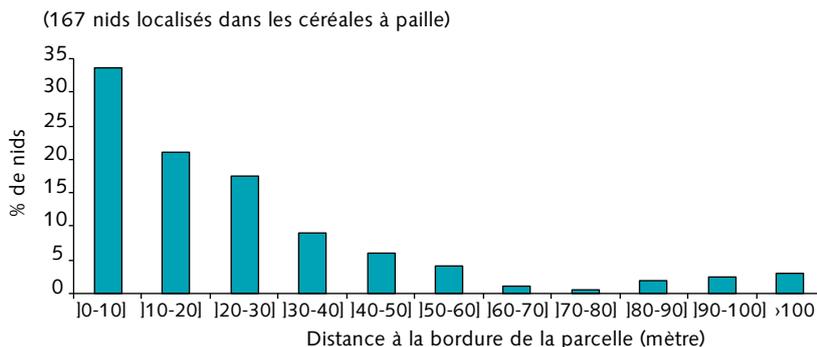
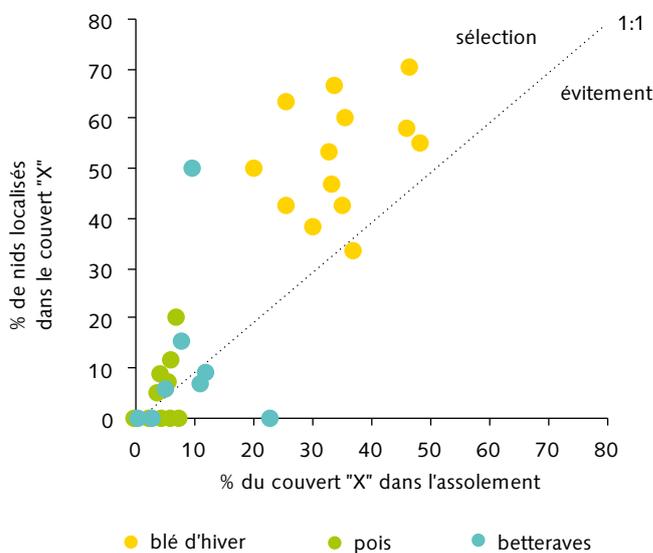


Figure 27 Exemples de différence de sélectivité de l'habitat pour trois cultures.



Il arrive que des perdrix installent leur nid dans une parcelle de pommes de terre...



© C. Davoust/FDC 80

Un taux d'éclosion variable selon les couverts

La fréquentation et le choix d'un couvert sont des éléments importants à considérer, mais ce ne sont pas les seuls. Encore faut-il que le couvert en question soit « positif » en termes démographiques. Si les céréales sont privilégiées pour la nidification, il est confirmé que ce sont aussi elles qui offrent un des meilleurs taux d'éclosion des pontes (figure 28). Le taux de destruction par les moissons est plus élevé pour les pontes de remplacement (13,6 % contre 1 % pour les premières pontes en 2010-2011), et est susceptible de varier selon les années (degré de précocité du pic d'éclosion relativement à la chronologie des moissons, dépendant de la météo et des régions). Les friches apparaissent également comme un bon type d'habitat. En revanche, les pontes localisées dans certaines cultures comme le pois ou la luzerne souffrent d'un taux d'échec bien plus élevé, imputé à la prédation et/ou aux récoltes. Les pontes situées au sein d'éléments topographiques comme les haies, les accotements ou les bandes enherbées présentent un taux d'éclosion variable selon la nature de l'élément; la prédation et l'entretien mécanique étant les deux principales causes de destruction (figure 28).

Comment se positionnent les pontes successives ?

On a suivi 62 pontes d'ordre 1 et 2 (voire 3) de 29 poules par télémétrie. Dans 51 % des cas, la ponte n°2 (ou n°3) a été localisée dans un autre type de couvert que la ponte n° 1 (ou n° 2) ayant précédemment échoué. En moyenne, la ponte de remplacement a été installée à 275 mètres de la

précédente [min : 109 – max : 900]. Lorsque le type de couvert était le même, la distance moyenne séparant deux pontes successives n'était que de 114 mètres [4 – 320]. Lorsqu'on examine ces cas dans le détail, on observe une grande diversité de situations qu'il est difficile de résumer. À défaut de pouvoir toutes les décrire, la figure 29 illustre deux d'entre elles à titre d'exemples.

Perdreau âgé d'environ 4 semaines dans un chaume.



Figure 28 Devenir des pontes suivies en fonction du couvert de nidification.

Le nombre de pontes suivies dans chaque type de couvert est indiqué à droite des histogrammes. Les éléments linéaires incluent les bandes enherbées, les talus et fossés et divers accotements. Pour 1995-1997, seules les pontes de devenir connu sont indiquées et les destructions causées par l'entretien des éléments linéaires sont comprises dans les « pratiques agricoles ».

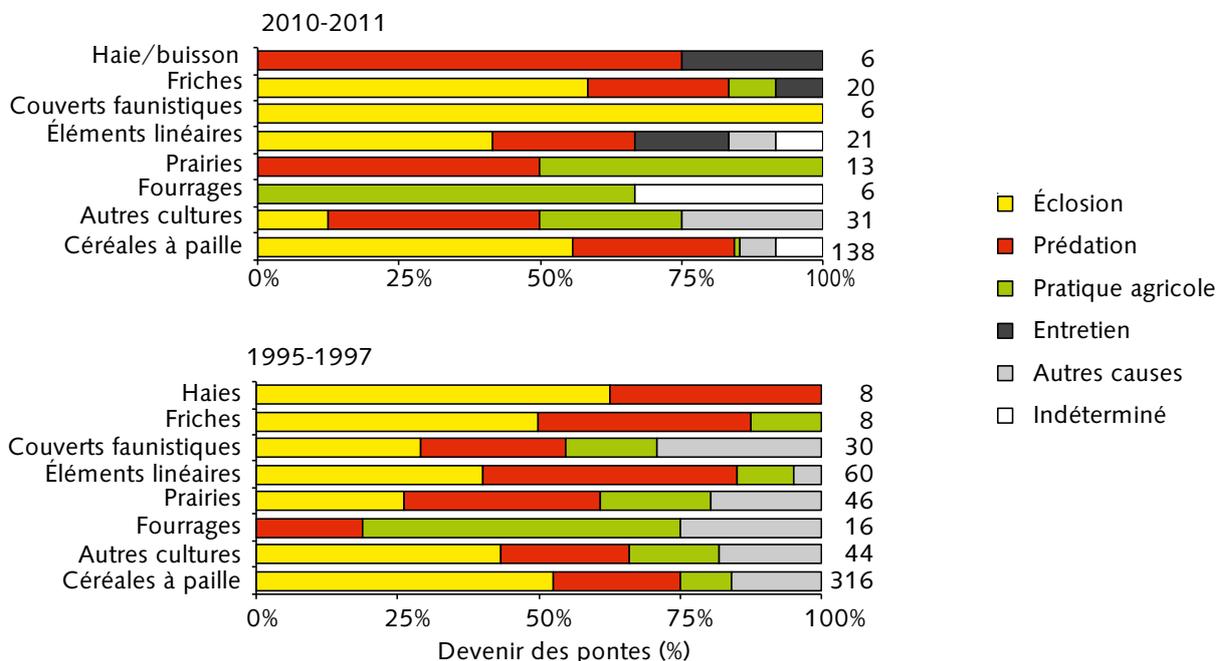
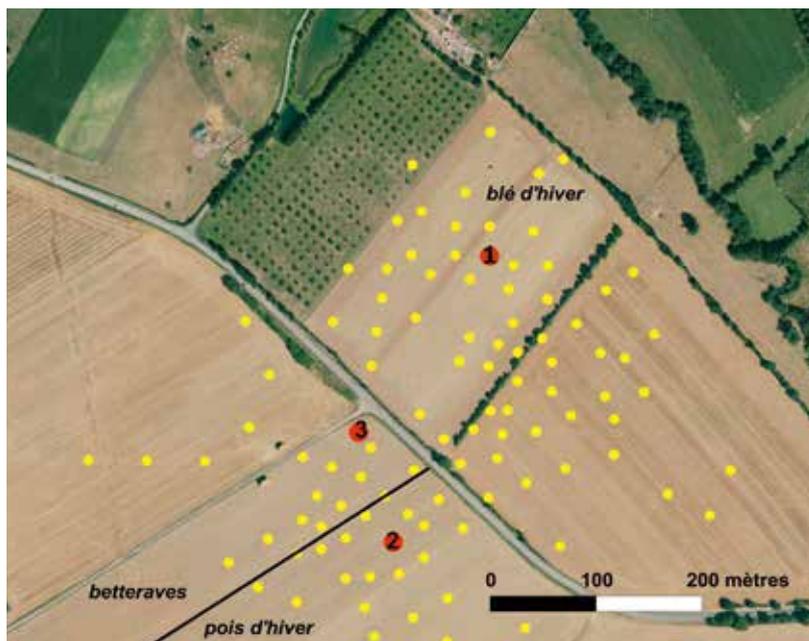
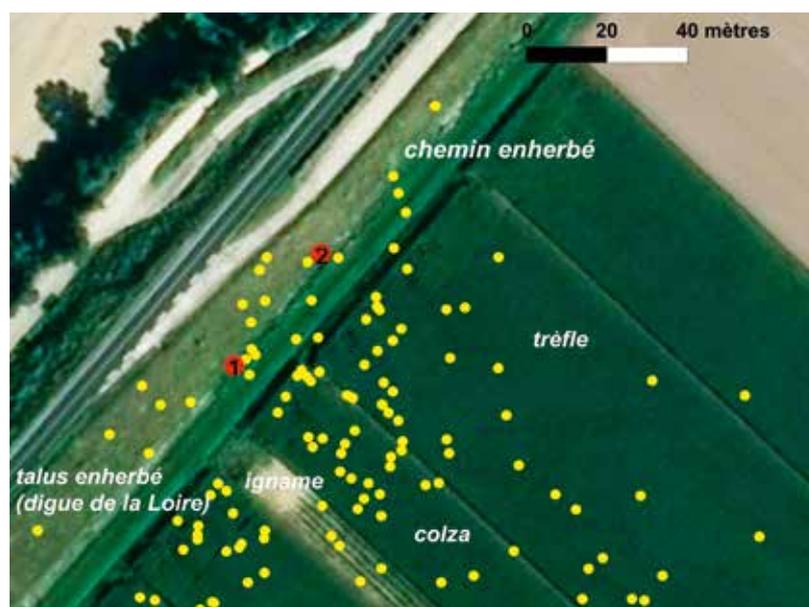


Figure 29 Exemples de localisation de pontes successives.

Les points rouges représentent les nids et les points jaunes la localisation de la poule au printemps-été.



A En 2010, dans la plaine de Caen, la poule baguée 522 a installé sa première ponte dans un blé d'hiver. Celle-ci a été détruite par prédation le 10 juin. Une deuxième ponte a été faite à 280 mètres de là, dans un pois d'hiver. La récolte a entraîné sa destruction le 18 juillet. Une troisième ponte a alors été établie dans des betteraves, 110 mètres plus loin ; ses 7 œufs ont éclos le 26 août.



B En 2011, sur les bords de la Loire, la poule baguée 636 a installé sa première ponte sur le talus enherbé que constitue la digue du fleuve. Suite à une destruction, le 31 mai, par prédation, la poule a fait un second nid sur ce même talus à 35 mètres de là. Un renard a tué la poule et détruit ses 14 œufs le 25 juin.

