



HAL
open science

Au-delà de la controverse, étude des effets de la gestion du renard roux sur les volailles dans le massif du Jura, France

Didier Pépin, Pierre Feuvrier, Thibaut Powolny, Patrick Giraudoux

► To cite this version:

Didier Pépin, Pierre Feuvrier, Thibaut Powolny, Patrick Giraudoux. Au-delà de la controverse, étude des effets de la gestion du renard roux sur les volailles dans le massif du Jura, France. 2025. hal-05224145

HAL Id: hal-05224145

<https://hal.science/hal-05224145v1>

Preprint submitted on 26 Aug 2025

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Au-delà de la controverse, étude des effets de la gestion du renard roux sur les volailles dans le massif du Jura, France¹

Didier Pépin¹, Pierre Feuvrier², Thibaut Powolny², Patrick Giraudoux^{3,*}

¹ France Nature Environnement 25, Maison de l'Environnement, 25000 Besançon

² Fédération départementale des chasseurs du Doubs, 25360 Gonsans

³ Chrono-environnement, Université Marie et Louis Pasteur/CNRS, 25030 Besançon, France

* Corresponding author: patrick.giraudoux@univ-fcomte.fr

ORCID: Thibaut Powolny 0000 0001 6580 9853; Patrick Giraudoux 0000-0003-2376-0136

Résumé

Le renard roux (*Vulpes vulpes*) est l'un des mésoprédateurs généralistes les plus communs. Son statut juridique est souvent au centre de controverses entre ceux qui souhaitent le protéger et ceux qui souhaitent contrôler ses effectifs. En France, le renard est légalement chassé et peut également être classé comme "espèce susceptible d'occasionner des dégâts" (ESOD), ce qui permet, sous condition, de le tirer et de le piéger tout au long de l'année. Il existe un certain nombre de raisons légales à cela, notamment les dommages causés aux volailles d'élevage (particuliers et professionnels). Nous présentons ici les résultats d'une expérience menée durant 3,8 années, qui compare deux zones où le renard est protégé à deux zones où il est classé comme ESOD (donc chassable et piégeable). Les populations de renards ont été suivies pendant 4 ans avant et pendant l'expérience et 231 poulaillers ont été étudiés. 1 105 oiseaux ont été prédatés dans 109 des 231 poulaillers, avec une population moyenne permanente de volailles de 10 883. 48,3% des dommages ont pu être attribués à la catégorie « renard » ou « renard probable ». Nos résultats montrent que, dans le contexte local, le statut ESOD n'a pas conduit à une réduction significative du nombre de renards ou à des différences dans les taux de dommages entre les zones. Par contre, une protection haute et basse de la clôture des parcours extérieurs permet de réduire de manière significative la prédation des renards. Une meilleure protection des volailles devrait résulter d'une sécurité accrue des abris et des parcours extérieurs, plutôt que de la gestion de la population de renards. Le rôle des groupes de travail multipartites dédiés à une telle gestion basée sur des preuves au niveau local est également discuté.

Mots clés : gestion adaptative, conflits humains – faune sauvage, lutte contre les ravageurs, recherche-action, abattage des renards, groupe de travail multipartite.

Investigating the effects of red fox management on poultry beyond the controversy, Jura Massif, France

Abstract

The red fox (*Vulpes vulpes*) is one of the most common generalist mesopredators. Its legal status is often at the centre of controversy between those who wish to protect it and those who wish to

¹ Cet article est la traduction adaptée de Pépin et al. (2025), *Scientific Reports* : <https://doi.org/10.1038/s41598-025-08500-6>

control its numbers. In France, foxes are legally hunted and can also be classified as a "species likely to cause damage" (ESOD), the latter status allowing them, under certain conditions, to be shot and trapped throughout the year. There are a number of legal reasons for this, including damage to poultry (private individuals and professionals). Here, we report the results of a 3.8-year experiment comparing two areas where the fox is protected with areas where it is classified as ESOD (and therefore huntable and trappable). Fox populations were monitored for 4 years before and during the experiment and 231 henhouses were surveyed. 1105 birds were predated in 109 of the 231 henhouses, with an average permanent poultry population of 10,883. 48.3 % of damage could be attributed to the category 'fox' or 'likely fox'. Our results show that ESOD status, in the local context, did not lead to a significant reduction in fox numbers or differences in damage rates between areas. However, top and bottom fence protection of outdoor runs significantly reduced fox predation. Better protection for poultry should come from increased security of sheds and outdoor runs, rather than from management of the fox population. The role of dedicated multi-stakeholder working groups for such an evidence-based management at local level is also discussed.

