

Faune sauvage

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



Office National
de la Chasse
et de la Faune Sauvage

► **Connaissance & gestion des espèces**

Gestion du faisan commun : estimer le rapport des sexes

p. 12



► **Connaissance
& gestion des espèces**

Nidification des fuligules :
suivi par marques nasales
et pièges photo

p. 4

► **Connaissance
& gestion des habitats**

La génétique du paysage
appliquée aux cerfs
en région Centre

p. 37



► **Chasse & droit**

Gestion des espaces
protégés : quelle place
pour les chasseurs ?

p. 45

► **Nouvelles des réseaux**

Réseau SAGIR

La maladie de Newcastle
dans l'avifaune sauvage

p. 49

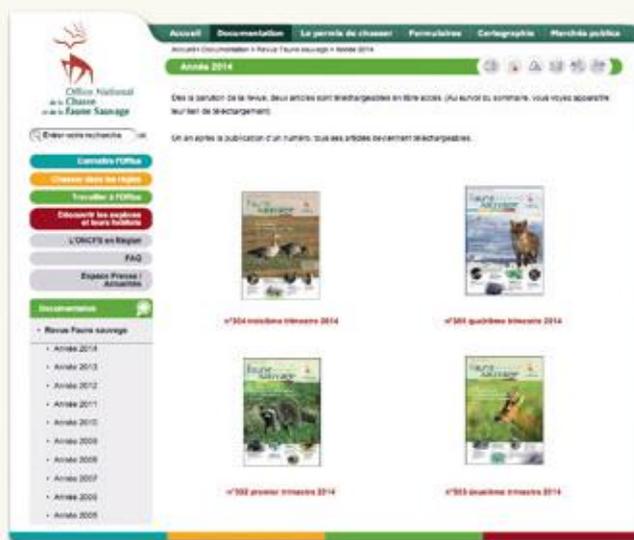




Découvrez aussi

- ▶ Les actualités nationales et régionales...
- ▶ Les pages des réseaux de correspondants
- ▶ Les rubriques Études et Recherche...

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



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



Faune sauvage N° 307 – 2^e trimestre 2015 – parution juin 2015

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 : Antoine Derieux, Yves Ferrand, David Gaillardon, Dominique Gamon, Éric Hansen, Christelle Gobbe, Pierre Migot, Richard Rouxel, Gérard Ruven, Jean-Michel Soubieux
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 (pays tiers : 6,00 € ttc)
Remise de 25 % à partir de 30 exemplaires, participation aux frais de port de 10 € de 30 à moins de 100 exemplaires et 20 € au-delà.



Éditorial

Jean-Pierre Poly,
Directeur général

Les suivis à long terme, indispensables à la connaissance comme à l'action

Quelles sont les tendances d'évolution des populations animales ? Comment les expliquer ? Quel est l'impact des mesures de gestion ? Des maladies ? Du climat ? De la pollution ?

Autant d'exemples de questions posées par les gestionnaires auxquelles il est difficile de répondre si on ne peut s'appuyer sur des suivis à long terme de la faune sauvage et de ses habitats. En effet, les dynamiques des populations sont tributaires de nombreux facteurs conjoints dont l'importance varie au fil des années : apporter un constat solide nécessite d'avoir suffisamment de recul pour distinguer une tendance de fond (notamment liée à l'évolution de pratiques anthropiques) de l'effet

démarche d'amélioration permanente, qu'il s'agisse de développer de nouvelles techniques d'observation (comme l'ADN environnemental) ou des méthodes d'analyse des données innovantes (en particulier pour la valorisation des données participatives). La richesse des jeux de données construits depuis plusieurs décennies permet en outre d'aborder des questions comme l'impact du changement climatique et de valoriser ce capital bien au-delà des objectifs initiaux du suivi.

Ce numéro de *Faune sauvage* présente deux exemples contrastés de ces travaux avec, d'une part, une rétrospective de vingt ans sur les oiseaux d'eau hivernant dans le golfe du Morbihan et,

« En 2014, plus de 130 espèces d'oiseaux et de mammifères étaient concernées par des suivis »

d'une saison difficile ou d'une épidémie. La prise en compte de cette variabilité temporelle doit bien sûr s'accompagner d'une déclinaison spatiale, avec un compromis nécessaire entre la finesse d'un suivi et son déploiement à large échelle.

C'est depuis sa création, en 1972, que l'ONCFS a initié ce type de suivi, avec un effort constant pour consolider, étendre et moderniser ces travaux, d'abord en métropole puis à l'outre-mer, ainsi qu'au-delà des frontières, en particulier pour les populations d'oiseaux migrateurs. En 2014, plus de 130 espèces d'oiseaux et de mammifères étaient concernées par divers niveaux de suivi, ainsi qu'une dizaine de pathologies. Cet effort de monitoring couvre une large palette de situations : depuis les territoires d'étude où les populations sont suivies finement par capture-marquage-recapture jusqu'à l'observation opportuniste sur l'ensemble du pays. Avec ses partenaires, l'établissement est engagé dans une

d'autre part, un bilan sur les interactions entre isards et pestivirus grâce aux suivis menés sur les réserves d'Orlu et de Bazès dans les Pyrénées, également sur vingt ans.

Ces deux études ont été conduites au sein de réserves gérées par l'établissement, démontrant s'il était besoin l'intérêt de disposer de tels territoires pour assurer la stabilité et la pérennité des travaux dans un environnement maîtrisé. Elles apportent des informations précieuses pour la politique publique, qu'il s'agisse de l'état de conservation d'espèces pour lesquelles la France a des engagements européens et internationaux, ou de la gestion du risque sanitaire posé par des maladies partagées entre la faune sauvage et les animaux d'élevage.

Bonne lecture ! ●

Sommaire

page 4



Connaissance & gestion des espèces

Suivi de la nidification des fuligules milouins et morillons en zone d'étangs piscicoles

Apport du piégeage photographique

Pour la première fois en France, des pièges photographiques et le marquage nasal des femelles ont été utilisés conjointement pour effectuer le suivi de nids et le monitoring de nichées de fuligules milouins et morillons. Il en ressort que, si la mortalité des jeunes peut atteindre un niveau relativement élevé pour certaines nichées, la prédation des pontes apparaît comme le premier facteur d'échec de la nidification, les principaux prédateurs étant des mammifères. Les implications de ces résultats sont mises en perspective.

S. Bourdais, A. Caizergues, A. Barbotin

page 12



Connaissance & gestion des espèces

Estimer le rapport des sexes pour améliorer la gestion du faisan commun

Actuellement, la dynamique d'une population de faisans est surtout estimée à partir du seul dénombrement des coqs chanteurs au printemps. En complément, l'estimation du rapport coqs/poules en fin d'hiver et au début du printemps pourrait permettre d'affiner la gestion. C'est sur cette base que la fiabilité de l'estimation du rapport des sexes a été testée sur plusieurs terrains, en comparant les observations réalisées sur des circuits avec celles obtenues par des battues à blanc de référence. Il s'avère que l'observation sur circuit n'apparaît pas comme une méthode complémentaire très précise...

P. Mayot, D. Peltier

page 17



Connaissance & gestion des espèces

Le pestivirus et les isards, une interaction durable

La présence du pestivirus a été détectée chez l'isard des Pyrénées dans les années 1990. Depuis, il a atteint de nombreuses populations, provoquant de fortes mortalités ou passant inaperçu. Plusieurs équipes espagnoles, andorranes et françaises ont mené des recherches pour comprendre ses modalités de transmission, évaluer son impact sur la santé des individus et la dynamique des populations, et comprendre quel lien existe entre l'épidémie en milieu sauvage et le virus ovin. Le point.

E. Gilot-Fromont, K. Foulché, Y. Game,
P. Ezanno, I. Marco, P. Gibert



page 23



Connaissance & gestion des espèces

Oiseaux d'eau hivernant dans le golfe du Morbihan

Tendances 1991-2013

Cet article présente les données de suivis acquises au cours des vingt dernières années dans le golfe du Morbihan, en s'intéressant plus particulièrement à l'évolution des effectifs de trois groupes d'oiseaux d'eau (anatidés et foulques, limicoles, plongeurs) depuis 1991, année d'inscription officielle du site au titre de la Convention de Ramsar. Les causes à l'origine des tendances d'évolution enregistrées localement et les limites de l'analyse sont discutées.

M. Guéguen, J. Cabelguen, R. Mahéo, G. Gélinaud

page 31



Connaissance & gestion des espèces

Utilisation des statistiques européennes de chasse pour la gestion du cerf :

limites et implications pratiques

L'analyse des prélèvements de cerfs de 1965 à 2005 montre, pour onze pays d'Europe, une tendance lourde à l'accroissement. Ce constat suggère fortement que les prélèvements ne permettent pas un contrôle vraiment efficace des populations, bien qu'il existe des différences majeures dans la gestion de la faune sauvage entre les pays. La prochaine étape importante de la gestion du cerf passera par l'acquisition de données plus spécifiques, et de meilleure qualité, que les seules statistiques de chasse.

C. Bonenfant, J.-M. Gaillard, C. Saint-Andrieux, F. Klein



page 37



Connaissance & gestion des habitats

La génétique du paysage :

origine et flux de dispersion des populations de cerfs en région Centre

L'étude IBIG-Cerf présentée ici, portant sur la structuration génétique de 1 126 cerfs et biches issus de 22 populations de la région Centre, fait appel à des notions utilisées en génétique du paysage, discipline en pleine expansion à l'interface entre écologie du paysage et génétique des populations. Cinq grandes entités ont été identifiées : le nord de la Loire, le sud du Cher à l'ouest et à l'est de l'A20, le nord du Cher à l'ouest et à l'est de l'A71. Les causes de cette structuration génétique sont expliquées et son évolution possible envisagée.

M. Colyn, J.-G. Prunier, X. Legendre, A. Bouron, V. Giquel, M.-C. Flamand

page 45



Chasse & droit

Quelle place pour les acteurs cynégétiques dans la gestion des espaces protégés ?

Si les chasseurs sont reconnus par le législateur comme contribuant aux politiques de conservation de la biodiversité, ils rencontrent bien souvent des difficultés pour être partie prenante de la gestion durable des espaces bénéficiant d'un statut de protection. Des outils juridiques sont néanmoins à la disposition des acteurs cynégétiques pour leur permettre de participer activement à cette gestion : cet article les passe en revue.

C. Leroy



page 49



Nouvelle des réseaux

Réseau SAGIR

Quand suspecter la maladie de Newcastle dans l'avifaune sauvage ?

Retour d'expériences du réseau SAGIR

A. Decors, E. Niqueux, F.-X. Briand, R. Pin Diop, K. Lemberger, L. Dupont, J.-Y. Chollet, T. Quintaine





Suivi de la nidification des fuligules milouins et morillons en zone d'étangs piscicoles

Apport du piégeage photographique



▲ *Fuligules morillons* (Sologne, 2014).

**SERGE BOURDAIS¹,
ALAIN CAIZERGUES²,
AURÉLIE BARBOTIN³**

¹ Fédération départementale des chasseurs de
Loir-et-Cher – 36 rue Laudières, 41350 Vineuil.

² ONCFS, CNERA Avifaune migratrice –
8 bd Albert Einstein, 44323 Nantes.

³ ONCFS, Délégation interrégionale Bretagne –
Pays de la Loire – 8 bd Albert Einstein,
44323 Nantes.

Les études de dynamique des populations sont cruciales à des fins de gestion/conservation, notamment parce qu'elles permettent d'appréhender les facteurs qui déterminent les variations interannuelles d'effectifs et ainsi de prévoir le volume d'individus sur lesquels les prélèvements vont s'effectuer (dans le cas des espèces chassables). Cependant, une grande majorité d'études s'appuie uniquement sur des dénombrements, ce qui ne permet pas de véritablement identifier les facteurs sous-jacents aux variations d'effectifs et encore

Chez les espèces nidifuges telles que les anatidés, le succès de la nidification et la survie des jeunes dans les jours qui suivent l'éclosion sont des composantes essentielles du succès de la reproduction. Étudier leur déterminisme est donc crucial dans une perspective de gestion. Pour la première fois en France, des pièges photographiques et le marquage nasal des femelles ont été utilisés conjointement pour effectuer le suivi de nids et le monitoring de nichées de fuligules milouins et morillons. Les nombreux enseignements tirés de cette étude font ressortir l'intérêt des suivis individuels automatisés.

moins les mécanismes par lesquels ils opèrent. Rien d'étonnant, donc, à ce que bon nombre de plans de gestion déclenchés par la mise en évidence d'une fragilisation de l'espèce soulignent les lacunes dans ce domaine (Schricke, 2002).

Les espèces nidifuges et en particulier les anatidés sont caractérisées par des variations interannuelles de productivité parfois très importantes. Les facteurs et mécanismes à l'origine de telles variations ont été relativement bien étudiés en Amérique du Nord (e.g. Beauchamp *et al.*, 1996 ; Cox *et al.*, 1998 ;

Flint & Grand, 1997 ; Walker *et al.*, 2005). En Europe, la plupart des études solides sur le sujet ont été réalisées dans des sites situés au cœur de l'aire de distribution des espèces (Albrecht *et al.*, 2006 ; Blums *et al.*, 1997), de sorte que les données relatives aux zones situées en marge de l'aire de distribution sont rares. En France, des expérimentations ont été réalisées ici et là, en particulier au moyen de pontes artificielles ; mais leur validité (le fait qu'elles soient transposables ou non à ce qu'il se passe réellement dans les conditions naturelles) n'a malheureusement jamais

été testée (e.g., Broyer *et al.*, 1995). De la même manière, l'estimation de la productivité telle qu'elle est effectuée à l'heure actuelle (dénombrements des nichées) ne permet pas de calculer des paramètres cruciaux, tels que le succès de la nidification et la survie des jeunes avant l'envol.

Une étude faisant écho au plan de gestion européen du fuligule milouin

La présente étude s'insère dans le cadre d'un programme de recherches de l'ONCFS sur la dynamique des populations de fuligules. Ce programme a été initié en écho au plan européen de gestion relatif au fuligule milouin (*Aythya ferina* – Schricke, 2002) et vise à mieux comprendre le fonctionnement démographique des populations de cette espèce, ainsi que celles du fuligule morillon (*Aythya fuligula*). Pour ce faire, il s'appuie sur le suivi d'individus munis de marques nasales (Guillemain & Caizergues, 2010). Le port de la marque nasale par les femelles permet notamment de suivre les nichées et donc d'estimer la survie des jeunes. En complément du suivi des adultes, un monitoring continu des pontes, notamment au moyen de sondes thermiques, est également mis en œuvre.

Les données exposées dans le présent article ont été recueillies en Sologne (Loir-et-Cher), c'est-à-dire quasiment en limite d'aire de reproduction des deux espèces étudiées. Elles ont été collectées selon un protocole comparable à celui mis en œuvre par les équipes Fuligules de l'ONCFS. Elles visent à identifier les paramètres susceptibles d'expliquer les variations interannuelles du succès de la reproduction (survie des nids, des jeunes...) et les facteurs impliqués dans ces variations (prédation, conditions météorologiques, qualité de l'habitat...). L'originalité de la présente étude réside dans la mise en œuvre (pour la première fois en France) de

pièges vidéo, afin de déterminer sans ambiguïté les causes d'échecs de la nidification (prédation, abandon...) et, le cas échéant, les prédateurs impliqués dans la destruction des pontes.

La Sologne humide : un territoire de prédilection pour la nidification des canards plongeurs

La Sologne est une région à fort enjeu patrimonial notamment en raison de la densité des étangs piscicoles qu'elle abrite, en particulier dans sa partie située dans le Loir-et-Cher (lieu de la présente étude). Quelque 211 000 hectares y sont classés en zone spéciale de conservation au titre de la directive Habitats, dont près de 30 000 en zone de protection spéciale (directive Oiseaux).

Occupée par près de 10 500 hectares d'eau dans sa seule partie située en Loir-et-Cher, elle paraît représenter une zone de reproduction et d'hivernage importante pour les canards plongeurs (elle accueille probablement autour d'un cinquième de la population nicheuse nationale), même s'il est

impossible d'avancer des estimations d'effectifs fiables compte tenu de la faible proportion d'étangs recensés.

Outre la présence de saules, aulnes et bouleaux, les rives des plans d'eau de la Sologne humide sont essentiellement occupées par des zones de laïches (*Carex sp.*) mêlées de joncs (*Schoenoplectus lacustris*), phragmites (*Phragmites australis*) et baldingères (*Phalaris arundinacea*), favorables à l'installation des nids.

Un protocole de suivi mettant en œuvre des méthodes originales

La présente étude a été initiée au printemps 2012, sur un échantillon de 9 étangs représentatifs de la Sologne humide et de taille très variable (2 à 34 hectares – **tableau 1**). Deux d'entre eux faisaient l'objet d'un contrôle des prédateurs généralistes (fouine, renard, corvidés...) par piégeage. En raison de mises en assec, tous n'ont pas pu être prospectés chaque année. Ils étaient répartis sur les communes suivantes : Marcilly-en-Gault, Saint-Viâtre,

Tableau 1 Caractéristiques générales des étangs étudiés et nombre de nids de fuligules milouin et morillon dénombrés chaque année par étang prospecté (nids abandonnés et prédatés au moment de la découverte inclus).

Étang	Surface en eau (hectares)	Nombre de nids suivis		
		2012	2013	2014
1	32	4	2	-
2	3	-	6	8
3	26	23	62	49
4	31	0	1	-
5	9	8	11	1
6	34	12	2	7
7	2	1	3	5
8	27	11	12	11
9	10	-	0	1
Total	174	59	99	82

▼ Le port de la marque nasale par les femelles (ici de milouin) permet notamment de suivre les nichées et donc d'estimer la survie des jeunes.



Montrieux-en-Sologne et Yvoy-le-Marron (figure 1)¹. Leur choix a été déterminé par la présence d'un nombre significatif de couples et/ou nichées de fuligules, un étang étant considéré comme riche en fuligules lorsque la proportion de nids représente au moins 30 % de l'effectif total des nids de canards et foulques.

Entre le 1^{er} mai et le 31 juillet de chaque année, les bordures des 9 étangs ont fait l'objet d'une prospection hebdomadaire par 1 à 2 observateurs du service technique de la FDC 41. Ces sessions de prospection consistent à ratisser les zones connues pour abriter des nids de canards (ceintures de végétation, îlots... pourvus d'une riche couverture végétale composée de laïches, joncs, phragmites, baldingères, etc.). Une fois un nid découvert, étaient relevés : sa position géographique (précision max.: 2 mètres pour un GPS de randonnée), l'espèce concernée (reconnaissable à la couleur et la forme des œufs), le nombre d'œufs et leur stade d'incubation (figure 2). Le relevé de position permet de retrouver un nid plus facilement lors des visites de contrôle ultérieures. Certains nids ont été munis d'une caméra automatique, afin de suivre en continu le déroulement de l'incubation (encadré). En outre, ce dispositif permet de réaliser des analyses comportementales et de déterminer les causes d'échec de la reproduction, ainsi que le type de prédateur incriminé le cas échéant. Nous disposons d'une caméra en 2012 puis de dix à partir de 2013.

Dès que l'incubation a atteint le stade 2+ ou 3 (ce qui correspond à au moins 14 jours d'incubation, figure 2), les femelles ont fait l'objet d'une tentative de capture afin de procéder à leur marquage. Chacune a été baguée et munie d'une marque nasale présentant un code alphanumérique individuel. La capture proprement dite a été réalisée au moyen d'une cage-piège cylindrique disposée sur le nid. C'est le retour de la femelle sur les œufs qui déclenche la fermeture du piège. Afin de lui laisser suffisamment de temps pour retourner sur son nid, le relevé était réalisé 2 à 3 heures après la mise en place du piège. Si certains échecs de capture ont été imputables à la méfiance de la femelle à l'égard du piège, la plupart semble lié au fait que l'ouverture du piège ne débouchait pas sur le chemin par lequel la femelle regagnait son nid, ou à un dysfonctionnement du système de déclenchement. De manière générale, plus la capture est réalisée à une date proche de l'éclosion, moins le risque d'abandon est élevé. Le marquage nasal permet de suivre la femelle après l'éclosion dans tous ses déplacements. Il est donc très utile pour mesurer ces derniers et estimer la survie des canetons.

¹ Pour des raisons de confidentialité exigée de la part de certains propriétaires, leur nom n'est jamais précisé dans l'article.

Figure 1 Principaux étangs de la zone d'étude.

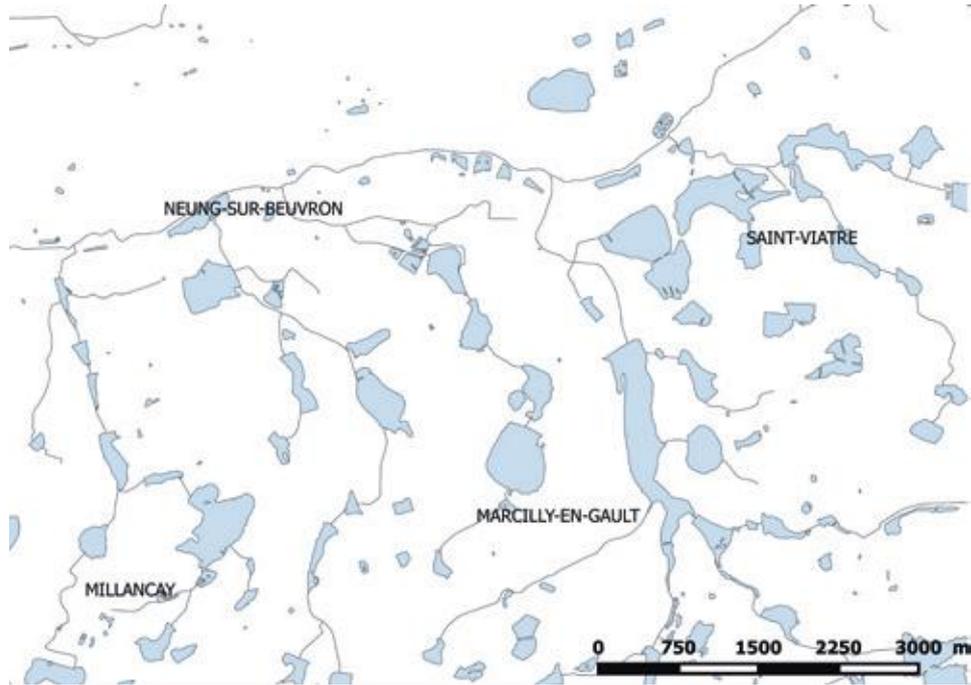


Figure 2 Relation entre la flottaison d'un œuf et le nombre de jours écoulés depuis le début de l'incubation chez les fuligules milouin et morillon.

D'après Fournier, non pub.

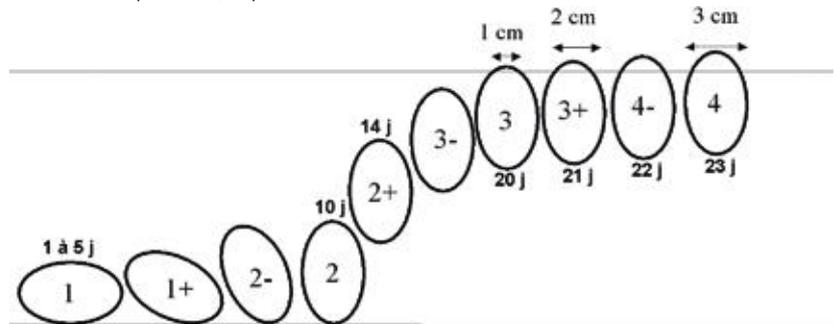
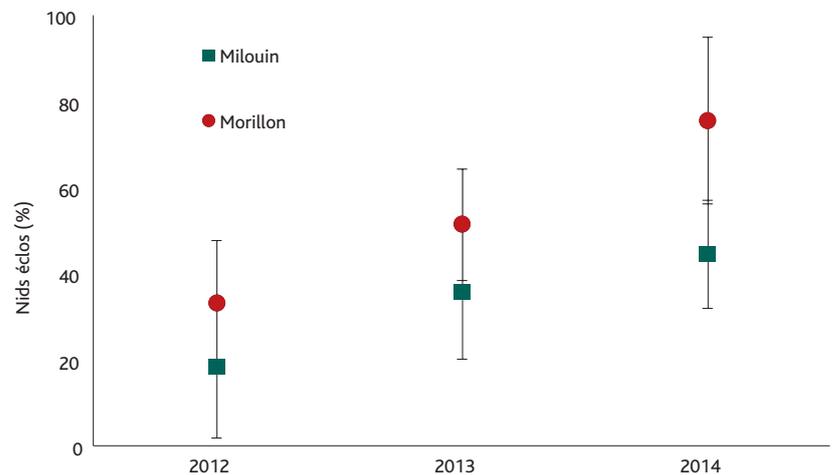


Figure 3 Évolution temporelle du pourcentage d'éclosion de nids de fuligules milouin et morillon en Sologne (2012-2014).

Barres verticales : intervalles de confiance à 95 %.



Des données de nidification inédites pour la Sologne

Les prospections réalisées dans le cadre de cette étude ont permis de localiser un total de 119 nids de milouin et 121 nids de morillon sur les trois années de l'étude (**tableau 1**). À noter que 14 nids de milouin et 7 nids de morillon ont été découverts alors qu'ils étaient déjà détruits.

Les tailles moyennes des pontes se sont avérées comparables d'une espèce à l'autre, avoisinant 9,5 œufs, et relativement stables d'une année sur l'autre (**tableau 2**). En revanche, comme on pouvait s'y attendre, le fuligule morillon a niché en moyenne 12 jours plus tard que le milouin dont le premier œuf était généralement pondu aux alentours du 15 mai. Ces données révèlent une fécondité relativement élevée pour une zone d'étangs piscicoles. À titre de comparaison, la taille de ponte moyenne du milouin sur le lac de Grand-Lieu – pourtant très productif – s'élève à 8 œufs (Caizergues *et al.*, 2014). Une analyse détaillée a en outre révélé l'existence d'un nombre non négligeable de pontes de plus de 12 œufs (10 sur 76 pour le morillon et 11 sur 64 pour le milouin), signe probable de parasitisme intra-spécifique (*i.e.* plusieurs femelles pondeuses dans le même nid). Ce phénomène est probablement une conséquence directe des densités relativement importantes de nicheurs, lesquelles induisent également une compétition élevée pour les meilleurs sites de nidification.

La proportion de nids éclos est apparue extrêmement variable d'une année à l'autre, avec une nette tendance à l'augmentation (**figure 3**).

► Encadré • L'installation et le réglage des caméras

Les caméras (type Trophy Cam HD, Bushnell®) avaient été généralement disposées à la verticale du nid, à une distance d'environ 0,5 à 0,8 mètre. Elles étaient fixées sur une rotule placée à l'extrémité d'une tige en acier de 1,5 mètre. Chaque appareil était programmé pour fonctionner en mode vidéo (faible résolution, durée de prise de vue de 10 secondes, pause de 5 secondes entre deux prises). Afin de minimiser les problèmes de surexposition dus à la proximité du sujet en conditions nocturnes, la puissance du flash infrarouge avait été réglée au minimum. De même, afin de minimiser le nombre de prises de vues, la sensibilité du capteur de mouvement avait été positionnée sur le minimum. Ce réglage s'est avéré amplement suffisant pour détecter la présence de petits prédateurs tels que le surmulot. À noter que très peu d'oiseaux ont abandonné leur nid suite à la mise en place d'une caméra. Dans la mesure du possible, les caméras ont été posées en début de ponte, voire en début d'incubation.

Au minimum une visite de contrôle, destinée à vérifier le statut du nid et au besoin de s'assurer du bon fonctionnement de la caméra et de l'état des batteries, a été faite chaque semaine.



▲ Nid de fuligule morillon en éclosion équipé d'une caméra.

▼ Vue d'un étang de petite superficie (5 hectares) en milieu boisé sur la zone d'étude, favorable à la reproduction des canards plongeurs.

Tableau 2 Caractéristiques et devenir des nids de fuligules milouin et morillon suivis en Sologne de 2012 à 2014.

Valeurs entre parenthèses : taille d'échantillon ou pourcentages.

La date de ponte est calculée comme le nombre moyen de jours écoulés entre le 1^{er} avril et la date de ponte du premier œuf.

	Milouin				Morillon			
	2012	2013	2014	Total /Moyenne	2012	2013	2014	Total /Moyenne
Nids actifs	27	53	25	105	30	39	45	114
Taille de ponte +/- EC	9,1 +/-1,8 (16)	9,7 +/-55,3 (32)	9,5 +/-3,3 (15)	9,5 +/-2,8 (64)	9,5 +/-2,6 (10)	8,6 +/- 3,5 (30)	9,9 +/-3,8 (36)	9,3 +/-3,5 (76)
Date de ponte +/- EC	46,6 +/-10,9 (21)	55,3 +/-11,5 (28)	45,6 +/-8,7 (10)	50,5 +/-11,6 (59)	52,5 +/-5,4 (10)	66 +/-11,1 (17)	64 +/-15,5 (33)	62,5 +/-13,8 (60)
Éclosions (%)	5 (18,5 %)	19 (35,8 %)	11 (44,4 %)	35 (33,3 %)	10 (33,3 %)	20 (51,3 %)	34 (75,5 %)	64 (56,1 %)
Prédations (%)	14 (51,9 %)	21 (39,6 %)	3 (12 %)	38 (36,2 %)	16 (53,3 %)	16 (41 %)	5 (11,1 %)	37 (32,4 %)
Abandons (%)	6 (22,2 %)	13 (24,5 %)	11 (44,4 %)	30 (28,6 %)	3 (10 %)	3 (7,7 %)	6 (13,3 %)	12 (10,5 %)
Non retrouvés (%)	2 (7,4 %)	0	0	2 (1,9 %)	1 (3,1 %)	0	0	1 (0,9 %)

Le succès de nidification est significativement plus élevé chez le morillon (56 %, [47-65]) que chez le milouin (33 %, [24-42]), la différence étant comparable d'une année à l'autre (*figure 3, page 6*). Comparé à d'autres sites d'études, le succès de la nidification s'avère relativement élevé en Sologne. Sur le lac de Grand-Lieu par exemple, les taux de survie des pontes de milouin estimés pour les trois derniers printemps n'ont pas excédé 20 % (Barbotin, non pub.). Néanmoins, les données ne sont pas directement comparables à celles de Grand-Lieu, car elles ne prennent pas en compte la durée d'exposition des pontes.