Des déplacements limités

La superficie du domaine d'activité au printemps-été des perdrix survivantes fin août a varié de quelques hectares à plus de 250 hectares. À titre d'exemple, elle a été en moyenne de 43,5 hectares [min : 8,1 - max : 221,6] sur le terrain du Plateau picard (21 poules – *figure 30A*) et de 52,9 hectares [24,7 - 154,8] sur celui en grande Beauce (16 poules – *figure 30B*). Bien que tous deux très céréaliers (*figure 2*), ces terrains diffèrent notamment par leur topographie, la taille du parcellaire (3,1 hectares avec un maximum de 17,1 hectares en Picardie, contre 9,3 hectares avec un maximum de 101 hectares en grande Beauce) et leur

densité en perdrix (*figure 3*). Le domaine des coqs à cette période est similaire à celui des poules en superficie. On a observé quelques cas de longs déplacements et/ou de forte mobilité de certains coqs à la recherche d'une poule au début du printemps. Les variations de la taille du domaine d'activité entre les individus, poules ou coqs, correspondent à différents cas de figure : exploration au début du printemps avant de se fixer pour nidifier ou recherche de partenaire, déplacement suite à un dérangement lors de la ponte ou de la couvaison ou encore cheminement une fois les poussins éclos. Les distances maximales séparant les points les plus distants des domaines individuels sont de l'ordre de 1,5 km. Ces

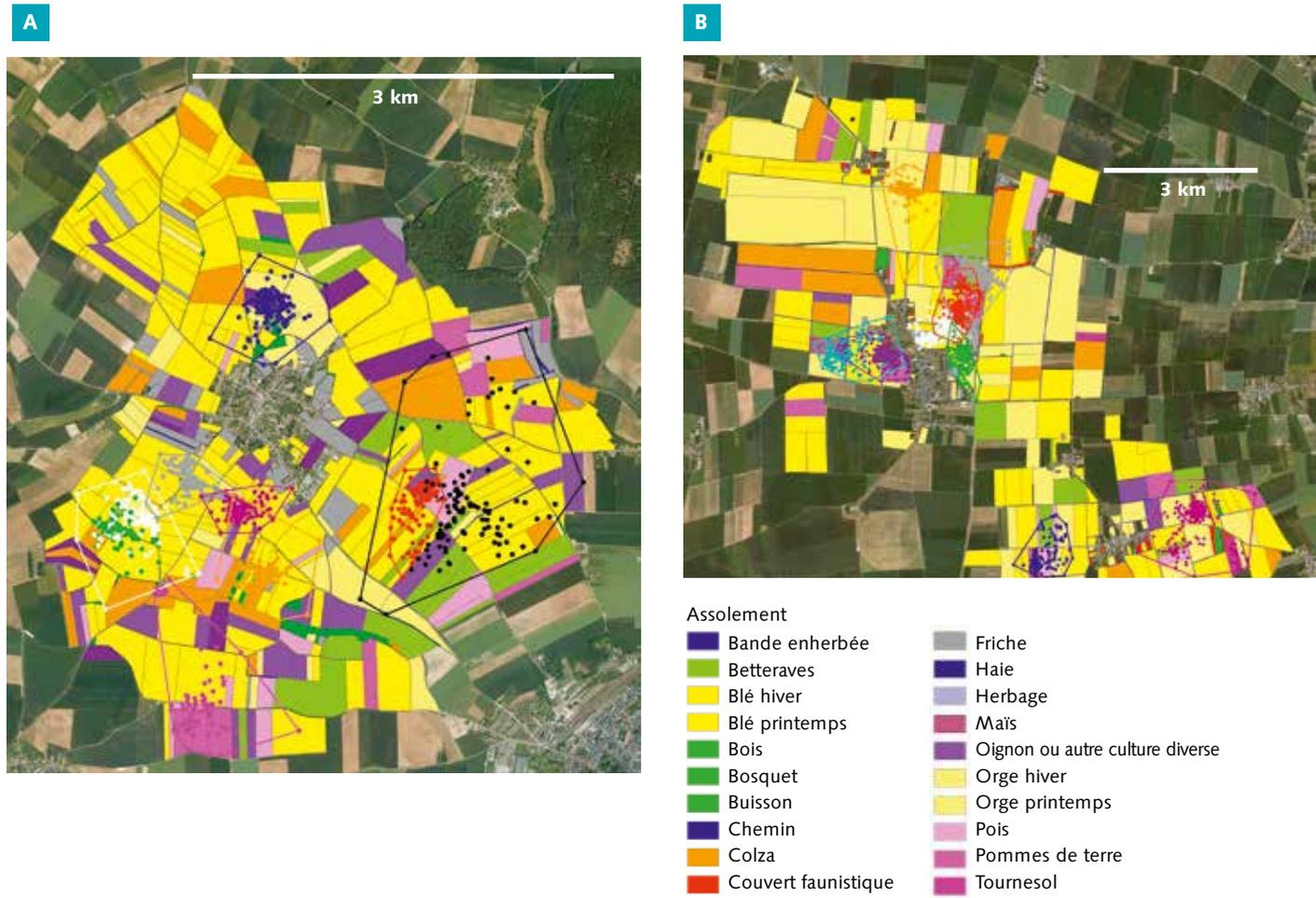
constats confirment la grande sédentarité des perdrix grises ; mais cela ne signifie pas pour autant qu'elles ne bougent presque pas sur le territoire (Reitz, 2009).

En automne-hiver, des domaines de 30 à 40 hectares (variant de 3 à 120 hectares) ont été enregistrés, correspondant à des déplacements de 400 à 1 500 mètres maximum selon les oiseaux. Les coqs ne se sont pas déplacés davantage que les poules (mais seuls des adultes ont été suivis).

D'autres résultats concernant l'utilisation de l'habitat et les paramètres démographiques individuels des perdrix seront publiés ultérieurement.

Figure 30 Domaines vitaux de perdrix grises au printemps été. Exemples sur le Plateau picard (A) et en grande Beauce (B).

Les points représentent les localisations journalières des oiseaux et l'enveloppe représente leur domaine d'activité. Chaque oiseau est identifié par une couleur. Les pointages ont été reportés sur une photographie aérienne qui a servi de support à la cartographie de l'assolement et des éléments topographiques.



Remerciements

Nous remercions individuellement, bien que non nominativement par manque de place, chacune des très nombreuses personnes qui ont participé à cette étude :

- les techniciens des FDC et les personnels temporaires – qu'ils/elles soient stagiaires (BTA, BTS, ingénieur en agriculture, Master), services civils ou CDD – qui ont assuré les opérations de terrain ;
- les agents techniques et techniciens de l'environnement des services départementaux de l'ONCFS qui ont participé aux opérations de terrain ;
- les agriculteurs qui ont accueilli l'étude sur leurs terres, et tout particulièrement ceux qui ont mis à disposition leurs données d'itinéraires techniques ;
- les chasseurs, et notamment ceux qui se sont investis dans le suivi ;

- les partenaires scientifiques ayant assuré les autopsies (laboratoires départementaux d'analyses vétérinaires (LDAV) et le laboratoire régional de suivi de la faune sauvage (LRSFS)), les analyses embryologiques (Fertil'avi et l'Université de Tours, avec l'aide d'étudiants), les analyses toxicologiques (VetAgro sup) ;
- les personnels de l'ONCFS et des FDC qui ont géré les aspects administratifs, financiers et réglementaires ;
- les personnels de l'ANSES Nancy qui gèrent la base de données SAGIR, pour nous avoir transmis les rapports d'autopsies ;
- les collègues de l'USF et de la cellule de géomatique de l'ONCFS pour leur aide.

Cette étude a reçu un soutien financier de l'Europe (FEDER), de l'État (FNADT, services civils), de conseils généraux (76, 27, 41), d'associations cynégétiques (FNC, MCN, CEB, SCIF), de Vermillon et de l'ASP Limousin.

Les données de 1995-1997 proviennent de l'étude nationale perdrix grise (ENPG 95-97) pilotée par F. Reitz et P. Mayot (ONCFS) en partenariat avec huit fédérations départementales de chasseurs (Aube, Loiret, Marne, Nord, Pas-de-Calais, Sarthe, Seine-Maritime, Somme) et l'Union nationale des fédérations départementales de chasseurs (UNFDC, ex. FNC).

Nous remercions également F. Reitz (ONCFS) et J.-P. Arnauduc (FNC) pour leur relecture du manuscrit. L'acronyme PeGASE a été inventé par F. Reitz. ■



Bilan

Mise en œuvre suite à plusieurs années de succès reproducteur médiocre de la perdrix grise dans la seconde moitié des années 2000 (*figure 1*), l'étude PeGASE avait notamment pour objectif de réévaluer les caractéristiques de survie et de reproduction de l'espèce. Réalisée en 2010 et 2011, elle a coïncidé avec deux années de bonne reproduction. L'étude n'a donc pas pu aboutir à de nouvelles hypothèses pour expliquer un très mauvais succès reproducteur tel que celui de 2008⁴. Pour autant, elle a apporté de nombreuses réponses aux interrogations initiales. Même si la reproduction a été bonne en moyenne, on a observé des différences importantes entre les terrains d'étude (*figure 19*). La mise en relation de ces différences avec plusieurs des facteurs du milieu de vie de la perdrix grise a permis d'examiner leur influence ; les résultats sont valables sous cet angle d'approche.

Il s'avère que les écarts de succès reproducteur entre les terrains d'étude sont fortement corrélés avec les écarts de température et de pluviométrie de juin et juillet (*figure 20*). La composante météorologique est ainsi apparue comme assez influente, voire dominante, ces deux années-là. En revanche, les corrélations observées avec l'abondance des invertébrés (*figure 21*) ou de certaines espèces prédatrices (*figure 22*) ne sont pas aussi nettes. En outre, la *figure 22* illustre le fait qu'en matière de prédateurs et de prédation, il n'existe pas de relation simple ni de vérité générale, bien que des tendances se dessinent parfois (*figure 9*) et que la prédation soit globalement une cause importante de mortalité des perdrix (*figure 6*) et d'échec de leurs pontes (*figure 12*). En termes de pratiques agricoles, l'étude a montré qu'il existe un impact au stade des pontes, qui dépend, d'une part du choix du site de nid parmi les différentes cultures présentes et les éléments topographiques disponibles localement, et d'autre part des conditions météorologiques qui influencent la date et le rythme des récoltes.

Autres résultats très attendus, l'investigation sur de possibles intoxications par des produits phytopharmaceutiques utilisés en agriculture. Une quantification de leur impact sur la survie des perdrix adultes a été proposée (étude des effets létaux au printemps-été). Ce travail ambitieux, qui a pu être mené à bien grâce à la participation des agriculteurs locaux, est tout à fait novateur dans le domaine de l'écotoxicologie terrestre. Les résultats confirment l'imprégnation, avec des concentrations plus ou moins élevées de résidus retrouvés dans les organes de certaines perdrix. L'impact sur les populations n'est pas insignifiant mais, en l'état des recherches, ce facteur ne semble pas être prédominant. L'impact sur la reproduction (œufs) et sur les adultes à d'autres périodes de l'année reste toutefois à étudier.

Les données de dynamique de population et d'écologie recueillies dans le cadre de cette nouvelle étude confortent et complètent à la fois les connaissances acquises sur cette espèce. Les recommandations de gestion préconisées restent donc d'actualité. Les nombreux résultats fournis dans le présent document sont autant de clés pour aider les responsables à gérer leurs territoires. Aménagement de l'habitat, adaptation de pratiques agricoles et limitation de la prédation sont les trois axes de travail. Une identification des points forts et des points faibles du territoire permettra de définir avec les exploitants un plan d'action réaliste. Avec un peu d'observation, les idées d'amélioration ne manquent pas. ■



La brochure-guide La faune sauvage en milieux cultivés (84 p.) s'adresse aux gestionnaires ; son chapitre « Bâtir un projet » les guidera concrètement dans la gestion de leur territoire. Elle peut être commandée auprès du centre de documentation de l'ONCFS http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/2007_03_faunesauvage_milieuxcultives.pdf

⁴Une combinaison particulièrement défavorable mettant en jeu les conditions météorologiques, l'abondance en invertébrés et un contexte particulier des relations prédateurs-proies avait été développée lors du colloque national Perdrix grise (Bro et al., 2009).