Key-words: adaptive management, wildlife – human conflicts, pest control, research-action, fox culling, multi-stakeholders working group

Le renard roux (*Vulpes vulpes*) est l'un des mésoprédateurs généralistes les plus répandus. Il est considéré comme un animal nuisible là où il a été introduit à l'époque moderne, comme en Australie, avec des effets néfastes sur les espèces indigènes. En Europe occidentale, qui fait partie de son aire de répartition naturelle en Eurasie, il a évolué depuis des centaines de milliers d'années avec les autres espèces des écosystèmes auxquels il appartient (Statham et al., 2014). Il se nourrit principalement de petits mammifères, mais il peut aussi s'attaquer de manière opportuniste aux oiseaux, en particulier aux espèces nichant au sol (Baker et al., 2006; Tryjanowski et al., 2002), au lièvre (*Lepus europeus*) (Panek et al., 2006) et au lapin (*Oryctolagus cuniculus*) (Fernandez-de-Simon et al., 2015; Delibes-Mateos et al., 2008), être au niveau local une cause majeure de mortalité néonatale des chevreuils (*Capreolus capreolus*) (Jarnemo et al., 2004) et des agneaux (White et al., 2000). En Europe continentale, après avoir été décimées par la chasse, le piégeage, le gazage et une épizootie de rage jusque dans les années 1970, les populations de renards ont explosé à la suite de la campagne de vaccination massive des années 1980 et 1990, mais les autres causes de cette augmentation de la population sont probablement plus à rechercher dans les changements environnementaux provoqués par l'homme (Delcourt et al., 2022). Les populations de renards sont aujourd'hui plus importantes qu'auparavant et semblent s'être globalement stabilisées, atteignant des densités proches de la capacité d'accueil et colonisant même les villes, mais elles fluctuent localement en raison d'épizooties locales telles que celles de gale sarcoptique et de maladie de Carré.

Les renards sont soupçonnés d'exercer une forte pression de prédation sur leurs proies, ce qui en fait une cible majeure du contrôle des prédateurs, en particulier dans les zones où des programmes de conservation ou de chasse au gibier sont appliqués à une espèce de proie ciblée et où des attaques sur les volailles sont signalées (Delcourt et al., 2022).

Le statut juridique du renard est souvent très controversé (ANSES, 2023; Zemman et al., 2023). Les partisans d'une protection totale de l'espèce font valoir qu'il est un prédateur de petits mammifères nuisibles à l'agriculture, un consommateur de charognes et, en tant que membre important d'une communauté de prédateurs, un régulateur indirect d'organismes pathogènes tels que *Borrelia sp.*

responsable de la maladie de Lyme (Levi et al., 2012; Hofmeester et al., 2017). En revanche, les personnes qui souhaitent contrôler l'espèce par le piégeage notamment, ou dans une moindre mesure par la chasse, font valoir que les populations de renards ont des impacts indésirables sur les espèces proies telles que le gibier (lièvre, faisans) et les espèces d'intérêt pour la conservation (gélinotte, grand tétaras, gibier d'eau, etc.) ou encore sur la santé publique en tant qu'agent de propagation du parasite cestode responsable de l'échinococcose alvéolaire humaine (Schweiger et al., 2007; Combes et al., 2012) ou de *Borrelia* sp. (Lesiczka et al., 2023). La controverse peut également naître de la manière dont les effets indésirables d'une population de renards peuvent être limités, la chasse ou le piégeage étant souvent considérés comme inefficaces et/ou contraires à l'éthique, et les dommages causés aux volailles étant dus à une protection inefficace plutôt qu'à la densité des renards (Moberly et al., 2004; Comte et al., 2017; Jiguet, 2020).