La prédation des nids : un facteur d'échec important

En raison d'une forte déprise agricole, les pourtours d'étangs autrefois pâturés ou cultivés se retrouvent aujourd'hui colonisés par la forêt. Or, les lisières forestières sont connues pour être fréquentées par un large panel de petits prédateurs généralistes (fouine, martre, corvidés, geai des chênes...), entraînant de fortes pressions de prédation sur les habitats aux alentours. Par ailleurs, le nourrissage des canards colverts de lâchers à des fins cynégétiques est également susceptible de favoriser la prédation, en entretenant de fortes populations de surmulots (prédateurs potentiels des nids).

Globalement, la prédation est le principal facteur d'échec de la nidification, en particulier chez le morillon où elle représente 75 % des échecs enregistrés à ce stade. Chez le milouin, la part des échecs liés aux abandons de nids (45 %) est à peu près égale à celle occasionnée par la prédation (55 %).

Fait notable, l'augmentation du succès de la nidification en 2014 coïncide avec des pullulations de micromammifères en zone de cultures céréalières, telles qu'elles ont été mises en évidence dans le cadre du monitoring de populations de busard cendré (Bretagne, non pub.). Une telle corrélation, si elle devait se vérifier à l'avenir, irait dans le sens d'une hypothèse comparable à celle des « proies alternatives » invoquée pour expliquer les fluctuations synchrones des populations de petits rongeurs et d'oiseaux

▼ Prédation d'un nid par une fouine (image extraite du suivi par caméra).



nidicoles dans le nord de l'Europe (e.g., Small *et al.*, 1993 ; Norrdahl & Korpimäki, 2000).

Une prédation exercée principalement par les mammifères

Au total, 59 nids (21 de milouin et 38 de morillon) ont fait l'objet d'un suivi par caméra vidéo. Cela représente 921 jours de suivi, soit une moyenne de 15,6 jours de suivi par nid (pour mémoire, la durée d'incubation avoisine 25-28 jours chez les deux espèces).

Le sort des nids suivis par caméra vidéo ne reflète pas celui de l'ensemble des pontes, notamment en raison du fait que seuls les nids qui ont survécu un minimum de temps ont pu faire l'objet d'un tel suivi. On notera un taux relativement élevé d'abandons chez le milouin (6 cas sur 21 – *tableau 3*), lequel semble lié pour deux cas au dérangement occasionné par la mise en place de la caméra, pour deux autres à la tentative de capture de la femelle et pour les deux derniers à un abandon spontané (la présence de la caméra

nous a permis d'établir qu'une femelle milouin avait abandonné sa ponte suite aux dérangements répétés par une femelle colvert, qui souhaitait apparemment s'arroger le nid).

Le morillon s'avère moins sensible au dérangement que le milouin (seuls 4 nids sur un total de 38 ont été abandonnés, dont un seul suite à la mise en place de la caméra et un autre suite à une tentative de capture). La présence de la caméra ne semble pas engendrer une vulnérabilité accrue à la prédation.

Au total sur les trois saisons de nidification, 11 cas de prédation ont été documentés grâce au suivi par caméra (3 pour le milouin et 8 pour le morillon). Si cet échantillon peut paraître relativement restreint, les données obtenues éclairent sous un angle nouveau notre perception de la prédation des nids de canards. Premièrement, contrairement à nos prédictions et aux observations antérieures sur les étangs piscicoles continentaux (Broyer *et al.*, 1995), les corvidés semblent peu ou pas impliqués dans la

Tableau 3 Devenir des nids de fuligues milouin et morillon sous monitoring vidéo (Sologne, 2012-2014).

	Milouin				Morillon			
	2012	2013	2014	Total	2012	2013	2014	Total
Éclosion	1 (50 %)	6 (54 %)	5 (62 %)	12 (57 %)	-	9 (56 %)	17 (77 %)	26 (68 %)
Prédation	1 (50 %)	2 (18,2 %)	0	3 (14 %)	-	6 (37,5 %)	2 (9 %)	8 (32,4 %)
Abandon	0	3 (27,3 %)	3 (37,5 %)	6 (28,6 %)	-	1 (6,2 %)	3 (13,6 %)	4 (10,5 %)
Total	2	11	8	21	0	16	22	38



▲ Le suivi des nichées par le biais des femelles munies d'une marque nasale montre que des déplacements de plusieurs kilomètres entre le site de nidification et celui d'élevage des jeunes sont relativement communs.

prédation des nids de fuligules. Les 11 cas de prédation documentés sont tous imputables à des mammifères (figure 4). Deuxièmement, le spectre des prédateurs impliqués dans la destruction des pontes s'avère relativement large compte tenu de la taille de l'échantillon.

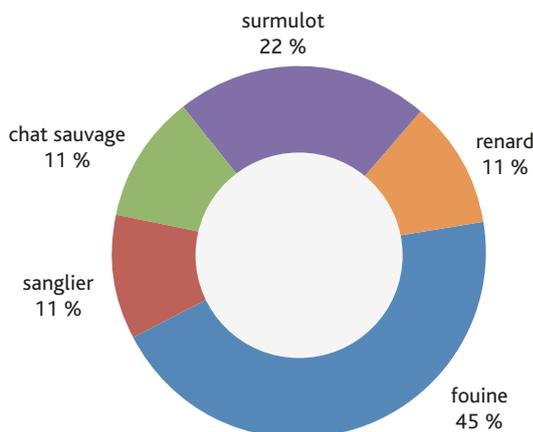
Bien que la plupart des nids fût située sur des supports relativement éloignés de la

berge (10 à 20 mètres en moyenne pour une profondeur de 0,3 à 1 mètre), la fouine s'est avérée être le principal prédateur. Les enregistrements vidéo montrent qu'elle est capable d'emporter des œufs sans avoir à passer dans l'eau (en sautant d'une touffe de végétation à l'autre). En outre, elle peut consommer tout ou partie d'une couvée. Dans le premier cas, il est courant de la voir

revenir les jours suivants pour consommer les œufs restants. Il en est de même pour le renard, à qui il aura fallu pas moins de trois visites (dont deux de jour) pour vider entièrement l'un des nids suivis. Pour l'anecdote, un nid de milouin a subi deux attaques de deux espèces différentes espacées de onze jours (la cane ayant continué à couvrir après la première attaque pour voir son nid complètement détruit lors de la seconde). Un autre fait notable, qui est une première, est la présence du chat forestier parmi les prédateurs.

Figure 4 Prédateurs impliqués dans la prédation des pontes de fuligules milouin et morillon en Sologne (2012-2014).

Identification réalisée sur des pontes naturelles au moyen de caméras vidéo à déclenchement automatique.



Le marquage nasal : un moyen pour estimer la survie des jeunes

Un total de 70 femelles (21 milouins, 49 morillons) a été bagué au nid durant l'étude. Parmi celles capturées en 2012 et 2013, 1 milouin et 11 morillons ont été revus lors d'une saison de reproduction ultérieure au moins. Les données de recaptures visuelles suggèrent ainsi une grande fidélité au site de reproduction : les 11 femelles morillon précitées ont toutes niché dans un rayon de 2 km de l'étang où elles avaient été baguées.

Malgré aucun effort particulier de notre part pour la recherche, après éclosions, de femelles munies de marque nasale, 7 nichées de milouin et 22 nichées de morillon ont pu être revues à différents stades de leur croissance (**tableau 4**). Ce jeu de données, quoique modeste, suggère une mortalité plus élevée chez le milouin que chez le morillon (58 % vs 33 % ; F (1,9) = 1,71 ; P > 0,05).

Fait qui mérite d'être mentionné, 4 nichées (sur 22) d'une taille supérieure au nombre d'œufs éclos ont été contactées chez le morillon. Ce constat confirme le phénomène d'adoption (*brood amalgamation*) chez cette espèce, lequel est relativement commun chez les canards et a été largement discuté dans la littérature scientifique (e.g. Eadie *et al.*, 1988). Nous pensons pour notre part qu'il est lié à une conjonction de facteurs, à savoir : une forte densité de nids (cas fréquent sur les îlots par exemple), une synchronisation des pontes et l'imprégnation des jeunes qui s'attachent au premier être vivant (objet mobile) qu'ils perçoivent à la naissance. En cas de fortes densités, les derniers-nés d'une couvée sont ainsi susceptibles de s'attacher à une femelle nichant à proximité de leur mère, pendant que celle-ci s'occupe de leurs congénères ayant déjà quitté le nid.

Tableau 4 Survie moyenne (nombre de canetons revus/nombre d'œufs éclos) des jeunes fuligules milouin et morillon en fonction de l'âge (données 2012-2014 combinées), estimée au moyen du suivi des femelles.
Nombre de nichées entre parenthèses.

	Âge des jeunes (jours)		
	1 à 10	11 à 20	> 20
Milouin	100 % (1)	71 % (4)	42 % (4)
Morillon	82 % (14)	70 % (7)	82 % (8)

Des déplacements importants après l'éclosion

Le suivi des nichées par le biais des femelles munies d'une marque nasale montre que des déplacements importants (plusieurs kilomètres) entre le site de nidification et celui d'élevage des jeunes sont relativement communs. Certains de ces déplacements impliquent même des changements de bassin versant et sont donc en partie réalisés en milieux terrestres, forêts et cultures notamment.

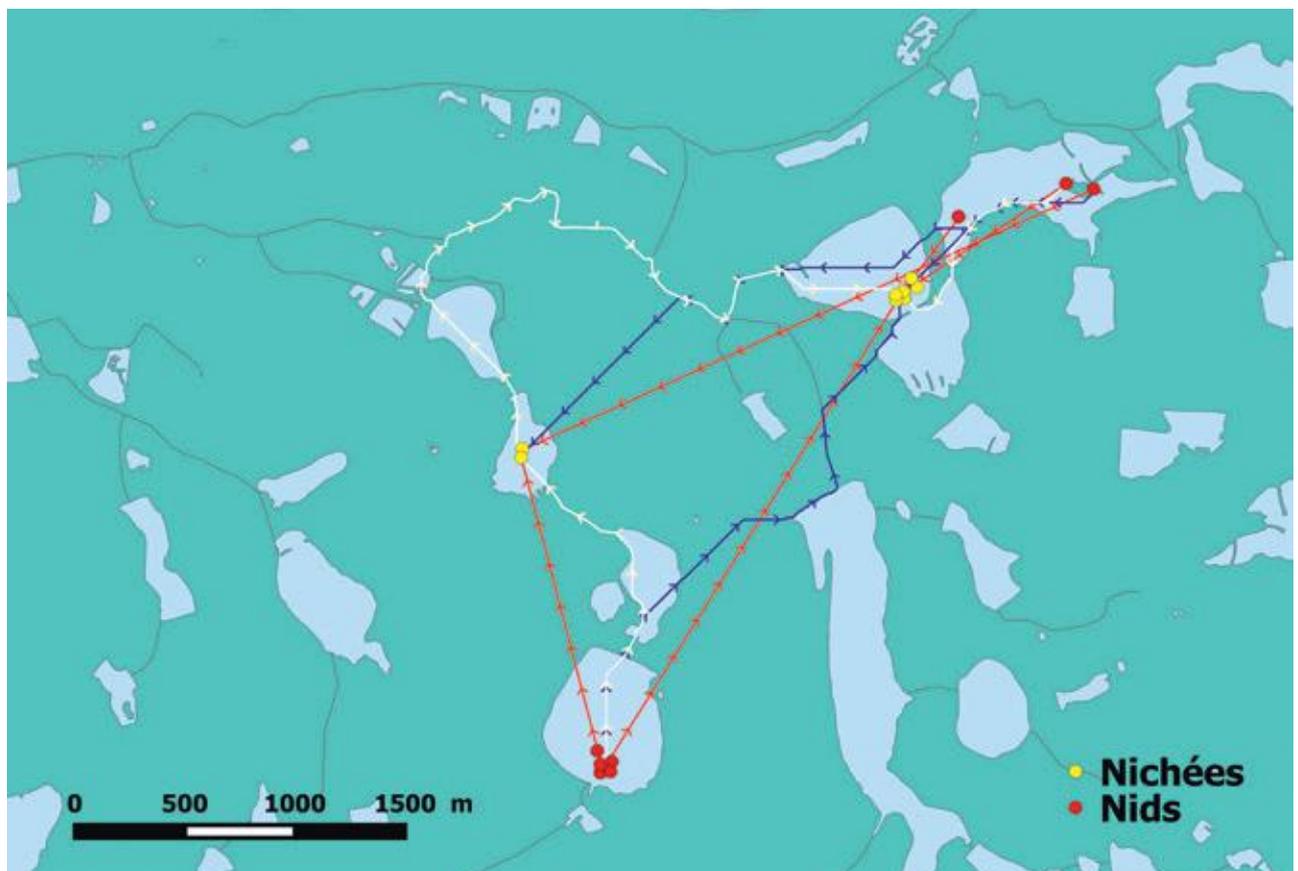
En 2012 et 2013, nous avons constaté qu'à peine 10 % des étangs solognots conservaient les jeunes issus des nids locaux. Ce

comportement a été vérifié en 2014 : 9 nichées sur 12 contactées après l'éclosion ont été observées sur un autre étang que celui où était situé le nid.

Une analyse préliminaire de ces déplacements montre qu'en fonction des coûts à traverser des habitats terrestres (en l'occurrence 0, 2 ou 10), les distances entre le nid et le barycentre de l'étang d'élevage des jeunes varieraient en moyenne entre 1,9 +/- 1,1 et 3,3 +/- 2,3 km (**figure 5**). La distance maximale observée pour un coût hypothétique de traverser les habitats terrestres dix fois plus élevé que celui de cheminer dans l'eau s'élève à 5,7 km.

Figure 5 Exemple de déplacements des nichées de fuligules milouin et morillon en Sologne (2014).

En rouge : déplacements sous l'hypothèse d'un coût nul pour la traversée des habitats terrestres (distances euclidiennes).
En bleu : chemins de moindre coût sous l'hypothèse d'un coût de déplacement deux fois plus élevé en habitat terrestre qu'un déplacement dans l'eau.
En blanc : chemins de moindre coût lorsque le coût de traverser des habitats terrestres est dix fois plus élevé.
La carte représente le réseau hydrographique et les étangs (en gris), séparés par les habitats terrestres en vert (forêt et cultures essentiellement).



Conclusion : des données prometteuses, une expérience à généraliser

Si les données présentées dans cet article sont préliminaires et doivent par conséquent être interprétées avec prudence, il demeure que l'approche employée pour les obtenir a démontré son intérêt et sa puissance.

En effet, l'utilisation conjointe de caméras vidéo automatiques, du suivi individuel des femelles et des nids a permis d'obtenir des résultats d'une qualité inégalée à ce jour. Elle nous permet de confirmer que la nidification est une clé du succès de la reproduction chez les fuligules milouin et morillon, et que, à cet égard, les prédateurs mammaliens jouent un rôle prépondérant. Ce résultat doit être considéré avec prudence car, en dépit des efforts consentis, l'échantillon de nids prédatés et suivis par caméra est relativement restreint. Il en est de même concernant le nombre de nichées suivies. L'étude mérite donc d'être reconduite, afin de consolider les résultats obtenus.

Pour aller encore plus loin, le déploiement de pièges photographiques sur un échantillon d'étangs situés dans le périmètre immédiat de ceux utilisés pour la nidification est également envisagé. Les pièges photo permettront ainsi d'automatiser les recaptures visuelles des femelles équipées de marque nasale. Cette approche, utilisée depuis plusieurs années sur le lac de Grand-Lieu, a prouvé sa grande efficacité, notamment pour recontacter sans trop d'effort les nichées à différents stades de leur développement. ●

Bibliographie

- ▶ Albrecht, T., Hoák, D., Kreisinger, J., Weidinger, K., Klvaňa, P. & Michot, T.C. 2006. Factors determining pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management* 70: 784-791.
- ▶ Beauchamp, W.D., Koford, R.R., Nudds, T.D., Clark, R.G. & Johnson, D.H. 1996. Long-term declines in nest success of prairie ducks. *Journal of Wildlife Management* 60: 247-257.
- ▶ Blums, P., Mednis, A. & Clark, R.G. 1997. Effect of incubation body mass on reproductive success and survival of two European diving ducks: A test of the nutrient limitation hypothesis. *Condor* 99: 916-925.
- ▶ Broyer, J., Fournier, J. & Varagnat, P. 1995. Incidence d'une réduction des corneilles noires (*Corvus corone*) sur la prédation sur des nids artificiels d'anatidés (*Anatidae*). *Gibier Faune Sauvage* Vol. 12 : 95-107.
- ▶ Caizergues, A., Reeber, S. & Arcanger, J.-F. 2014. Fuligule milouin. In : *Oiseaux nicheurs des Pays de la Loire*. (éd. B.C. Marchadour) : 56-59. Coord. rég. LPO Pays-de-la-Loire. Delachaux et Niestlé, Paris.
- ▶ Cox, R.R., Hanson, M.A., Roy, C.C. & Euliss, N.H.J. 1998. Mallard duckling growth and survival in relation to aquatic invertebrates. *Journal of Wildlife Management* 62: 124-133.
- ▶ Eadie, J.M., Kehoe, F.P. & Nudds, T.D. 1988. Pre-hatch and post-hatch brood amalgamation in North American Anatidae: a review of hypotheses. *Canadian Journal of Zoology* 66: 1709-1721.
- ▶ Flint, P.L. & Grand, J.B. 1997. Survival of spectacled eider adult females and ducklings during brood rearing. *Journal of Wildlife Management* 61: 217-221.
- ▶ Guillemain, M. & Caizergues, A. 2010. L'étude des canards par le biais des marques nasales : intérêt de la méthode et premiers résultats. *Ornithos* 17 : 290-297.
- ▶ Norrdahl, K. & Korpimäki, E. 2000. Do predators limit the abundance of alternative prey? Experiments with vole-eating avian and mammalian predators. *Oikos* 91: 528-540.
- ▶ Schricke, V. 2002. Elements for a pochard (*Aythya ferina*) management plan. *Game and Wildlife Sciences (Gibier Faune Sauvage)* 19: 143-178.
- ▶ Small, R.J., Marström, V. & Willebrand, T. 1993. Synchronous and nonsynchronous population fluctuations of some predators and their prey in Central Sweden. *Ecography* 16: 360-364.
- ▶ Walker, J., Lindberg, M.S., MacCluskie, M.C., Petrus, M.J. & Sedinger, J.S. 2005. Nest survival of scaup and other ducks in the boreal forest of Alaska. *The Journal of Wildlife Management* 69: 582.





Estimer le rapport des sexes pour améliorer la gestion du faisan commun

Le calcul d'un prélèvement cynégétique prenant en compte la dynamique d'une population de faisans communs est surtout basé sur le dénombrement des coqs au printemps (**encadré 1**), méthode utilisable dans tous les types de milieux et quelle que soit l'origine des populations de faisans (naturelle ou élevage).

Cette technique est aussi très souvent utilisée à l'étranger (Angleterre, États-Unis) avec des variantes : transects, quadrats échantillons, points d'écoute.

Bien que très utile, cette méthode reste imparfaite puisqu'elle ne renseigne que sur le nombre de mâles et ne reflète l'évolution globale de la population que si le rapport des sexes est stable d'une année à l'autre. Cette stabilité est principalement dépendante de la constance du rapport coqs/poules dans le tableau de chasse, de la part du prélèvement par rapport à la population et de l'importance respective des pertes annuelles pour chaque sexe. Elle est aussi impactée par la production annuelle de jeunes ayant généralement un rapport des sexes sensiblement égal à 1, ce qui la rééquilibre plus ou moins (Dale, 1952).

Ces conditions sont rarement remplies et des gestionnaires tentent parfois d'estimer le rapport des sexes en fin d'hiver et au début du printemps, en observant les faisans à partir de circuits d'observation pratiqués en véhicule et quadrillant l'ensemble d'un territoire. Mais cette méthode n'a jamais été formellement validée.

PIERRE MAYOT¹, DENIS PELTIER²

¹ ONCFS, CNERA Petite faune sédentaire de plaine – Auffargis.

² Fédération départementale des chasseurs de Loir-et-Cher – 36 rue Laudières, 41350 Vineuil.

Le faisan est en plein développement depuis une quinzaine d'années en France et on observe une multiplication des sites abritant des populations sauvages. La gestion de ces populations est une préoccupation permanente et une nécessité pour les chasseurs. Actuellement, leur suivi est surtout basé sur le dénombrement des coqs au printemps ; mais en complément, l'estimation fiable du rapport coqs/poules en fin d'hiver et au début du printemps pourrait permettre une gestion plus précise. Dans cette optique, nous avons comparé la méthode des circuits d'observation avec celle des battues à blanc, qui fait référence.

► Encadré 1 • Le recensement des coqs chanteurs au printemps

En début de saison de reproduction, de mars à juin, les coqs territoriaux émettent des chants audibles à plusieurs centaines de mètres, ce qui permet de les repérer. Effectués sur l'ensemble du territoire, les comptages de coqs chanteurs sont généralement réalisés en avril entre 17 heures et 20 heures, voire le matin jusqu'à 9 heures, sur une seule journée.

Chaque observateur couvre une zone d'écoute dont la superficie varie de 15 à 60 hectares. Il est muni d'une paire de jumelles, d'une montre, ainsi que d'un plan au 1/5 000 ou 1/10 000 de sa zone d'écoute, sur lequel il note l'heure exacte et la position approximative de tout faisan repéré. Il reste statique au centre du secteur pendant la première heure et se déplace durant la deuxième pour préciser la position des oiseaux. Le comptage doit être répété une fois au cours des quinze jours suivants et on retient le meilleur résultat obtenu (Mayot *et al.*, 1988).

Dans cet article, pour une lecture plus facile, le rapport des sexes est exprimé en nombre de poules par coq et non l'inverse, comme c'est le cas en Biologie.

Un test expérimental sur trois territoires

À titre expérimental, nous avons comparé les rapports des sexes estimés sur les mêmes terrains à partir de circuits d'observation d'une part, et par battue à blanc d'autre part.

La fiabilité de la battue à blanc comme méthode de référence a été testée en Eure-et-Loir, dans le cadre de la mise au point de méthodes de recensements lors des premières études de l'ONC sur les populations naturelles de faisan commun (Mayot *et al.*, 1988). La comparaison des rapports des sexes observés en battue et au cours de circuits d'observation en véhicule a été réalisée à cette occasion, mais les résultats n'ont pas été publiés. Bien plus tard, en Loir-et-Cher, on a aussi pu organiser des battues avec un personnel important et comparer le nombre de poules par coq observé lors de ces battues et par circuit.

Notre expérimentation a donc porté sur trois territoires abritant des populations sauvages présentes en moyenne à forte densité (25 à 100 faisans/100 hectares) : deux situés en Eure-et-Loir sur les terrains d'Eguilly et d'Augerville, et un en Loir-et-Cher à Lancôme.

La comparaison a eu lieu sur cinq ans à Eguilly (1978 à 1983, sauf 1982) et sur une seule année à Augerville (1979). En Loir-et-Cher, l'étude a duré trois ans (2011 à 2013).

Les battues à blanc

Les battues à blanc (*encadré 2*) constituent la référence car elles ont été pratiquées sur des surfaces restreintes et avec un nombre élevé de participants encadrés par des professionnels, permettant de détecter

quasiment tous les oiseaux. Elles ont généralement eu lieu en février.

- À Lancôme (41), nous avons pratiqué une battue à blanc avec quarante à soixante personnes sur une zone en réserve de chasse de 5 hectares environ, principalement composée d'une culture à gibier, d'une haie buissonnante et d'une sapinière au sous-étage assez clair. La probabilité de « non levée » de quelques oiseaux était donc faible.

- À Augerville (28), 30 personnes ont ratissé 5 bosquets d'une superficie totale de 4 hectares, soit l'ensemble des bois d'un secteur de 400 hectares de plaine de grande culture. Les bosquets peu fourrés étaient entourés de céréales de faible hauteur en février ou de labours, ce qui facilitait un dénombrement précis. Au Texas, Witherside *et al.* (1981) avaient relevé une précision de

97 à 99 % par battue à blanc sur des remises isolées au sein de grands espaces cultivés, soit dans un milieu semblable à celui du territoire d'Augerville.

- À Eguilly (28), les opérations ont été réalisées avec 25 à 30 personnes et 4 à 6 chiens, sur environ 120 hectares de bois moyennement allées. Cette superficie représentait la totalité des bois du territoire, par ailleurs composé de 280 hectares de cultures et 50 hectares de prairies. Pour un ratissage efficace, la battue avait eu lieu sur deux journées, afin de bien battre ces parties denses et y laisser travailler les chiens. Avec cette méthode et sur ce terrain, on a observé par le passé un faible coefficient de variation du nombre d'oiseaux dénombrés, de l'ordre de 11 % (Mayot *et al.* 1988).

► Encadré 2 • La battue à blanc

La méthode consiste à compter les faisans (coqs et poules) en organisant au bois des rabats sur le modèle d'une battue de chasse. Elle se déroule entre 10 heures et 17 heures après qu'un parcours des parcelles bordant les bois a permis d'y rabattre les quelques individus se trouvant encore sur les lieux de gagnage.

Les participants peuvent être classés en plusieurs catégories suivant leur rôle :

- les rabatteurs espacés de 8 à 30 mètres selon la densité de végétation forment une ligne marchante et un ou deux d'entre eux sont chargés de compter les oiseaux partant en retour ;
- des rabatteurs dirigent les chiens dans les parties denses ;
- les observateurs marcheurs notent les oiseaux fuyant par les ailes de la ligne marchante ;
- les observateurs postés en bout de traque comptent les oiseaux poussés par la ligne marchante. Ils se mettent toujours en place avant les rabatteurs, afin de dénombrer, le cas échéant, les oiseaux quittant l'enceinte avant le début de la traque.

La première traque a pour but de vider un secteur et les oiseaux ne sont comptés que s'ils sont poussés vers un secteur qui ne sera pas compté ultérieurement. Les autres traques sont réalisées en poussant les oiseaux vers un secteur préalablement battu. Le choix des traques s'effectue en fonction des habitudes connues des faisans et du réseau de chemins, ceci afin d'accroître la visibilité des oiseaux par les observateurs postés (Mayot *et al.*, 1988).

▼ Les milieux étudiés : à gauche, des bosquets en plaine de grande culture (type Augerville) ; à droite, des grands bois (Eguilly).



Les circuits d'observation

Le parcours d'observation est effectué à vitesse réduite (10 à 20 km/h), généralement sur les chemins et parfois sur le réseau routier, le plus souvent en début de journée. L'observateur muni de jumelles s'arrête aux points où la visibilité est limitée en raison de la hauteur du couvert – qui ne laisse parfois entrevoir que la tête des faisans. Quand la visibilité est bonne (couvert bas ou sol nu), le contact visuel à l'œil nu est privilégié. Le tracé est prévu pour qu'on ne passe pas deux fois au même endroit lors de la tournée.

Les circuits ont été réalisés en véhicule par une même personne sur chaque site, entre mars et mai, en périphérie du territoire ou en son sein dans le cas d'Eguilly. Le nombre de relevés annuels sur circuits a été de 18 en moyenne [6-42] en Eure-et-Loir et de 4 en moyenne [3-5] en Loir-et-Cher.

Les rapports des sexes obtenus par battue et sur circuits sont différents

La comparaison des résultats obtenus par chacune des deux méthodes fait apparaître que le nombre de poules par coq est sous-estimé de façon très variable lors des circuits d'observation.

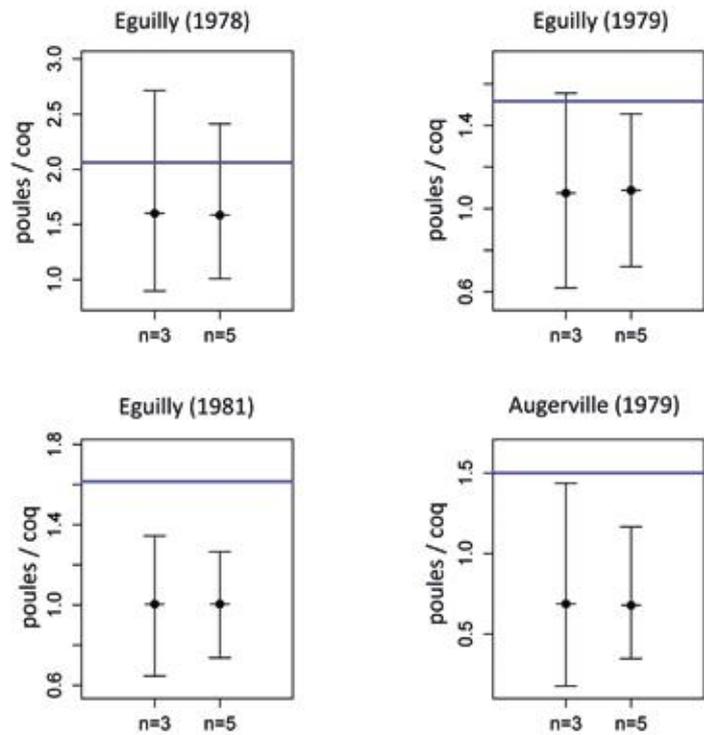
À Eguilly, le rapport annuel moyen des sexes obtenu par circuit d'observation est toujours inférieur à celui constaté avec la méthode de référence, sauf en 1980. Ceci est particulièrement évident si on compare l'estimation obtenue par une série de trois à cinq tournées (*figure 1*) – ce qui pourrait être faisable en routine sur le terrain – et celle obtenue par battue. On observe aussi que l'écart n'est pas constant d'une année à l'autre. En moyenne, sur cinq ans, la population comptée en battue est de 1,7 poule par coq et de 1,1 poule par coq pour les circuits d'observation. Sur cette période, pour 94 tournées, seuls 15 % des circuits ont estimé chaque année le rapport des sexes du territoire à une valeur qui n'est pas éloignée de plus de 10 % de celle obtenue par battue à blanc. L'année 1980 se distingue avec 44 % des circuits dans ce cas (*figure 2*).

À Augerville, sur une année, l'écart est important entre les deux méthodes, avec un rapport des sexes de 1,5 poule par coq en battue et de 0,71 poule par coq en moyenne pour 16 circuits (*figure 2*).

Dans le Loir-et-Cher, les rapports des sexes obtenus par la méthode de référence varient de 1,3 à 3,5 poules par coq. Ceux observés lors des circuits sont toujours inférieurs et vont de 0,9 à 2,2 poules par coq, mais tout en restant plus ou moins corrélés avec la valeur obtenue lors de la battue.

Figure 1 Estimation du rapport des sexes et intervalle de confiance à 95 % des valeurs moyennes obtenues pour 3 ou 5 circuits par an.