Bibliographie

- Aubineau, J. 1981. Quelques résultats sur la reproduction de la perdrix grise dans des territoires de Beauce, du Soissonnais et de la Marne de 1973 à 1977. *Bull. Mens. ONC* 44 : 7-9.
- Bang, P. & Dahlström, P. 2009. Guide des traces d'animaux. Les indices de présence de la faune sauvage. Delaschaux & Niestlé, Hong-Kong. 264 p.
- Berger, F. 1987. Sauvetage des œufs de perdrix grises et rouges dans le département de l'Yonne de 1964 à 1985. *Bull. Mens. ONC* 118 : 20-25.
- Birkan, M. & Jacob, M. 1988. La perdrix grise. Hatier, France. 284 p.
- Bro, E. 1998. Corrélats environnementaux du statut démographique de la perdrix grise en France. Thèse Doct., Univ. Paris XI. 267 p. + annexes.
- Bro, E. 2009. Mauvais succès reproducteur à répétition des perdrix : est-ce le signe/résultat d'un vieillissement des populations ? *Faune sauvage* 286 : 45-46.
- Bro, E., Reitz, F., Clobert, J. & Mayot, P. 2000a. Nesting success of grey partridges (*Perdix perdix*) on agricultural land in North-Central France, relation to nesting cover and predator abundance. *Game and Wildlife Science* 17: 199- 218.
- Bro, E., Reitz, F., Clobert, J. & Mayot, P. 2000b. Nest-site selection of grey partridge (*Perdix perdix*) on agricultural lands in north-central France. *Game and Wildlife Science* 17: 1-16.
- Bro, E., Sarrazin, F., Clobert, J. & Reitz, F. 2000c. Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37: 432-448.
- Bro, E., Clobert, J., Reitz, F., Migot, P. & Massot, M. 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in grey partridge survival in France. *Ibis* 143: 120-132.
- Bro, E. & Ponce-Boutin, F. 2004. Régime alimentaire des Phasianidés en plaine de grandes cultures et gestion de leur habitat. *Faune sauvage* 263 : 4-12.
- Bro, E., Reitz, F., Migot, P. & Arroyo, B. 2005. Conservation de la faune sauvage et conflits sociaux. La perdrix grise et le busard Saint-Martin dans les plaines céréalières du Centre-Nord de la France. *Faune sauvage* 268 : 42-56.
- Bro, E., Reitz, F., Mayot, P., Millot, F. & Mastain, O. 2009. La perdrix grise : état des lieux et outils de gestion. *Faune Sauvage* 286 : 18-24.
- Bro, E., Decors, A., Millot, F., Soyez, D., Moinet, M., Berny, P. & Mastain, O. 2010. Intoxications des perdrix grises en nature. Nouveau bilan de la surveillance « SAGIR ». *Faune sauvage* 289 : 26-32.
- Decors, A., Moinet, M. & Mastain O. 2011. SAGIR - bilan 2009-2010. Rapport interne réseau SAGIR ONCFS-FNC/FDC. 40p.
- MétéoFrance 2010, 2011. Bilans climatiques annuels. http://climat.meteofrance.com/chgt_climat2/bilans_climatiques
- Millot, F., Bouteiller, R., Perdreau, C., Chantecaille, S., Mayot, P., Landry, P. & Bro, E. 2011. Pratiques agricoles et succès reproducteur des perdrix grises. *Faune sauvage* 290 : 32-38.
- Millot, F., Vannesson, R., Themée, A., Audibert, T., Mayot, P. & Bro, E. 2012. Survie et reproduction de perdrix grises sauvages en captivité. Bilan de trois années à l'élevage conservatoire de l'ONCFS. *Faune sauvage* 296 : 10-14.
- Ramanantsoa, J. & Villien, C. 2012. Soutien public à la production de protéagineux et de soja : rétrospective et projections à partir du modèle MAGALI. Centre d'études et de prospectives du MAAPRAT. Analyse 43 : 1-8. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/analyse431204.pdf>
- Rands, M.R.W. 1988. The effect of nest site selection on nest predation in Grey partridge *Perdix perdix* and red-legged partridge *Alectoris rufa*. *Ornis scandinavica* 19: 35-40.
- Reitz, F. & Mayot, P. 1997. Etude nationale perdrix grise : premier bilan. *Bull. Mens. ONC* 228 : 4-13.
- Reitz, F., Bro, E., Mayot, P. & Migot, P. 1999. Influence de l'habitat et de la prédation sur la démographie des perdrix grises. *Bull. Mens. ONC* 240 : 10-21.
- Reitz, F., Le Goff, E. & Fuzeau, M. 2002. Landscape selection by grey partridge (*Perdix perdix*) for nesting in the fields of french cereal agrosystems. *Game and Wildlife Science* 19: 209-220.
- Reitz, F. 2009. La perdrix grise : un oiseau sédentaire qui vit là où il naît, mais... qui bouge quand même ! *Faune sauvage* 286 : 47-48.
- Reitz, F. 2009, 2010, 2013. La situation des perdrix dans le centre-Nord. *Bulletin d'information du réseau Perdrix-Faisan* n° 17, 18 et 21. <http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-Perdrix-Faisans-ru99/Lettres-du-reseau-Perdrix-Faisans-ar245>
- Serre, D., Birkan, M., Pelard, E. & Skibniewski, S. 1989. Mortalité, nidification et réussite des perdrix grises (*Perdix perdix belesiae*) dans le contexte agricole de la Beauce. *Gibier Faune Sauvage* 6 : 97-124.
- Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Bretagnolle, V., Bro, E., Redpath, S., Mañosa, S., Thirgood, S. & Viñuela, J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80 : 171-203.
- Watson, M., Aebischer, N.J., Potts, G.R. & Ewald J.A. 2007. The relative effects of raptor predation and shooting on overwinter mortality of grey partridges in the United Kingdom. *Journal of Applied Ecology* 44: 972-982.





Gestion de site Natura 2000 dans le golfe du Morbihan

L'ONCFS opérateur du volet « oiseaux »



Depuis 2007, l'ONCFS a été désigné par l'État opérateur Natura 2000 sur la ZPS du golfe du Morbihan (56), en Bretagne. L'objectif de cette désignation est d'assurer un bon état de conservation de l'avifaune pour laquelle le golfe a été reconnu d'importance européenne, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et récréatives du site.

L'intérêt environnemental du golfe du Morbihan

De par sa situation géographique le long du littoral atlantique français et sa diversité en milieux humides, le golfe du Morbihan représente l'un des dix sites majeurs pour les oiseaux d'eau en France et joue un rôle d'importance internationale pour l'accueil des espèces migratrices et hivernantes (anatidés et laro-limicoles). Il est notamment, et de loin, le premier site français pour l'hivernage du harle huppé et du grèbe à cou noir.

Une dizaine d'espèces dépassent régulièrement les seuils numériques internationaux correspondant à 1 % de la population mondiale de l'espèce (bernache cravant, canard pilet, barge à queue noire, avocette élégante, spatule blanche, entre autres), et une trentaine d'autres dépassent les seuils nationaux (sarcelle d'hiver, canard siffleur, harle huppé, échasse blanche, sterne pierregarin). Le site dépasse régulièrement le seuil des 20 000 oiseaux comptés simultanément à une période de l'année. Il s'agit essentiellement de la saison hivernale, où

*Envol de bécasseaux variables
dans le secteur de l'anse de Boède.*

LIONEL PICARD¹

¹ ONCFS, chargé de mission RNCFS/ZPS du golfe du Morbihan.

l'effectif total des migrateurs et hivernants se situe alors entre 50 000 et 100 000 individus. Cette moyenne tend toutefois à baisser depuis une dizaine d'années.

En cas de vague de froid, le golfe, bénéficiant de conditions météorologiques clémentes, est identifié comme zone de refuge climatique. D'une manière globale, le bassin oriental, la rivière de Noyal et les marais périphériques (marais de Séné, marais du Duer et Pen-en-Toul) jouent un rôle majeur pour les anatidés et les limicoles, que ce soit comme zones d'alimentation

ou de repos (**carte 1**). En phase d'alimentation, la répartition de ces oiseaux est très liée à la distribution des herbiers de zostère marine et de zostère naine. Le golfe du Morbihan est d'ailleurs le deuxième site français pour leur superficie globale après le bassin d'Arcachon. Ces herbiers marins jouent un rôle environnemental essentiel pour la qualité de l'eau, la stabilisation sédimentaire, le développement des poissons et des invertébrés marins (nurseries, support), et donc comme réservoir alimentaire pour les oiseaux. Ils constituent l'un des enjeux de conservation les plus importants à l'échelle du site.

En période de reproduction, les îles et les îlots sont utilisés par plusieurs espèces d'oiseaux comme sites de nidification. C'est le cas du tadorne de Belon et de plusieurs espèces coloniales comme l'aigrette garzette et trois espèces de goélands. En revanche, la sterne pierregarin a abandonné les îles et se reproduit, à présent, uniquement dans les marais endigués et sur des embarcations à l'abandon ou spécialement aménagées pour l'accueillir. Les trois principaux limicoles nicheurs fréquentant le golfe du Morbihan (échasse blanche, avocette élégante, chevalier gambette) nichent dans les marais endigués, la plupart étant d'anciens marais salants. Ces marais lagunaires constituent également le milieu de prédilection pour la nidification de la gorgebleue à miroir blanc ou le passage en automne du phragmite aquatique.



© L. Piccard / ONCFS

Anatidés en hivernage dans la baie de Sarzeau.

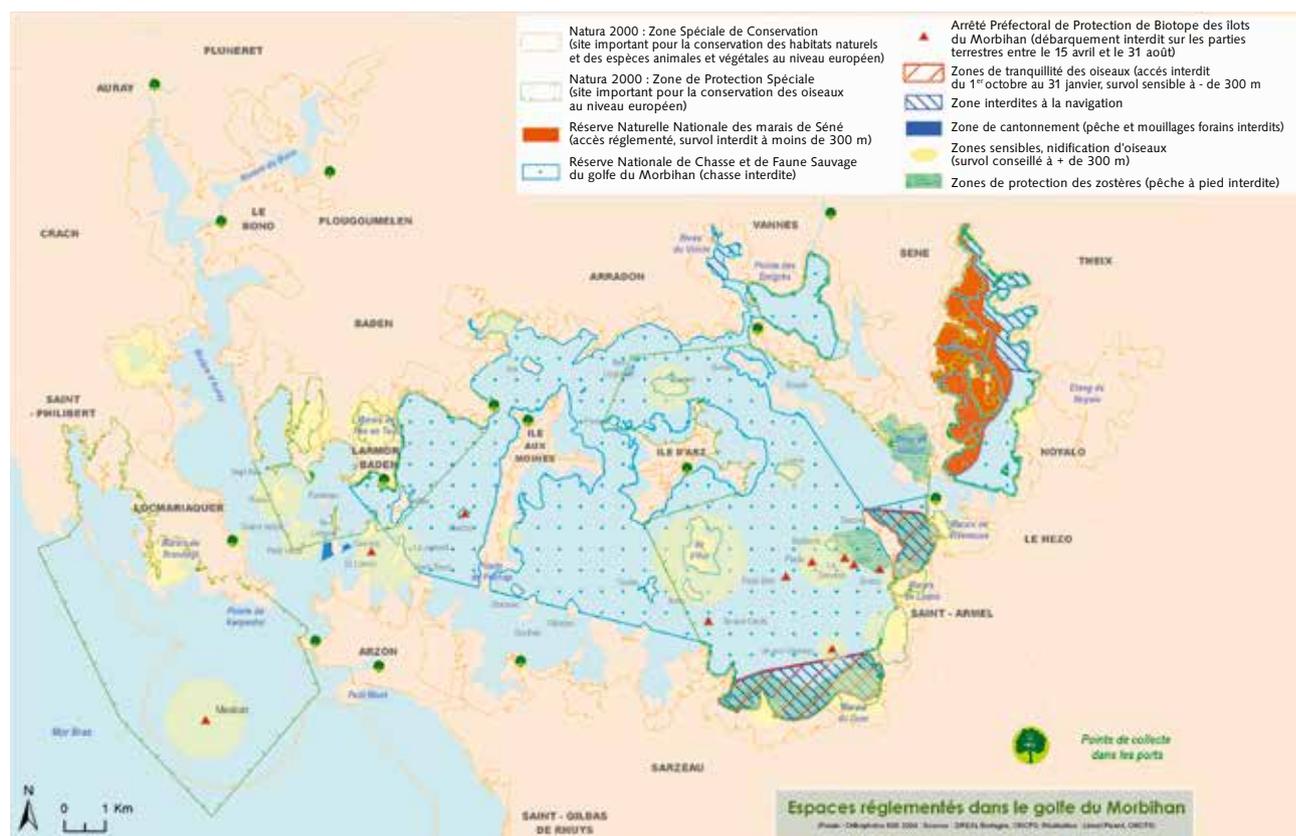
De multiples mesures de protection...

Au regard de sa valeur environnementale, des mesures réglementaires visant à préserver le golfe du Morbihan ont été mises en place dès les années 1940, si bien qu'aujourd'hui, il concentre une multitude de dispositifs de protection (**carte 1**) : Réserve naturelle nationale (RNN, 1996), Réserve nationale de chasse et de faune sauvage (RNCFS, 2008), Site inscrit (2005), sites classés, arrêtés préfectoraux divers, Schéma de mise en valeur de la mer (SMVM, 2006).

Le golfe du Morbihan est en outre inscrit officiellement sur la liste des zones humides

d'importance internationale au titre de la convention de Ramsar (1991). Il fait également l'objet d'un classement en Zone de protection spéciale (ZPS FR5310086) au titre de la directive européenne « Oiseaux » depuis 1991, avec une extension en 2008 lors du lancement de Natura 2000 en mer. La ZPS couvre désormais plus de 9 500 hectares dont 91 % sur le Domaine public maritime (DPM). En 2007, le golfe a également été désigné en Zone spéciale de conservation (ZSC FR5300029) au titre de la directive européenne « Habitat, Faune, Flore ».