En outre, les généralisations hâtives concernant les impacts du renard ne tiennent généralement pas compte des différences entre les socio-écosystèmes, des quotas de chasse très variables en raison des traditions cynégétiques (Heydon and Reynolds, 2000; Heydon et al., 2000) et des différentes communautés de proies dans lesquelles ces impacts se produisent, en particulier les variations saisonnières et interannuelles de la disponibilité des proies (Giraudoux et al., 2020a, 2020b). Il existe des centaines de sites web se plaignant des attaques de renards roux sur les poulaillers ou consacrés à la protection des poulaillers, tous sans description contextuelle claire du socio-écosystème dans lequel ils sont observés. De plus, peu d'articles scientifiques tentent de quantifier ces attaques dans leur propre contexte (mais voir Moberly *et al.* (2004)).

En France, le renard roux est une espèce gibier et peut également être classé comme « espèce susceptible d'occasionner des dégâts » (ESOD), « dans l'intérêt de la santé et de la sécurité publiques, ou pour assurer la protection de la flore et de la faune, ou pour prévenir des dommages importants aux activités agricoles, sylvicoles et aquacoles, ou pour prévenir des dommages importants à d'autres formes de propriété » (articles R427-1 à R427-28 du Code de l'environnement).

Les dommages causés aux volailles sont l'un des principaux arguments avancés pour justifier cette classification. Ce statut juridique, qui permet la chasse mais également le piégeage (sous certaines conditions) même en dehors de la saison de chasse (Figure 1), est révisé tous les trois ans au niveau national sur proposition des préfets (autorité de décision dépendant de l'État en France). Durant ces périodes, les litiges atteignent leur paroxysme et certains vont jusqu'aux tribunaux administratifs. Dans le Doubs, un consortium d'agriculteurs, de protecteurs de la nature, de chasseurs et de professionnels de la santé, soutenu par des chercheurs et les administrations, a décidé de dépasser la polémique et de réaliser une comparaison expérimentale, appelée Careli, entre des zones où le renard est protégé et des zones où il est classé ESOD, afin d'obtenir des informations objectives sur les impacts de cette différence, en tenant compte des caractéristiques des socio-écosystèmes (<https://zaaj.univ-fcomte.fr/spip.php?article115>).

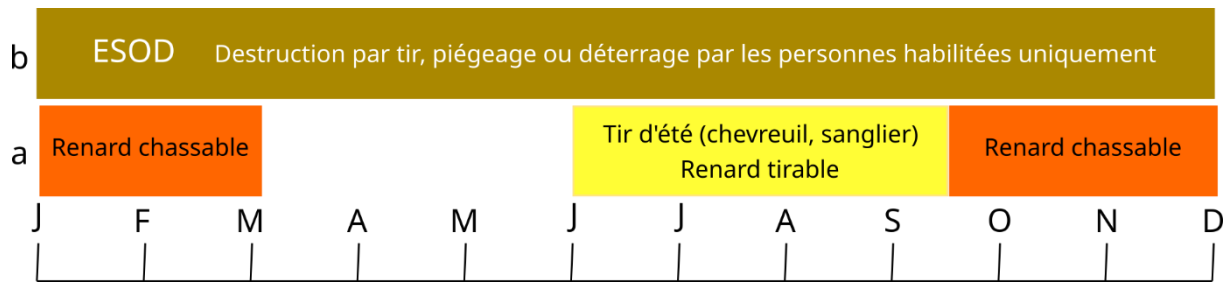


Figure 1. Statuts réglementaires du renard en France. Comme espèce chassable (a), il peut être tiré soit pendant la période d'ouverture générale (en orange), soit à l'occasion des « tirs d'été » (en jaune). Ces derniers sont possibles pour les territoires possédant au moins un bracelet « tir d'été » (chevreuil, sanglier) et par les chasseurs de ce territoire titulaires de la formation « tir d'été » (sauf dispositions contraires figurant dans le règlement intérieur de chasse des territoires). Comme ESOD (b) (en brun) piégé en tout lieu, déterré avec ou sans chien ou tiré, uniquement par des personnes agréées (gardes particuliers et les lieutenants de l'ouvèterie) sur arrêté préfectoral. Les lettres sur l'échelle du bas correspondent aux mois de l'année.