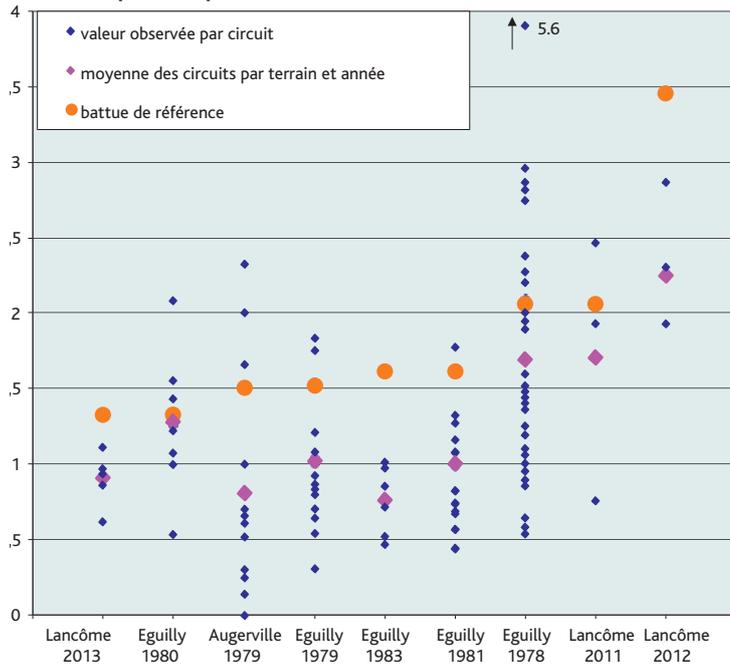
Les années retenues sont celles où les circuits sont les plus nombreux. En bleu, la donnée de référence (battue).



▼ Les coqs territoriaux sont souvent cantonnés en lisière de couvert et moins farouches que les poules à l'approche d'un observateur ou d'un véhicule.



Figure 2 Rapports des sexes obtenus selon les deux méthodes pour chaque terrain et année.



Ces résultats peuvent provenir d'un trop faible échantillon observé par rapport à la population totale. En effet, sur le terrain d'Eguilly, la proportion de faisans observés sur circuit représente en moyenne 11,2 % de l'effectif recensé en battue. À Augerville, cette valeur est en moyenne de 15 % seulement, dans un paysage de grande plaine ouverte. Cette proportion atteint 44 % à Lancôme, ce qui pourrait expliquer la meilleure concordance des résultats obtenus par les deux méthodes.

Comment expliquer ces écarts ?

Force est donc de constater que les estimations obtenues par les deux méthodes ne donnent pas les mêmes résultats. Les poules sont manifestement moins observées que les coqs à partir des circuits. Le fait que les deux techniques ne sont pas appliquées à la même période peut expliquer certaines différences : outre leur plumage cryptique, les poules commencent à être plus discrètes généralement dès la mi-avril en vue de la couvaison. Toutefois, en Eure-et-Loir, les circuits ont souvent commencé en mars, peu après les battues à blanc réalisées autour du 28 février. À Lancôme, les battues ont eu lieu entre le 19 janvier et le 17 février et les observations sur circuits dès le 20 mars.

En revanche, une dispersion en plaine en plus grande proportion des faisanes après la période des battues n'est pas une explication satisfaisante. Le rapport des sexes par circuit porte sur l'ensemble des territoires en Eure-et-Loir pour une superficie de 400 à 450 hectares. En Loir-et-Cher, 150 hectares ont été prospectés autour de la zone témoin de 10 hectares.

Cette précaution a probablement permis d'atténuer ce biais éventuel, en sachant que la dispersion moyenne entre la remise hivernale et printanière est souvent comprise entre 600 mètres et 1 kilomètre, sans toutefois observer une différence très marquée selon le sexe.

Le nombre de poules par coq est presque toujours sous-estimé...

... en battue lorsque les rabatteurs ne sont pas assez nombreux

À la chasse, on constate que les poules se lèvent moins facilement que les coqs, plus « piéteurs ». À Eguilly, deux battues effectuées sur les mêmes secteurs à deux mois d'intervalle, (début du mois de janvier et 1^{er} mars) avec un nombre de participants (12 à 30) et de chiens (1 à 5) beaucoup plus important lors de la seconde opération, ont permis de lever un nombre de coqs équivalent (101 et 114) et comparable à celui obtenu par une autre technique en février (130 coqs recensés au percher). En revanche, le nombre de poules est passé quant à lui de 135 à 235 ! Cette deuxième investigation avait été organisée pour obtenir un comptage de référence.

Un biais peut donc exister lors de battues avec un faible maillage de traqueurs et peu ou pas de chiens : le ratio obtenu sous-estimera alors très probablement la proportion réelle de faisanes dans la population.

... au cours des circuits

On peut tout d'abord penser que la différence de coloration du plumage entre coqs et poules influe sur leur détectabilité ; mais dans le cas présent, les tournées ont été réalisées par des professionnels équipés de jumelles, ce qui limite fortement ce biais. En outre, les circuits étaient le plus souvent réalisés le matin, aux heures de sortie des oiseaux au gagnage. Janson (1946) souligne cette importance de l'heure lors d'observations le long des routes, entre avril et juin, et recommande de privilégier le début de la journée.

Le comportement entre les coqs et les poules est différent en période de reproduction, notamment en raison de la discrétion des faisanes pendant la couvaison. Linduska (1947) a aussi constaté cette tendance dans le Michigan, lors de comptages le long des routes entre février et avril, avec un rapport des sexes passant de 6 poules par coq au début de février à 2,1 en avril.

Les coqs territoriaux sont plus visibles, car ils sont souvent cantonnés en lisière de couvert et moins farouches à l'approche d'un observateur ou d'un véhicule. On peut donc estimer que le rapport des sexes observé sur circuit sous-estime la quantité de poules et constitue un minimum.

Conclusion

L'observation sur circuit n'apparaît pas comme une méthode complémentaire très fiable.

Elle sous-estime généralement le nombre de poules par coq au printemps, parfois de façon importante. De plus et surtout, elle n'est pas corrélée avec les variations réelles du rapport des sexes au cours du temps.

Pour obtenir des données permettant une gestion plus fine de l'espèce, il semble que la mise en œuvre de battues de référence soit nécessaire, dans la forme de celles réalisées pour cette étude. Cependant, cette technique, qui demande un protocole précis, nécessite un personnel important ainsi que l'emploi de chiens pour des parcelles fourrées. Elle est difficilement envisageable sur des surfaces boisées de plusieurs centaines d'hectares, mais peut être utilisée sur des remises boisées de petite superficie (< 50 hectares) au sein d'une grande plaine ouverte.

Remerciements

Les auteurs remercient tous les participants aux comptages et aux circuits d'observation qui ont permis de collecter les données utilisées dans la présente analyse. Merci à Philippe Aubry, Elisabeth Bro, Clément Calenge, Florian Millot, François Reitz (ONCFS, DER) pour leur relecture du manuscrit et les améliorations qu'ils ont apportées. ●



© ONCFS/SD 59

▲ La battue à blanc reste la méthode de référence. Mobilisant de nombreux participants, elle peut être mise en œuvre pour compter des remises boisées de quelques dizaines d'hectares en milieu de grande plaine ouverte, mais difficilement au-delà.

Bibliographie

- ▶ Dale, F.H. 1952. Sex ratios in pheasant research and management. *In: Journal of Wildlife Management* 16(2): 156-163.
- ▶ Janson, R. 1946. Automobile sight record analysis. *Quart. Prog. Rept., Federal Aid Project 14-R July 1*: 18-27. South Dakota Dept. Game, Fish and Parks.
- ▶ Linduska, J.P. 1947. Keeping tab on pheasants. *Michigan Conservation* 16(7): 6-14
- ▶ Mayot, P., Marchandeu, S. & Scherrer, B. 1988. Comparaison de trois méthodes de recensement de coqs faisans. *Gibier Faune Sauvage* 5 : 345-355.

▼ La différence de détectabilité entre coqs et poules, liée au plumage et à la discrétion des faisanes pendant la couvaison, fait que le rapport des sexes observé sur circuit de printemps sous-estime certainement la quantité de femelles.



© R. Rouxel/ONCFS

Le pestivirus et les isards, une interaction durable

EMMANUELLE GILOT-FROMONT¹, KÉVIN FOULCHÉ², YVETTE GAME³,
PAULINE EZANNO⁴, IGNASI MARCO⁵, PHILIPPE GIBERT⁶

¹ VetAgro-sup – Marcy-L'étoile ; UMR 5558 LBBE, Université Lyon 1 – Villeurbanne.

² ONCFS, Délégation interrégionale Sud-Ouest – Toulouse.

³ Laboratoire départemental d'analyses vétérinaires de la Savoie – Chambéry.

⁴ Inra, Oniris, LUNAM Université, UMR 1300 Biologie, épidémiologie

et analyse de risque en santé animale BioEpAR – Nantes.

⁵ Servei d'Ecopatologia de Fauna Salvatge (SEFaS),
Departament de Medicina i Cirurgia Animals, Facultat
de Veterinària, Universitat Autònoma de Barcelona –
08193 Bellaterra, Espagne.

⁶ ONCFS, CNERA Faune de montagne – Juvignac.

Contact : Emmanuelle.gilotfromont@vetagro-sup.fr



▲ Troupe d'isards dans la RNCFS d'Orlu.

Dans les années 1990, alors que les populations d'isards montraient une forte croissance démographique, étaient découverts les premiers individus porteurs d'anticorps contre le pestivirus. Au début des années 2000, la mise en évidence du virus lui-même coïncidait avec l'observation du déclin de plusieurs populations. Depuis, le pestivirus de l'isard a atteint de nombreux secteurs, où il peut causer des mortalités importantes comme passer inaperçu. Des recherches ont été menées de part et d'autres des Pyrénées pour comprendre ses modalités de transmission et évaluer son impact ; mais en dépit d'importantes avancées, aucune solution évidente ne s'impose encore pour l'éradiquer.

Une découverte progressive

Les premiers signes de la présence de pestivirus ont été détectés dès 1994, dans le cadre du suivi sanitaire des isards de la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage (RNCFS) d'Orlu (Ariège). Il a ensuite été montré, par des études rétrospectives, que des isards en Catalogne portaient des anticorps depuis au moins 1990 (Marco *et al.*, 2011).

En 1994, période de croissance démographique des populations d'isards, aucun signe clinique n'avait été observé. À partir de 2001, la situation a changé radicalement, avec

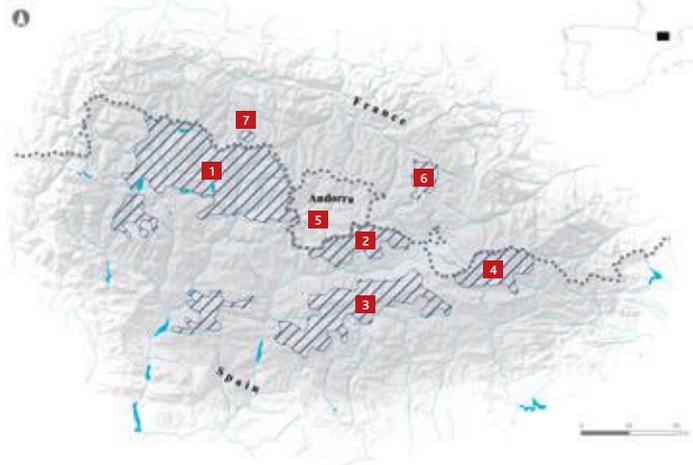
l'observation du déclin de plusieurs populations pyrénéennes en Catalogne et en Ariège (figure 1). Une baisse des effectifs dénombés allant jusqu'à 86 %¹ a été enregistrée dans la Réserve nationale de Cerdagne-Alt-Urgell entre 2004 et 2005 (Marco *et al.*, 2009). Dès lors, plusieurs enquêtes ont permis d'identifier un pestivirus en Andorre, en Espagne et en France, et de décrire les symptômes de l'infection chez des animaux trouvés morts ou mourants. Jamais un pestivirus des ruminants n'avait été associé à des phénomènes de mortalité aussi importants. Plusieurs travaux se sont attachés subséquentement à comprendre la nature du virus et son action, malgré les difficultés inhérentes à ce type d'étude dans une population sauvage.

Des virus variables et peu spécifiques

Le genre Pestivirus inclut un ensemble de virus bien connus des éleveurs : les BVDV (*Bovine Viral Diarrhoea Virus*), agents de la diarrhée virale bovine ou maladie des muqueuses des bovins, le CSFV (*Classical Swine Fever Virus*) ou virus de la peste porcine classique des suidés et le BDV (*Border*

¹ Même si ce type de comptages fournit des chiffres très imprécis, dans des cas extrêmes comme ceux décrits ici, il n'en reflète pas moins l'existence d'une réelle chute des effectifs.

Figure 1 Situation géographique des réserves et sites d'étude mentionnés dans l'article : 1. Alt-Pallars-Aran ; 2. Cerdagne-Alt-Urgell ; 3. Cadí ; 4. Freser-Setcases ; 5. Andorre ; 6. Orlu ; 7. site de découverte du pestivirus de type isard chez un agneau de brebis domestique. D'après Marco *et al.* (2009), modifié.



Disease Virus), qui touche les ovins et caprins. Tous les virus isolés chez les isards sont de type BDV, de même que les virus des chamois dans le sud des Alpes (Martin *et al.*, 2011). Les pestivirus partagent deux particularités essentielles : ils évoluent vite du fait de leur génome constitué d'ARN, et ils peuvent se transmettre d'une espèce d'ongulé à une autre. Ces transmissions ont été observées en zoo et sont envisageables en alpage (encadré 1).

Deux modes de transmission

Chez les animaux infectés, les pestivirus sont présents dans le sang et la salive et peuvent traverser le placenta. Ils sont peu résistants dans le milieu extérieur. Il existe donc deux modes de transmission majeurs :

- la transmission horizontale par contact direct entre animaux infectieux et sensibles. Cette transmission donne lieu à une infection transitoire (IT). Les animaux infectés par

▼ La maladie peut se transmettre par contact direct avec un individu atteint. À Orlu, il a été estimé que les deux tiers des isards infectés de cette façon finissent par mourir.



© P. Menaud / ONCFS

ce mode excrètent le virus pendant la durée de l'infection, soit probablement quelques semaines, au terme desquelles ils peuvent, soit mourir, soit guérir et s'immuniser. Les animaux guéris possèdent des anticorps mais pas de virus dans le sang. Chez les isards d'Orlu, la mortalité durant l'infection transitoire a été estimée à 66 % des animaux infectés (Beaunée *et al.*, sous presse). Cette mortalité pourrait être à l'origine des fortes baisses d'effectifs lorsqu'une épidémie survient dans une population non immunisée ;

- la transmission verticale de la mère au fœtus, lorsqu'une femelle s'infecte pendant la gestation. La transmission verticale dépend du stade de la gestation : si l'infection survient à sa fin, le jeune naît sain et immunisé ; mais si elle a lieu avant, elle induit des mortalités embryonnaires, des avortements, des malformations fœtales, et (si l'infection arrive durant le deuxième tiers de la gestation) la naissance de jeunes infectés permanents immunotolérants (IPI). Les IPI excrètent le virus en grande quantité toute leur vie. Ils n'ont pas d'immunité efficace et on trouve donc du virus dans leur sang, mais pas d'anticorps. Chez les espèces domestiques, ils sont responsables de la pérennisation de l'infection dans les élevages. Chez les isards, la naissance d'un IPI a été observée expérimentalement, et la modélisation suggère que les IPI, bien que rares, ont un rôle majeur dans le maintien à long terme de l'infection.

La part respective des infections horizontales et verticales n'est pas connue chez l'isard : l'infection verticale est possible puisqu'elle a été obtenue expérimentalement (Vautrain & Gibert, 2008), tandis que la transmission horizontale est supposée puisqu'on trouve des animaux porteurs de virus à tous les âges et pas seulement des jeunes – mais elle n'est pas démontrée expérimentalement.



© J. Appolinaire/ONCFS

▲ La naissance de jeunes infectés permanents immunotolérants est possible et pourrait jouer un rôle majeur dans l'entretien de la maladie à long terme.

Une infection souvent mortelle

Les signes cliniques diffèrent suivant la manière dont les animaux ont été infectés. Chez les isards, les informations disponibles proviennent d'animaux trouvés mourants ou morts et d'expérimentations au laboratoire.

En Espagne, l'autopsie d'individus issus des réserves de Cerdagne et Cadí montre des signes de cachexie et d'alopécie² très fréquents, des bronchopneumonies et plus rarement des diarrhées et kérato-conjonctivites (Marco *et al.*, 2008). Les animaux trouvés mourants montrent en général un affaiblissement, une cachexie, de l'alopécie, des

signes respiratoires et/ou des difficultés locomotrices. C'est le cas du seul isard trouvé mourant à Orlu en 2004.

Les infections expérimentales au laboratoire ont produit des diarrhées hémorragiques, pneumonies, affaiblissement, perte de poids et mortalité. L'infection d'une femelle gestante a permis la naissance d'un IPI (Vautrain & Gibert, 2008 ; Cabezón *et al.*, 2011 ; Martin *et al.*, 2013). Ces expérimentations confirment que le virus provoque des signes cliniques majeurs et rendent plausibles les estimations de mortalités importantes liées à l'infection.

² Accélération de la chute des poils.

► Encadré 1 • Transmission de pestivirus entre ovins et isards : risque ou protection ?

Une question clé pour la gestion du pestivirus est de savoir s'il peut se transmettre entre isards et animaux domestiques. Sous cette hypothèse, la gestion du virus ne peut passer que par des actions concertées entre les mesures appliquées dans les deux espèces.

Des expérimentations montrent que les brebis sont sensibles au pestivirus des isards et développent ensuite une immunité croisée (Vautrain & Gibert, 2008). Des arguments viennent aussi de l'épidémiologie moléculaire, qui consiste à typer sérologiquement ou génétiquement les virus isolés des deux espèces et à les comparer. Jusqu'ici, les pestivirus isolés à partir d'isards étaient classés dans les BDV-4, groupe qui comprend aussi des virus ovins ; ces virus ont donc une origine commune. Cependant, des analyses récentes suggèrent que les souches isolées chez les isards forment un groupe génétique distinct de celui des virus ovins. Les souches isards se seraient donc distinguées des souches ovines avec le temps (Luzzago *et al.*, 2014).

Tout compte fait, les données disponibles suggèrent que des transmissions inter-espèces ont eu lieu historiquement et qu'elles sont à l'origine de l'émergence des virus dans les populations sauvages. Actuellement, la transmission virale serait essentiellement séparée entre populations domestiques et sauvages, mais encore possible occasionnellement. Ces hypothèses demandent à être confortées par des données plus abondantes.

La transmission du virus entre espèces représente un risque lorsqu'il émerge dans une population sensible. Cependant, des chercheurs espagnols ont observé que quelques populations d'isards régulièrement au contact des troupeaux domestiques semblaient moins affectées par les épidémies que les populations des zones plus reculées, et ont émis une autre hypothèse. Les isards au contact des ovins pourraient acquérir une immunité, et ces animaux agiraient ensuite comme une « barrière immunitaire ». L'activité pastorale et la présence du virus chez les ovins pourraient donc paradoxalement protéger les isards contre des épidémies.

Un virus largement répandu dans les populations domestiques et sauvages

Les pestivirus sont fréquents dans les troupeaux domestiques, notamment dans les Pyrénées (Reynal, 2004), comme chez les isards. Une découverte majeure de ces dernières années est que la dynamique de cette transmission varie fortement entre populations d'isards. L'émergence du virus dans des populations sensibles peut engendrer des épidémies telles que celles observées dans les populations d'Alt-Pallars-Aran (2001-2002), Cerdagne (2005) et Cadí (2005-2007) en Espagne, et sur les massifs de Campcardos et du Carlit (2005) en France. Ces fortes épidémies peuvent être suivies, soit d'une diminution de la transmission et d'une baisse de l'immunité de groupe comme en Cerdagne, soit d'une persistance de la circulation virale pendant des années comme au Val d'Aran (Fernández-Sirera *et al.*, 2012a). Cette persistance virale est également observée à Orlu, avec des variations interannuelles dépendantes de la dynamique de la population (*encadré 2*). Des populations isolées peuvent aussi rester exemptes du virus, comme c'est le cas de celle du Bazès (*encadré 2*). En effet, si le virus se propage rapidement une fois installé dans une population, sa transmission d'une population à l'autre est moins rapide lorsque les populations ont peu d'interactions. En Andorre par exemple, où les contacts entre populations sont peu nombreux, aucune épidémie majeure n'est intervenue avant 2009 (Fernández-Sirera *et al.*, 2012b).

Impact du pestivirus sur la dynamique des populations d'isards

Le virus est à l'origine d'épisodes de mortalité massive, surtout rapportés en Espagne. Bien que le suivi des populations par comptages ne permette pas d'estimer précisément les taux de mortalité, il montre l'ampleur des épisodes. Par exemple, dans la réserve de Cadí, où l'épidémie s'est propagée en 2005-2006, le nombre d'individus comptés a chuté de 3 458 en 2004 à 1 281 en 2006 (Marco *et al.*, 2009). En France, les épisodes dans le Campcardos et le Carlit auraient conduit à des baisses d'effectifs de 70 % et 30 % respectivement (Schelcher *et al.*, 2009).

Cependant, la présence du virus n'est pas systématiquement associée à l'observation d'une forte mortalité. Ainsi par exemple, le virus semble présent dans la population de Freser-Setcases, dans celle d'Orlu ou encore dans les Alpes, sans que des épisodes de mortalité brutale y aient été détectés (Pioz *et al.*, 2007 ; Marco *et al.*, 2011 ; Martin *et al.*, 2011).

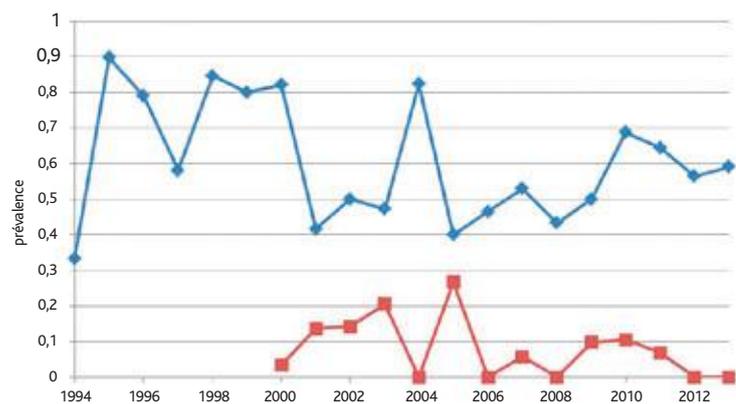
► Encadré 2 • Orlu et Bazès, deux territoires de suivi exceptionnels

Le suivi par capture-marquage-recapture (depuis 1984), couplé à un suivi épidémiologique (depuis 1994), réalisés dans les populations d'Orlu et du Bazès par l'ONCFS, constituent les plus longs suivis populationnels et épidémiologiques disponibles sur le couple pestivirus-isards.

La petite population du Bazès ne montre aucun signe d'infection. Son relatif isolement géographique a peut-être empêché le virus de l'atteindre, ou le faible nombre d'isards a peut-être conduit à une extinction locale de ce virus.

Au contraire, à Orlu, entre 1995 et 2013, 64 % des isards étaient porteurs d'anticorps et 8 % de virus (*figure 2*). Le suivi de cette population a permis d'analyser les variations temporelles de ces chiffres. La transmission est tout d'abord saisonnière, plus forte en automne qu'au printemps. Les infections observées en automne concernent, soit des animaux IPI nés dans l'année, soit des animaux infectés par ces IPI (infections transitoires). Au printemps, les animaux infectés en automne sont probablement guéris ou morts (Pioz *et al.*, 2007). La transmission varie aussi entre années : elle est favorisée lorsque la population contient un grand nombre d'animaux sensibles, notamment des jeunes de 1 à 2 ans, ou lorsque l'immunité de la population est faible, par exemple à la suite d'une année avec peu de circulation virale. Ces mécanismes pourraient aboutir à des cycles pluriannuels, ce qui explique que les populations étudiées de manière ponctuelle puissent être trouvées dans des états épidémiologiques variés.

Figure 2 Séroprévalence (fréquence du portage d'anticorps, en bleu) et viroprévalence (fréquence de la présence du virus, en rouge) chez les isards d'Orlu entre 1995 et 2013.



▼ Isard trouvé mort des suites de l'infection à pestivirus (Orlu, 2004).



© P. Menaut/ONCFS

En revanche, des populations infectées de manière chronique peuvent subir un déclin progressif, comme à Alt Pallars ou à Orlu. Sur ce site, le suivi par capture-marquage-recapture a permis d'étudier les relations entre les variations interannuelles de la survie des femelles et la présence du virus : une fois pris en compte les autres facteurs affectant la survie, la variation de dynamique du virus d'une année sur l'autre explique 27 % des variations interannuelles de la survie des femelles dans cette population. La présence continue du virus est donc associée à une mortalité chronique, peu visible sur le terrain mais affectant durablement la dynamique des populations (*figure 3*).

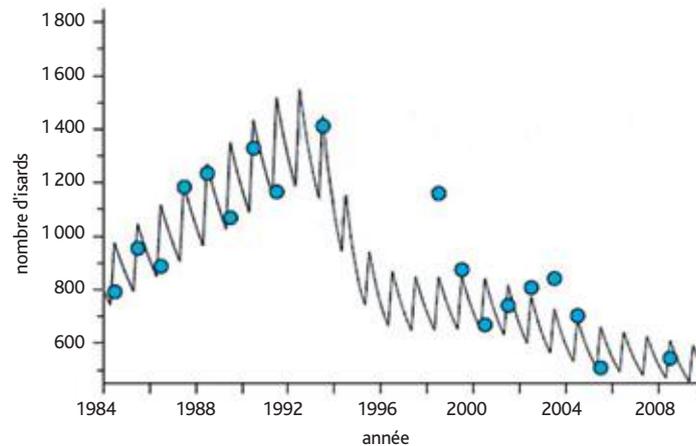
Quelles mesures de gestion ?

La seule mesure de gestion actuellement appliquée est l'arrêt de la chasse lorsque les populations connaissent un déclin rapide (Fernández-Sirera *et al.*, 2012b). D'autres méthodes sont envisageables : les mesures sanitaires consistent à éliminer une partie des animaux, soit en recherchant ceux infectés pour les éliminer sélectivement (par des captures et des tests), soit en limitant de manière indiscriminée la densité des populations pour circonscrire la propagation de l'infection ; les mesures médicales consistent essentiellement dans la vaccination, même si celle-ci pose de nombreuses questions pratiques, comme la disponibilité d'un vaccin et ses modalités d'administration. L'intérêt des mesures de gestion pourrait dépendre de la situation considérée. Par exemple, si l'impact de l'infection est modulé par la dynamique de la population-hôte, les mesures à appliquer seront différentes selon qu'elle est en croissance ou à l'état d'équilibre.

À partir des connaissances actuelles, une étude par simulation d'un modèle épidémiologique a permis d'évaluer l'efficacité des mesures sanitaires ou médicales précitées dans la population d'Orlu (Focquenoy, 2013). Elle montre que la chasse, sélective ou non, n'améliore aucunement la situation car elle aboutit à affaiblir l'immunité de groupe qui permet à la population de résister aux épidémies. L'élimination des animaux virémiques a un effet positif, mais cet effet ne devient important que si la majorité d'entre eux sont détectés, ce qui implique des taux de captures irréalistes. Concernant la vaccination, les simulations montrent que seule une couverture vaccinale de plus de 70 % permettrait de faire disparaître l'infection. Une telle éradication du virus n'est elle-même pas forcément souhaitable tant que des virus sont présents dans les populations avoisinantes : suite à la disparition du virus, l'immunité de groupe s'atténuerait au fil du temps, laissant la population sans protection vis-à-vis d'une nouvelle introduction

Figure 3 Évolution de l'effectif d'isards dans la population d'Orlu, estimé par comptage (cercles) et simulé par le modèle démographique et épidémiologique (courbe) entre 1984 et 2010.

D'après Beaunée *et al.*, sous presse.



virale. Finalement, la gestion la plus efficace pour atténuer l'impact du virus sans l'éliminer consisterait à combiner la vaccination d'animaux sains avec l'élimination des porteurs de virus détectés.

Cette situation serait amenée à changer si l'évolution virale modifiait les caractéristiques du virus. Compte tenu du taux d'évolution rapide des pestivirus et du risque d'extinction virale à la suite des épidémies, cette évolution pourrait stabiliser la relation entre les populations-hôtes et le virus.

Conclusion

Le pestivirus est largement implanté dans les populations d'isards de la chaîne pyrénéenne. Les épidémies massives observées au début des années 2000 ont laissé la place à des situations contrastées. La circulation virale se poursuit à un niveau élevé dans certaines populations, elle régresse dans d'autres, et quelques populations n'ont jamais été atteintes.

▼ Le suivi par capture-marquage-recapture permet d'évaluer l'impact de la maladie sur la dynamique des populations.



© J. Appolinaire/ONCFS

L'éradication du virus serait techniquement difficile à obtenir et créerait des populations sensibles, qui pourraient être victimes d'épidémies majeures en cas de retour du virus. Les mesures classiques de gestion des épidémies (vaccination, élimination des animaux infectés) paraissent à ce jour d'un intérêt limité par rapport à leur coût et à leur faisabilité. La limitation des contacts entre les populations saines et les populations environnantes atteintes, ou la limitation des prélèvements par la chasse dans les populations atteintes, peuvent cependant contribuer à limiter l'impact de l'infection. Enfin, de nombreux aspects, comme la fréquence des transmissions inter-espèces, le taux de mortalité, les conséquences sur la reproduction, le statut épidémiologique de nombreuses populations ou les modalités de l'évolution du virus doivent encore être mieux connus pour comprendre et gérer efficacement cette situation complexe.