Carte 1 Principales réglementations en place dans le golfe du Morbihan.



L'ONCFS au cœur de la concertation Natura 2000

Ces deux dispositifs, ZPS et ZSC, constituent la structure du réseau Natura 2000. L'opérateur principal, la DREAL Bretagne, a délégué la prestation à l'ONCFS pour le volet « Oiseaux » (ZPS) et au Syndicat intercommunal d'aménagement du golfe du Morbihan (SIAGM) pour le volet « Habitat » (ZSC). Ces délégations, initialement réalisées sous convention (à partir de 2007), font l'objet d'un marché public depuis 2012. Les deux opérateurs délégués ont pour mission, d'une part de finaliser le Document d'objectifs (Docob) sur la base d'un état des lieux des milieux naturels et des activités socio-économiques, d'autre part d'assurer la mise en œuvre des actions concertées.

Le lancement de Natura 2000 ainsi que l'élaboration d'un Schéma de mise en valeur du golfe du Morbihan, piloté conjointement par le préfet du département et le préfet Maritime, visaient à mettre en place une démarche d'harmonisation et de concertation entre les nombreux usagers. Ces démarches, au départ très administratives, ont permis de réunir « autour d'une même table » des acteurs qui ne s'étaient probablement jamais rencontrés. Construites sur la base de groupes de travail thématiques (biodiversité et déclinaisons par types de milieux, activités nautiques, eau, cultures marines, etc.), elles ont permis de développer des mesures concrètes, tant réglementaires (zone de tranquillité, zones interdites à la navigation...) que techniques (balisage, organisation des mouillages...).

L'ONCFS a pris une part croissante dans l'organisation de cette large concertation par sa délégation d'opérateur Natura 2000. Son chargé de mission, en lien avec la délégation et le service départemental, anime certains groupes de travail sur la biodiversité et les usages, en apportant des éclairages tant techniques que réglementaires auprès de l'ensemble des acteurs et de l'État. L'établissement est aussi un référent concernant l'identification des zones sensibles pour l'avifaune dans le golfe au regard du développement de certains usages (ouverture du sentier littoral, développement du surf, nouvelles activités sportives, etc.).

Une mise en commun des compétences techniques

Suivi des oiseaux d'eau

Face à un site de taille importante (9 500 hectares) et à la multiplicité des problématiques qui s'y développent, les partenariats, même informels, sont le gage d'une meilleure efficacité pour assurer un bon état de conservation de l'avifaune.

À titre d'exemple, la plupart des suivis des oiseaux ne sont pas effectués de manière unilatérale par l'ONCFS mais par un collectif qui, par voie de convention, s'est mis en place dès l'hiver 2004-2005 pour assurer le suivi des anatidés, foulques, grèbes et limicoles hivernants. Il réunit des structures très différentes : ONCFS, RNN des marais de Séné, Bretagne vivante, FDC du Morbihan, communes de l'Île-aux-Moines et de Sarzeau, Groupe ornithologique breton, Association des amis de la réserve de Séné, ainsi que le SIAGM depuis 2009. Cela peut représenter plus d'une vingtaine d'observateurs comptant de manière simultanée. Ce partenariat permet de réaliser une couverture exhaustive du site et donc d'obtenir des dénombrements fiables.

Ces comptages (au minimum onze par an) sont réalisés conformément au calendrier des IWC (*International Waterbirds Counts*), ce qui permet d'intégrer les résultats aux dénombrements internationaux. Les données sont centralisées à la RNN de Séné et mises à disposition de l'ensemble des compteurs. Depuis trois ans, l'ONCFS organise et coordonne un comptage annuel complémentaire au mois de janvier, réservé uniquement aux espèces plongeurs (harles, garrots, grèbes) qui échappent partiellement aux comptages courants.

La disponibilité des moyens nautiques de l'ONCFS permet également aux agents d'effectuer des recensements de populations d'oiseaux insulaires nichant sur le golfe : grand cormoran, aigrette garzette, goélands. De même, en 2010, en parallèle du recensement national anatidés/limicoles nicheurs, un suivi spécifique a été organisé par l'ONCFS pour évaluer la population de



© L. Picard / ONCFS

Le tadorne de Belon niche sur la plupart des îles et îlots du golfe et fréquente les vasières et marais endigués du site tout au long de l'année. Il fait partie des espèces qui dépassent annuellement le seuil d'importance internationale.

tadornes de Belon nicheurs, l'une des plus élevées de France (estimée à 310-350 couples).

L'ensemble de ces données collectées depuis 2005 ont été associées à d'autres, enregistrées depuis les années 1980 (comptages de R. Mahéo, ornithologue et président du Comité scientifique Ramsar). Ainsi, par voie de convention, près de 120 000 données « oiseaux » ont pu être compilées pour la période 1980-2010, permettant d'évaluer l'état de conservation des espèces suivies (**tableau 1**).

Tableau 1 Effectifs et tendance d'évolution depuis 1991 de quelques espèces d'oiseaux d'eau hivernant dans le golfe du Morbihan.

(Sources : ONCFS, RNN des marais de Séné, Bretagne Vivante-SEPNEB, Fédération départementale des chasseurs du Morbihan, Communes de l'Île-aux-Moines et de Sarzeau, Groupe ornithologique Breton, Association des amis de la Réserve de Séné, SIAGM, R. Mahéo).

Espèces	Mini - maxi	Tendance golfe Morbihan
	1991 - 2000 - 2011	
Grèbe à cou noir	673 - 1 469	↗ →
Spatule blanche	0 - 148	↗
Bernache cravant	7 456 - 37 400	↘ →
Tadorne de Belon	2 690 - 4 787	→
Canard siffleur	1 630 - 14 120	↘ →
Canard pilet	860 - 3 840	↘ →
Canard souchet	255 - 876	↘ ↗
Canard colvert	2 430 - 7 800	→
Sarcelle d'hiver	1 419 - 4 460	→
Harle huppé	1 234 - 2 150	↘
Garrot à œil d'or	128 - 1 040	↘
Foulque macroule	2 486 - 7 250	↗
Avocette élégante	515 - 1 400	↗ →
Bécasseau variable	16 187 - 33 000	↘ →
Barge à queue noire	35 - 3 742	↗

Suivi des habitats

Pour le volet « habitat naturel », les compétences de l'ONCFS peuvent aussi être mises à contribution. Au printemps 2012, le chargé de mission RNCFS/ZPS a initié une prospection des herbiers de zostères naines et marines, dans le cadre d'une actualisation de la cartographie de ces habitats marins pilotée par l'Ifremer. Réalisées à terre ou en bateau, ces prospections ont permis de mettre en évidence la présence d'herbiers sur des secteurs non identifiés jusqu'alors.

Exploitation des données

Tous ces suivis sont directement valorisés dans le cadre de la démarche Natura 2000 et permettent de nourrir le Document d'objectifs dont la rédaction nécessite la mise à disposition d'un jeu de données considérable. Sous couvert de l'accord des autres partenaires, ces données sont également très utiles dans d'autres contextes, notamment pour apporter des éléments d'expertise dans le cadre des évaluations des incidences Natura 2000 dont le nombre de dossiers est devenu important, suite aux dernières évolutions réglementaires.

L'expertise de terrain au service de la réglementation

Avec le renforcement récent des évaluations des incidences (décret du 9 avril 2010 et arrêtés locaux complémentaires), le dispositif Natura 2000 s'est complété d'une dimension réglementaire nécessitant de



© L. Picard / ONCFS

Les moyens nautiques permettent aux agents de l'ONCFS d'effectuer une surveillance plus efficace de la réglementation dans le golfe et de réaliser des suivis spécifiques (oiseaux nicheurs insulaires par exemple).

bonnes compétences techniques, associées à une bonne connaissance du site et de ses enjeux. L'objectif du régime d'évaluation des incidences est de prévenir d'éventuels dommages aux milieux naturels remarquables. Il s'agit de vérifier que les projets d'activités et de manifestations ciblant le golfe du Morbihan ne portent pas atteinte aux habitats et espèces d'intérêt communautaire présents sur le site Natura 2000, ou de les redéfinir le cas échéant.

La « Semaine du golfe » constitue un bon exemple à cet égard. Se déroulant tous les deux ans lors de la semaine de l'Ascension, cette importante manifestation nautique réunit plus d'un millier de bateaux, essentiellement des vieux gréements. C'est un événement majeur sur le site, qui voit ainsi passer en l'espace d'une semaine plusieurs

centaines de milliers de visiteurs... en pleine période de nidification des oiseaux. L'enjeu environnemental est donc élevé. Dès 2009, par anticipation de la sortie du décret sur les évaluations d'incidence, la DREAL Bretagne et l'ONCFS ont initié une rencontre avec les organisateurs de la manifestation, afin qu'ils s'engagent sur la réalisation d'une évaluation. Cette initiative a notamment permis la mise en place d'une Zone réglementée temporaire pour le survol, évitant le passage des aéronefs au plus près des colonies de laridés, ainsi que la réalisation d'une carte des zones sensibles en partenariat avec les référents scientifiques locaux (*carte 1*).

Une plaquette d'information réglementaire a également été conçue (*encadré*). L'ONCFS a par ailleurs assuré la surveillance des sites à forts enjeux de conservation pendant le déroulement de la manifestation, notamment sur le pourtour des îles, accessibles uniquement en bateau. Des initiatives similaires ont été à nouveau mises en place lors de l'édition 2011.

Des prospections réalisées en 2012 ont permis d'identifier de nouveaux herbiers de zostères. Ces formations végétales constituent l'un des enjeux de conservation majeurs sur le site (ci-dessous, un herbier de zostère naine au nord de l'île de Boède).



© L. Picard / ONCFS

Au-delà de cet exemple particulier, la maîtrise des dispositifs réglementaires et la compétence en matière de contrôle des agents de l'ONCFS apportent une plus-value à la mission d'opérateur ZPS. Bien que la mise en place de Natura 2000 soit avant tout basée sur la concertation, la dimension réglementaire représente une part importante des préconisations contenues dans les fiches-actions des Docob. Par ailleurs, l'expérience et le recul acquis dans le cadre des évaluations des incidences entrent en parfaite cohérence avec le nouveau contrat d'objectifs de l'établissement, dans lequel cette problématique est évoquée. ■

Site Internet

RNCFS/ZPS du golfe du Morbihan :
<http://www.golfedumorbihan.org>

Bibliographie

- Gélinaud, G., Rebout, C. & Mahéo, R. 2002. Inventaire cartographique et état de conservation des espèces de faune et de flore d'intérêt patrimonial sur les sites Natura 2000 du golfe du Morbihan et de la rivière de Pénerf. Bretagne Vivante/DIREN Bretagne. 252 p. + Cd-rom.
- Gélinaud, G., Picard, L. & Mahéo, R. 2011. Dénombrements d'oiseaux d'eau dans le golfe du Morbihan. Saison 2010-2011. Rapport Amis de la Réserve de Séné, Bretagne Vivante – SEPNEB, commune de l'Île-aux-Moines, commune de Sarzeau, FDC 56, GOB, ONCFS, Projet de PNR du golfe du Morbihan, RNN des marais de Séné.
- Guerard, A. 2007. Évolution temporelle des populations de limicoles hivernants dans le Golfe du Morbihan depuis les années 1960. Mémoire Master 1 BOPE, université Rennes 1, RN Marais de Séné – SEPNEB. 22 p.
- Lançon, A. 2007. Étude de l'évolution temporelle des anatidés dans le golfe du Morbihan depuis les années 1960. Mémoire Master 1 Biogeomedia, université Jussieu, RNN Marais de Séné – SEPNEB. 32 p.
- Le Nuz, M. 2001. Étude de la dynamique des oiseaux coloniaux reproducteurs du golfe du Morbihan : état actuel des populations et impact de la fréquentation humaine. Mémoire DESS Gestion des ressources naturelles renouvelables, université Lille I – SEPNEB. 102 p.
- Picard, L., Mahéo, R. & Gélinaud, G. 2010. Dénombrement canards plongeurs et grèbes dans le golfe du Morbihan, Synthèse des données 1991-2010. Rapport Amis de la Réserve de Séné, Bretagne Vivante – SEPNEB, commune de l'Île-aux-Moines, GOB, ONCFS, RNN des marais de Séné.