Cet article rend compte de l'enquête menée sur les dommages causés par les renards aux volailles dans deux sites expérimentaux et vise à répondre à la question de savoir si le classement du renard comme ESOD, versus « protégé », a un effet mesurable sur les dommages causés aux volailles. L'étude a aussi comme objectif de mieux comprendre les causes de la prédation, les effets du statut juridique du renard sur les dommages causés aux volailles et d'orienter objectivement les décisions de gestion.

Matériel et méthodes

Zone et sélection de l'échantillon

L'enquête sur les poulaillers a été réalisée du 6 avril 2021 au 6 janvier 2025 sur deux sites d'étude à deux altitudes différentes, correspondant à des unités de gestion cynégétique de la Fédération départementale des chasseurs du Doubs (FDC25). Cette période sera appelée ci-après période Careli (2021-2024). Les populations de renards ont été suivies de 2017 à 2024. Ces sites d'étude ont été sélectionnés car, à une altitude donnée, ils présentent des paysages homogènes en termes de composition (Tableau 1) et de structure (Figure 2) et sont représentatifs des principaux socio-écosystèmes du département. Chaque site d'étude a été divisé en deux zones, l'une dans laquelle la

chasse au renard et le piégeage sont interdits par arrêté préfectoral et l'autre dans laquelle le renard peut être chassé et est classé en ESOD (Figure 2).

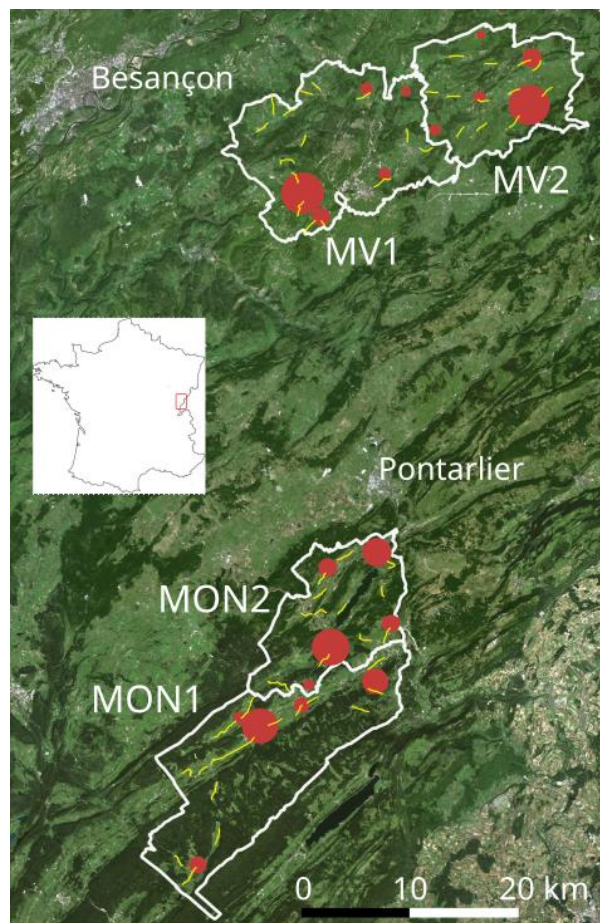


Figure 2. Localisation des zones d'étude. MON et MV signifient respectivement Mont d'Or-Noirmont et Monts-de-Villers ; 1, pour renard comme ESOD, 2 pour renard protégé ; cercles rouges, villages inclus dans l'échantillon (la taille des cercles est proportionnelle à la racine carrée de la population) ; lignes jaunes, tracés des transects des comptages nocturnes de renards. Photographie aérienne de 2023 de l'Institut Géographique National. L'encadré dans la carte indique la localisation de la zone en France.

Les principales caractéristiques de ces zones sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1. Occupation du sol et altitude des zones d'étude. MON, Mont d'Or-Noirmont ; MV, Monts-de-Villers ; 1, renard chassé et classé ESOD ; 2, renard protégé. Données Corine Land Cover 2018 (Copernicus Land Monitoring Service, 2020) et DEM de la France métropolitaine, résolution 100 m (Sauvion, 2024).