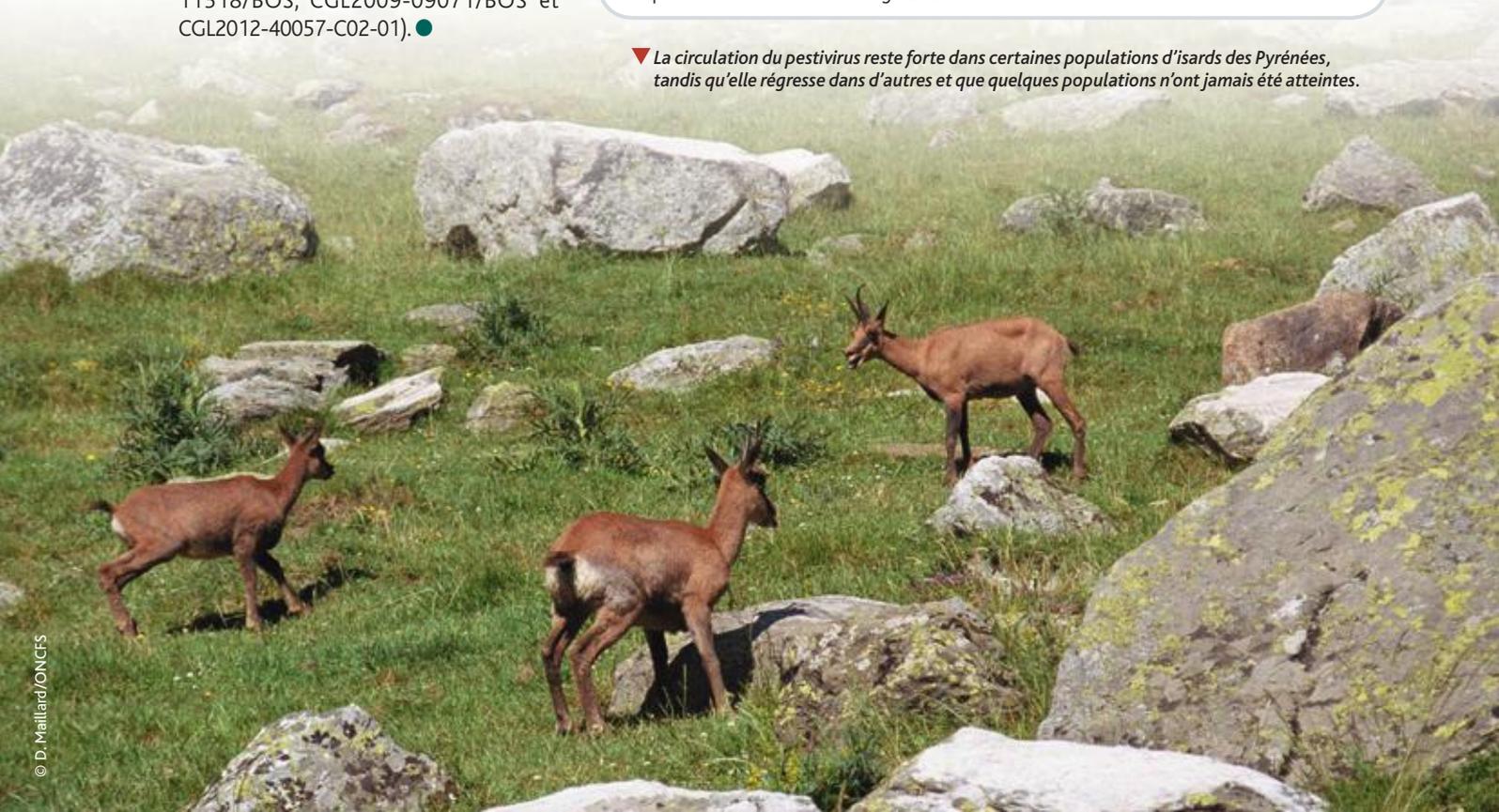
Remerciements

Les auteurs remercient les associations de chasseurs, ainsi que les agents de l'ONCFS pour l'important travail de terrain et l'organisation des suivis des populations, en particulier Daniel Maillard, Mathieu Garel, Pierre Menaut et Joël Appolinaire ; les personnels du LDAV 73 ; les collaborateurs de l'Université autonome de Barcelone, tout particulièrement Emmanuel Serrano, Oscar Cabezón, Laura Fernández-Sirera et Santiago Lavín ; les étudiants qui ont participé à ces travaux, Gaël Beaunée et Léonilde Focquenoy, et les institutions qui ont permis les travaux cités : l'ONCFS, le Gouvernement d'Andorre, la Catalogne et le ministère de l'Économie et de Compétitivité du Gouvernement espagnol (projets CGL2006-11518/BOS, CGL2009-09071/BOS et CGL2012-40057-C02-01). ●

Bibliographie

- ▶ Beaunée, G., Gilot-Fromont, E., Garel, M. & Ezanno, P. Sous presse. Seasonal spread of a Pestivirus in a structured Pyrenean chamois population. *Vet. Res.*
- ▶ Cabezón, O., Velarde, R., Mentaberre, G., Fernandez-Sirera, L., Casas-Díaz, E., Lopez-Olvera, J., Serrano, E., Rosell, R., Riquelme, C., Lavín, S., Segales, J. & Marco, I. 2011. Experimental infection with chamois Border Disease Virus 1 causes long-lasting viraemia and disease in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *J. Gen. Virol.* 92: 2494-2501.
- ▶ Fernández-Sirera, L., Cabezón, O., Allepuz, A., Rosell, R., Riquelme, C., Serrano, E., Lavín, S. & Marco, I. 2012a. Two different epidemiological scenarios of Border Disease in the populations of Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) after the first disease outbreaks. *PLoS One* 7(12): e51031.
- ▶ Fernández-Sirera, L., Riba, L., Cabezón, O., Rosell, R., Serrano, E., Lavín, S. & Marco, I. 2012b. Surveillance of Border Disease in wild ungulates and an outbreak in Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) in Andorra. *J. Wildl. Dis.* 48: 1021-1029.
- ▶ Focquenoy, L. 2013. La pestivirose de l'isard, modélisation épidémiologique et analyse de mesures de gestion. Thèse Vét., Lyon. 134 p.
- ▶ Luzzago, C., Ebranati, E., Lanfranchi, P., Cabezón, O., Lavín, S., Rosell, R., Rossi, L., Zehender, G. & Marco, I. 2014. Spatial and temporal phylogeny of border disease virus in pyrenean chamois. Chamois International Congress, Majella National Park (Italie).
- ▶ Marco, I., Rosell, R., Cabezón, O., Mentaberre, G., Casas, E., Velarde, R., Lopez-Olvera, J.R., Hurtado, A. & Lavín, S. 2008. Epidemiological study of border disease virus infection in southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) after an outbreak of disease in the pyrenees (NE Spain). *Vet. Microbiol.* 127: 29-38.
- ▶ Marco, I., Rosell, R., Cabezón, O., Mentaberre, G., Casas, E., Velarde, R. & Lavín, S. 2009. Border Disease Virus among chamois, Spain. *Emerg. Infect. Dis.* 15: 448-450.
- ▶ Marco, I., Cabezón, O., Rosell, R., Fernández-Sirera, L., Allepuz, A. & Lavín, S. 2011. Retrospective study of pestivirus infection in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*) and other ungulates in the Pyrenees (NE Spain). *Vet. Microbiol.* 149: 17-22.
- ▶ Martin, C., Letellier, C., Caij, B., Gauthier, D., Jean, N., Shaffii, A. & Saegerman, C. 2011. Epidemiology of Pestivirus infection in wild ungulates of the French South Alps. *Vet. Microbiol.* 147: 320-328.
- ▶ Martin, C., Duquesne, V., Guibert, J.-M., Pulido, C., Gilot-Fromont, E., Gibert, P., Velarde, R., Thiéry, R., Marco, I. & Dubois, E. 2013. Experimental infection of pregnant Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*) with Border Disease Virus subtype 4. *J. Wildl. Dis.* 49: 55-68.
- ▶ Pioz, M., Loison, A., Gibert, P., Dubray, D., Menaut, P., Le Tallec, B., Artois, M. & Gilot-Fromont, E. 2007. Transmission of a pestivirus infection in a population of Pyrenean chamois. *Vet. Microbiol.* 119: 19-30.
- ▶ Reynal, J. 2004. Etude sérologique des maladies abortives non réglementées chez les isards et les ovins de la réserve de chasse et de faune sauvage d'Orlu (09). Thèse Vét., Toulouse. 217 p.
- ▶ Schelcher, F., Corbière, F. & Saint-Hilaire, K. 2009. Résultats du suivi sur les pestiviroses de l'isard, saisons de chasse 2003, 2004 et 2005. Rapport 2006 ENVF-FRC Midi-Pyrénées, repris dans Tais 3 : 35-41.
- ▶ Vautrain, G. & Gibert, P. 2008. Le Pestivirus de l'isard contamine-t-il les ovins ? Résultats d'expérimentations. *Faune Sauvage* 282 : 46-50.

▼ La circulation du pestivirus reste forte dans certaines populations d'isards des Pyrénées, tandis qu'elle régresse dans d'autres et que quelques populations n'ont jamais été atteintes.



Oiseaux d'eau hivernant dans le golfe du Morbihan

Tendances 1991-2013

MYRIAM GUÉGUEN¹, JÉRÔME CABELGUEN¹,
ROGER MAHÉO², GUILLAUME GÉLINAUD³

¹ ONCFS, RNCFS du Golfe du Morbihan – 22 rue du Commerce, 56000 Vannes.

² Comité scientifique Ramsar – 34 rue de Brocéliande, 56000 Vannes

³ Réserve naturelle des marais de Séné, Bretagne Vivante-SEPNB –
Route de Brouel, 56860 Séné.
golfedumorbihan@oncfs.gouv.fr



▲ Vol de bernaches cravant dans le golfe (île de Tascon).

Le golfe du Morbihan est un site majeur pour l'accueil des oiseaux d'eau en France et joue un rôle d'importance internationale pour certaines espèces migratrices et hivernantes. Les suivis mis en place depuis 1991 ont pour objectifs d'évaluer l'état de conservation de cette avifaune, la place du golfe du Morbihan au sein des réseaux nationaux et internationaux de zones humides littorales, et l'efficacité des mesures de protection locales mises en œuvre. L'amélioration des connaissances sur ces espèces doit permettre de fournir des informations utiles à leur conservation.

Situé sur le littoral atlantique entre l'estuaire de la Vilaine et la presqu'île de Quiberon, le golfe du Morbihan s'étend sur environ 13 000 hectares et représente près de 240 km de linéaire côtier. Identifié comme l'un des dix sites majeurs pour l'accueil des oiseaux d'eau en France, il joue un rôle d'importance internationale pour certaines espèces migratrices et hivernantes (bernache cravant, anatidés, limicoles – *Waterbird Population Estimates online database*; Delany et al., 2009). Depuis 1991, il est en effet officiellement inscrit sur la liste des zones humides d'importance internationale au titre de la convention de Ramsar, et fait l'objet d'un classement en Zone de

protection spéciale (ZPS) au titre de la directive Oiseaux dans le cadre du dispositif européen Natura 2000. L'année 1991 est donc considérée comme une année de référence d'un point de vue réglementaire pour la préservation de ce site au regard de l'avifaune qui le fréquente, bien que les ornithologues locaux n'aient pas attendu la démarche Natura 2000 pour mettre en place des suivis des oiseaux d'eau.

Ainsi, dans les années 1950, la diminution drastique des effectifs d'anatidés hivernant dans le golfe avait déjà alerté les chasseurs et les associations de protection de la nature. C'est ce constat qui a justifié la mise en place de mesures de protection (réserve de chasse maritime) et de suivis des oiseaux d'eau à partir des années 1960, basés sur des comptages hivernaux mensuels suivant un protocole défini par la station de Biologie marine de Baillon (Université de Rennes 1). Ces dénombrements ont été poursuivis avec quelques ajustements méthodologiques, et ont impliqué un nombre croissant d'observateurs de plusieurs organismes à partir de 2005.

Dans la continuité de tous ces travaux, l'objectif de notre étude était de réaliser une analyse inédite des résultats de comptages recueillis sur le golfe depuis l'hiver 1990-1991, afin de mettre à jour l'état des populations de trois grandes familles d'oiseaux d'eau qui y hivernent régulièrement : les anatidés et foulques, les limicoles et les plongeurs au sens large (grèbes, garrot à œil d'or et harle huppé). Le statut local de conservation de ces espèces est évalué en s'appuyant sur les tendances d'évolution de leurs effectifs.

▼ *Sur certaines vasières se développent les plus vastes herbiers de zostères marines et de zostères naines (médaillon) de Bretagne, qui constituent une ressource alimentaire de première importance pour les oiseaux herbivores au cours de leur hivernage.*

Les comptages et suivis coordonnés

Depuis l'hiver 2004-2005, un collectif s'est mis en place afin d'assurer le suivi des anatidés, foulques, grèbes et limicoles hivernants. Il réunit des structures diverses, gestionnaires d'espaces protégés ou associations impliquées dans des dénombrements ornithologiques sur tout ou partie du golfe. Ce partenariat peut représenter plus d'une vingtaine d'observateurs comptant de manière simultanée, et permet une couverture exhaustive du site découpé en zones élémentaires (*figure 1*). Ces comptages sont réalisés vers le milieu du mois (en tenant compte des contraintes météorologiques et de marées), conformément au calendrier IWC (*International Waterbirds Census*) ; ce qui permet par la suite d'intégrer les résultats aux dénombrements nationaux ou internationaux. Les anatidés et foulques sont dénombrés de septembre à mars, et les limicoles de novembre à février. Depuis 2010, un comptage spécifique est réalisé à la mi-janvier, afin de dénombrer les espèces plongeuses (grèbes, garrots, harles) qui échappent en grande partie aux comptages courants.

Les données utilisées

Les données utilisées sont extraites de la base de données des recensements collectifs du golfe du Morbihan, qui comprend les résultats des comptages mensuels réalisés sur 23 saisons hivernales, depuis l'hiver 1990-1991, pour 33 espèces d'oiseaux classées en trois groupes (*tableaux 1 et 2*) : les anatidés et foulques (12 espèces) ; les limicoles (15 espèces) ; les plongeurs (6 espèces).

Il est important de noter que les fuligules sont traités avec les anatidés et non avec les plongeurs, comme c'est le cas pour le garrot à œil d'or et le harle huppé. Ces dernières espèces fréquentent le milieu maritime avec les grèbes, alors que les fuligules stationnent préférentiellement sur les étangs et lagunages avec les autres canards. Il s'agit donc d'un choix davantage lié à la méthode de comptage et à l'écologie des espèces qu'à leur taxonomie.

La méthode qui a été utilisée pour analyser l'ensemble de ces données est décrite dans l'*encadré*.



© L. Picard/ONCFS

© L. Picard/ONCFS

Figure 1 Localisation de la zone d'étude et découpage du golfe du Morbihan en sites de comptage élémentaires.

► Encadré • Méthodes d'analyse des données

Estimation des effectifs maximaux et des données manquantes

Pour une espèce et une année donnée, l'effectif maximal correspond au nombre maximal d'oiseaux dénombrés pendant un mois de l'hiver considéré. L'effectif maximal compté peut donc être atteint en décembre pour une espèce et en février pour une autre. Les observations manquantes sont inévitables lorsque l'on considère des données de comptages sur le long terme. Toutefois les anatidés, les foulques et les limicoles font l'objet de plusieurs comptages chaque année, le jeu de donnée est donc complet. Les espèces plongeuses ne font l'objet que d'un seul recensement. Les grèbes n'ont pas été recensés en 1992, et aucune espèce de plongeur en 2008. En outre, les effectifs dénombrés peuvent varier en fonction de différents facteurs, environnementaux ou méthodologiques, limitant la capacité à détecter des tendances numériques (voir par exemple Atkinson *et al.*, 2006).

Pour estimer les données manquantes et les effectifs maximaux annuels, nous avons utilisé un Modèle additif généralisé (GAM). L'analyse consiste d'abord à examiner l'effet du temps (années) sur les effectifs dénombrés des différentes espèces d'oiseaux ; cet effet pouvant varier en fonction des années dans un GAM, contrairement à un Modèle linéaire généralisé. On applique ensuite aux données manquantes les valeurs prédites par le modèle 2008.

Lissage des courbes

Ce type d'analyse contribue à lisser les courbes de tendance, c'est-à-dire à réduire la variabilité interannuelle. Dans le cas du golfe, l'écart entre les effectifs dénombrés et modélisés est d'autant plus faible qu'il y a peu de données manquantes et que plusieurs comptages chaque hiver permettent de mieux cerner le pic de fréquentation.

Lorsque les valeurs dénombrées sont plus élevées que ce que prévoit le modèle, elles sont conservées, alors que si elles sont plus faibles, les valeurs estimées ont été utilisées.

Calcul de l'indice annuel d'abondance (IAA)

À partir des effectifs maximaux modélisés par la méthode précédente, nous avons calculé un indice annuel d'abondance (IAA). Pour un hiver donné, l'IAA correspond au nombre d'oiseaux présents au cours de l'hiver exprimé par rapport au nombre d'oiseaux présents au cours de l'hiver de référence, qui est fixé arbitrairement à 100. Dans notre étude, nous avons considéré l'hiver 2012-2013, le plus récent dans les données de comptages disponibles sur le golfe du Morbihan, comme l'hiver de base. L'IAA peut être calculé par espèce ou par groupe d'espèces : toutes espèces, anatidés et foulques, limicoles, plongeurs. Il s'agit alors de la moyenne des IAA de toutes les espèces composant le groupe considéré. L'IAA global ou calculé par groupe d'espèces donne un même poids à chaque espèce, alors que l'effectif total dénombré reflète dans une grande proportion les changements touchant les espèces les plus abondantes.

Calcul du statut de conservation

Sur un pas de temps long, la dynamique d'une population peut passer par plusieurs phases, par exemple une tendance globale à l'accroissement sur le long terme malgré un déclin durant les dernières années. À l'image du réseau de surveillance des oiseaux d'eau mis en place au Royaume-Uni (WeBS Alert, Cook *et al.*, 2013), nous examinons les tendances spécifiques à trois échelles : court terme (cinq ans, 2013 comparé à 2009), moyen terme (dix ans, 2013 comparé à 2004) et long terme (toute la série de données, 2013 comparé à 1991).

Résultats

Un site d'importance internationale pour les oiseaux d'eau

Afin d'évaluer l'importance des zones humides, des critères numériques concernant leur niveau de fréquentation par les oiseaux d'eau ont été définis dans le cadre de la convention de Ramsar (http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/ramsarsite_criteria_fr.pdf). Ainsi, le golfe du Morbihan dépasse régulièrement le seuil des 20 000 oiseaux d'eau comptés simultanément à une période de l'année (critère n° 5), essentiellement pendant la saison hivernale où l'effectif total des migrateurs et hivernants se situe généralement entre 50 000 et 100 000 individus. Par ailleurs, au cours de l'hiver 2012-2013, sept espèces ont dépassé les seuils numériques internationaux correspondant à 1 % de la population mondiale de l'espèce (critère n° 6), et 17 autres ont dépassé les seuils nationaux (plus de 1 % des effectifs hivernant en France) – (tableau 1).

Pour la plupart des espèces, le seuil d'importance nationale est basé sur les résultats des dénombrements de janvier, tandis que nous avons retenu l'effectif maximal annuel pour le golfe. Ce choix peut surestimer l'importance du golfe pour deux espèces d'anatidés, le canard siffleur et le canard colvert, dont les pics d'abondance interviennent généralement tôt en saison (octobre ou novembre). Pour les autres espèces, les dénombrements sont réalisés en janvier (oiseaux plongeurs) ou sur une période de l'année où les déplacements migratoires sont considérés comme limités (novembre à février pour les limicoles).

Au mois de janvier 2013, d'après l'enquête coordonnée par Wetlands International, le golfe du Morbihan s'est classé parmi les dix principaux sites nationaux pour cinq espèces d'anatidés : la bernache cravant, le tadorne de Belon, le canard pilet, le garrot à œil d'or et le harle huppé (Deceuninck *et al.*, 2014), ainsi que pour sept espèces de limicoles : avocette élégante, barge à queue noire, bécasseau variable, chevalier aboyeur, chevalier arlequin, grand gravelot et pluvier argenté (Mahéo & Le Dréan-Quenec'hdu, 2013). Par ailleurs, il constitue le premier site de Bretagne pour l'accueil des anatidés et foulques, et le second pour les limicoles (Gélinaud *et al.*, 2014).

Les effectifs d'oiseaux d'eau, toutes espèces confondues, ont fortement diminué à la fin des années 1990 et atteint des valeurs minimales au cours des hivers 2003-2004 et 2004-2005 (figure 2). Depuis, les effectifs et l'indice annuel d'abondance sont stables, à un niveau légèrement supérieur à celui de 2005. Les effectifs maximaux, généralement observés entre novembre et

Tableau 1 Espèces pour lesquelles le golfe du Morbihan dépasse les seuils numériques nationaux (1 % des oiseaux hivernant en France) ou internationaux (1 % de la population mondiale de l'espèce) au cours de l'hiver 2012-2013.

	Effectif maximal modélisé en 2012-2013	Site d'importance nationale ^(1, 2, 3)	Site d'importance internationale ^(4, 5)
Anatidés et foulques			
Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	15 467	✓	1 144 ✓ 2 150
Canard colvert (<i>Anas platythynchos</i>)	6 263	✓	3 037
Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	1 156	✓	135 ✓ 600
Canard siffleur (<i>Anas penelope</i>)	4 824	✓	522
Canard souchet (<i>Anas clypeata</i>)	934	✓	296 ✓ 400
Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	4 333	✓	2 748
Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>)	2 676	✓	1 275
Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	3 972	✓	643 ✓ 3 000
Limicoles			
Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	1 323	✓	220 ✓ 730
Barge à queue noire (<i>Limosa l. islandica</i>)	4 303	✓	210 ✓ 610
Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	300	✓	81
Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	18 585	✓	3 200 ✓ 13 300
Chevalier aboyeur (<i>Tringa nebularia</i>)	57	✓	4
Chevalier arlequin (<i>Tringa erythropus</i>)	106	✓	4
Chevalier gambette (<i>Tringa totanus</i>)	379	✓	70
Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	603	✓	220
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	1 590	✓	300
Tournepièrre à collier (<i>Arenaria interpres</i>)	343	✓	250
Plongeurs			
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	87	✓	22
Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	218	✓	90
Grèbe à cou noir (<i>Podiceps nigricollis</i>)	992	✓	130
Grèbe esclavon (<i>Podiceps auritus</i>)	26	✓	5
Grèbe huppé (<i>Podiceps cristatus</i>)	525	✓	400
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	1 032	✓	37

⁽¹⁾ Deceuninck *et al.* (2014), ⁽²⁾ Mahéo & Le Dréan-Quenec'hdu (2013),

⁽³⁾ Wetlands International/France (2010), ⁽⁴⁾ Wetlands International (2012), ⁽⁵⁾ Ebbing *et al.* (2013).

Les marais littoraux qui bordent le golfe jouent un rôle central pour l'hivernage et la nidification de plusieurs espèces de limicoles dont l'avocette élégante.

janvier, restent très inférieurs à ceux des années 1990. Durant l'hiver 1993-1994, le golfe comptait plus de 115 000 oiseaux d'eau au maximum de la saison, contre seulement 75 000 en 2012-2013.

Une forte diminution des anatidés et foulques

Cette évolution reflète particulièrement bien celle des effectifs d'anatidés et foulques, qui ont fortement diminué à la fin des années 1990 (figure 3) : forts de plus de 70 000 oiseaux lors de l'hiver 1993-1994, ils ont atteint une valeur minimale au cours de l'hiver 2004-2005 avec un total d'environ 30 000 individus dénombrés. Depuis quelques années, les effectifs maximaux stagnent entre 35 000 et 40 000 oiseaux chaque hiver (figure 3). D'un point de vue spécifique, quatre espèces sont en déclin sur le long terme (tendance 1991-2013) : la bernache





© J. Cabelguen/ONCFS

▲ Le harle huppé fait partie des espèces dont la présence hivernale dans le golfe apparaît en baisse sur le long terme.

Figure 2 Variations de l'effectif maximal modélisé pour les 33 espèces d'oiseaux d'eau analysées et Indice annuel d'abondance (hiver 2012-2013 = base 100).

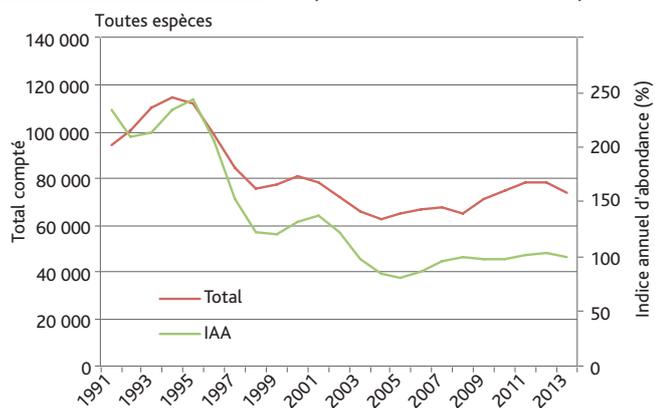
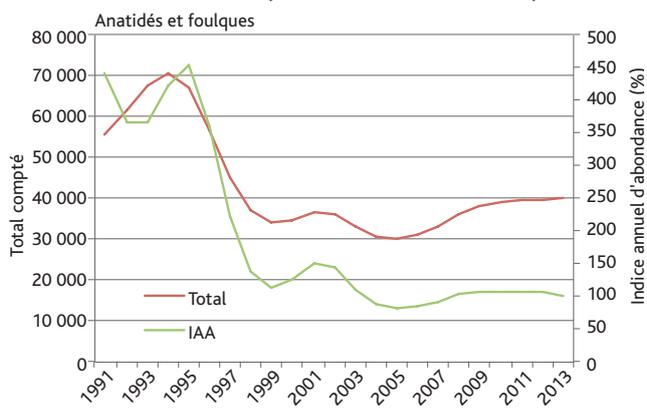


Figure 3 Effectif maximal modélisé pour les 12 espèces d'anatidés et foulques analysées et Indice annuel d'abondance (hiver 2012-2013 = base 100).



cravant, le canard pilet, le canard siffleur et le fuligule milouin. Les deux dernières dépassent le seuil d'alerte de 50 % de diminution des effectifs maximaux par rapport à 1991. Pour ces quatre espèces, le déclin se produit essentiellement entre le milieu des années 1990 et le milieu des années 2000. Quatre espèces présentent des effectifs stables sur le long terme et quatre sont en augmentation (tableau 2).

Une stabilité générale pour les limicoles, mais avec de profonds changements spécifiques

L'effectif total des limicoles ne montre pas de tendance significative sur le long terme. Il tend à diminuer significativement depuis 1991, mais l'IAA apparaît stable malgré d'importantes fluctuations interannuelles (figure 4). Cette absence de tendance globale de l'IAA masque de profonds changements de la composition du peuplement. Ainsi, quatre espèces sont en déclin sur le long terme (tableau 2) : le bécasseau maubèche, le bécasseau variable, le chevalier aboyeur et le chevalier gambette. À l'opposé, huit espèces présentent une augmentation d'abondance de plus de 50 % sur le long terme : l'avocette élégante, la barge à queue noire, la barge rousse, le chevalier arlequin, le courlis cendré, le pluvier doré, le tourme-pierre à collier et le vanneau huppé. On assiste donc à un véritable changement de la composition du peuplement de limicoles sur le golfe du Morbihan depuis 1991, année de désignation de ce dernier en ZPS.

Une tendance toujours à la baisse pour les plongeurs

Les espèces plongeuses telles que définies dans la présente étude ne représentent en moyenne que 5 % du total des oiseaux hivernant dans le golfe du Morbihan (figure 5). Le total des effectifs maximaux des six espèces oscille entre 2 880 et 4 280 individus depuis l'hiver 1990-1991, avec une

tendance globale de l'IAA qui se maintient à la baisse (figure 5). D'un point de vue spécifique, on constate une tendance au déclin sur le long terme pour le garrot à œil d'or et le harle huppé, une relative stabilité pour le grèbe huppé, et une augmentation des effectifs des trois autres espèces de grèbes (tableau 2).

Quelles explications donner à ces tendances d'évolution ?

Le golfe du Morbihan demeure un site d'importance majeure pour les oiseaux d'eau. Il accueille globalement plus de 20 000 individus en hiver et les effectifs dépassent le niveau d'importance internationale pour sept espèces et le niveau d'importance nationale pour 17 autres. Il conviendrait d'y ajouter d'autres espèces migratrices non prises en compte dans ce suivi comme la spatule blanche (*Platalea leucorodia*), la sterne de Dougall (*Sterna dougallii*) en migration, ou le rôle du site pour la nidification des oiseaux d'eau.

L'abondance globale des oiseaux d'eau a fortement décliné, de plus de 100 000 au début des années 1990 à 75 000 durant l'hiver 2012-2013. Cette perte de plus de 25 000 oiseaux hivernants est avant tout liée au déclin des trois espèces les plus abondantes au début des années 1990, à savoir la bernache cravant, le canard siffleur et le bécasseau variable.

Une analyse superficielle des tendances spécifiques suggère que l'état de conservation des populations migratrices et hivernantes est satisfaisant. Sur le total de 33 espèces examinées, 15 présentent une tendance à l'augmentation sur le long terme et 8 sont stables. De même, dans chaque catégorie, anatidés et foulques, limicoles, plongeurs, on constate un relatif équilibre entre le nombre d'espèces en déclin ou en augmentation sur le long terme, excepté chez les limicoles où une majorité d'espèces tend à augmenter. Pourtant l'IAA des anatidés et foulques, et des plongeurs diminue fortement, ce qui suggère que les espèces en déclin

régressent plus rapidement ou avec une plus grande amplitude que les espèces en augmentation.

Entre changements globaux et changements locaux...

De nombreuses études ont mis en évidence des modifications de répartition hivernale ou de phénologie de la migration chez les oiseaux, notamment anatidés et limicoles, en relation avec les changements climatiques (Hüppop & Hüppop, 2003 ; Maclean *et al.*, 2008 ; Lehikoinen & Jaatinen, 2012 ; Guillemain *et al.*, 2013). Face à l'augmentation de la température particulièrement marquée dans le nord de l'Europe, nombre d'espèces tendent à migrer plus tard en automne ou à hiverner progressivement plus au nord. Un tel phénomène pourrait expliquer la diminution des effectifs du garrot à œil d'or (Lehikoinen *et al.*, 2013) et du harle huppé, mais n'apporte pas d'explication satisfaisante aux nombreux changements observés localement, notamment à l'érosion globale des effectifs d'oiseaux d'eau. En effet, plusieurs espèces comme la bernache cravant, le canard siffleur, le canard pilet, le fuligule milouin, le bécasseau maubèche ou le chevalier gambette, présentent des tendances différentes dans le golfe et au niveau régional ou national (Valéry & Schricke, 2013 : GIP Bretagne Environnement, 2013 ; Deceuninck *et al.*, 2014). Cela signifie que les effectifs déclinent localement dans un contexte d'accroissement en Bretagne ou en France.