Encadré

La « vitrine » médiatique du golfe du Morbihan

En tant qu'opérateur Natura 2000 sur le golfe du Morbihan, l'ONCFS est amené à travailler avec des partenaires très différents. Le fait d'être bien identifié au sein de ce contexte local permet de mieux faire passer l'information sur les réglementations existantes : interdiction de faire du camping sauvage (site inscrit), interdiction de débarquer sur certaines îles et îlots à la belle saison (APPB), présence d'une zone de tranquillité dans le fond du golfe en hiver, etc.

Les moyens attribués à la mission Natura 2000 permettent de réaliser des supports d'information spécifiques au site :

- l'ONCFS a par exemple édité une plaquette, en collaboration avec les partenaires locaux, présentant les oiseaux du golfe et les zones où on peut les observer, tout en rappelant les principes à respecter. D'une grande qualité et « résistante à la pluie », cette documentation est très recherchée localement ;
- à l'occasion de grands événements comme la Semaine du golfe ou le Raid du golfe (grande course à pied sur les sentiers littoraux), l'ONCFS tient ponctuellement un stand d'information sur le port de Vannes ;
- la mise en ligne d'un site Internet dédié à la RNCFS/ZPS du golfe du Morbihan (<http://www.golfedumorbihan.org/>), en avril 2010, a généré près de 35 000 visites en l'espace de deux ans. Ce site aborde plus particulièrement le contexte environnemental du golfe du Morbihan et présente de manière détaillée les réglementations en place. Certaines pages ont été rédigées de manière à apporter des éléments d'information aux porteurs de projets, dans le cadre de la réalisation des évaluations des incidences Natura 2000.

Au niveau des réseaux de gestionnaires, l'ONCFS participe activement au réseau des chargés de mission Natura 2000 de Bretagne et a signé, au titre de la RNCFS/ZPS, la charte du forum des Aires marines protégées (AMP).

Au niveau international, l'ONCFS est partie prenante auprès des instances de Ramsar, ayant notamment participé à l'actualisation de la fiche du site et valorisant ce label par le biais de ses supports de communication.

Enfin, le golfe du Morbihan fait l'objet de diverses couvertures médiatiques (télévisions, presse écrite...) et s'avère être un territoire abondamment évoqué dans les médias locaux.

Deux exemples de plaquettes réalisées sur le site, la RNCFS et les oiseaux du golfe.



© L. Picard/ONCFS



Le golfe du Morbihan est un cas d'école en matière de cumul d'activités et d'usages. Cette photo a été prise en mai 2011, pendant la « Semaine du golfe », une importante manifestation nautique.



Clôtures, chasses commerciales et enclos

ANNIE CHARLEZ¹

¹ ONCFS, chef de la Mission
Conseil juridique – Paris

Code de l'urbanisme, Code de l'environnement, loi Grenelle I et II influent sur les territoires de chasse et l'activité cynégétique. La situation a évolué depuis la loi du 23 février 2005 qui modifie l'article 36-II de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, en supprimant la référence à un décret applicable à la chasse des oiseaux dans les seuls enclos et en prévoyant des mesures particulières pour la chasse de certains oiseaux dans les espaces clos ou ouverts. Ces modifications ne limitent plus la possibilité de chasser en dehors de la période de chasse fixée dans le département par le préfet dans les seuls enclos de l'article L. 424-3-I du Code de l'environnement, et introduisent la notion d'établissements professionnels de chasse à caractère commercial.

Il était nécessaire de faire le point sur ces problèmes complexes souvent méconnus par les chasseurs. Nous verrons donc successivement le statut des enclos de chasse au sens strict du terme, puis celui des chasses commerciales. Mais auparavant, examinons le problème de l'édification des clôtures en milieu naturel, avec désormais la nécessité de maintenir la libre circulation de la faune sauvage dans le cadre de la trame verte et bleue issue des lois Grenelle I et II, en relation avec le Code de l'urbanisme.

L'implantation des clôtures en milieu naturel

« L'actualité est à la mise en place des trames vertes, or, en diverses régions, on assiste à un développement incontrôlé des clôtures en milieu naturel. En Sologne, le phénomène est si prégnant qu'on parle même de « Solognisation ». Des grillages, souvent hauts (1,80 mètre ou plus), sont édifiés avec la pratique de la chasse et la protection des propriétés. Ces clôtures induisent gêne paysagère, accidents routiers, captation du gibier. » Tel est le constat réalisé par un cabinet chargé d'une étude sur l'implantation de clôtures dans le milieu naturel par le « Pays de Grande Sologne » en 2011.¹



© E. Midoux/ONCFS

Depuis de nombreuses années, le problème de la création des enclos de chasse, commerciaux ou non, se pose avec celui de leur édification dans le milieu naturel, notamment du fait de la nécessité d'une clôture imperméable au passage de l'homme et de l'animal. Ceci est en effet contraire à la libre circulation des animaux sauvages dans l'espace naturel et aux continuités écologiques. Par ailleurs, les chasses commerciales peuvent désormais être établies sur des territoires non clôturés. Nous allons donc examiner les évolutions intervenues ces derniers temps sur ces sujets, alors qu'une certaine prise de conscience se fait jour.

Le problème est récurrent, malgré les diverses possibilités mises en place par les textes qui se sont succédés au cours des trente dernières années.

Le droit de se clore et ses limites

Il convient tout d'abord de rappeler le principe général fixé par le Code civil (article 647), selon lequel : « Tout propriétaire peut clore son héritage, sauf l'exception portée en l'article 682. »²

Toutefois, la jurisprudence veille à ce que ce droit ne soit pas utilisé de manière abusive (Cass. civ. 3 n° 71-14746, 17 janvier 1973)³ ou respecte les éventuelles servitudes, de passage notamment, qui grèvent la propriété (Cass. civ. 3 n° 98-16214, 3 octobre 2000).

Cependant, le Code civil n'est pas le seul code régissant le droit de se clore et les clôtures. Le Code de l'urbanisme et le Code rural traitent également de ce sujet et la cour de cassation a eu l'occasion de rappeler que, si le propriétaire a le droit de se clore, il est en même temps tenu au respect des

¹ *La France clôture ses milieux naturels, peut-on lutter ?* Étude Yves Froissart, cabinet Trans-Formation Consultants, 2 septembre 2011.

² Article 682 : « Le propriétaire dont les fonds sont enclavés et qui n'a sur la voie publique aucune issue, ou qu'une issue insuffisante, soit pour l'exploitation agricole, industrielle ou commerciale de sa propriété, soit pour la réalisation d'opérations de construction ou de lotissement, est fondé à réclamer sur les fonds de ses voisins un passage suffisant pour assurer la desserte complète de ses fonds, à charge d'une indemnité proportionnée au dommage qu'il peut occasionner. »

³ « L'exercice du droit de se clore qui est une prérogative légale attachée au droit de propriété peut dégénérer en abus et engager la responsabilité de son auteur si celui-ci a causé un dommage à autrui. »

prescriptions fixées par la loi ou le décret en ce qui concerne l'édification de cette clôture ou les droits des tiers.

C'est ainsi que le Code de l'urbanisme, dans sa rédaction en vigueur avant la loi du 2 février 1995, précisait (article L. 441-3) que l'autorité administrative pouvait faire opposition à l'édification d'une clôture en cas d'empêchement de la libre circulation des piétons admise par les usages locaux, et (alinéa 2) soumettre l'édification d'une clôture à des prescriptions spéciales. La loi Barnier précise dans son article 82 que ce second alinéa de l'article L. 441-3 du Code de l'urbanisme est complété par les mots : « pour des motifs d'urbanisme ou d'environnement ». Cette mesure permettait aux communes de lutter contre la fragmentation des territoires ruraux.

Cet article de la loi répondait aux préoccupations exprimées par certains maires ruraux, qui constataient la multiplication des clôtures sur leur commune et la fermeture des milieux. C'est ainsi que le maire d'une commune de Sologne avait pris un arrêté limitant cette édification, mais sans en avoir la compétence ; son arrêté avait été annulé par le juge administratif. La loi Barnier avait pour but de permettre aux maires d'intervenir dans ce domaine pour des raisons de préservation de l'environnement. Elle n'a malheureusement pas eu le succès escompté par ses auteurs.

Depuis, le Code de l'urbanisme a été modifié, notamment par l'article 6 de la loi 2006-872 du 13 juillet 2006, et son libellé est désormais :

« Article L. 421-4 : Un décret en Conseil d'État arrête la liste des constructions, aménagements, installations et travaux qui, en raison de leurs dimensions, de leur nature ou de leur localisation, ne justifient pas l'exigence d'un permis et font l'objet d'une déclaration préalable. Ce décret précise les cas où les clôtures sont également soumises à déclaration préalable. »

Il s'agit de l'article R. 421-12 du Code de l'urbanisme qui soumet à « déclaration préalable l'édification d'une clôture située : [...] d) Dans une commune ou partie de commune où le conseil municipal ou l'organe délibérant de l'établissement public de coopération intercommunale compétent en matière de plan local d'urbanisme a décidé de soumettre les clôtures à déclaration. » Un PLU est donc nécessaire pour imposer cette règle. Les clôtures nécessaires à l'activité agricole ou forestière demeurent dispensées de toute formalité dans le cadre du Code de l'urbanisme (article R. 421-1).

Vers une prise en compte des continuités écologiques...

La loi Grenelle n° 2010-788 du 10 juillet 2010 prévoit quant à elle que le schéma de cohérence territoriale « comprend un rapport de présentation, un projet d'aménagement et de développement durables et un document d'orientation et d'objectifs. »

Elle précise dans son article 17, article L. 122-1-3 du Code de l'urbanisme :

« Le projet d'aménagement et de développement durables fixe les objectifs des

politiques publiques [...] de protection et de mise en valeur des espaces naturels, agricoles et forestiers et des paysages, de préservation des ressources naturelles, de lutte contre l'étalement urbain, de préservation et de remise en bon état des continuités écologiques. » Cet article est complété par l'article L. 122-1-5 qui prévoit que le document d'orientation et d'objectifs « détermine les espaces et sites naturels, agricoles, forestiers ou urbains à protéger. Il peut en définir la localisation ou la délimitation. »

Ces mesures concernent en fait la trame verte et bleue dont le décret d'application n° 2012-1492 du 27 décembre 2012 a été publié au *JORF* du 29 décembre 2012.

Le but de ce décret est la mise en place des continuités écologiques. Celles-ci, qui constituent la trame verte et bleue, comprennent des réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques. Leur identification et leur délimitation doivent notamment permettre aux espèces animales et végétales, dont la préservation ou la remise en bon état constitue un enjeu national ou régional, de se déplacer pour assurer leur cycle de vie et favoriser leur capacité d'adaptation. Ces continuités écologiques sont identifiées par les schémas régionaux de cohérence écologique, élaborés conjointement par les présidents de conseils régionaux et les préfets de région.

Ce décret constitue les chapitres II à V du titre VII du livre III de la partie réglementaire du Code de l'environnement. Son application influera sur l'édification des clôtures dans le milieu naturel. Qu'en sera-t-il de celles qui préservent les récoltes de la dent du grand gibier ? La question pourrait se poser.

Les enclos de chasse

Tout d'abord, qu'est-ce qu'un enclos ? La définition en est donnée par l'article L. 424-3-1 du Code de l'environnement dans sa rédaction issue de la loi DTR du 23 février 2005. Il s'agit d'un terrain appartenant à une habitation et entouré d'une clôture continue et constante, faisant obstacle à toute communication avec les héritages voisins et empêchant complètement le passage du gibier à poil et de l'homme.

La clôture, un point souvent sujet à contestation

Il est généralement admis qu'elle doit avoir une hauteur d'au moins 2 mètres et être enterrée dans le sol de 30 à 50 centimètres. En outre, quel que soit le matériau utilisé, il doit résister à la poussée des grands animaux et empêcher le passage des petits mammifères chassables, puisque la loi dit que la clôture doit être imperméable au passage de l'homme et du gibier à poil. Enfin,



© ONCFS, SD 61

La mise en place des continuités écologiques, en application de la loi Grenelle, va modifier les possibilités d'édifier des clôtures dans le milieu naturel.



© ONCFS, SD 27

Contrairement à une idée répandue, les grilles de type « canadiennes » placées aux points d'accès d'un territoire clôturé ne peuvent lui donner la qualité d'enclos.

les issues doivent être fermées en permanence. Signalons que, contrairement à une opinion répandue, les grilles dites canadiennes placées aux accès du territoire clôturé ne peuvent lui donner la qualité d'enclos, car elles permettent à tout le moins le passage des hommes et des gibiers, à la seule exception des ongulés.

La Chambre criminelle de la Cour de cassation a, dans un arrêt en date du 3 mai 1990, confirmé ce point de manière non équivoque.

En effet, un propriétaire avait fait enclore sa propriété afin de pouvoir y chasser toute l'année et la faire échapper à la loi relative aux associations communales de chasse agréées (article L. 422-10 du Code de l'environnement). Des agents de l'ONCFS constataient que la clôture était constituée d'un grillage rigide et solide, doublée d'un grillage à mailles plus étroites, mais souples au niveau du sol et non enterré, ce qui permettait, par exemple, à un sanglier sauvage attiré par une femelle ou de la nourriture de pénétrer dans l'enclos sans pouvoir en ressortir. Ils dressaient procès-verbal au propriétaire de l'enclos pour chasse en temps prohibé (en période de fermeture de la chasse) et chasse avec un moyen non autorisé, la clôture constituant un piège, une nasse pour les animaux.

Le propriétaire était condamné en première instance, puis devant la Cour d'appel de Toulouse, laquelle accueillait la FDC de la Haute-Garonne dans sa constitution de partie civile.

La Cour d'appel de Toulouse avait en effet considéré que l'enclos incriminé constituait un piège à sangliers sauvages, fonctionnant selon le principe de la nasse.

La Cour de cassation a repris les constatations des juges du fond et considère que les infractions reprochées sont bien

constituées. Elle constate « qu'en effet d'une part, ne constitue pas une clôture continue et constante au sens de l'article 366 du Code rural (article L. 424-3-1 du Code de l'environnement), le grillage non enterré permettant le passage du gibier, que d'autre part, l'aménagement d'une clôture de façon à la transformer en piège constitue l'infraction de chasse par un moyen non autorisé au sens de l'article 376-2° du Code rural » (article R. 428-8 3° du Code de l'environnement).

Cette décision est à rapprocher de celle rendue le 5 avril 1993 par le Tribunal de police de Rambouillet, qui condamne un propriétaire pour avoir aménagé une clôture de telle sorte que son parc soit transformé en piège, en installant une trappe dans la clôture permettant aux animaux de rentrer dans le parc mais non d'en sortir (cf. *Bull. Mens. ONC* n°180, juin 1993).



© G. Chézy/ONCFS

La jurisprudence a eu l'occasion de dénier la qualité de domicile à une installation de chasse, telle qu'une hutte ou une palombière sommairement aménagée.

Des règles tout aussi précises pour l'habitation

En ce qui concerne l'habitation visée par le texte, rappelons que la maison doit être attenante, c'est-à-dire, soit se situer dans l'enclos sans faire partie de la clôture, soit être intégrée à la clôture dont elle est une partie. En aucune façon elle doit être située en dehors de la partie clôturée, de l'autre côté d'un chemin par exemple, même si celui-ci est de faible largeur. En ce qui concerne la maison, c'est obligatoirement là aussi une maison d'habitation et non un simple rendez-vous de chasse, ou un bâtiment quelconque. La maison doit être habitable, mais il n'est pas nécessaire qu'elle soit habitée à l'année. Ce peut être une résidence de vacance ou secondaire.

La chasse dans l'enclos

Les personnes qui viennent chasser à l'intérieur de l'enclos doivent être titulaires d'un permis de chasser validé pour ce territoire, permis national ou permis départemental valable pour le département.

Dans cet enclos dont la superficie est très variable, de même que la clôture qui peut aller du mur d'enceinte d'un château au grillage hermétique, il est possible de chasser toute l'année le gibier à poil, sans être tenu au respect des plans de chasse ou de gestion prévus dans le département ; y compris en ce qui concerne le plan de chasse obligatoire des grands gibiers. La fédération des chasseurs délivre au gestionnaire de l'enclos le nombre de bracelets de marquage nécessaires pour le transport de ces animaux tués lors de la chasse au prix coûtant. En ce qui concerne la chasse des oiseaux, elle est soumise au droit commun applicable à tous les chasseurs dans le département, sauf si l'enclos a le statut de chasse commerciale.

La nature juridique de l'enclos

Elle est à l'origine des difficultés d'application de l'ancien article 366 du Code rural, du fait que l'enclos soit considéré comme le prolongement du domicile de son occupant et bénéficie de la même protection. En conséquence, les agents chargés de la police de la chasse ne peuvent y pénétrer que sur commission rogatoire délivrée par le juge d'instruction et dans le cadre d'une enquête judiciaire, ou, s'il y a flagrant délit, dans le cadre d'une perquisition opérée par un officier de police judiciaire et dans le cadre des horaires fixés par les codes de procédure pénale et de l'environnement.

Il est bien évident que la nature juridique de domicile attribuée à l'enclos disparaît lorsque l'une des conditions n'est plus remplie : absence d'étanchéité de la clôture ou habitation non conforme. En outre, la jurisprudence a eu l'occasion de dénier à une installation de chasse, telle qu'une hutte ou une palombière sommairement aménagée, la qualité de domicile.

Quels contrôles possibles ?

Si les agents chargés de la police de la chasse ne peuvent intervenir, sauf exception, à l'intérieur d'un enclos conforme, ils peuvent en revanche procéder au contrôle des permis de chasser et du gibier transporté lorsque des chasseurs sortent de

l'enclos. Toute infraction en la matière peut être punie d'une amende prévue pour les contraventions de la 5^e classe (article 131-13 du Code pénal). En outre, le retrait du permis de chasser des délinquants peut être également prononcé, ainsi que la confiscation du gibier tué, du ou des véhicules utilisés pour l'infraction et même des armes, dès lors qu'ils ont fait l'objet d'une saisie fictive ou réelle par les agents.

Par ailleurs, les agents peuvent réaliser les constatations nécessaires au procès-verbal, à l'aide (ou non) de jumelles, de l'extérieur de l'enclos. C'est ainsi qu'est rejetée l'exception de nullité d'un procès-verbal dressé par les gardes nationaux de la chasse et de la faune sauvage à partir d'un chemin ouvert au public « dès lors que leurs constatations ont été faites à partir du chemin de la Commandance à Guines, les oiseaux étant visibles de la route » (Cass. Crim. n° 94-86109 du 18 juillet 1995, Béral). Il est donc nécessaire que les chasseurs soient conscients des risques qu'ils peuvent encourir, s'ils chassent dans un enclos non conforme ou des espèces non autorisées.

Enfin, si des individus non autorisés tirent les animaux situés à l'intérieur de l'enclos, ils sont passibles des peines prévues à l'article L. 428-1 du Code de l'environnement : amende de 3 750 euros et emprisonnement de six jours à trois mois. En cas de délit commis la nuit, la peine de prison peut, quant à elle, aller jusqu'à deux ans.

La sévérité de ces condamnations tient au fait que, selon l'analyse faite par le professeur Jehan de Malafosse, il ne s'agit plus, dans ce cas, de l'infraction simple de chasse sur autrui, mais d'un délit assimilé au vol en raison du caractère de prolongement du domicile de l'enclos.

Les Chasses commerciales

Ces établissements sont, soit des territoires dont l'entrepreneur est le propriétaire, soit des territoires loués par cet entrepreneur. Ils peuvent être des « enclos » tels que définis ci-dessus, des territoires clos dont la clôture ne correspond pas à celles des « enclos » ou dépourvus d'habitation, ou des territoires ouverts.

Ce sont également des établissements professionnels et à caractère commercial. En conséquence, si le territoire est loué, ces établissements, pour exercer leur activité, bénéficient d'un bail commercial et non d'un bail rural. En effet, il n'y a pas d'activité de production agricole sur un tel territoire mais une activité de loisir, la chasse, avec les équipements nécessaires tels qu'un chenil par exemple.

Les prérogatives du bail commercial

L'entrepreneur qui exploite une entreprise dont il est propriétaire, mais dans des locaux loués, bénéficie d'une protection particulière



© J. Bazus/ONCFS

Si les agents chargés de la police de la chasse ne peuvent intervenir dans un enclos conforme, ils peuvent effectuer les constatations nécessaires à un procès-verbal depuis l'extérieur. En outre, les chasseurs peuvent être contrôlés à la sortie de l'enclos.



© Y. Vialir/ONCFS

Dans les chasses commerciales, perdrix et faisans peuvent être chassés de l'ouverture générale à la fermeture générale dans le département, dès lors qu'ils sont issus d'élevage. Leur chasse en temps de neige peut en outre y être autorisée par arrêté préfectoral.

à l'égard du propriétaire des lieux : le statut des baux commerciaux. Ce qui lui permet de pouvoir compter sur une adresse professionnelle ou commerciale stable pendant une longue période. La fidélité de sa clientèle en dépend. Pendant la durée du bail, au minimum de neuf ans, le locataire ne peut pratiquement pas être mis à la porte, sauf cas exceptionnels et à condition d'être indemnisé par le propriétaire.

Cette situation n'est pas récente et les entrepreneurs de chasse n'ont pas attendu que la loi soit votée pour créer de tels établissements. C'est ainsi que, par arrêté en date du 19 octobre 1982, la 3^e Chambre civile de la Cour de cassation rappelait que, nonobstant le caractère agricole du bien loué, « les parties avaient en connaissance de cause signé un bail commercial à activités multiples notamment de club, hôtel ranch, chasse, etc. qui ne mettaient à la charge des preneurs aucun travail de culture et, d'autre part, que l'activité déployée par les preneurs sur le domaine loué ne répondait pas aux obligations d'un fermier soumis au statut du fermage ». Le 28 mars 2006, la Cour d'appel de Nîmes annule le congé donné à un tel chef d'entreprise qui avait conclu un bail d'une durée de neuf ans, le propriétaire ayant délivré congé avant le terme du contrat au motif qu'il ne s'agissait que d'un simple bail de chasse. La cour précise « qu'étant commercial, le bail est soumis aux dispositions impératives des articles L. 145-1 et suivants du Code de commerce (voir www.legifrance.gouv.fr : Code de commerce, version consolidée au 1^{er} février 2013) ; que l'article L. 145-9

alinéa 3 dispose que le bail dont la durée est subordonnée à un événement dont la réalisation autorise le bailleur à demander la résiliation ne cesse, au-delà de la durée de neuf ans, que par l'effet d'une notification faite six mois à l'avance ou par un terme d'usage. Cette notification doit mentionner la réalisation de l'événement prévu au contrat ; ».

La « propriété commerciale » ne retire cependant pas au propriétaire le droit de récupérer son immeuble au terme du bail ou à la fin d'une période de trois ans, dans des circonstances précises toutefois, par exemple un motif grave et légitime, tel que le non-paiement du loyer par le locataire. Le fonds doit également être exploité ; s'il ne l'est pas, il y a là un motif légitime pour mettre fin au bail.

Les formalités de création de l'entreprise

Que l'entreprise soit créée par le propriétaire ou le locataire d'un territoire, ce sont les formalités de création d'une entreprise à caractère commercial qui doivent être accomplies par l'entrepreneur, auprès de la chambre de commerce compétente pour le lieu du domicile de l'entreprise. Le pétitionnaire doit s'adresser au Centre de formalités des entreprises (CFE) dont il dépend, généralement à la Chambre de commerce du chef-lieu de département, quelle que soit la forme choisie. Le CFE lui transmettra les formulaires à remplir pour la création de son entreprise. L'immatriculation au Registre du commerce et des sociétés (RCS) permet

à l'entreprise de bénéficier du statut du bail commercial. La condition d'immatriculation n'est pas exigée dès la signature du bail, mais elle est indispensable pour bénéficier de la protection du statut des baux commerciaux, notamment du droit au renouvellement du bail. Le locataire devra par conséquent être immatriculé à la date du renouvellement.

Parmi ces formalités figure tout d'abord le choix du statut par le créateur de l'entreprise ; le plus simple est celui de l'entreprise personnelle ou en nom propre. Cependant, il n'y a aucune distinction entre le patrimoine personnel et professionnel de l'entrepreneur, et sa responsabilité est illimitée en cas de difficultés financières.

La société, dotée d'une personnalité juridique distincte de l'entrepreneur, possède quant à elle son propre patrimoine et ses propres comptes. La responsabilité de l'entrepreneur est limitée au montant du capital, sauf dans les sociétés en nom collectif. Les formalités à accomplir sont différentes entre ces deux types d'entreprises.

La deuxième étape consiste à trouver le nom de l'entreprise, et il convient de s'assurer auprès de l'Institut national de la propriété industrielle (INPI) que le nom n'est pas déjà déposé dans une des classes correspondant à la même activité, afin de ne pas être accusé de concurrence déloyale.