Pour une espèce donnée, les sites d'hivernage n'ont pas tous la même qualité et, dans un contexte d'accroissement numérique, les oiseaux coloniseraient en premier les sites de meilleure qualité, puis les autres sites à mesure que la densité et la compétition intraspécifique augmentent. L'ordre d'occupation des sites révélerait ainsi la qualité des habitats (voir par exemple Gill *et al.*, 2001). Inversement, les populations se maintiendraient plus longtemps dans les meilleurs

Figure 4 Effectif maximal modélisé pour les 15 espèces de limicoles analysées et Indice annuel d'abondance (hiver 2012-2013 = base 100).

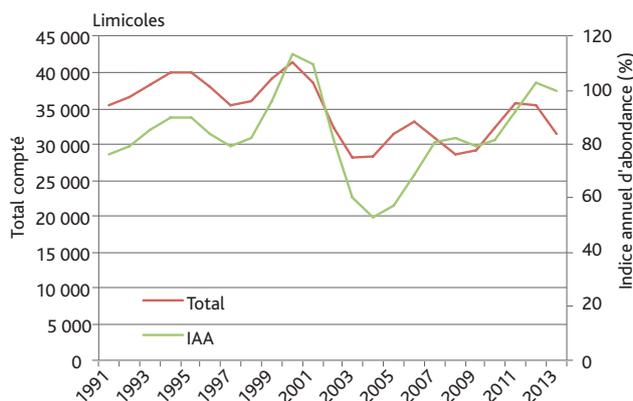


Figure 5 Effectif maximal modélisé pour les 6 espèces d'oiseaux plongeurs analysées et Indice annuel d'abondance (hiver 2012-2013 = base 100).

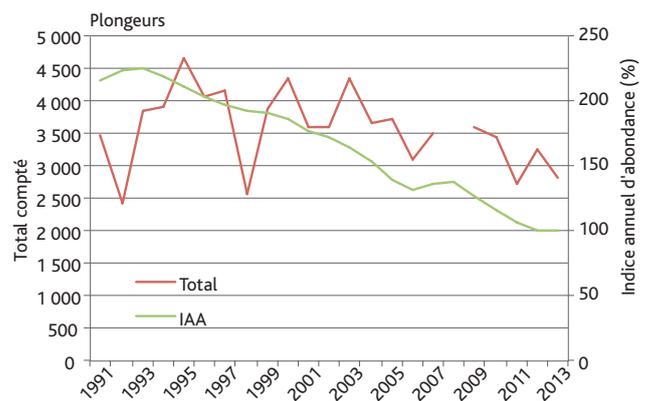


Tableau 2 Tendance d'évolution pour les 33 espèces d'anatidés, limicoles et plongeurs analysées dans le golfe du Morbihan entre 1991 et 2013.

	% de variation des effectifs maximaux			Tendance globale 1991-2013
	Long terme 1991-2013	Moyen terme 2004-2013	Court terme 2009-2013	
Anatidés et foulques				
Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	-40	31	5	↘
Canard chipeau (<i>Anas strepera</i>)	364	99	36	↗
Canard colvert (<i>Anas platyrynchos</i>)	9	105	11	→
Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	-45	28	23	↘
Canard siffleur (<i>Anas penelope</i>)	-55	36	36	↘
Canard souchet (<i>Anas clypeata</i>)	24	126	20	→
Cygne tuberculé (<i>Cygnus olor</i>)	/	29	-39	↗
Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	7	-12	-36	→
Fuligule milouin (<i>Aythya ferina</i>)	-95	-9	-13	↘
Fuligule morillon (<i>Aythya fuligula</i>)	-14	99	32	→
Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>)	41	-6	64	↗
Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	45	30	0	↗
Limicoles				
Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	151	36	25	↗
Barge à queue noire (<i>Limosa limosa</i>)	3594	300	73	↗
Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	69	930	124	↗
Bécasseau maubèche (<i>Calidris canutus</i>)	-28	110	51	↘
Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	-36	-4	-6	↘
Chevalier aboyeur (<i>Tringa nebularia</i>)	-46	131	-18	↘
Chevalier arlequin (<i>Tringa erythropus</i>)	816	522	23	↗
Chevalier gambette (<i>Tringa totanus</i>)	-26	67	-4	↘
Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	66	58	4	↗
Grand gravelot (<i>Charadrius hiaticula</i>)	-20	46	-36	→
Huîtrier pie (<i>Haematopus ostralegus</i>)	-23	13	38	→
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	-8	-5	19	→
Pluvier doré (<i>Pluvialis apricaria</i>)	665	2206	46	↗
Tournepierre (<i>Arenaria interpres</i>)	1165	1222	149	↗
Vanneau huppé (<i>Vanellus vanellus</i>)	81	-28	77	↗
Plongeurs				
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	-88	-77	-39	↘
Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	110	65	15	↗
Grèbe à cou noir (<i>Podiceps nigricollis</i>)	39	-21	-20	↗
Grèbe esclavon* (<i>Podiceps auritus</i>)	668	1320	-27	↗
Grèbe huppé (<i>Podiceps cristatus</i>)	19	35	-7	→
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	-32	-33	-20	↘

* Pour le grèbe esclavon, les calculs ont été effectués à partir de l'année 1998, première année d'observation.

▼ Comme chez certaines autres espèces d'anatidés et limicoles, la tendance pour le chevalier gambette est au déclin local dans un contexte d'accroissement à plus grande échelle.



sites en cas de régression. Les différences de tendances détectées à l'échelle du golfe par rapport aux niveaux Bretagne ou France seraient alors révélatrices d'une moindre qualité ou d'une dégradation de la qualité des habitats pour les espèces en question.

Les limites de d'analyse...

Valéry & Schricke (2013) ont montré que la fréquentation du golfe par la bernache cravant, exprimée en nombre d'oiseaux par jours, est stable de 1982 à 2012 ; tandis que notre analyse, basée sur le pic d'abondance annuel, indique une réduction de moitié sur la période 1991-2013. Pour un même nombre de journées passées par l'espèce dans le golfe, le pic d'abondance simultané est réduit de moitié. Ce phénomène pourrait être dû simultanément à une réduction globale du nombre d'individus fréquentant le golfe et à un allongement de leur temps de séjour. On peut également envisager un scénario alternatif : une diminution du temps de séjour de tous les individus. Seul un suivi individualisé par le marquage ou la télémétrie permettrait de comprendre les processus impliqués dans ces changements d'abondance.

Conclusion

Comme toutes les baies et estuaires, le golfe du Morbihan est un écosystème complexe sujet à de nombreux changements environnementaux naturels et soumis à une forte pression anthropique (Le Corre, 2009). Les oiseaux d'eau migrateurs et hivernants sont l'une des seules composantes biologiques suivies à l'échelle de l'ensemble du site sur le long terme. Ce suivi met en évidence des changements, permet un diagnostic de l'état de conservation des populations. Il doit bien sûr être poursuivi, mais ne permet pas à lui seul d'expliquer les changements observés. Des études complémentaires devraient être mises en œuvre pour mieux comprendre l'utilisation du site par les oiseaux et comment ils réagissent aux modifications de cet environnement.

Remerciements

Le suivi des oiseaux d'eau migrateurs et hivernants du golfe du Morbihan nécessite la participation de nombreux observateurs. Nous tenons à remercier les personnels et agents des communes de l'Île-aux-Moines et de Sarzeau, de la Fédération départementale des chasseurs du Morbihan, de l'ONCFS, du projet de Parc naturel régional du golfe du Morbihan et de la Réserve naturelle nationale des marais de Séné, ainsi que les observateurs bénévoles des Amis de la réserve de Séné et de Bretagne Vivante-SEPNB. ●

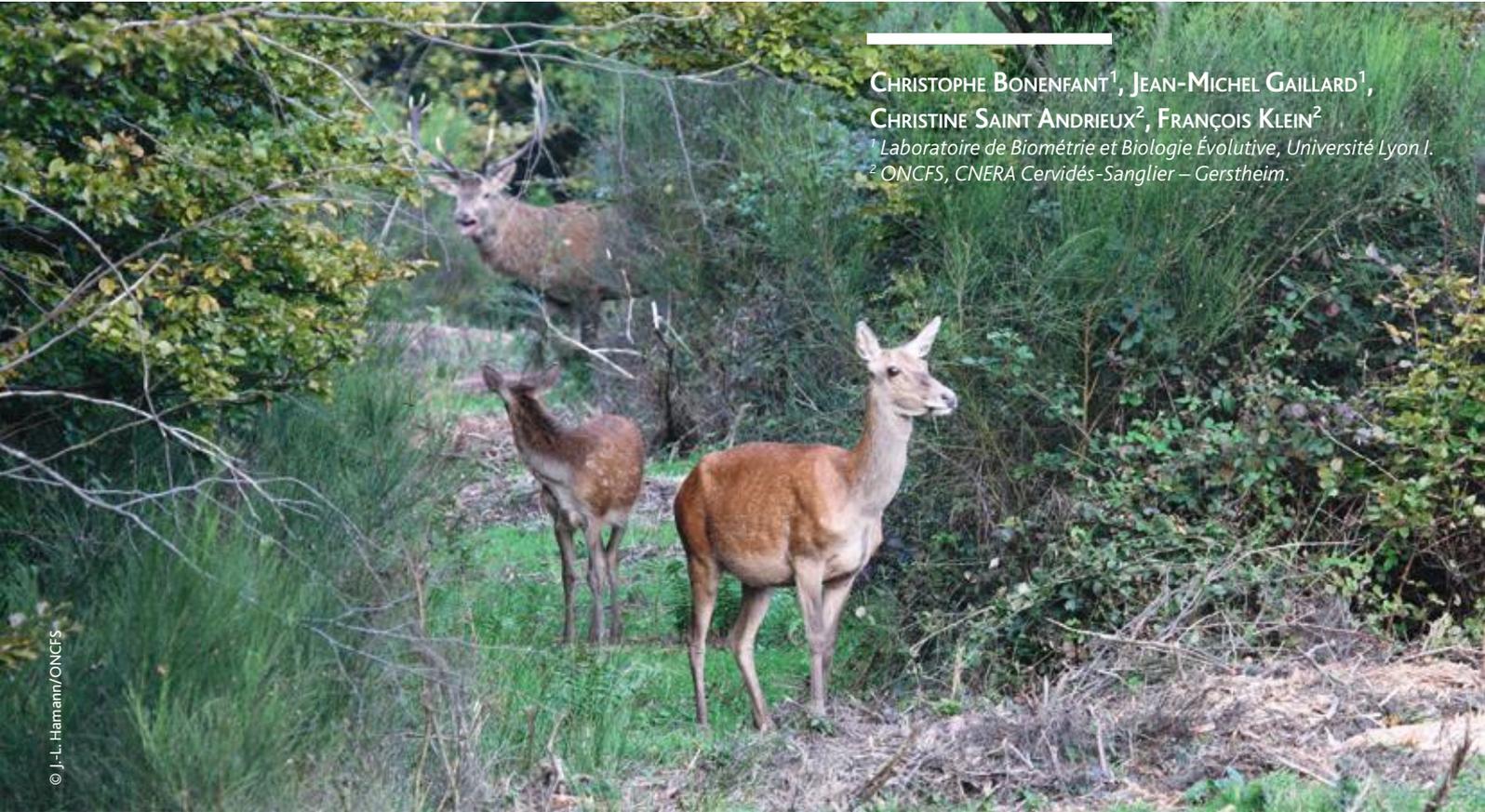


▲ Envol de bécasseaux.

Bibliographie

- ▶ Atkinson, P.W., Austin, G.E., Rehfish, M.M., Baker, H., Cranswick, P., Kershaw, M., Robinson, J., Langston, R.H.W., Stroud, D.A., Van Turnhout, C. & Maclean, I.M.D. 2006. Identifying declines in waterbirds: the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biological Conservation* 130: 549-559.
- ▶ Cook, A., Barnivore, C., Holt, C., Read, W. & Austin, G. 2013. Wetland Bird Survey Alerts 2009-2010: changes in numbers of wintering waterbirds in the Constituent Countries of the United Kingdom, Special Protection Areas (SPAs) and Sites of Special Scientific Interest (SSSIs). *BTO Research Report* 641.
- ▶ Deceuninck, B., Quaintenne, G., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. 2014. Synthèse des dénombrements d'Anatidés et de Foulques hivernant en France à la mi-janvier 2013. *Rap. W.I./LPO-BirdLife*. 74 p.
- ▶ Delany, S., Scott, D., Dodman, T. & Stroud, D. (éd.). 2009. An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia Wetlands. Wetlands International, Wageningen. 521 p.
- ▶ Ebbinge, B., Blew, J., Clausen, P., Günther, K., Hall, C., Holt, C., Koffijberg, K., Le Drean-Quenec'hdu, S., Mahéo, R. & Pihl, S. 2013. Population development and breeding success of Dark-bellied Brent Goose *Branta b. bernicla* from 1991-2011. *Wildfowl*, Special Issue 3: 74-89.
- ▶ Gélinaud, G., Cabelguen, J. & Mahéo, R. 2014. Dénombrements d'oiseaux d'eau dans le golfe du Morbihan - Saison 2012/13. Rapport Amis de la Réserve de Séné, Bretagne Vivante-SEPNB, Communes de l'Île-aux-Moines et de Sarzeau, FDC 56, ONCFS, Projet de PNR du Golfe du Morbihan, RN des marais de Séné. 14 p.
- ▶ Gill, J.A., Norris, K., Potts, P.M., Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W. & Sutherland, W.J. 2001. The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature* 412: 436-438.
- ▶ Guillemain, M., Pöysä, H., Fox, A.D., Arzel, C., Dessbom, L., Ekroos, J., Gunnarsson, G., Holm, T.E., Christensen, T.K., Lehtikoinen, A., Mitchell, C., Rintala, J. & Møller, A.P. 2013. Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildl. Biol.* 19: 404-419.
- ▶ Hüppop, O. & Hüppop, K. 2003. North Atlantic oscillation and timing of spring migration in birds. *Proc. R. Soc. B* 270: 233-240.
- ▶ Le Corre, N. 2009. Le dérangement de l'avifaune sur les sites naturels protégés de Bretagne : état des lieux, enjeux et réflexions autour d'un outil d'étude des interactions homes/oiseaux. Thèse Univ. Brest.
- ▶ Lehtikoinen, A. & Jaatinen, K. 2012. Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *J. Ornithol.* 153: 563-570.
- ▶ Lehtikoinen, A., Jaatinen, K., Vahätalo, A.V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tomankova, I., Wahl, J. & Fox, A.D. 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology* 19: 2071-2081.
- ▶ Maclean, I.M., Austin, G.E., Rehfish, M.M., Blew, J., Crowe, O., Delany, S., Devos, K., Deceuninck, B., Günther, K., Laursen, K., van Roomen, M. & Whal, J. 2008. Climate change causes rapid changes in distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology* 14: 2489-2500.
- ▶ Mahéo, R. & Le Drean-Quenec'hdu, S. 2013. Limicoles séjournant en France (littoral) : janvier 2012. *Rap. W.I./ONCFS-FRCB*. 49 p.
- ▶ Valéry, L. & Schricke, V. 2013. Trends in abundance and wintering phenology of the Dark-bellied Brent Goose *Branta b. bernicla* in France between 1982 and 2012. *Wildfowl special issue* 3: 57-73.
- ▶ Wetlands International/France. 2010. Seuils numériques d'importance nationale pour les grèbes (période 2006-2010). *Fiche technique*.
- ▶ Wetlands International. 2012. *Waterbird Population Estimates, fifth edition (WPE/5)*.

Utilisation des statistiques européennes de chasse pour la gestion du cerf : limites et implications pratiques



CHRISTOPHE BONENFANT¹, JEAN-MICHEL GAILLARD¹,
CHRISTINE SAINT ANDRIEU², FRANÇOIS KLEIN²

¹ Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive, Université Lyon I.

² ONCFS, CNERA Cervidés-Sanglier – Gerstheim.

© J.-L. Hamann/ONCFS

Depuis les années 1970, les effectifs de cerfs (*Cervus elaphus*) ne cessent d'augmenter dans l'ensemble de l'Europe (Gordon *et al.*, 2004). De fait, on y retrouve cette espèce dans de nombreux pays où elle occupe des habitats très différents, allant des grandes forêts orientales jusqu'aux landes à callune écossaises. En France, elle reste encore inféodée aux massifs forestiers mais se trouve toujours en phase de colonisation, particulièrement en zones montagneuses.

Le cerf est une espèce gibier majeure dans l'ensemble de l'Europe, la chasse restant sa principale source de mortalité, bien que les prédateurs puissent jouer un rôle non négligeable dans certaines régions. À travers cette activité, l'homme agit fortement sur la structure, la dynamique et la génétique des populations. Cependant, les modalités de chasse varient grandement d'un pays à un autre, suivant le fonctionnement des populations (performantes ou non), les modes de gestion (attributions, licences) ou les pratiques

Les prélèvements de cerfs de 1965 à 2005 montrent, pour onze pays d'Europe, une tendance lourde à l'accroissement. Ce tableau général cache pourtant de fortes disparités, associées aux modes de gestion de l'espèce dans chaque pays, mais aussi avec l'histoire des populations au sein des territoires nationaux. Dans une optique de gestion, l'analyse des statistiques de chasse, aussi intéressantes soient-elles, atteint vite ses limites et doit être complétée par des données plus fines.

culturelles (recherche de trophée ou de venaison).

De manière très descriptive, nous avons cherché à analyser l'évolution des plans de chasse en termes de réalisation et de composition (structuré en sexe et en âge : faons et adultes) au cours du temps pour onze pays européens. Plus spécifiquement, nous avons étudié en quoi la composition des tirs influençait la croissance annuelle des prélèvements de cerfs. En comparant les statistiques de chasse des différents pays, nous souhaitons mettre en évidence les associations entre les

modes de gestion du cerf, la composition des prélèvements et le contrôle des populations de cervidés.

Les statistiques de chasse

Les statistiques de chasse annuelles employées pour cette étude ont été fournies par différentes organisations nationales, telles que le réseau français Ongulés sauvage ONCFS-FNC-FDC, *Statistics Norway*, *the Deer Commission for Scotland*, *the Hungarian Game Management Database*.



© J.-L. Hamann/ONCFS

▲ La dynamique des populations des grands mammifères herbivores est particulièrement sensible aux variations de survie des femelles adultes.

D'autres pays, comme la Suisse, mettent ces statistiques à libre disposition sur Internet. Au total, onze pays sont représentés : Allemagne, Autriche, Danemark, Écosse, France, Hongrie, Norvège, Pologne, Slovaquie, Suède et Suisse. Pour quatre pays, des informations à une échelle plus fine, celle du département, ont pu être utilisées : il s'agit de la France, l'Écosse, la Hongrie et la Norvège.

Afin de déterminer 1) si les statistiques de chasse reflètent les grandes tendances de la dynamique des populations de cerfs et 2) si le mode de chasse est déterminant dans le contrôle des populations de cerfs, nous avons testé plusieurs hypothèses quant à l'évolution du taux de croissance (H_r) des prélèvements au cours du temps (**encadré**).

Notre première hypothèse prédit que le taux de croissance des prélèvements (H_r) devrait être associé de manière négative avec la proportion de femelles prélevées, car la dynamique des populations des grands mammifères herbivores est particulièrement sensible aux variations de survie des femelles adultes (Gaillard *et al.*, 2000).

La capacité de contrôle des populations de cerfs dépendant essentiellement des actions cynégétiques, nous avons également émis l'hypothèse que le nombre de cerfs prélevés par an dans un pays devrait être positivement corrélé à la proportion de chasseurs, associée à une plus forte pression de chasse.

Enfin, au sein des pays, on attend que le taux de croissance des prélèvements soit plus important dans les zones où les populations de cerfs sont en phase de colonisation (zones « non traditionnelles ») que dans les zones où le cerf est installé de manière historique (avec plus de cinquante années de présence, dénotées « zones traditionnelles »). En effet, les populations en colonisation présentent des taux d'accroissement proches du maximum possible pour l'espèce, ce qui n'est vraisemblablement pas le cas

► Encadré • Le taux de croissance des prélèvements

Le taux de croissance des prélèvements, noté H_r , correspond au logarithme du rapport des prélèvements au temps $t+1$ sur les prélèvements au temps t ($H_r = \ln(H_{t+1} / H_t)$, où H représente le prélèvement réalisé (voir Milner *et al.* (2006) pour les détails statistiques). Lorsque H_r vaut zéro les prélèvements sont stationnaires, inférieur à zéro il indique que les prélèvements diminuent et, inversement, lorsque H_r est positif les prélèvements augmentent. Cette variable a l'avantage d'être relative et n'est influencée ni par la valeur initiale, ni par l'importance des prélèvements.

des populations installées depuis plusieurs décennies sur un même site (Caughley, 1966).

Un accroissement des populations de cerfs variable avec les systèmes de gestion

Sur les trente dernières années, les prélèvements ont augmenté de 400 à 700 % selon les pays (**tableau 1**). Quatre pays montrent cependant un ralentissement récent du nombre de cerfs tirés : l'Allemagne, l'Autriche, la Pologne et la Suède. Clairement, aucun des quatre systèmes de gestion de la chasse n'a permis de contenir par la dynamique des populations de cerfs puisque tous les pays montrent sur la période considérée, une tendance à l'augmentation continue des prélèvements au cours du temps (**figure 1**). Par contre, dans le détail, quelques différences peuvent être mises en évidence : en valeur absolue, et de manière évidente, le nombre de cerfs tirés à la chasse est différent d'un pays à l'autre ; on observe également une hétérogénéité dans le taux de croissance des prélèvements (H_r), lequel est significativement plus fort dans les pays où le système de gestion est de type 2 « licence et droit de chasse » (France, Danemark, Norvège et Suède) que dans les pays où ce système est de type 1 « plan de gestion approuvé ». Cela

suggère une plus forte capacité de réponse et une plus grande souplesse dans les prélèvements réalisés pour les modes de gestion avec licence de chasse (incluant la notion de plan de chasse).

La proportion de femelles dans les prélèvements annuels impacte également H_r : comme attendu, une augmentation de cette proportion est synonyme d'une baisse de H_r au cours de l'année suivante. Ce résultat explique en partie pourquoi les pays partageant le même système de gestion montrent des taux de croissance des prélèvements du même ordre de grandeur. En effet, ceux de type 2 sont aussi ceux où l'on prélève le plus de femelles par rapport aux autres classes d'âge et de sexe. La composition du tableau de chasse entre ainsi en ligne de compte pour expliquer pourquoi ces pays enregistrent des taux de croissance des prélèvements plus forts que les autres groupes.

Un meilleur contrôle des populations avec la proportion de femelles prélevées

La composition des prélèvements en termes de classes d'âge (faons vs adultes) et de sexe a changé de manière très importante au cours des dernières décennies. La tendance générale est à une forte augmentation de la proportion de faons dans les

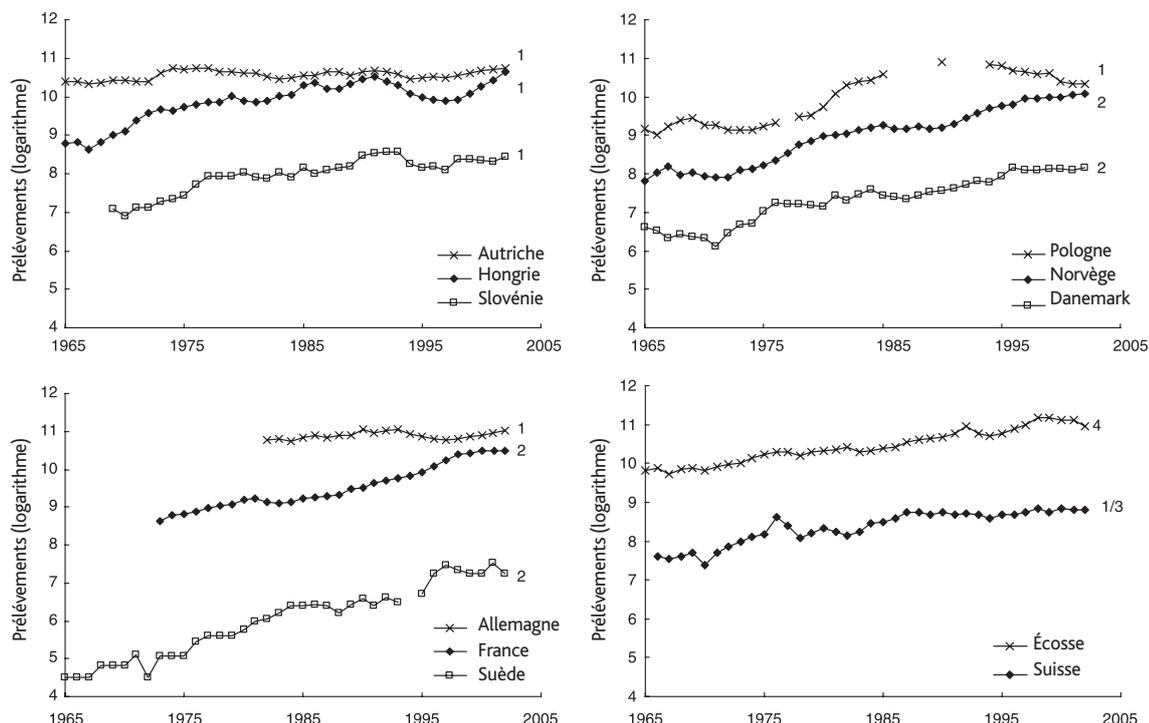
Tableau 1 Détails des systèmes de gestion cynégétique des populations de cerfs et taux de croissance des prélèvements par série temporelle dans les pays européens étudiés.

Système de gestion
1 – Plan de gestion détaillé approuvé par l'administration
2 – Prélèvement encadré par licence de chasse et acquisition du droit de chasse auprès du propriétaire du territoire
3 – Prélèvement encadré par licence de chasse
4 – Prélèvement décidé par le propriétaire du sol

Pays	Système de gestion	Objectifs cynégétiques	% de chasseurs dans la population	Saison de chasse (M : mâles ; F : femelles)	Série temporelle	Taux d'accroissement des prélèvements (Hr)	P-Val (Hr > 0)	Source
Allemagne	1	trophée, minimisation des dégâts	0,4	01/08-31/01	1982-2002	0,012 (0,069)	0,230	Deutscher Jagdschutz - Verband
Autriche	1	trophée, minimisation des dégâts	1,4	M : 01/08-31/12 F : 01/07-21/01	1965-2002	0,009 (0,066)	0,210	Zentralstelle Oesterreichischer Jagdverbaende
Danemark	2	sport, venaison	3,2	M : 01/09-31/01 F : 01/10-31/01	1965-2002	0,042 (0,131)	0,030	Asferg & Oleen (2004)
Écosse	4	trophée, contrôle des populations	1,3	M : 01/07-20/10 F : 21/10-15/02	1965-2002	0,031 (0,091)	0,024	Deer Commission for Scotland
France	2	loisir, venaison, trophée	2,3	15/11-31/01	1973-2002	0,056 (0,077)	< 0,001	Réseau ONCFS-FNC
Hongrie	1	trophée, contrôle des populations	0,5	01/09-31/01	1965-2002	0,050 (0,125)	0,010	Hungarian Game Management Database
Norvège	2	sport, venaison	4,8	10/09-15/11	1965-2002	0,062 (0,091)	< 0,001	Statistics Norway
Pologne	1	trophée	0,3	M : 21/08-28/02 F : 01/09-15/01	1965-2002	0,029 (0,139)	0,148	Central Statistical Office, Warsaw
Slovénie	1	trophée, contrôle des populations	2,0	M : 01/08-31/12 F : 01/09-31/12	1969-2002	0,041 (0,141)	0,052	Lovska Zveza Slovenije
Suède	2	sport, venaison	3,6	16/08-31/01	1965-2002	0,075 (0,216)	0,021	Svenska Jägareförbundet
Suisse	1, 3	sport, trophée, venaison	0,4	01/09-31/01	1965-2002	0,035 (0,148)	0,082	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

Figure 1 Évolution des prélèvements nationaux de cerfs dans onze pays européens.

Les chiffres 1 à 4 réfèrent au système de gestion du cerf (voir texte et tableau 1).



prélèvements annuels globaux : en moyenne, et pour l'ensemble des pays, elle est passée de 5 % en 1965 à 29 % en 2002. Il faut noter que l'accroissement diffère selon les pays et que, pour certains d'entre eux, la proportion de faons prélevés atteint un plateau (*figure 2a*). Lorsqu'on compare les différents systèmes de gestion, les pays faisant partie du type 1, situés essentiellement en Europe centrale, prélèvent relativement plus de faons que les pays du type 2. Ces pays d'Europe centrale sont également ceux qui présentent la plus forte croissance du prélèvement de faons. Parmi les causes possibles de ce constat figurent sans doute des facteurs biologiques tels que la performance des populations de cerfs (taux de fécondité et survie des faons), variable selon les pays. Cependant, des facteurs culturels, telle la volonté de préserver les effectifs importants pour satisfaire la demande des chasseurs en recherche de loisirs, peuvent induire le tir préférentiel des faons ou des mâles (Langvatn & Loison, 1999), ceci étant un moyen d'augmenter les effectifs dans les zones à faible densité de cerfs. Contrairement aux faons, la proportion de mâles est restée relativement stable au cours du temps, avec des valeurs légèrement inférieures à 50 % dans la plupart des pays (*figure 2b*). La Norvège est la seule nation où la proportion de mâles dans le tableau de chasse est supérieure à 50 %, et

▼ La tendance est à une forte augmentation des faons dans les prélèvements, ce qui contribue, en épargnant les biches, à favoriser la hausse des effectifs dans les zones à faibles densités de cerfs.



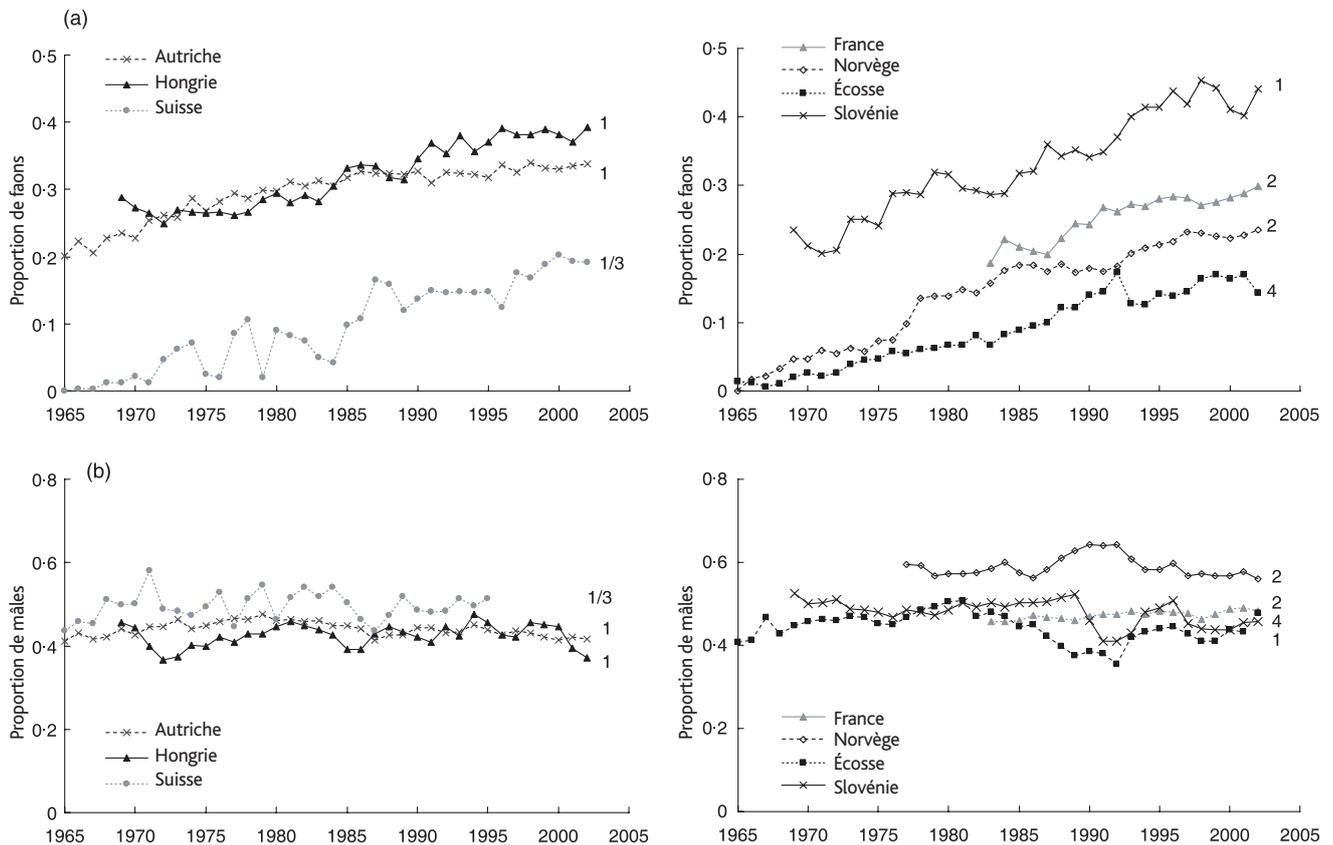
© P. Matzke

la France la seule où on constate un accroissement léger mais significatif de celle-ci (de 46 % en 1983 à 48 % en 2002). La comparaison des systèmes de gestion n'a pas pu mettre en évidence de différences notoires, à l'inverse de ce qu'on a pu voir dans les autres analyses. Nous montrons donc que la proportion de mâles dans les prélèvements n'est pas directement liée à la nature des activités de chasse, qu'elles soient de type chasse au trophée ou bien chasse pour la venaison. Pour les espèces dimorphiques

comme le cerf (mâles plus grands et plus lourds que les femelles), les observations sur des populations non chassées montrent que les femelles sont naturellement surreprésentées par rapport aux mâles, en raison d'une survie plus faible de ces derniers. La parité entre les sexes observée dans les prélèvements de la majorité des pays européens suggère donc que les chasseurs exercent actuellement une pression plus forte sur les mâles que sur les femelles.

Figure 2 Changements dans la composition des prélèvements en termes de (a) proportion de faons dans le prélèvement total et (b) proportion de mâles dans le prélèvement d'adultes.

Les daguets et bichettes ont été inclus dans la catégorie des adultes. Les chiffres réfèrent au type de gestion du cerf (voir texte et figure 1).



Érosion du nombre de chasseurs et contrôle des populations : quel avenir en France ?

Comme attendu, le pourcentage de chasseurs dans la population totale d'un pays influence positivement le taux de croissance des prélèvements (*figure 3*) : plus les chasseurs sont nombreux, plus forte est leur capacité à prélever d'avantage d'animaux. La France, le Danemark, la Norvège et la Suède se distinguent des autres pays en présentant la plus forte proportion de chasseurs dans leurs populations, mais aussi les plus forts taux de croissance des prélèvements.

Si on compare l'évolution temporelle des prélèvements avec celle de la proportion de chasseurs dans la population, les deux variables augmentent simultanément pour la Hongrie et la Norvège. En d'autres termes, pour ces deux pays, le tableau de chasse annuel réalisé est étroitement lié au nombre

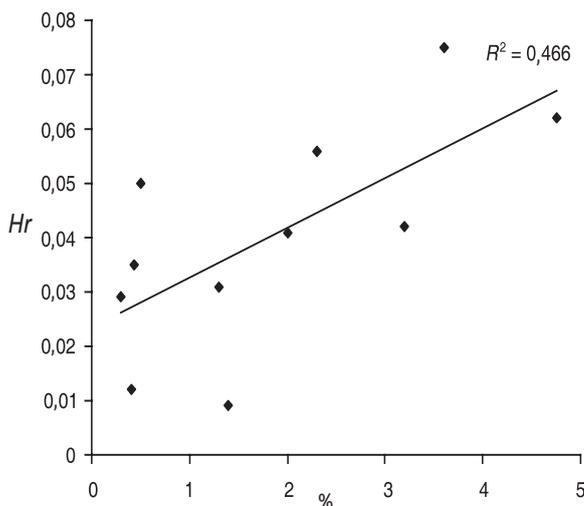
total de chasseurs licenciés. En France, cette même relation est négative : au cours du temps, le prélèvement annuel augmente malgré la diminution du nombre de chasseurs. La diminution régulière du nombre de chasseurs observée dans notre pays ne s'accompagne pas encore d'une diminution du taux de prélèvements. Cependant, au-delà d'un certain seuil, il pourrait se produire un phénomène de saturation des chasseurs qui ne permette plus de contrôler la dynamique d'expansion du cerf en France.

Prendre en compte l'histoire de la colonisation par le cerf pour la gestion

Pour les quatre pays particuliers (France, Écosse, Hongrie et Norvège) pour lesquels nous disposons des données supplémentaires à l'échelle du département (ou l'équivalent), il apparaît clairement des variations

importantes du taux de croissance des prélèvements (*Hr*) d'un département à l'autre – il existe de l'hétérogénéité spatiale. Les tendances observées à l'échelle nationale ne sont donc pas géographiquement homogènes au sein d'un même pays. Ainsi, exception faite de la Hongrie, les valeurs les plus fortes de *Hr* sont retrouvées dans les zones de colonisation récente (ou zones « non traditionnelles »), qui se trouvent être le plus souvent à la périphérie de l'aire de répartition du cerf à l'échelle du pays (*figure 4*). Au contraire, les zones que l'on a qualifiées de « traditionnelles » présentent, en moyenne, les valeurs de *Hr* les plus faibles. Une fois encore, ce résultat est en faveur de notre hypothèse de départ qui prédisait une plus forte augmentation des prélèvements pour les populations se trouvant en phase de colonisation, eu égard aux faibles densités et aux conditions environnementales favorables.

Figure 3 Relation entre le taux de croissance des prélèvements de cerfs et la proportion de chasseurs dans le pays.
Relation statistiquement significative : pente = 0,009 ; F(1,10) = 7,86 ; P = 0,021.

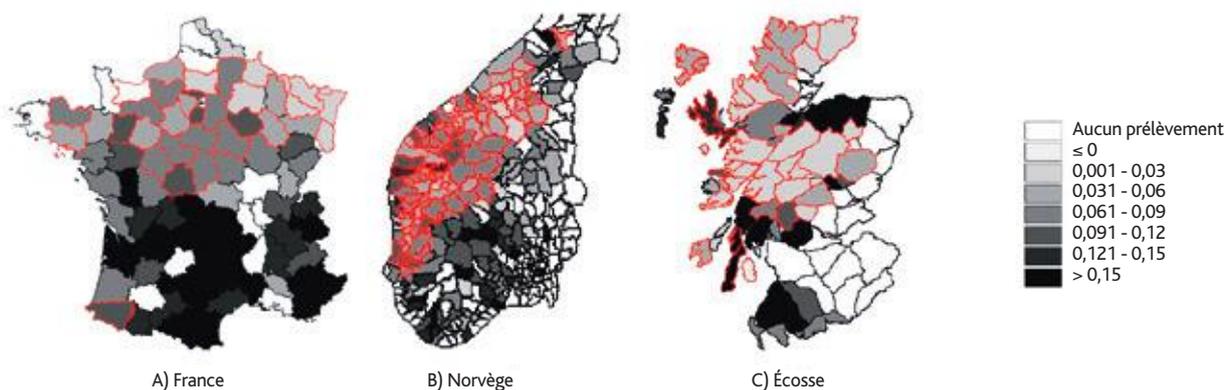


▼ D'après l'analyse des prélèvements, la plupart des pays européens exercent actuellement une pression de chasse plus forte sur les mâles que sur les femelles.



Figure 4 Variation spatiale du taux de croissance des prélèvements de cerfs dans trois pays européens à l'échelle des unités administratives.

En rouge : zones de présence "traditionnelle" de l'espèce (dont la présence est avérée depuis plus de 50 ans) ; en blanc : départements où le nombre d'individus tiré à la chasse est anecdotique (< 50 pour l'ensemble de la période d'étude), ou pour lesquels les statistiques de chasse ont une durée de moins de 5 ans.



Les augmentations du taux de croissance des prélèvements observées pour de nombreux départements diffèrent aussi dans leurs origines. Ainsi, dans les zones de présence traditionnelles du cerf, l'augmentation des prélèvements est essentiellement due à un accroissement du nombre d'animaux tirés par unité de surface ; au contraire, dans les zones « non traditionnelles », elle s'explique à la fois par davantage d'animaux tirés par unité de surface, mais aussi et surtout par un nombre plus important de départements colonisés par le cerf et donc une augmentation de la surface occupée. Par exemple, en France et pour l'année 2002, les départements « non traditionnels » étaient 25 % plus nombreux qu'en 1970, et leur contribution au tableau de chasse annuel est passée, au cours de la même période, de 26 % à 50 %. Pour les pays restants (Écosse, Hongrie et Norvège), la tendance observée est la même, bien que la contribution des départements « non traditionnels » à l'augmentation des prélèvements soit plus faible qu'en France.

L'accroissement observé des prélèvements, et tout particulièrement dans les zones dites « non traditionnelles », est fréquemment plus important que le taux d'accroissement maximal que l'on peut attendre d'une population de cerfs (le taux biologique r^m ne peut dépasser 0,35). Il n'est pas réaliste que l'augmentation des plans de chasse reflète précisément celle des populations ; d'autres facteurs doivent donc être considérés. Il se produit certainement un retard entre le moment où une population de cerfs a colonisé un nouveau secteur et la mise en œuvre effective des plans de chasse (Bonenfant & Klein, 2004). Ensuite, les chasseurs peuvent parvenir à une meilleure efficacité quand les plans de chasse deviennent plus importants. Sur les zones « traditionnelles » où la présence du cerf est avérée depuis plusieurs décennies, les plus faibles taux d'accroissement des prélèvements peuvent donc être la conséquence d'effets densité-dépendants. Avec la diminution des taux de reproduction et de survie, l'accroissement de la population est plus faible et celui des prélèvements également.

Conclusions

Il ressort de cette comparaison à l'échelle européenne que la prochaine étape importante de la gestion du cerf passera par l'acquisition de données plus spécifiques, et de meilleure qualité, que les seules statistiques de chasse. À ce titre, les indicateurs de changements écologiques (ICE) sont des candidats idéaux. En effet, l'évolution des prélèvements que nous observons au cours du temps ne reflète pas parfaitement l'évolution celle des populations elles-mêmes. Les tendances à la hausse continue du

nombre de cerfs tirés sur les trente dernières années en Europe suggèrent fortement que les prélèvements sont soutenable et qu'ils ne permettent pas un contrôle vraiment efficace des populations, et ce, bien qu'il existe des différences majeures dans la gestion de la faune sauvage entre les pays. En l'état actuel des choses, la croissance des populations de cerfs apparaît donc être supérieure à celle des prélèvements. Ce constat est

d'autant plus inquiétant que certains pays, dont la France, montrent une érosion – faible mais significative – du nombre des chasseurs au cours du temps (diminution de 2,3 % par an). La situation est similaire, ou en passe de l'être, à celle que l'on retrouve en Amérique du Nord (McShea *et al.*, 1997), où une question cruciale se pose : la chasse sportive permet-elle réellement un contrôle des populations de grands herbivores ? ●



© E. Midoux/ONCFS

▲ La baisse régulière du nombre des chasseurs français ne s'accompagne pas encore d'une diminution du taux de prélèvements. Cependant, au-delà d'un certain seuil, il pourrait se produire un phénomène de saturation.

Bibliographie

- ▶ Bonenfant, C. & Klein, F. 2004. Évolution de la population de Cerf (*Cervus elaphus L.*) du Parc national des Cévennes. Rapport d'expertise ONCFS. 71 p.
- ▶ Caughley, G. 1970. Eruption of ungulates populations, with emphasis on Himalayan Thar in New Zealand. *Ecology* 51: 53-72.
- ▶ Clutton-Brock, T., Coulson, T.N. & Milner, J. 2004. Red deer stocks in the Highlands of Scotland. *Nature* 429: 261-262.
- ▶ Clutton-Brock, T., Coulson, T.N., Milner-Gulland, E.J., Thomson, D. & Armstrong, H.M. 2002. Sex difference in emigration and mortality affects optimal management of deer populations. *Nature* 426: 655-658.
- ▶ Gaillard, J.-M., Festa Bianchet, M., Yoccoz, N.G., Loison, A. & Toigo, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 367-393.
- ▶ Gill, R.M.A. 1990. Monitoring the Status of European and North American Cervids. *GEMS Information Series 8*. Global Environment Monitoring System, United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 277 p.
- ▶ Gordon, I., Hester, A. & Festa-Bianchet, M. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology* 41: 1021-1031.
- ▶ MacShea, W.J., Rappole, J.H. & Underwood, H.B. 1997. *The science of overabundance: deer ecology and population management*. Smithsonian Institution Press.
- ▶ Milner, J., Bonenfant, C., Myrsterud, A., Gaillard, J.-M., Csányi, S. & Stenseth, N.C. 2006. Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology* 43: 721-734.



© J.-P. Villermé

La génétique du paysage :

origine et flux de dispersion des populations de cerfs en région Centre

MARC COLYN¹, JÉRÔME G. PRUNIER²,
XAVIER LEGENDRE³, AUDE BOURON⁴,
VALÉRIE GIQUEL⁵,

MARIE-CHRISTINE FLAMAND⁶

¹ CNRS-UMR 6553, Université de Rennes 1,
Station Biologique – 35380 Paimpont.
marc.colyn@univ-rennes1.fr

² Institut des Sciences de la Vie, Université
catholique de Louvain – Louvain-la-Neuve
(Belgique).

jerome.prunier@gmail.com

³ Muséum national d'Histoire naturelle.
xavierlegendre36@gmail.com

⁴ Fédération régionale des chasseurs du
Centre – Orléans.

frc.centre@wanadoo.fr

⁵ Fédération départementale
des chasseurs de l'Indre – Châteauroux.
fdc.36@wanadoo.fr

⁶ Institut des Sciences de la Vie, Université
catholique de Louvain – Louvain-la-Neuve
(Belgique).

marie-christine.flamand@uclouvain.be

L'outil génétique constitue une approche pertinente pour répondre aux nouveaux enjeux de la gestion des espèces, avec la mise en évidence des flux de dispersion ou au contraire l'identification de barrières physiques aux échanges entre populations. Le programme IBIG-Cerf (Inventaire de la biodiversité génétique des populations de cerfs dans la région Centre), portant sur la structuration génétique de 1126 cerfs et biches issus de 22 populations, fait ainsi appel à des notions utilisées en génétique du paysage, discipline en pleine expansion à l'interface entre écologie du paysage et génétique des populations.

Le contexte local

Il existe des données concernant l'histoire des peuplements de cerfs en région Centre. Des enquêtes récentes (Leduc & Klein, 2004) ont permis de localiser les populations natives qui la peuplaient, en 1900. Par ailleurs, de nombreux lâchers officiels y ont été recensés, soit 719 animaux du Domaine national de Chambord (de 1953 à 1998) dont 341 uniquement dans l'Indre-et-Loire, et 6 autres de la Petite-Pierre (1961). Des lâchers de cerfs d'élevage ont également été déclarés et d'autres, clandestins, provenant de différentes origines, ont probablement eu lieu aussi.

En termes de dispersion, en raison de leur densité et de la présence d'un environnement favorable, les populations de cerfs ont considérablement élargi leur espace vital dans la région Centre ces dernières décennies. Initialement considérés comme zones de conquête plus spécifiquement explorées par les mâles, des territoires ont ainsi été colonisés par des groupes entretenant des liens plus ou moins lâches avec la population d'origine. Parallèlement, l'anthropisation croissante des milieux constitue un frein à l'extension spatiale des populations de grands cervidés, contribuant ainsi à l'isolement de sous-populations et à un risque d'appauvrissement génétique. Ce constat

est au cœur de l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE), qui, pour la région Centre, font apparaître sept unités éco-paysagères et d'importantes infrastructures autoroutières ayant scindé ces différentes unités (*figure 3, page 41*). Les fleuves et rivières présentent des degrés de franchissement variables : quelques cas d'animaux traversant la Loire, plusieurs observations de cerfs traversant le Cher, l'Indre ou la Vienne. L'enjeu de l'étude consiste à apporter une réponse objective aux questions soulevées par un cloisonnement routier, ferroviaire et fluvial très marqué en région Centre.

Hypothèses et méthodes de travail

La génétique du paysage (*encadré*) repose sur la notion de brassage génétique lors des événements de dispersion entre populations. Associés à un épisode de reproduction, les mouvements inter-populationnels entraînent en effet un flux de gènes d'autant plus important que la connectivité fonctionnelle est élevée. On observe alors une homogénéisation des signatures génétiques des populations concernées. Deux populations connectées avec une même signature génétique (faibles « distances génétiques ») pourront ainsi être considérées comme une seule et même unité. À l'inverse, deux populations peu ou pas connectées finiront, à terme, par diverger en raison de processus génétiques divers (fortes distances génétiques).

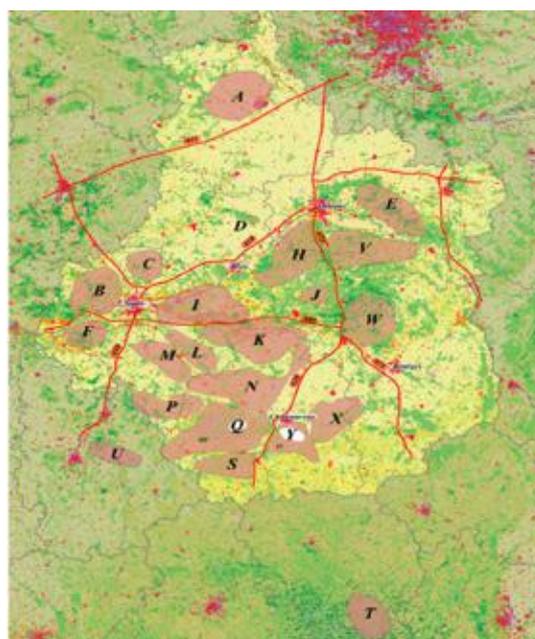
Trois méthodes ont été employées dans cette étude pour caractériser la structuration génétique des populations de cerfs : construction d'arbres génétiques, clustering hiérarchique et analyses corrélatives. Les procédures d'analyse en laboratoire et la méthodologie ont été décrites antérieurement par Dellicour *et al.* (2011) et Prunier *et al.* (2015).

Une étude fondée sur 1 841 animaux issus de neuf pays européens

Au cours de deux saisons de chasse, 1 608 échantillons ont été collectés sous forme de fragments musculaires dont 1 405 échantillons sur des animaux libres, répartis entre 22 massifs forestiers (*figure 1*), et 203

Figure 1 Répartition spatiale des massifs et parcs à cerfs ayant fait l'objet d'un échantillonnage.

A = Senonches ; B = Ambillou, La Rouchouse ; C = Beaumont-la-Ronce ; D = Marchenoir ; E = Orléans ; F = Chinon ; H = Boulogne, La-Ferté-Saint-Cyr ; I = Amboise, Choussy, Chémery ; J = Bruadan ; K = Gâtine, Saint-Aignan, Valençay, Gros-Bois ; L = Loches, Beaugerais ; M = Manthelan, Verneuil ; N = Mitoyen-Indre-et-Loire ; P = Azay-le-Ferron, Preuilly, Bois-des-Cours ; Q = Lancoisme ; S = Paillet, Luzeraise, La Romagère ; T = Camp-de-la-Courtine ; U = La Vienne ; V = Lamotte-Beuvron ; W = Vierzon, Vouzeron ; X = Bellevue, Choëurs-Bommiers ; Y = Châteauroux.



► Encadré • Qu'est-ce que la génétique du paysage ?

La fragmentation du paysage est un processus dynamique d'origine naturelle ou anthropique, se traduisant par la diminution de la surface des patches d'habitat et leur éloignement croissant au sein d'une matrice de plus en plus résistante. Entravant la mobilité des organismes, la fragmentation est responsable d'une diminution de la taille et de la fréquence des échanges entre populations, augmentant considérablement le risque de dérive génétique, de dépression de consanguinité, voire d'extinction locale. Le rétablissement de la connectivité fonctionnelle du paysage, assurant le succès de dispersion des organismes entre patches d'habitat, est donc un facteur clé pour la viabilité des populations et le maintien d'une forte diversité génétique, gage de leur capacité à faire face aux modifications environnementales de demain. À ce titre, la « génétique du paysage » constitue une approche tout indiquée : cette discipline permet de quantifier l'impact des éléments paysagers et leur configuration sur les patrons de variabilité génétique, d'identifier les barrières aux flux de gènes ou encore de déterminer l'échelle optimale de conservation de la diversité génétique au sein des populations. Cet outil a été utilisé dans le cadre de notre étude pour estimer les flux de dispersion entre populations, identifier les populations natives et quantifier l'impact génétique des relâchers au départ de Chambord, de La Petite-Pierre ou d'élevages divers.

▼ Les passages à faune contribuent au rétablissement de la connectivité fonctionnelle du paysage pour les ongulés sauvages.



© C. Saint-Andrieux/ONCFS

provenant de parcs et d'élevages. Seuls ont été considérés les 1 126 échantillons provenant d'individus âgés d'au moins un an et traités avec succès en laboratoire (tableaux 1 et 2).

Un intérêt particulier a été porté au Domaine national de Chambord, source de la plupart des lâchers, avec la collecte de 48 échantillons « contemporains » (CH – 2008) et de 34 échantillons « historiques » (HCH – 1850 à 1979) pour caractériser la signature génétique des cerfs de Chambord (tableau 2).

Les 20 couples de marqueurs microsatellites utilisés constituent un nombre supérieur à celui de la plupart des études génétiques. Ces 20 marqueurs indépendants présentent un nombre d'allèles suffisamment élevé (en moyenne 7,3 allèles par locus) pour garantir un bon pouvoir discriminant dans le cadre du clustering et des analyses corrélatives. Des tests en double-aveugle ont été pratiqués avec succès sur 48 échantillons.

L'Université de Louvain-la-Neuve (Belgique) a par ailleurs mis à disposition un référentiel européen comprenant 715 génotypes de cerfs (204 de France, 42 d'Écosse, 131 d'Allemagne, 144 de Belgique, 72 d'Europe orientale et 122 des Balkans), permettant d'appréhender la structuration génétique des populations de cerfs de la région Centre dans un contexte spatial plus large.

► Pour cette étude génétique, un intérêt particulier a été porté aux cerfs du Domaine national de Chambord, à l'origine de la majorité des lâchers de renforcement réalisés en région Centre.



© P. Matzke

Tableau 1 Répartition des échantillons récoltés et génotypes obtenus au sein de 22 massifs forestiers de la région Centre (et départements limitrophes).

Les échantillons des massifs de Lancosme (Q/QQ) et Châteauroux (Y/Y) sont répartis en deux catégories : les échantillons récoltés au cœur de chaque massif et les échantillons récoltés en périphérie. Les années de collecte correspondent à l'année d'ouverture de la période de chasse.

Massifs forestiers	Code	Année de collecte	Nombre d'échantillons	Nombre de génotypes		
1	Senonches	A	2013	42	36	
2	Ambillou, La Rouchouze	B	2013	58	35	
3	Beaumont la Ronce	C	2013	41	31	
4	Marchenoir	D	2013	18	14	
5	Orléans	E	2013	63	31	
6	Chinon	F	2013	53	27	
7	Boulogne, La Ferté Saint Cyr	H	2013	110	48	
8	Amboise, Choussy, Chémery	I	2013	48	40	
9	Bruadan	J	2013	49	48	
10	Gâtine, St Aignan, Valençay, Gros Bois	K	2013	91	51	
11	Loches, Beaugerais	L	2013	65	43	
12	Manthelan, Verneuil	M	2013	79	47	
13	Mitoyen Indre et Loire	N	2013	39	37	
14	Azay le Ferron, Preuilly, Bois des Cours	P	2013	96	56	
15	Lancosme	Cœur	Q	2008-2013	51	44
		Périphérie	QQ	2008-2013	96	67
16	Paillet, Luzeraise, La Romagère	S	2013	62	41	
17	Camp de la Courtine	T	2013	60	41	
18	La Moulière	U	2013	25	25	
19	Lamotte Beuvron	V	2013	31	31	
20	Vierzon, Vouzeron	W	2013	62	35	
21	Bellevue, Chœurs Bommiers	X	2013	63	34	
22	Châteauroux	Cœur	Y	2008-2013	46	39
		Périphérie	YY	2008-2013	57	36
Total				1 405	937	

Tableau 2 Répartition des échantillons récoltés et génotypes obtenus au sein de 5 parcs/élevages en région Centre.

Parc / élevage	Code	Année de collecte	Nombre d'échantillons	Nombre de génotypes	
1	Chambord	CH	2008	48	48
	Chambord « Historique »	HCH	1850-1979	34	33
2	Chevigny	G	2013	19	19
3	Bouges-le-Château	O	2013	40	31
4	Bois-Robert	R	2013	29	25
5	Epuisaye	ZE	2013	33	33
Total			203	189	

Résultats sur la structuration génétique

À l'échelle suprarégionale

Les mesures de distances génétiques entre populations peuvent être représentées sous la forme d'un arbre génétique dont la longueur des branches renseigne sur la proximité génétique relative des populations (figure 2).

- Le 1^{er} groupe, à gauche, réunit sous une signature génétique propre toutes les populations d'Europe centrale et orientale.
- Le 2^e, homogène et légèrement plus éloigné, regroupe celles de Belgique ainsi que la population française de Meurthe-et-Moselle.
- Le 3^e, avec une signature génétique typique des cerfs provenant d'Écosse, concerne les populations écossaises ainsi que trois parcs et élevages français.
- Le 4^e correspond aux trois populations françaises de l'Aisne (nord-est de la France) ainsi que la population de Senonches (A) au nord de la région Centre.
- Le 5^e, homogène, réunit les populations B, C, D et F situées sur la rive droite de la Loire, en Touraine et en Beauce. Ce groupe représente une entité génétique

intermédiaire entre la population de Senonches (A) et le reste de la zone d'étude.

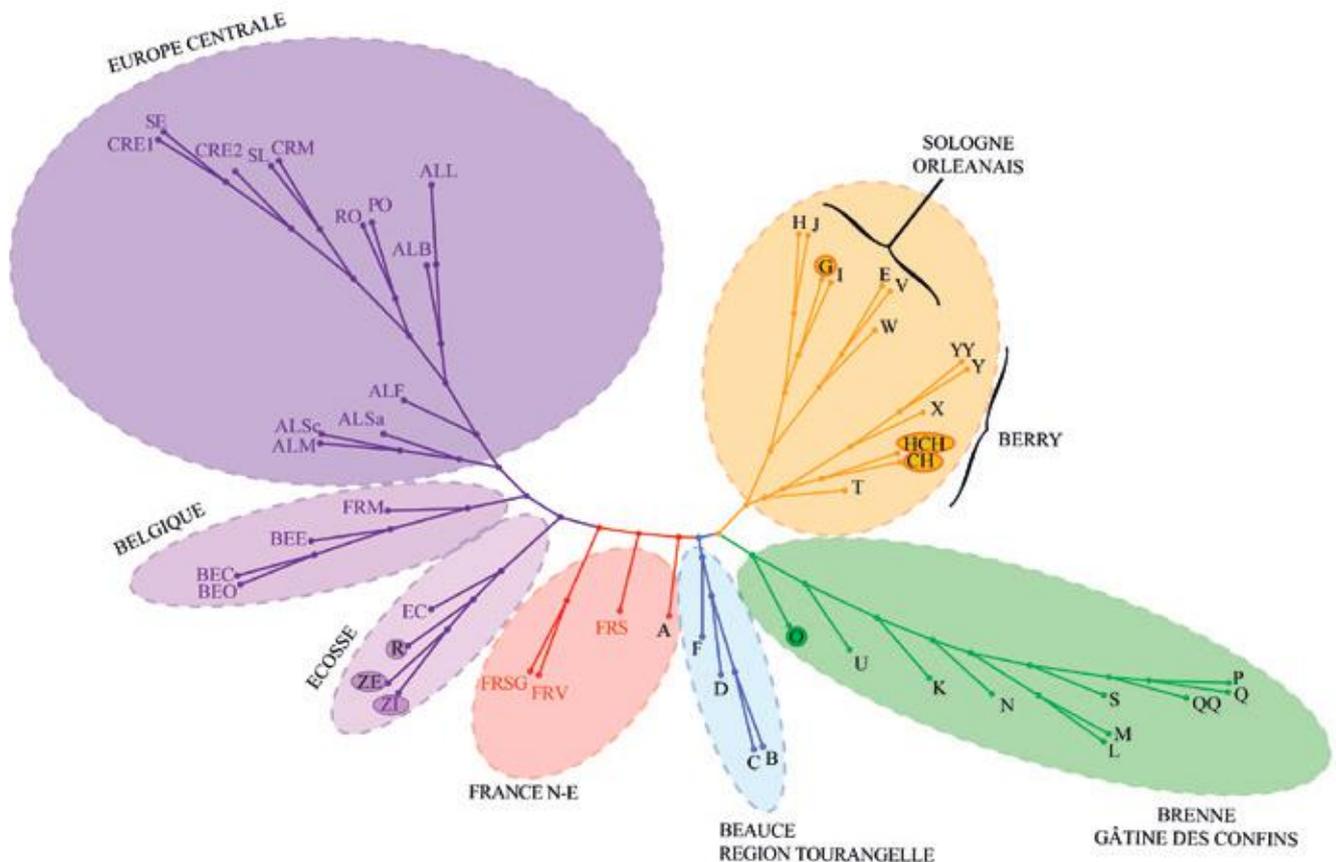
- Le 6^e rassemble toutes les populations de Brenne et de la Gâtine des Confins (K, L, M, N, P, Q, QQ, S et U), ainsi que les individus du parc de Bouges-le-Château (O). Notons la forte proximité génétique entre les cerfs au cœur du massif de Lancosmes (Q) et ceux de la périphérie (QQ), suggérant des flux de déplacements réguliers entre ces deux entités.
- Le 7^e correspond à toutes les populations de Sologne, de l'Orléanais et du Berry, ainsi que les individus des parcs de Chambord (CH et HCH, d'une distance génétique très faible) et de Cheverny (G). Ce groupe se structure en deux sous-entités : d'une part, les populations de type « Chambord » situées dans le Berry (Bellevue X, Châteauroux centre Y et Châteauroux périphérie YY génétiquement très proches) ainsi qu'en Creuse (T), qui ont fait l'objet de lâchers importants issus de Chambord dont elles partagent encore la signature génétique ; d'autre part, les populations situées principalement en Sologne (H, I, J, V, W), en Orléanais (E) et dans le parc de Cheverny (G), qui, bien que géographiquement plus proches de Chambord que les populations du Berry, présentent une signature génétique légèrement différente. Il

pourrait s'agir de populations plus anciennes n'ayant pas été renforcées de manière massive par des lâchers, comme ce fut le cas dans le Berry. On notera enfin que les populations E, V et W, situées à l'est de l'autoroute A71, sont localisées sur une branche distincte des populations G, H, I et J (à l'ouest de l'A71) ; ce qui suggère un effet potentiel de barrière à la dispersion au niveau de cette infrastructure.