Les dispositions propres aux chasses commerciales

Elles concernent les périodes de chasse de certaines espèces et comportent des dérogations.

Pour les oiseaux

Tout d'abord, en ce qui concerne les oiseaux, dès lors qu'ils sont issus d'élevages, les dates d'ouverture et de fermeture de la chasse des perdrix grises, perdrix rouges et faisans de chasse sont les dates d'ouverture générale et de clôture générale de la chasse dans le département (article L. 424-3, dernier alinéa).

D'autres dérogations aux règles générales applicables aux oiseaux visés par la loi ont été également adoptées. C'est ainsi que : « Dans l'ensemble des départements de métropole, la chasse en temps de neige des oiseaux issus d'élevage des espèces perdrix grise, perdrix rouge et faisans de chasse peut être autorisée par arrêté préfectoral dans les établissements professionnels de chasse à caractère commercial visés au II de l'article L. 424-3 du Code de l'environnement. » (article R. 424-2 et arrêté du 13 janvier 2012 relatif à la chasse en temps de neige d'oiseaux issus d'élevage des espèces perdrix grise, perdrix rouge, faisans de chasse).

En outre, les mesures adoptées dans le cadre des plans de gestion fédéraux pris en application de l'article L.425-15 du Code de l'environnement ne concernent pas la chasse des perdrix grises, perdrix rouges et faisans de chasse.

Les difficultés liées à ces mesures concernent, tout d'abord la distinction par les chasseurs en action de chasse entre des oiseaux issus d'élevage et du gibier naturel, et le lâcher de ces oiseaux dans le milieu naturel à proximité des oiseaux sauvages, avec notamment les risques sanitaires que ces derniers peuvent encourir du fait de spécimens issus d'élevage.

Pour la distinction à faire pendant la période commune de chasse il n'y a pas de difficulté, si la fédération n'a pas instauré un plan de gestion ou de chasse avec marquage des animaux et prélèvement limité des spécimens sur un territoire ou par chasseur. En revanche, s'il y a un plan de gestion ou de chasse, ou que la chasse se déroule après la fermeture générale de la chasse dans le département, comment les chasseurs pourront-ils reconnaître le gibier

encore chassable s'agissant d'oiseaux de la même espèce, s'il n'y a pas un signe distinctif évident lorsque l'oiseau est en vol ?

Des systèmes ont été utilisés par certaines fédérations dans le cadre de la gestion de ces espèces, du type « poncho », lorsqu'elles procédaient à des lâchers de repeuplement sur l'ensemble d'un secteur, avec interdiction du tir du gibier naturel ou des oiseaux issus de la reproduction des années précédentes. Ces dispositifs de reconnaissance nous paraissent de nature à éviter des infractions involontaires de la part des chasseurs clients de ces établissements, et la mise en cause de l'entrepreneur en sa qualité d'organisateur de chasse.

Pour les mammifères

Quant aux mammifères, les règles qui leur sont applicables paraissent plus simples à mettre en œuvre dans les enclos de chasse, où ils sont considérés comme *res propria* et ne sont pas soumis aux plans de chasse ou de gestion mis en place dans le département.

Il n'en est pas de même dans les parcs de chasse clos, qui sont soumis au droit commun de la chasse des mammifères et donc aux restrictions liées à l'application du plan de chasse ou de gestion. Rappelons en outre que, dans ces parcs tout comme dans les enclos, la charge des grands gibiers est limitée à un spécimen à l'hectare, faute de quoi ces installations deviennent des élevages avec les contraintes de gestion qui s'y appliquent, certificat de capacité et autorisation d'ouverture notamment.

Il appartient donc aux exploitants de ces parcs de veiller à ne pas dépasser cette norme, afin de pouvoir continuer à y chasser ou y faire chasser leurs clients. Un tel dépassement pourrait mettre leur exploitation commerciale en péril, l'administration étant particulièrement vigilante.

Ces textes regroupés tendent à mettre en place la filière chasse souvent évoquée par les chambres d'agriculture, et qui pourrait intéresser les ruraux en recherche d'une profession liée à la chasse. ■

Dans les enclos de chasse, les mammifères ont le statut de *res propria* et dérogent aux plans de chasse ou de gestion départementaux, alors qu'ils y restent soumis dans les parcs de chasse clos.



© C. Saint-Andrieux / ONCFS



Nouvelles des réseaux

Les ongulés de montagne en France

Situation en 2010



ROBERT CORTI¹,
CHRISTINE SAINT-ANDRIEU²,
BENOÎT GUIBERT³,
DOMINIQUE DUBRAY¹,
AURÉLIE BARBOIRON²

¹ ONCFS, CNERA FAUNE DE MONTAGNE.

² ONCFS, CNERA ONGULÉS SAUVAGES.

³ FNC.

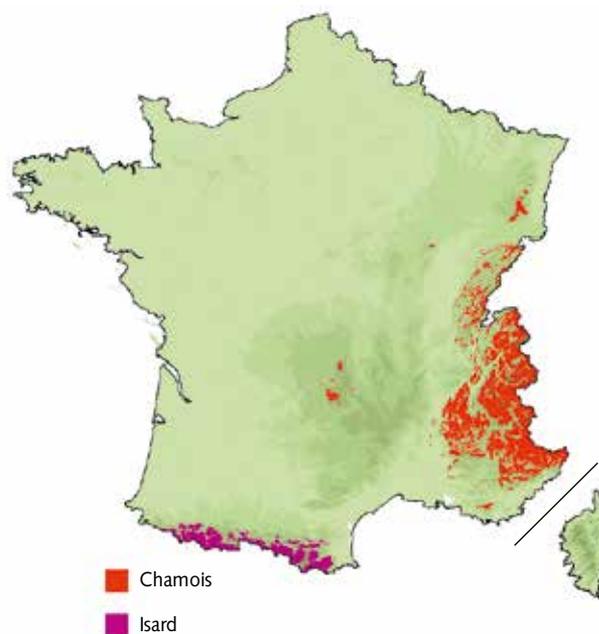
Depuis la première enquête nationale conduite par le Cnera Faune de montagne en 1989, trois mises à jour de l'inventaire des populations françaises d'ongulés de montagne ont été réalisées. En 1994 par ce même Cnera, en 2006 et 2011 par le réseau Ongulés sauvages. Nous vous présentons ici les principaux résultats de cette dernière mise à jour.

Le chamois des Alpes

L'aire de répartition du chamois couvre aujourd'hui près de 21 640 km², soit 684 km² (3,3 %) de plus qu'en 2005 et 8 046 km² (59 %) de plus qu'en 1988. Elle se compose de 263 zones de présence réparties sur 1 903 communes de 21 départements. Avec 18 877 km² occupés, la chaîne des Alpes rassemble l'essentiel (soit 87 %) de l'aire de répartition de l'espèce. Viennent ensuite le Jura (1 876 km²), le massif vosgien (454 km²) et les Monts d'Auvergne (404 km²).

Le nombre minimal de chamois présents en France en 2010 a été estimé à un peu plus de 103 300 individus avant chasse, répartis au sein de 217 populations. Il était de 31 680 en 1988, de 55 570 en 1994 et de 98 715 en 2005. Les effectifs de l'espèce ont ainsi été multipliés par 3,2 depuis 1988. Les départements les plus peuplés sont les Hautes-Alpes (20 300 têtes) et la Savoie (19 350 têtes).

L'expansion géographique de l'espèce s'est donc poursuivie de 2005 à 2010 ; mais elle est beaucoup moins importante qu'auparavant (137 km²/an au lieu de 411 entre 1994 et 2005) et localisée pour plus des 9/10^e sur la chaîne alpine et les Monts d'Auvergne. Ses effectifs, en progression dans les Alpes et le massif vosgien, sont stables dans le Jura et le Massif central.



Le chamois des Alpes



L'isard des Pyrénées

L'aire de distribution actuelle de l'isard s'étend sur 5 683 km². Les 51 zones de présence sont réparties sur 375 communes des six départements pyrénéens. L'inventaire de 2011 fait apparaître un accroissement de 226 km² (4 %) qui résulte, pour l'essentiel, de l'extension de populations existantes. On ne dénombre qu'une seule colonie nouvelle, au Cap de Bouïrex, dans le département de l'Ariège.

Les 41 populations inventoriées en 2010 rassemblent au minimum 31 200 isards. Avec 9 580 têtes, soit un tiers de l'effectif national, le département des Hautes-Pyrénées est le plus peuplé. L'Aude, où les territoires favorables à l'espèce sont relativement peu étendus, est le moins peuplé (940 têtes).

Comme le chamois, l'isard a progressé en France. Mais l'accroissement de son aire de distribution s'est ralenti depuis le milieu des années 1990, après une phase de forte croissance au cours des décennies 1970 et 1980. L'espèce ayant aujourd'hui colonisé la plupart des habitats dont elle dispose dans les Pyrénées françaises, ses possibilités d'expansion sont désormais réduites. De même, ses effectifs ont augmenté de façon soutenue jusque vers le milieu des années 1990 (9 450 en 1978, 15 300 en 1988, 24 600 en 1994). Depuis, leur croissance a ralenti significativement (1,7 % par an en moyenne depuis 1995, au lieu de 10 % de 1978 à 1994), en particulier à l'est et au centre de la chaîne.

Le mouflon méditerranéen

Le mouflon méditerranéen occupe 4 813 km² entièrement situés en France continentale depuis la disparition de la population de Venaco (Haute-Corse), soit 498 km² de plus qu'en 2005. On dénombre 84 zones de présence réparties sur 474 communes de 26 départements. Avec 3 023 km² occupés, les Alpes rassemblent la majeure partie (63 %) de l'aire de présence de l'espèce. Viennent ensuite l'ensemble constitué par le Massif central, le Haut-Languedoc et le Périgord (867 km²) ainsi que la chaîne pyrénéenne (803 km²), qui représentent respectivement 18 % et 17 % de la surface occupée, puis la Somme, les Ardennes et l'Oise (120 km² ou 2 %).

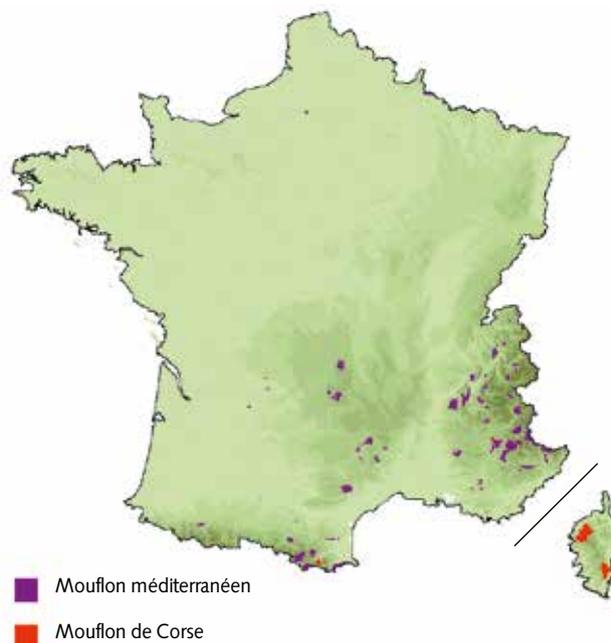
On estime à 19 510 le nombre minimal de mouflons méditerranéens présents en France en 2010. Il était de 6 140 en 1988, 10 460 en 1994 et 14 350 en 2005. Un peu plus de la moitié (53 %) de l'effectif minimal national vit dans les Alpes, 26 % dans le Massif central, le Haut-Languedoc et le Périgord, et 20 % dans les Pyrénées. Le reste (1 %) se partage entre la Somme, l'Oise et les Ardennes. Les départements les plus peuplés sont les Alpes-de-Haute-Provence (3 150 têtes), l'Hérault (3 000 têtes) et les Pyrénées-Orientales (2 785 têtes). On a recensé 71 populations de mouflons méditerranéens en France.

Le mouflon de Corse

D'une superficie totale de 921 km², l'aire de répartition actuelle du mouflon de Corse se compose de six zones de présence. Quatre d'entre elles, couvrant au total 828 km² répartis sur treize communes de la Corse-du-Sud (2A) et quinze de la Haute-Corse (2B), forment les deux populations naturelles interdépartementales du Cinto et de Bavella. Les deux autres sont situées sur le continent ; elles correspondent aux populations des Graves-Clamensane (32 km² répartis sur cinq communes) dans le département des Alpes-de-Haute-Provence (04), et de Très-Estelles (61 km² répartis sur cinq communes) dans celui des Pyrénées-Orientales (66). Toutes deux sont le résultat d'une introduction – de 1988 à 1997 pour la première, en 1999 pour la seconde – réalisée avec des animaux de souche corse provenant de l'enclos de l'Office national des forêts de Cadarache (Bouches-du-Rhône). Ces deux populations ont un effectif minimal de 150 et 90 têtes respectivement. Aucune estimation n'a pu être fournie pour les deux populations de l'île de Beauté.