Trois principales conclusions peuvent être tirées de l'observation de cet arbre génétique. Tout d'abord, dans un contexte spatial élargi, les populations françaises sont plus proches génétiquement de celles d'Écosse que de celles d'Europe centrale et orientale. Deuxièmement, à l'échelle régionale, la population de Senonches (A, au nord de la région Centre) constitue une entité génétique intermédiaire entre les populations du nord-est de la France et celles de la région tourangelle et du sud de la Beauce (B, C, D, F). Pour confirmer l'existence d'un tel continuum génétique, il serait toutefois nécessaire de disposer d'échantillons génétiques provenant de la région parisienne et des régions normandes. Enfin, cet arbre permet la reconnaissance et la localisation des massifs où les populations natives étaient présentes.

Figure 2 Arbre génétique présentant la proximité génétique entre populations du référentiel européen et de la région Centre.

Les populations de la région Centre sont indiquées par des lettres noires. Les lettres cerclées indiquent des populations provenant de parcs ou d'élevages. Les cercles en pointillés regroupent les populations formant des entités génétiques proches. La longueur des branches de l'arbre renseigne sur la proximité génétique relative des populations : plus la longueur de branche à parcourir entre deux populations est élevée, plus les populations considérées sont distinctes.



À l'échelle régionale

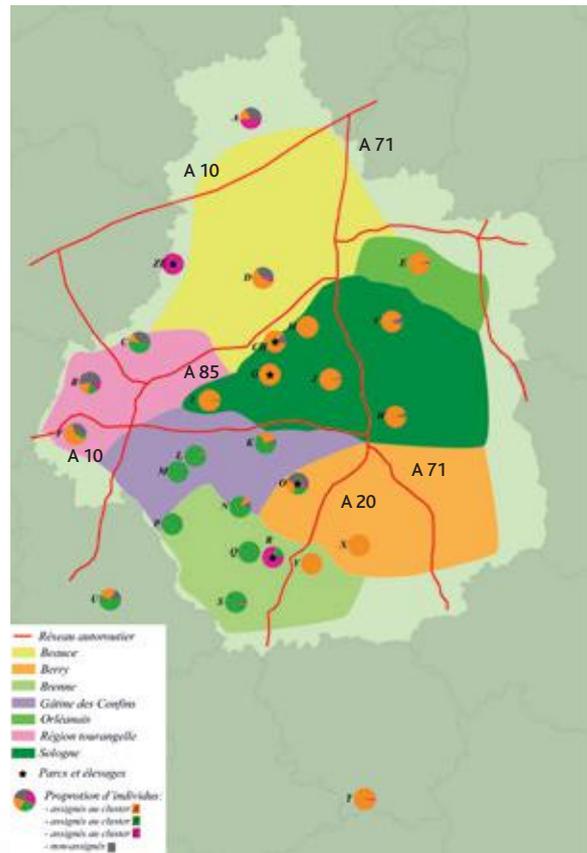
Le clustering hiérarchique consiste à identifier des groupes d'individus formant des entités génétiquement homogènes, en partant des structures les plus marquées (niveau hiérarchique supérieur) vers les structures les plus fines (niveaux inférieurs). À chaque niveau hiérarchique, les individus se voient ainsi assignés à un cluster avec une certaine probabilité. Cette approche met en évidence les secteurs paysagers où les flux de gènes sont importants et ceux où ils sont interrompus (barrières). Le clustering permet également de reconnaître des potentiels migrants, suggérant des épisodes de dispersion.

Au premier niveau hiérarchique, le clustering révèle l'existence de trois grandes entités génétiques : les individus du Berry, de la Sologne et de l'Orléanais (cluster A), les individus de la Brenne et de la Gâtine des Confins (cluster B), et les individus étrangers, principalement écossais, issus du référentiel européen (cluster C) – (figure 3). Cette analyse, qui précise l'origine vraisemblable de tous les cerfs considérés, permet de distinguer les individus « natifs », issus de lignées implantées en région Centre depuis

Figure 3

Répartition par population des individus assignés aux trois principaux clusters génétiques (A en orange, B en vert et C en violet) identifiés au premier niveau hiérarchique.

Seules les populations de la région Centre (et départements limitrophes) sont représentées. Les parcs et élevages sont indiqués par une étoile noire. En gris, proportion des individus n'ayant pas pu être assignés de manière certaine à l'un des trois clusters (probabilité d'assignation inférieure à 60 %).



► Il ressort de l'arbre génétique établi que les populations françaises de cerfs sont plus proches génétiquement de celles d'Écosse que de celles d'Europe centrale et orientale



quelques générations, des individus non-natifs. Ainsi, une majorité d'individus des parcs d'Epuisaye (ZE) et Bois-Robert (R) sont par exemple assignés avec une probabilité supérieure à 60 % aux populations écossaises, conformément aux résultats précédents (figure 2). En périphérie du parc de Bois-Robert, on remarque la présence d'un individu suspect (figure 4), vraisemblablement échappé de ce parc. On retrouve ainsi 26 cerfs « étrangers » au sein des populations naturelles de la région Centre, écartés dans la suite des analyses. Ce clustering de premier niveau hiérarchique permet également d'identifier des épisodes de dispersion entre clusters : certains individus peuvent être ainsi considérés comme migrants car assignés à un cluster dont ils sont spatialement éloignés (figure 4).

Perméabilité spécifique des réseaux hydrographique et autoroutier

Les limites des cinq grandes entités génétiques identifiées aux niveaux hiérarchiques inférieurs du clustering appliqué aux individus natifs coïncident principalement avec le réseau autoroutier (A 10, A20, A71 et A85) et le réseau hydrographique (Loir-et-Cher), qui constituent des barrières potentielles aux flux de gènes (figure 5).

- Les populations situées au nord du complexe « A 10-Loire », légèrement distinctes des autres dans la zone d'étude, suggèrent

Figure 4 Identification de la provenance probable d'un individu suspect (en rose), vraisemblablement échappé du parc de Bois-Robert. D'autres individus peuvent être considérés comme migrants car assignés à un cluster dont ils sont spatialement éloignés (6 individus assignés au cluster rouge mais retrouvés au sein du cluster vert et un individu assigné au cluster vert mais retrouvé au sein du cluster rouge).

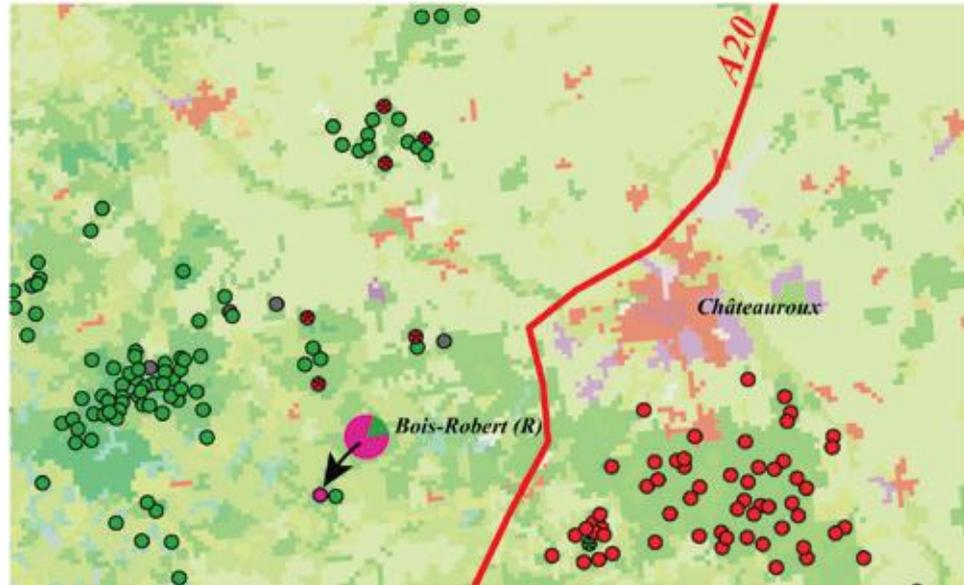
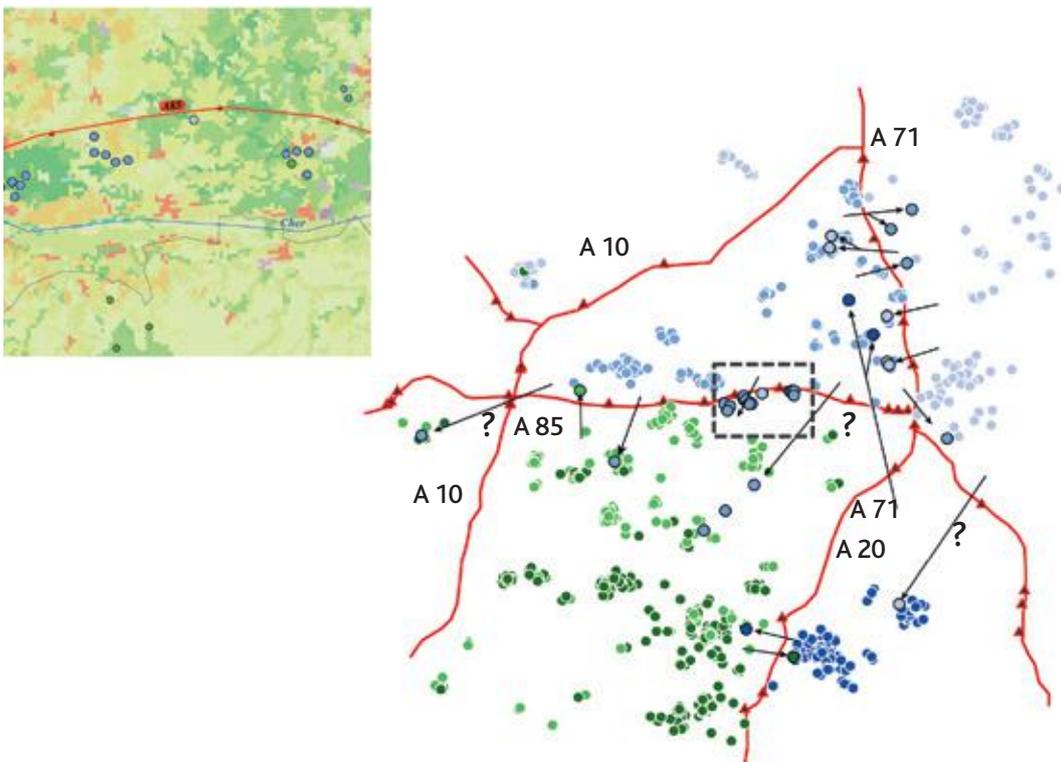


Figure 5 Localisation des migrants (cerclés de noir) et de leur origine probable (flèches noires).

Les points d'interrogation indiquent une incertitude importante quant à la trajectoire supposée de dispersion. Le réseau autoroutier est indiqué en rouge, les passages à faune par des triangles. Le panel en haut à gauche propose un zoom sur la situation particulière d'un secteur compris entre l'A85 et le Cher.



un « effet barrière » important de ces deux linéaires associés. Toutefois, seul un échantillonnage des populations situées au sein des départements limitrophes permettrait de confirmer cette hypothèse, car le nombre d'individus échantillonnés au nord de la région tourangelle reste limité.

- L'association « A85-Cher » semble former une autre barrière aux flux de gènes. Vingt « échanges » ont été identifiés de part et d'autre de ce complexe dont 19 du nord vers le sud. Curieusement, 15 de ces individus supposés dispersants sont localisés dans un secteur géographique très restreint (**figure 5** – panel supérieur) compris entre l'A85 au nord et le Cher au sud, seul secteur où les deux linéaires sont spatialement distincts. D'après les observations de terrain, il s'agirait moins d'échanges de part et d'autre de l'A85 que d'individus isolés de leurs populations d'origine lors de la construction de l'autoroute en 2007. Cette observation suggère que le Cher constitue une barrière relative aux flux de gènes, renforcée par cette autoroute. Cette hypothèse mériterait des suivis spécifiques, sachant que des individus franchissent à la fois le Cher et l'A85 dans les deux sens.

- Le cas de l'A20 et de l'A71 est plus simple, car ces deux infrastructures sont distinctes de tout linéaire hydrographique. Seuls deux échanges ont été identifiés de part et d'autre de l'A20. Ce faible nombre de franchissements est probablement à mettre en

relation avec les rares passages à faune sur cette autoroute ancienne. Neuf échanges ont enfin été identifiés de part et d'autre de l'A71. Ce nombre plus important d'échanges que dans le cas de l'A20, sans doute lié au plus grand nombre de passages à grande faune, semble expliquer la relative proximité génétique entre les populations de Sologne et de l'Orléanais.

D'une manière générale, si la structuration génétique observée est en partie expliquée par des barrières aux flux de gènes « historiques » (Loire, Cher) et « contemporains » (A20 et A71 notamment), ces éléments linéaires restent tous franchissables à des degrés divers.

Distances génétiques et distances paysagères

Les analyses corrélatives permettent de comparer, de manière statistique, « distances génétiques » (flux de gènes) et « distances paysagères » (résistance des différents milieux paysagers), sous l'hypothèse qu'une augmentation des distances paysagères, reflet d'une augmentation de la résistance des milieux traversés, entraînera une diminution des flux de dispersion.

Sept types de milieux ont été considérés : les zones boisées, prairiales, agricoles, les réseaux autoroutier, routier secondaire et hydrologique, les zones urbaines, ces dernières ayant été écartées des analyses car

intimement corrélées au réseau hydrologique.

Toutes les analyses corrélatives ont été menées séparément pour les mâles et pour les femelles.

Une évidence ressort : si les zones forestières restent favorables au déplacement des individus, les flux de gènes s'avèrent, en revanche, limités par les milieux anthropogènes. L'espèce ayant une préférence pour les zones prairiales, les individus dispersants pourraient donc avoir des réticences à traverser de larges secteurs agricoles (souvent associées aux réseaux autoroutiers). Cela pourrait expliquer des différences de fonctionnalité des passages à faune selon leur disposition dans le paysage.

Le réseau autoroutier a également été détecté comme un frein aux flux de gènes, quoique l'impact des autoroutes reste plus marqué chez les femelles que chez les mâles, dont la plus grande mobilité entraîne une probabilité plus importante de rencontre des passages à faune. Le réseau routier secondaire a été identifié comme une barrière potentielle aux flux de gènes chez les femelles uniquement.

Enfin, le réseau hydrologique, identifié comme une barrière aux flux de gènes uniquement chez les mâles, agit probablement comme un effet indirect du tissu urbain, plus dense aux abords de la Loire et de ses affluents.

▼ *L'A71 traversant la Sologne. En termes de frein à la dispersion, l'impact des autoroutes apparaît plus marqué chez les femelles que chez les mâles.*



Conclusions et perspectives

Outre le fait d'avoir présenté le point zéro en termes d'inventaire de la biodiversité génétique de l'espèce, le programme IBIG-Cerf a mis en évidence la structuration génétique des populations de la région Centre, avec 5 grandes entités identifiées : le nord de la Loire, le sud du Cher à l'ouest et à l'est de l'A20, le nord du Cher à l'ouest et à l'est de l'A71.

Ceci s'explique par :

- l'influence historique du paysage, avec des barrières naturelles telles que la Loire et le Cher, mais qui ne sont pas totalement infranchissables ; on notera que les populations situées au nord de la Loire appartiennent à des entités génétiques plus vastes, incluant des populations non échantillonnées au sein des régions limitrophes (Île-de-France, Normandie et/ou Pays de la Loire) ;
- l'influence de la fragmentation contemporaine du paysage, avec la modification récente des pratiques agricoles et l'apparition d'un maillage autoroutier, créant de nouvelles barrières à la dispersion (A20, A71) ou venant renforcer, par « jumelage », les barrières naturelles que sont la Loire et le Cher (A10 et A85) ;
- les lâchers récents de cerfs de Chambord, qui imposent une signature génétique spécifique à certains massifs et accentuent les différences observées entre les populations. Selon le degré de connectivité de ces populations avec les autres massifs de la région Centre, cette structuration génétique pourrait à terme s'effacer ou à l'inverse s'amplifier.

D'une manière générale, si la situation du cerf en région Centre n'est pas « idéale » puisque les activités humaines ont entraîné la création de nouvelles barrières à la dispersion, elle n'est pas pour autant « catastrophique ». Les grandes entités génétiques identifiées, bases d'un brassage régulier entre massifs, sont suffisamment vastes pour assurer le maintien d'une bonne diversité génétique à moyen terme, tandis que la possibilité, même limitée, d'épisodes de dispersion entre ces entités devrait pouvoir entretenir cette diversité génétique sur le long terme.

Néanmoins, la problématique du franchissement des autoroutes reste un enjeu fort en région Centre, pour le cerf en particulier, mais également pour la faune sauvage en général. Les passages aménagés sur l'A71 semblent suffisamment nombreux et/ou efficaces pour assurer un brassage régulier de part et d'autre de cette infrastructure. Les autres autoroutes semblent moins perméables à la dispersion : l'A20, autoroute ancienne et peu équipée en passages transversaux, ainsi que l'A10 et l'A85, toutes deux

couplées aux barrières naturelles que sont la Loire et le Cher, devraient faire l'objet d'une attention toute particulière. L'étude de la fonctionnalité des ouvrages de franchissement actuellement en cours en région Centre s'avère à ce titre un complément essentiel à cette étude.

Finalement, on notera que le cerf constitue un indicateur biologique pertinent pour l'évaluation de la perméabilité des grandes infrastructures de transport.

Remerciements

Cette étude a été financée par la Fondation François Sommer pour la Chasse et la Nature, la Fédération régionale des chasseurs du Centre, la Fédération départementale des chasseurs de l'Indre, la Région wallonne et la Société de Vénérie. Nous remercions les fédérations départementales des chasseurs de la région Centre, ainsi que Messieurs H. Prot et J. Alvarado qui ont contribué activement à la collecte des échantillons. ●

Bibliographie

- ▶ Dellicour, S., Frantz, A. C., Colyn, M., Chaumont, F., Bertouille, S. & Flamand, M. C. 2011. Population structure and genetic diversity of red deer (*Cervus elaphus*) in forest fragments in north-western France. *Conservation Genetics* 12: 1287-1297.
- ▶ Leduc, D. & Klein, F. 2004. Origine des populations de cerfs présents en France. *Faune sauvage* 264 : 27-28.
- ▶ Prunier, J. G., Colyn, M., Nimon, K., Legendre, X. & Flamand, M. C. 2015. Multicollinearity in spatial genetics: Separating the wheat from the chaff using commonality analyses. *Molecular Ecology* 24: 263-283.

◀ **Malgré les nouvelles barrières à la dispersion créées par l'homme, les grandes entités génétiques identifiées sont à même de maintenir la diversité génétique des populations de cerfs en région Centre.**



Quelle place pour les acteurs cynégétiques dans la gestion des espaces protégés ?

CARINE LEROY

Fédération nationale des chasseurs –
Issy-les-Moulineaux.



© E. Midoux/ONCFS

▲ En dehors des RCFS, les acteurs cynégétiques sont peu consultés pour la création d'espaces protégés. Pourtant, leur participation à la gestion de tels espaces est possible...

La chasse est aujourd'hui considérée dans les textes comme l'un des éléments d'une politique globale de protection des espaces naturels. Qualifiée d'activité à caractère environnemental, l'article L. 420-1 du Code de l'environnement la rattache en effet à la gestion durable du patrimoine faunique et de ses habitats. Mais malgré cette reconnaissance légale et l'agrément des fédérations des chasseurs au titre de la protection de l'environnement, les chasseurs rencontrent bien souvent des difficultés pour être partie prenante de la gestion durable des espaces bénéficiant d'un statut de protection. Des outils de participation à la gestion de ces espaces sont néanmoins à la disposition des acteurs cynégétiques. État des lieux des instruments juridiques exploitables...

Autoriser la pratique de la chasse dans les espaces protégés peut être perçu par certains acteurs de la conservation de la nature comme contraire à la mise en place d'un statut de protection. Chasse et protection sont pourtant aujourd'hui loin d'être antinomiques, les chasseurs et leurs fédérations menant de plus en plus d'actions reconnues en faveur de la biodiversité : mise en place de haies bocagères, chantiers nature, bandes enherbées, jachères, cultures à but faunistique et environnemental, entretien des mares de huttes, etc. L'enjeu pour les acteurs cynégétiques est donc de s'impliquer davantage dans la construction du

réseau d'espaces protégés. Pour cela, il leur est nécessaire de participer à la décision en amont du processus de création des aires naturelles de protection. En aval de leur constitution, les acteurs cynégétiques ont vocation à s'engager dans la gestion de ces espaces.

L'intervention des acteurs cynégétiques au sein des procédures de consultation et de concertation

Peu de dispositions relatives à la création des espaces protégés prévoient la consultation directe des acteurs cynégétiques, à

l'exception des réserves de chasse et de faune sauvage (RCFS). En effet, les fédérations départementales des chasseurs (FDC) ne font pas partie des organismes devant obligatoirement être consultés. Cependant, dans certaines procédures de création d'espaces protégés (réserves naturelles, arrêtés de biotope), la Commission départementale de la nature, des paysages et des sites (CDNPS), prévue à l'article L.341-16 du Code de l'environnement, est consultée par le préfet. Elle rend un avis sur le projet de classement dans sa formation spécialisée dite « de la nature ». Elle comprend deux représentants d'associations de protection de l'environnement agréées au titre de l'article L.141-1 du Code de l'environnement, nommés par le préfet. L'alinéa 2 de l'article L.141-1 disposant que les FDC sont éligibles à cet agrément¹, les FDC agréées peuvent être membres de la CDNPS et, à ce titre, être consultés lors des procédures de création.

Du reste, dans le cadre de la procédure de création des réserves naturelles, seuls les propriétaires et les titulaires de droits réels doivent être consultés. Les locataires d'un bail de chasse, considérés comme titulaires de droits personnels par la jurisprudence

¹ La jurisprudence a récemment confirmé la légalité d'un agrément délivré à une fédération, soulignant que les FDC « doivent être regardées comme exerçant, à titre principal, des activités consacrées à la protection de l'environnement » (arrêt du 12 octobre 2012 – C.A.A. Nantes).

administrative² et par une circulaire du 30 septembre 2010³, n'ont donc pas à rendre un avis. Il en est de même pour les titulaires d'un droit de chasser (fermiers ou personnes autorisées par le détenteur du droit de chasse), titulaires de droits personnels.

Il reste alors aux acteurs cynégétiques à se manifester lors de l'enquête publique devant être organisée pour certaines catégories d'espaces protégés, en application de l'article L.123-2 du Code de l'environnement⁴. Une enquête publique a pour objet d'assurer l'information et la participation du public et donne à ceux qui le souhaitent l'occasion de présenter des observations et suggestions sur les projets. Le dossier d'enquête doit comporter une étude sur les incidences générales et les conséquences socio-économiques du projet, ainsi que la liste des sujétions et interdictions prévues au nombre desquelles peut se trouver la chasse. L'enquête publique constitue donc une opportunité pour les instances cynégétiques d'exprimer leurs appréciations, leurs suggestions et leurs contre-propositions et, ainsi, d'éclairer la décision de l'autorité compétente concernant la réglementation de la chasse qui pourrait être adoptée au sein de l'espace protégé. Pour les cas non prévus par l'article L.123-2 du Code de l'environnement, c'est l'évaluation environnementale qui s'applique. Cette procédure, définie à l'article L.120-1 du même code, soumet les décisions (autres qu'individuelles) des autorités publiques ayant une incidence sur l'environnement à la participation du public, conformément à l'article 7 de la Charte de l'environnement. Le projet de décision – par exemple un plan de gestion – est mis à disposition du public par voie électronique et/ou support papier. Le public, dont font partie les acteurs cynégétiques, peut alors formuler ses observations.

Au-delà des procédures de consultation, les autorités compétentes peuvent également procéder à une concertation pour obtenir de meilleurs résultats. Il s'agit d'un processus de dialogue dont le but est de parvenir à des propositions acceptées par toutes les parties impliquées. Les textes relatifs aux espaces protégés n'imposent pas de procédure de concertation avant le classement d'un site. Néanmoins, afin de dégager un projet et une vision pour le territoire en question, mais aussi et surtout afin de prévenir d'éventuels conflits et favoriser l'acceptation

de l'espace protégé et de ses contraintes par tous les acteurs, le dispositif de la concertation est aujourd'hui utilisé pour tous les espaces protégés. Les acteurs cynégétiques ont naturellement vocation à participer à un processus de concertation lorsque celui-ci est organisé. Il leur offre un cadre d'échanges permettant de faire valoir leurs intérêts, de mettre en avant leur connaissance du terrain et de participer à la prise de décision.

La gestion des réserves de chasse et de faune sauvage par les FDC

Les RCFS sont régies par les articles L.422-27 et R.422-82 à 91 du Code de l'environnement, ainsi que par un arrêté interministériel du 13 décembre 2006. Elles ont pour vocation de protéger les populations d'oiseaux migrateurs, conformément aux engagements internationaux, d'assurer la protection des milieux naturels indispensables à la sauvegarde d'espèces menacées, de favoriser la mise au point d'outils de gestion des espèces de faune sauvage et de leurs habitats, et de contribuer au développement durable de la chasse au sein des territoires ruraux. Pour les acteurs cynégétiques, ces réserves constituent une exception notable au sein du paysage des espaces protégés. Les RCFS sont en effet créées par le préfet à l'initiative, soit du détenteur du droit de chasse, soit de la fédération départementale ou interdépartementale des chasseurs, pour conforter des actions d'intérêt général. Les textes n'évoquent pas la gestion des RCFS, mais nombreux sont les exemples de gestion confiée à l'ONCFS ou aux FDC par le

préfet. Les modalités de gestion d'une RCFS peuvent être prévues par une convention. Les RCFS peuvent également être organisées en réseaux départementaux, dans des conditions fixées par le Schéma départemental de gestion cynégétique (SDGC). La coordination est alors assurée par les fédérations départementales ou interdépartementales des chasseurs. Un rapport d'activité du réseau est présenté chaque année par le président de la fédération devant la Commission départementale de la chasse et de la faune sauvage (CDCFS).

La gestion des réserves naturelles par les FDC

Conformément à l'article L.332-8 du Code de l'environnement, les associations régies par la loi du 1^{er} juillet 1901 peuvent être désignées par le préfet comme gestionnaires des réserves naturelles régionales et nationales, lorsque la protection du patrimoine naturel constitue l'objet statutaire principal de ces associations. Les fédérations départementales des chasseurs, associations régies par la loi de 1901, doivent adopter des statuts conformes à un modèle fixé par l'arrêté ministériel du 4 décembre 2003. Conformément à l'article 1^{er} de ce modèle, elles ont ainsi pour objet de participer à la mise en valeur du patrimoine cynégétique départemental et à la protection et à la gestion de la faune sauvage, ainsi que de ses habitats. Aussi, comme évoqué plus haut, elles sont éligibles à l'agrément au titre de la protection de l'environnement. C'est dans ce cadre que plusieurs FDC sont gestionnaires de réserves naturelles régionales (1).

► 1 • La Réserve naturelle régionale des Étangs du Petit et du Grand Loc'h (56), classée par délibération du Conseil régional de Bretagne le 20 décembre 2008, est gérée par la FDC du Morbihan. Deux salariés se consacrent à sa gestion. La chasse est autorisée seulement sur une partie des 118 hectares de ce site et s'exerce conformément à la réglementation définie par le préfet.



© Auteurs de vues

² Conseil d'état, 25 novembre 1987, n° 70958 et Conseil d'état, 19 juin 1992, n° 95676.

³ Circulaire du 30 septembre 2010 relative aux procédures de classement et de gestion des réserves naturelles nationales, MEDDTL, n° 2010-24, texte non paru au J.O., p.54.

⁴ Sont ainsi soumis à enquête publique les projets de création d'un parc national, d'un parc naturel marin, les projets de charte d'un parc national ou d'un parc naturel régional, les projets d'inscription ou de classement de sites et les projets de classement en réserve naturelle et de détermination de leur périmètre de protection.

La participation des acteurs cynégétiques à la gestion des espaces protégés

Si les FDC ne se voient pas confier la gestion « directe » d'espaces protégés, elles peuvent faire partie d'organes qui assurent cette gestion ou y participent. Il en est de même pour d'autres acteurs cynégétiques, comme les associations de chasse locales. Différentes possibilités existent selon le type d'espace protégé.