L'isard des Pyrénées



Le mouflon méditerranéen



Le bouquetin des Alpes

Son aire de distribution couvre 2 480 km² sur 197 communes des sept départements du massif alpin. Elle est composée de 44 zones de présence qui constituent 33 populations, dont neuf sont interdépartementales et dix transfrontalières.

Depuis 2005, le bouquetin a encore gagné 216 km² (43 km²/an) dont 75 en Savoie, 54 dans les Alpes-Maritimes et 32 dans les Alpes-de-Haute-Provence. Quatre nouvelles colonies sont apparues : en Chartreuse (38 et 73), suite au lâcher de 15 individus (5 mâles et 10 femelles) sur la commune d'Entremont-le-Vieux en mai 2010 ; dans les massifs de l'Estrop (04), des Sagnes (04) et des Aiguilles-de-Pelens (06 et 04), ces trois derniers noyaux de peuplement résultant d'une colonisation naturelle. L'aire de répartition de l'espèce a peu ou pas évolué dans les autres départements depuis le précédent inventaire. Le nombre minimal de bouquetins présents en France en 2010 a été estimé à 9 200 individus après naissances. Il était de 3 770 têtes en 1994 et de 8 700 en 2005. Les effectifs ont ainsi été multipliés par 2,4 en seize ans.

Présent seulement en Vanoise au début des années 1950, le bouquetin des Alpes l'est aujourd'hui dans les sept départements alpins où il compte plusieurs milliers de représentants. Les réintroductions ont constitué le facteur quasi exclusif de son expansion puisque seules les populations du Grand Paradis (Italie) et de la Vanoise (France) sont autochtones. Si les deux dernières décennies ont vu s'amorcer le comblement du vide qui existait jusqu'alors dans la partie centrale des Alpes françaises, l'aire de distribution de l'espèce demeure éclatée et très en deçà de sa répartition historique. En outre, bien que l'effectif national soit relativement important, le peuplement demeure encore fragile car près de la moitié des populations sont composées de moins de 200 individus.



Les résultats complets de cette nouvelle mise à jour sont disponibles sur le site internet de l'ONCFS :

<http://www.oncfs.gouv.fr/Ongulés-de-montagne-bouquetin-chamois-isard-ru244>

Le bouquetin des Alpes



ABONNEMENT Faune sauvage

Bulletin technique et juridique de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage



Abonnement et règlement à adresser à

Office national de la chasse et de la faune sauvage – Abonnement *Faune sauvage* – règlement
BP 20 – 78612 Le-Perray-en-Yvelines
Tél.: 01 44 15 17 06 – Fax: 01 47 63 79 13

Nom ou raison sociale

M. Mme Melle Nom Prénom

Votre n° TVA intracommunautaire

Adresse complète

Code postal Ville

Téléphone E-mail

Tarif 2013 (port compris) Prix pour onze numéros (parution trimestrielle)	Prix TTC	Nombre d'abonnement souhaité	Total TTC
France, Monaco			
Particuliers, organismes divers et entreprises	51,00 €		
Étudiant (sur présentation du certificat de scolarité)	38,00 €		
Adhérents à une association de jeunes chasseurs (sur justificatif)	38,00 €		
Union européenne et DOM TOM			
Particuliers	51,00 €		
Organismes divers et entreprises de l'UE – avec n° de TVA intracommunautaire – sans n° de TVA intracommunautaire	48,34 € 51,00 €		
Étudiant (sur présentation du certificat de scolarité)	38,00 €		
Autres pays (hors Union européenne)			
Particuliers, organismes divers et entreprises	54,00 €		
Étudiant (sur présentation du certificat de scolarité)	38,00 €		
		Total	

Faune sauvage 298

Pour effectuer votre règlement :

- Par chèque bancaire ou postal à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS à l'adresse suivante :
ONCFS – Agence comptable BP 20 - 78612 Le-Perray-en-Yvelines Cedex
- Par virement bancaire au profit de l'Agent comptable de l'ONCFS :
RIB : TG Versailles – Code Banque 10071 – Code guichet 78000 – N° de compte 00001004278 – Clé RIB 58
IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1
- Je désire recevoir une facture.

Fait le Signature

Un délai d'environ 2 mois est normal entre le paiement et la réception du premier numéro. Pour un réabonnement merci d'utiliser le bulletin joint à la lettre qui vous est adressée vous informant de la fin de l'abonnement en cours. Notre n° d'identification TVA intracommunautaire FR67180073017

SIRET 180 073 017 000 14 – Code APE8413Z



Le magazine *Faune sauvage*

Cet outil pratique apporte à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.

Contacts

www.oncfs.gouv.fr

› Directions

Direction générale

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
direction.generale@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13

Direction des ressources humaines

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
direction.ressources-humaines@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 13

Division de la formation

Le Bouchet – 45370 Dry
drh.formation@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 38 45 70 82 – Fax : 02 38 45 93 92

Direction de la police

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
police@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60

Direction des études et de la recherche

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
secretariat-directionetudes-recherche@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67

Direction des actions territoriales

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
direction.actions-territoriales@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60

Division du permis de chasser

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
reseau.securite-chasse@oncfs.gouv.fr

Réseau sécurité à la chasse

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction financière

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
direction.financiere@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60

Direction des systèmes informatiques

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
directeursystemes-information@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 60

Agence comptable

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
agence.comptable@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 41 80 72

› Missions auprès du Directeur général

Communication

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
comm@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13

Conseil juridique

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
juridique@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13

Conseiller auprès du Directeur général

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
mai@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04

Inspection générale des services

85 bis avenue de Wagram – BP 236
75822 Paris Cedex 17
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13

› Centres nationaux d'étude et de recherche appliquée (CNERA)

CNERA avifaune migratrice

39 bd Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
cneraam@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01

CNERA cervidés-sanglier

1 place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
cneracs@oncfs.gouv.fr
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86

CNERA faune de montagne

Les portes du Soleil – 147 av de Lodève
34990 Juvignac
cnerafm@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 67 10 78 04 – Fax : 04 67 10 78 02

CNERA prédateurs animaux déprédateurs

5 allée de Bethléem
ZI Mayencin – 38610 Gières
cnerapad@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 76 59 13 29 – Fax : 04 76 89 33 74

CNERA petite faune sédentaire de plaine

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
cnerapfsp@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 99

Unité sanitaire de la faune

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
usf@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 99

› Centre de Documentation

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
doc@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 99

› Délégations Interrégionales

Alpes-Méditerranée-Corse (AMC)

6 av du Docteur Pramayon
13690 Graveson
dralpes-mediterranee-corse@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 32 60 60 13 – Fax : 04 90 92 29 78

Auvergne-Languedoc-Roussillon (ALR)

Les portes du Soleil – 147 avenue de Lodève
34990 Juvignac
drlanguedoc-roussillon@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 67 10 78 05 – Fax : 04 67 10 78 02

Bretagne-Pays de la Loire (BPR)

39 bd Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes cedex 3
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01

Bourgogne-Franche-Comté (BFC)

57 rue de Mulhouse
21000 Dijon
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr
Tél. : 03 80 54 17 80 – Fax : 03 80 49 92 58

Centre-Île-de-France (CIF)

Centre de l'Agriculture
13 av des droits de l'Homme
45921 Orléans cedex
dr.centre-iledefrance@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 38 71 95 56 – Fax : 02 38 71 95 70

Nord-Est (NE)

41-43 rue de Jouy
57160 Moulins-les-Metz
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 27

Nord-Ouest (NO)

Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges d'Aunay
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 31 77 71 11 – Fax : 02 31 77 71 72

Outre-Mer (OM)

23, rue des Améthystes
97310 Kourou
dr.outremer@oncfs.gouv.fr
Tél. : 05 94 22 80 65 – Fax : 05 94 22 80 64

Poitou-Charentes-Limousin (PCL)

255 routes de Bonnes
86000 Poitiers
dr.poitou-charentes@oncfs.gouv.fr
Tél. : 05 49 52 01 50 – Fax : 05 49 30 16 48

Sud-Ouest (SO)

Actisud bât 12
18 rue Jean Perrin
31100 Toulouse
dr.sud-ouest@oncfs.gouv.fr
Tél. : 05 62 20 75 55 – Fax : 05 62 20 75 56

› BMI Cites Capture

Domaine de Chambord
Pavillon du Pont de Pinay
41250 Chambord
dp.bmi-cw@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 54 87 05 82 – Fax : 02 54 87 05 90

› Principales stations d'études

Ain

Montfort – 01330 Birieux
dombes@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 74 98 19 23 – Fax : 04 74 98 14 11

Hautes-Alpes

Micropolis – La Bérardie
Belle Aureille – 05000 Gap
gap@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 92 51 34 44 – Fax : 04 92 51 49 72

Haute-Garonne

Impasse de la Chapelle
31800 Villeneuve-de-Rivière
stgaudens@oncfs.gouv.fr
Tél. : 05 62 00 81 08 – Fax : 05 62 00 81 01

Isère

5 allée de Bethléem – ZI Mayencin
38610 Gières
cnerapad@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 76 59 13 29 – Fax : 04 76 89 33 74

Loire-Atlantique

39 bd Albert Einstein – CS 42355
44323 Nantes cedex 3
cneraam@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01

Meuse

1 place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
cneracs@oncfs.gouv.fr
Tél. : 03 29 79 97 82 – Fax : 03 29 79 97 86

Puy-de-Dôme

Résidence Saint-Christophe
2 avenue Raymond Bergognan
63100 Clermont-Ferrand
clermont@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 73 19 64 40 – Fax : 04 73 19 64 49

Bas-Rhin

Au bord du Rhin – 67150 Gerstheim
gerstheim@oncfs.gouv.fr
Tél. : 03 88 98 49 49 – Fax : 03 88 98 43 73

Haute-Savoie

90 impasse « Les Daubes » – BP 41
74320 Sévrier
sevrier@oncfs.gouv.fr
Tél. : 04 50 52 65 67 – Fax : 04 50 52 48 11

Yvelines

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
direction.etudes-recherche@oncfs.gouv.fr
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 67

Deux-Sèvres

Réserve de Chizé
Carrefour de la Canauderie
Villiers en Bois – 79360 Beauvoir-sur-Niort
chize@oncfs.gouv.fr
Tél. : 05 49 09 74 12 – Fax : 05 49 09 68 80

Vendée

Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
chanteloup@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87

› Dans votre prochain numéro

Gestion du cerf : intérêt des comptages au brame



© P. Matzke

Et aussi :

- Quel rôle jouent les produits phytopharmaceutiques dans la mortalité des perdrix grises ?
- Impact des modalités d'entretien de haies bocagères sur l'avifaune.
- Intérêt de la gestion des mares de chasse et de leurs abords pour les oiseaux.
- Actualités juridiques.

Et d'autres sujets encore...

Les publications de l'ONCFS



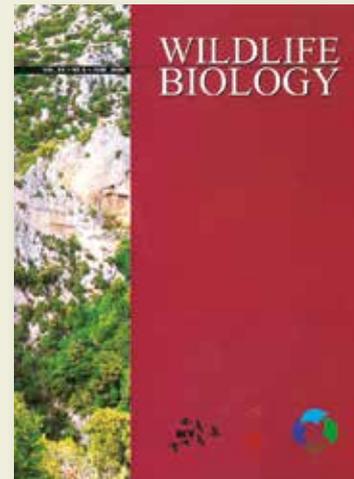
Le magazine *Faune sauvage*

Un outil pratique apportant à ses lecteurs le fruit de l'expérience et de la recherche de l'Office en matière de faune sauvage, de gestion des espèces et d'aménagement des milieux.



La revue scientifique en anglais *Wildlife Biology*

L'ONCFS est coéditeur de *Wildlife Biology*, qui traite de la gestion et de la conservation de la faune sauvage et de ses habitats, avec une attention particulière envers les espèces gibiers (www.wildlifebiology.com).



Des brochures sur les espèces, les habitats et les informations cynégétiques.

Des dépliants sur les espèces, la gestion pratique des habitats...



Les publications de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage sont en vente auprès du service documentation (Tél. : 01 30 46 60 25).