La gestion d'un parc national est assurée par un établissement public à caractère administratif et est administrée par un conseil d'administration, composé notamment de représentants des associations de protection de l'environnement et des usagers (art. L.331-8 C.E.). Les acteurs cynégétiques ont donc vocation à en être membres. La représentation cynégétique au sein du conseil d'administration est importante puisque celui-ci constitue l'organe de décision et d'impulsion du parc national. Cet organe est chargé de définir les principes de l'aménagement, de la gestion et de la réglementation du parc, ce qui peut notamment concerner l'exercice de la chasse. Il est assisté par un conseil scientifique, ainsi que par un conseil économique, social et culturel, prévus respectivement aux articles R.331-32 et R.331-33 du Code de l'environnement. Les FDC et les associations de chasse ont également vocation à y être représentées. Cela leur permet d'être force de propositions et de participer aux expertises et aux avis techniques rendus par ces conseils.

Le gestionnaire d'une réserve naturelle nationale (art. R.332-15 C.E.) ou régionale (art. R.332-41 C.E.) est assisté par un comité consultatif dont les acteurs cynégétiques peuvent faire partie en tant que représentants des usagers. Ce comité est consulté sur le projet de plan de gestion et doit exprimer un avis sur toute décision concernant la réserve naturelle. Il se prononce ainsi sur la gestion de la réserve et donc sur la gestion cynégétique, sur les conditions d'application des mesures prévues par la décision de classement et peut demander au gestionnaire la réalisation d'études scientifiques ou recueillir des avis dont celui d'une fédération de chasseurs.

Par ailleurs, si aucune modalité de gestion n'est prévue par les textes dans le cadre d'un arrêté préfectoral de protection de biotope (APPB), en pratique il est souvent mis en place un comité scientifique ou consultatif de suivi *ad hoc* auprès du préfet. Les FDC et les associations de chasse peuvent en faire partie.

La voie contractuelle peut également permettre aux acteurs cynégétiques de participer à la gestion des espaces protégés. C'est le cas pour les parcs naturels régionaux : des contrats de partenariat peuvent être conclus avec le syndicat mixte gérant le parc, afin de mettre en œuvre des actions communes :

suivi de populations, mise en place de cultures faunistiques, restauration de milieux, etc.

Il est aussi à noter qu'en marge de la gestion d'espaces protégés, les acteurs cynégétiques peuvent participer à la mise en œuvre du réseau Natura 2000, en s'appuyant sur deux outils : les contrats et les chartes Natura 2000³, auxquels les acteurs cynégétiques peuvent souscrire. Ces deux instruments constituent des opportunités, afin de réaliser des actions de gestion comme la réouverture de milieux, la mise en place de cultures faunistiques, la création de mares et de « faire reconnaître » ou de « labelliser » l'activité chasse dans le site avec une prise en compte de l'environnement. De nombreuses FDC sont aujourd'hui impliquées dans la rédaction des documents d'objectifs (Gironde, Hérault, Indre-et-Loire, Landes, Lot, Oise, Savoie, Seine-Maritime, Somme, Vendée, Haute-Vienne...), mais également dans l'animation de contrats Natura 2000 (Aisne, Aude, Charente-Maritime, Dordogne, Doubs, Loire, Gironde, Jura, Lot, Maine-et-Loire, Manche, Nièvre, Pyrénées-Orientales, Savoie...). Les fédérations départementales des chasseurs d'Indre-et-Loire, de Lozère, de Seine-et-Marne et de Haute-Vienne sont animatrices ou co-animatrices de sites Natura 2000 pour le compte de collectivités. La Fédération régionale des chasseurs du Roussillon assure la gestion des sites naturels du Minervois.

³ Les contrats Natura 2000 et les chartes Natura 2000 sont respectivement régis par les articles L.414-3 et R.414-13 à R.414-17 et les articles L.414-3, R.414-12 et R.414-12-1 du Code de l'environnement.

Les instruments de gestion adaptative

Enfin, en sus des outils de consultation et de concertation en amont, et de la gestion directe des espaces protégés ou de la participation à cette gestion en aval, les textes relatifs aux espaces protégés laissent une marge de manœuvre à leurs gestionnaires concernant l'exercice de la chasse. En effet, par principe, le législateur n'a jamais consacré l'obligation d'interdire la chasse. Ainsi, si les dispositions contenues dans les articles L.332-3 et L.331-4-1 du Code de l'environnement, relatives aux limitations et interdictions susceptibles d'être édictées respectivement dans le cœur des réserves naturelles et dans le cœur des parcs nationaux, mentionnent la chasse parmi d'autres activités, celles-ci sont envisagées au conditionnel. C'est donc en fonction des espèces ou des espaces dont la protection doit être assurée que des mesures spécifiques concerneront ou non la pratique de la chasse.

L'adaptation des pratiques de chasse dans les espaces protégés, rendue nécessaire pour la conservation des espaces et des espèces, constitue alors une alternative à une interdiction générale et absolue de l'activité cynégétique. Le Parc national des Cévennes est le parfait exemple de cette « gestion adaptative » (2). Il n'est d'ailleurs plus un cas isolé puisque le Parc national des Calanques, bien que ne prévoyant pas d'association cynégétique spécifique, autorise désormais la chasse en son cœur dans des conditions semblables.

► 2 • De manière atypique au sein des parcs nationaux français, la chasse continue à s'exercer au cœur du Parc national des Cévennes, sous certaines conditions. C'est le conseil d'administration du parc qui, par ses délibérations, détermine le règlement, les dates et les espèces dont la chasse est autorisée. À titre d'exemple, et conformément à la délibération n° 20140225 du 3 juillet 2014 du conseil, la chasse du sanglier était autorisée dans le cœur du parc du 30 août 2014 au 31 janvier 2015, les seuls mercredis, jeudis, samedis, dimanches et jours fériés. Le conseil d'administration du parc est secondé par une commission cynégétique et l'organisation pratique de la chasse est confiée à une association, l'association cynégétique du Parc national des Cévennes, dont le statut et le règlement intérieur sont approuvés par l'établissement public du parc, et à des territoires de chasse aménagés définis par le décret de création du parc.



© Catherine Dubois/Pnc

Différents moyens sont utilisés pour adapter la pratique de la chasse aux exigences de protection des espaces protégés

D'une part, un espace protégé dispose d'un plan de gestion, qui peut comprendre ou non des éléments sur l'application de la chasse en son sein. En sus de ce plan de gestion, il peut y avoir un plan de gestion cynégétique spécifique, qui tient compte des enjeux de l'espace et qui diffère donc d'un plan de gestion classique applicable au reste du département ou à une partie de celui-ci. *A contrario*, certaines réserves naturelles n'abordent pas l'exercice de la chasse autrement qu'en indiquant dans le décret de création que l'activité cynégétique s'exerce selon les règles du droit commun, ou en étant silencieuse à ce sujet. À titre d'exemple, le décret n° 77-1246 du 2 novembre 1977 portant création de la Réserve naturelle nationale du Roc de Chère précise dans son article 3 que « la chasse continue à s'exercer conformément aux dispositions en vigueur ». Le droit commun s'est en effet doté d'instruments de rationalisation cynégétique comme le plan de chasse, le prélèvement maximal autorisé ou encore le plan de gestion cynégétique, définis respectivement aux articles L.425-6, L.425-14 et L.425-15 du Code de l'environnement. Ces outils, capables d'assurer la compatibilité de la pratique de la chasse avec les mesures relatives à la protection des espaces et des espèces, peuvent ainsi être utilisés au sein des espaces protégés.

D'autre part, certains gestionnaires d'espaces protégés ont choisi d'autoriser la pratique de la chasse en posant certaines conditions. Les textes de création peuvent prévoir un certain nombre de restrictions. Il peut s'agir de la limitation de certains modes de chasse, de la limitation de la chasse à certaines espèces ou encore de limitations temporelles ou spatiales. C'est le cas de certaines réserves naturelles comme la Réserve naturelle nationale de Sixt-Passy, où la chasse est autorisée partout à l'exception des terrains précédemment classés en réserves de chasse⁴. C'est également le cas des RCFS. En effet, conformément à l'article R.422-86 du Code de l'environnement, si tout acte de chasse est interdit dans une RCFS, l'arrêté d'institution de la réserve peut toutefois prévoir l'exécution d'un plan de chasse ou d'un plan de gestion cynégétique, lorsque celui-ci est nécessaire au maintien des équilibres biologiques et agro-sylvo-cynégétiques.

Enfin, l'APPB permet aussi une certaine adaptation des pratiques en son sein puisque le préfet peut interdire, en fonction du milieu protégé, certaines actions pouvant porter atteinte à l'équilibre biologique des milieux

⁴ Décret n° 77-1128 du 2 novembre 1977 portant création de la Réserve naturelle de Sixt-Passy.

► 3 • Le Marais de Jean Varenne, situé au cœur du site Natura 2000 « îlots de marais et coteaux calcaires au nord-ouest de la Champagne berrichonne », bénéficie d'un APPB (n° 2009-07-0059 du 3 juillet 2009). Conformément à l'article 5 de ce dernier, la chasse sur le site est maintenue. La FDC de l'Indre, ainsi qu'une association de chasse locale, font partie du comité de gestion de l'APPB. Les actions de gestion des chasseurs, notamment d'entretien des milieux, sont reconnues localement. Ce marais, qui a bénéficié pendant quatre ans de travaux de restauration financés à 100 % dans le cadre du dispositif Natura 2000, va être doté d'un plan de gestion défini par le Conservatoire d'espaces naturels de la région Centre en partenariat avec les chasseurs, usagers du site.



© B. Barbey/Fédération de pêche de l'Indre

▲ Une vue du site à la fin des travaux de restauration.

conformément à l'article R.411-17 du Code de l'environnement. Si la chasse peut s'avérer compatible avec les objectifs poursuivis par le classement de l'espace protégé, elle peut donc s'y maintenir (3).

En conclusion

Les acteurs cynégétiques ont toute légitimité pour gérer ou participer à la gestion des espaces protégés. La protection et la gestion du patrimoine naturel font partie intégrante de leur objet social. Des outils juridiques permettent de rendre cette contribution effective. Leur implication dans la construction du projet est de nature à favoriser leur participation future dans la mise en œuvre d'actions de gestion.

Outre cette possibilité de gérer ou de contribuer à la gestion des espaces sous statut de protection, les fédérations départementales des chasseurs ont un rôle actif à jouer dans la mise en place des grandes infrastructures. Ces projets ont des effets préjudiciables sur la faune et ses habitats. Lorsque ceux-ci n'ont pu être ni évités, ni réduits, le maître d'ouvrage doit alors prévoir des mesures permettant de les compenser. Les FDC peuvent ainsi être prestataires de la mise en œuvre, de la gestion et du suivi de ces mesures compensatoires, comme l'indique la doctrine 2013 du ministère en charge de l'Écologie. Il peut s'agir de la création et du suivi de passages pour la grande et la petite faune, du rétablissement de haies ou encore de la mise en œuvre de mesures agro-environnementales. En dehors du cadre

légal de la compensation écologique, les FDC peuvent également signer des conventions avec les maîtres d'ouvrage. Ces conventions peuvent avoir pour objet d'identifier les impacts sur la faune sauvage « ordinaire », ses habitats et sur la pratique de la chasse. Si des impacts sont avérés, des mesures compensatoires cynégétiques pourront être mises en place, comme des repeuplements ou des financements d'aménagements cynégétiques.

Remerciements

L'auteur remercie Jean-Pierre Arnauduc et Nicolas Savary (FNC), ainsi que l'ONCFS pour l'aide apportée à la révision du Manuscrit. Merci également au PN des Cévennes, à la FDC 36 et à la FDC 56 pour leur contribution gracieuse à l'illustration de cet article. ●

Bibliographie

- MEDDE. 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. 253 p.
- Privat, C. 2005. La chasse et la protection des espaces naturels. Thèse doct. Droit public, Univ. Montesquieu, Bordeaux IV, 520 p.
- Provence, M. 2001. La chasse dans les réserves naturelles : état des lieux des pratiques et recommandations. Réserves naturelles de France. 59 p.



Réseau SAGIR

Quand suspecter la maladie de Newcastle dans l'avifaune sauvage ?

Retour d'expériences du réseau SAGIR

ANOUK DECORS¹, ERIC NIQUEUX²,
FRANÇOIS-XAVIER BRIAND²,
RAPHAËLLE PIN DIOP³,
KARIN LEMBERGER⁴, LAURENT DUPONT¹,
JEAN-YVES CHOLLET¹,
THOMAS QUINTAINE¹

¹ ONCFS, ² ANSES, ³ LDA 06, ⁴ Vet Diagnostics

En automne 2014, le réseau SAGIR (réseau ONCFS-FNC-FRC-FDC) a été alerté dans deux départements par une mortalité anormale de tourterelles turques. Pour l'un des foyers (appelé foyer A, localisé dans les Pyrénées-Orientales), la mortalité s'est étalée sur plusieurs semaines, avec au total plus de 200 tourterelles turques observées mortes. Pour l'autre foyer (appelé foyer B, localisé dans les Alpes-Maritimes), dix tourterelles ont été observées mortes en deux jours par une personne sur une même commune.

Investigations diagnostiques et épidémiologiques

Différentes causes peuvent être à l'origine d'épidémies chez les colombidés sauvages, en particulier : des causes toxicologiques (d'origine végétale ou chimique : chloralose, imidaclopride par exemple), la trichomonose aviaire, l'aspergillose, la circovirose, la variole aviaire. Un certain nombre de ces maladies peut être exclu en réalisant une autopsie, les lésions étant caractéristiques (trichomonose, variole aviaire et aspergillose par exemple). Les tourterelles ont été collectées dans le cadre du réseau SAGIR dont l'objectif est de déterminer précocement les causes de mortalité. Elles ont été transmises par les interlocuteurs techniques du réseau au laboratoire départemental vétérinaire le plus proche, partenaire de proximité pour la réalisation du diagnostic. Les cadavres découverts frais dans le foyer A étaient tous en bon état corporel.

La cause de la mortalité n'était pas évidente sur la seule base de l'autopsie. L'allure épidémique de la mortalité était compatible avec un processus infectieux de type viral. Malgré l'absence de lésion d'appel ou d'observation de troubles nerveux, il a quand même été décidé de rechercher la paramyxovirose du pigeon (due à un virus variant adapté aux colombiformes), après en avoir informé les directions départementales de la cohésion sociale et de la protection des populations (DDCSPP). Seules les infections des oiseaux d'élevage par des virus virulents font l'objet d'une réglementation au plan international (OIE) et européen, impliquant des contraintes pour le commerce international et les échanges intracommunautaires. En France, cette maladie est à présent inscrite sur la liste des dangers de première catégorie pour toutes les espèces d'oiseaux de la catégorie volailles (dont les pigeons de chair font partie) et requiert une action des services vétérinaires planifiée dans un plan d'intervention sanitaire d'urgence (https://www.anses.fr/fr/system/files/SANT-Fi-Maladie_Newcastle.pdf). Le diagnostic de paramyxovirose sur des oiseaux sauvages n'entraîne en revanche aucune mesure de police sanitaire.

Parallèlement, des recherches exploratoires ont été mises en place pour déterminer la cause de la mort : des analyses histologiques



▲ Le renseignement des circonstances de la mort de l'animal sur la fiche SAGIR est indispensable pour le diagnostic.

(n = 8) pour orienter vers un grand processus (inflammatoire ou non) et des analyses de résidus toxicologiques ciblées.

Un monitoring de la mortalité a également été mis en place au niveau du foyer A pour préciser la dynamique spatio-temporelle de la mortalité.

Résultats

Les interlocuteurs techniques du réseau sont rapidement intervenus pour collecter des oiseaux déjà morts. La mortalité n'a concerné que la tourterelle turque. Il n'y a eu de constat clinique que pour une tourterelle, qui a été observée tombant en plein vol.

La mise en évidence de souches de paramyxovirus apparentées au génotype regroupant les virus isolés de colombiformes dans les deux foyers de mortalité, corrélée aux résultats d'autopsie, d'histologie, de toxicologie et à l'épidémiologie ont permis de conclure avec un haut degré de certitude que les deux foyers de mortalité étaient dus à la paramyxovirose du pigeon.

Pour le foyer B, 10 tourterelles mortes ont été détectées en deux jours sur la même commune par un particulier, ce qui sous-entend une agrégation spatio-temporelle importante de la mortalité.

Pour le foyer A, la mortalité aurait débuté en novembre 2014 et se poursuivait encore en janvier 2015. Elle était dispersée sur plusieurs communes non limitrophes (au moins huit communes touchées) mais l'agrégation spatio-temporelle intra-communale était également forte. Chaque jour, entre 2 et 4 oiseaux étaient découverts morts sur l'ensemble des communes, et ce, sur une période de plusieurs semaines. Sur l'une des communes, 16 tourterelles turques ont été découvertes mortes en deux jours. Au sein d'une même commune, la mortalité observée se concentrait dans une fenêtre spatiale réduite, à l'échelle d'une rue ou d'un quartier.

L'agrégation spatiale était telle qu'un foyer principal de mortalité a été observé sur une parcelle lotie de 500 à 1 000 mètres², avec une diminution centrifuge du nombre de cadavres observés au fur et à mesure que l'on s'éloignait du foyer. Les tourterelles étaient principalement découvertes mortes au niveau des zones de dortoirs, de repos diurne ainsi que sur les zones de gagnage et d'abreuvement, là où se concentrent les animaux. Cette observation peut être corrélée à la plus grande probabilité de détecter des cadavres sur des zones connues de regroupement, ou bien être imputée aux facteurs de concentration des oiseaux. La paramyxovirose du pigeon est en effet une maladie infectieuse très contagieuse : la transmission du virus entre les tourterelles peut être directe par des contacts rapprochés entre individus, ou indirecte par aérosol (sécrétions respiratoires), par les fientes, les œufs et tout matériel contaminé. Le virus pénètre dans l'organisme par inhalation ou ingestion.

Des virus avec des expressions très contrastées

Dans la littérature, ces virus n'induisent pas une mortalité ni des lésions spectaculaires chez le pigeon domestique ; la mortalité est en général de l'ordre de 10 à 30 %. Étant donné que l'observabilité des cas n'est pas totale en nature, et en l'absence de connaissances précises sur l'abondance des tourterelles turques et la structure locale de leurs populations, il nous est difficile d'estimer le taux de mortalité lié à ces foyers sur une unité géographique écologiquement pertinente. Par ailleurs, il peut exister des différences de sensibilité aux virus selon les espèces de colombidés, se traduisant par une expression épidémiologique, clinique et lésionnelle différente de celle décrite pour les oiseaux domestiques. Compte tenu de la grande variabilité des virus et de leur capacité à se multiplier dans tous les organes, on peut s'attendre à des tableaux lésionnels divers (Guo *et al.*, 2014 ; Smietanka *et al.*, 2014) et contrastés d'un individu à l'autre, d'une

espèce à l'autre et d'une souche à l'autre. On peut donc considérer que la description épidémiologique et lésionnelle des foyers A et B est compatible avec la paramyxovirose du pigeon. Afin d'établir objectivement le lien entre la présence du virus et les lésions observées, nous mettons actuellement en place une immuno-histochimie.

Il serait intéressant, en complément, de savoir si ces différences d'expression lésionnelle observées dans les foyers A et B sont liées à la virulence du virus ou à des facteurs populationnels des hôtes ou environnementaux (immunité des populations, sensibilité génétique de certaines populations...). L'investigation épidémiologique de ces facteurs a posteriori et en nature relève de la gageure, ces questions nécessiteraient la mise en place d'un programme expérimental.

En conclusion

Les critères d'appels de la maladie de Newcastle qui sont décrits pour les oiseaux domestiques ne sont pas forcément pertinents pour la faune sauvage car 1) la description épidémiologique n'est pas aussi précise et peut différer, 2) la clinique n'est pas toujours observable et peut différer, 3) les lésions peuvent être polymorphes et on manque de références sur ce polymorphisme. On peut donc en conclure qu'une mortalité anormale pour laquelle les causes les plus évidentes ont été écartées, et dont la distribution spatio-temporelle est compatible avec un processus infectieux, peut constituer un critère d'appel en faune sauvage. La difficulté est qu'il faut transmettre rapidement les prélèvements pour la recherche de Newcastle, l'enjeu est donc une prise de décision rapide à partir de résultats syndromiques (examen épidémiologique et nécropsique).

Bien que le diagnostic de maladie de Newcastle sur des oiseaux sauvages n'entraîne aucune mesure de police sanitaire, sa connaissance par les services vétérinaires est importante car cela leur permet de recommander aux éleveurs de volailles de veiller au respect des mesures de biosécurité. ●

Bibliographie

- ▶ Guo, H., Liu, X., Xu, Z., Han, Z., Shao, Y., Kong, X. & Liu, S. 2014. A comparative study of pigeons and chickens experimentally infected with PPMV-1 to determine antigenic relationships between PPMV-1 and NDV strains. *Vet Microbiol.* 168(1): 88-97.
- ▶ Smietanka, K., Olszewska, M., Domańska-Blicharz, K., Bocian, L. & Minta, Z. 2014. Experimental Infection of Different Species of Birds with Pigeon Paramyxovirus Type 1 Virus - Evaluation of Clinical Outcomes, Viral Shedding, and Distribution in Tissues. *Avian Dis.* 58(4): 523-530.

▼ *Les signes cliniques varient beaucoup en fonction des espèces atteintes et de la souche virale. La maladie peut induire comme sur cette tourterelle turque de la prostration mais également des troubles respiratoires, digestifs ou nerveux.*



La formule d'abonnement pour 11 numéros est supprimée.
Vous avez le choix entre deux formules :
4 numéros (1 an) ou 8 numéros (2 ans)

Bulletin de réabonnement et règlement à adresser à :

ONCFS - Agence comptable
Abonnement *Faune sauvage* - règlement
BP 20 – 78612 LE PERRAY EN YVELINES

Tarif 2015 (port compris) (parution trimestrielle)		1 an = 4 n°	2 ans = 8 n°
France, Monaco	Particuliers, organismes divers et entreprises	20,00 €	38,00 €
	Étudiants ou adhérents à une association de jeunes chasseurs (sur envoi justificatif)	15,00 €	28,00 €
Union européenne et Martinique, Guadeloupe, Réunion	Particuliers, organismes divers et entreprises	20,00 €	38,00 €
	Organismes divers et entreprises de l'UE : – avec n° TVA intracommunautaire (préciser le n° de TVA) – sans n° de TVA intracommunautaire	18,96 € 20,00 €	36,02 € 38,00 €
	Étudiants (sur envoi justificatif)	15,00 €	28,00 €
Autres pays	Particuliers, organismes divers et entreprises	22,00 €	40,00 €
	Étudiants (sur envoi justificatif)	15,00 €	28,00 €

Faune sauvage 307

Raison sociale

Nom Prénom

Votre n° TVA intracommunautaire

Adresse complète

Téléphone E-mail

Souscrit abonnement(s) à la revue *Faune sauvage* pour : 1 an (4 numéros)
2 ans (8 numéros)

au prix total de €

Paiement par : chèque virement
Désire recevoir une facture oui non

Date :

Signature

Pièce à joindre : **chèque** à l'ordre de l'Agent comptable de l'ONCFS
ou **règlement par virement bancaire**, à l'Agent Comptable de l'ONCFS :

Domiciliation : TP Versailles

Code banque : 10071 – Code guichet : 78000 – N° de compte : 00001004278 – Clé RIB : 58

IBAN : FR76 1007 1780 0000 0010 0427 858 – BIC : TRPUFRP1

N° identification TVA : FR67180073017 – N° SIRET : 18007301700014 – Code APE : 8413Z



Le magazine *Faune sauvage*

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.

■ Directions

Direction générale

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 13
direction.ressources-humaines@oncfs.gouv.fr

Division de la formation

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

Direction de la police

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction des études et de la recherche

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

Direction des actions territoriales

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 57
direction.actions-territoriales@oncfs.gouv.fr

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
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction financière

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

Direction des systèmes d'information

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

■ Missions auprès du directeur général

Cabinet

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique

Direction de la police
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00 – Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et outre-mer

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17 – Fax : 01 44 15 17 04
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21 – Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable

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

■ Délégations interrégionales

Alpes – Méditerranée – Corse

6, avenue du docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10 – Fax : 04 90 92 29 78
dr.alpes-mediterranee-corse@oncfs.gouv.fr

Auvergne – Languedoc – Roussillon

Les portes du soleil
147, avenue de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 00 – Fax : 04 67 10 78 02
dr.auvergne-languedoc-roussillon@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire

Parc d'affaires de la Rivière – Bât. D
8, boulevard Albert Einstein
CS 44355 – 44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 07 82 – Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Bourgogne – Franche-Comté

57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél. : 03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Centre – Île-de-France

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

Nord-Est

41-43, rue de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél. : 03 87 52 14 56 – Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nord-Ouest

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

Outre-mer

23, rue des Améthystes
BP 45 – 97310 Kourou
Tél. : 05 94 22 80 65 – Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Poitou – Charentes – Limousin

255, routes de Bonnes
86000 Poitiers
Tél. : 05 49 52 01 50
dr.poitou-charentes-limousin@oncfs.gouv.fr

Sud-Ouest

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

■ Centres nationaux d'études et de recherche appliquée (Cnera) et autres unités d'études

CNERA Avifaune migratrice

Parc d'affaires de la Rivière – Bât. D
8, boulevard Albert Einstein
CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90 – Fax : 02 40 48 14 01
cneraam@oncfs.gouv.fr

CNERA Cervidés-sanglier

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

CNERA Faune de montagne

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

CNERA Prédateurs – animaux déprédateurs

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

CNERA Petite faune sédentaire de plaine

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

Unité sanitaire de la faune

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

Centre de documentation

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

■ 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
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

Parc d'affaires de la Rivière – Bât. D
8, 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 Bergougnan
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 Daudes » – 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
der@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

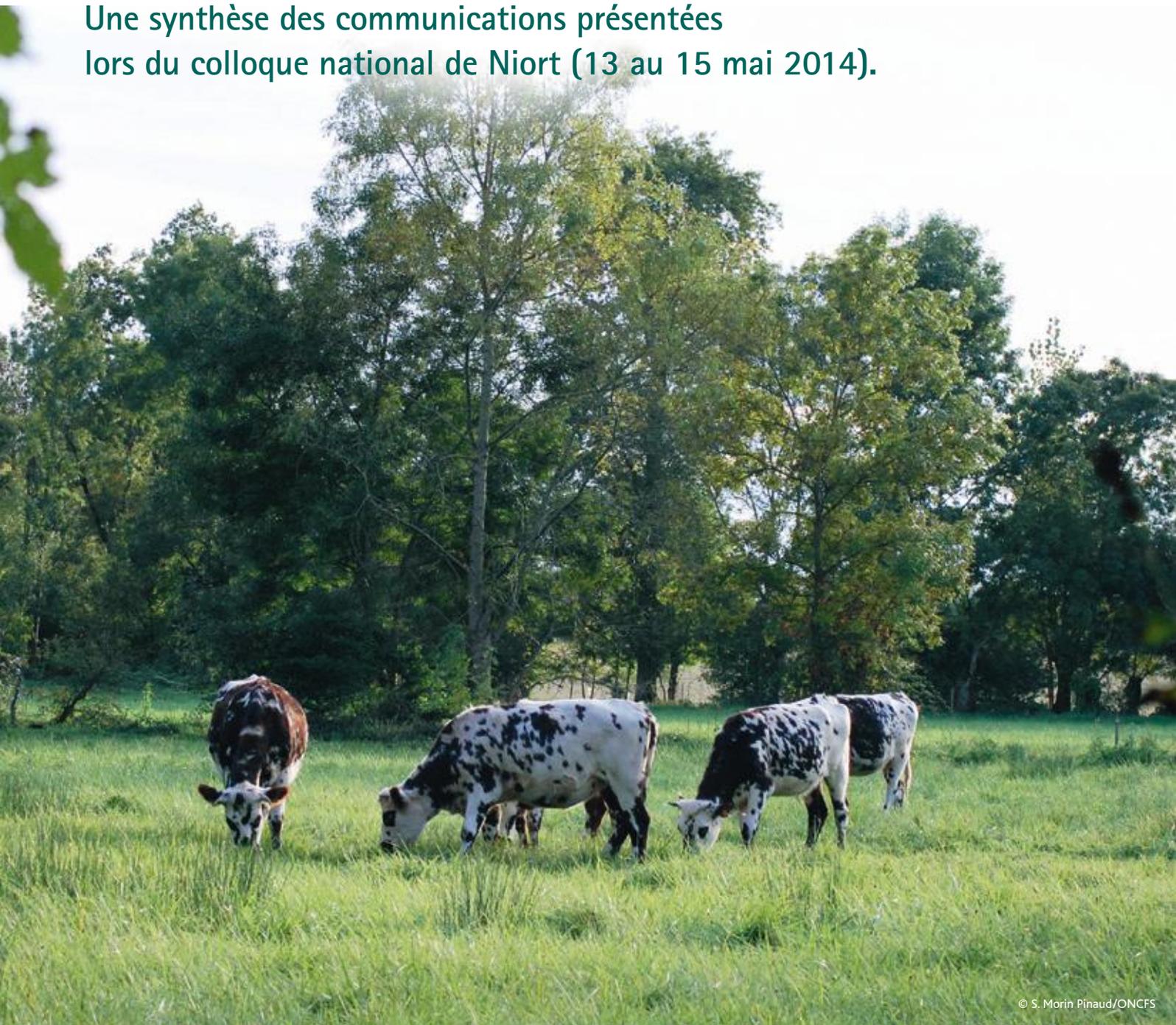
Chanteloup
85340 Île-d'Olonne
chanteloup@oncfs.gouv.fr
Tél. : 02 51 95 86 86 – Fax : 02 51 95 86 87

Spécial colloque

« Les bocages, terres d'hommes et de nature »

Une synthèse des communications présentées

lors du colloque national de Niort (13 au 15 mai 2014).



© S. Morin Pinaud/ONCFS

Les publications de l'ONCFS

pour commander

- www.oncfs.gouv.fr/Documentation-ru1
- Service documentation/tél. : 01 30 46 60 25

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.



Des dépliants

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



Des brochures

sur les espèces, les habitats et les informations cynégétiques.



La revue scientifique en ligne *Wildlife Biology*

L'ONCFS participe à l'édition de *Wildlife Biology*, une revue gratuite en ligne (*open-access*) 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