Habitat (%)	MON1	MON2	MV1	MV2
Terres arables	1	3	4	8
Terres agricoles mixtes	14	13	27	24
Prairies	19	24	23	33
Forêt de feuillus	0	3	28	20
Forêt mixte	17	5	10	8
Forêt de conifères	47	39	5	5
Zones humides et plans d'eau	1	8	0	1
Surfaces artificielles	2	4	5	2
Total (ha)	22 953	12 676	20 458	13 528

Altitude (m)	MON1	MON2	MV1	MV2
Minimum	884	839	418	475
Maximum	1450	1155	831	949
Moyenne	1136	958	598	687

Vingt villages ont été inclus dans l'enquête, répartis aussi uniformément que possible sur les sites d'étude, en essayant de faire correspondre autant que possible la taille de la population humaine de chaque village avec celle d'un village de l'autre zone (Tableau 2). Chaque village a été enquêté par France Nature Environnement Doubs (FNE25) en interrogeant d'abord le maire puis les habitants sur l'existence et l'emplacement des poulaillers et des fermes avicoles jusqu'à ce qu'aucun nouveau poulailler n'ait pu être trouvé. Un contact a alors été pris avec chaque propriétaire et le poulailler a été décrit en détail (voir le matériel supplémentaire 1 dans Pépin *et al.* (2025)). Par la suite, tous les six mois, le propriétaire a été contacté pour connaître le nombre de volailles présentes et savoir s'il avait subi des dommages. Le cas échéant, une enquête détaillée sur les dommages a été menée à l'aide d'un questionnaire (voir le matériel supplémentaire 2 dans Pépin *et al.* (2025)). Tous les 6 mois, il a également été demandé au propriétaire si des changements structurels avaient été apportés au poulailler. Dans l'affirmative, une nouvelle description a été faite du site d'élevage.

Tableau 2. Distribution des villages dans les zones d'étude. *n*, nombre de villages ; minimum, maximum et médiane de la taille de la population par village ; poulaillers, nombre de poulaillers ; durée d'observation, nombre total de jours d'observation.

Habitat (%)	MON1	MON2	MV1	MV2
<i>n</i>	5	5	5	5
Minimum	139	105	88	62
Maximum	1133	1231	1586	1446
Médiane	269	304	140	104
Poulaillers	67	70	43	51
Durée d'observation (jours)	49650	59635	36753	43697

Afin d'évaluer le niveau de protection, chaque poulailler a été évalué sur la base de 10 variables scorées (plus le score est élevé, plus le niveau de protection est élevé). Pour le bâtiment : type de sol, type de système de fermeture, nombre d'ouvertures ; pour le parcours extérieur (le cas échéant) : type de sol, type de clôture, hauteur minimale de la clôture, protection du haut de la clôture, protection du bas de la clôture et système de surveillance (voir le matériel supplémentaire 3 dans Pépin *et al.* (2025)). La somme des scores a été appelée « score de protection » et est utilisée pour classer le niveau de protection de chaque poulailler.

Le questionnaire et chaque étape de l'enquête ont été réalisés conformément au règlement européen GDPR (2016/679 du Parlement européen et du Conseil du 27 avril 2016). Tous les protocoles expérimentaux ont été approuvés par l'Université Marie et Louis Pasteur et la Préfecture du département du Doubs. Le consentement éclairé a été obtenu auprès des propriétaires des poulaillers inclus dans l'enquête.

Densités relatives de renards, prélèvements et piégeage

Les populations de renards ont été suivies par la FDC25 en mars pour la zone d'étude la plus basse en altitude (MV) et en avril pour la zone la plus haute en altitude (MON) (période de pré-reproduction) en utilisant des comptages nocturnes le long des routes. Chaque événement d'échantillonnage consistait à conduire une voiture à moins de 20 km/h, avec 4 personnes (le conducteur, une personne notant les données et deux observateurs) le long de 54 transects fixes (de 0,5 à 4,7 km, moyenne de 1,4 km) totalisant 76 km (Figure 2). Les transects ont été choisis parce qu'ils permettaient des conditions d'observations similaires au fil des ans, c'est-à-dire qu'il n'y avait pas ou peu d'obstacles à l'observation à distance. Les observations ont été réalisées à l'aide de projecteurs de 100 W pour la nuit et de jumelles pour l'identification des espèces. L'échantillonnage a été réalisé au cours de 3 nuits successives après le coucher du soleil, appelées « sessions ». Un indice kilométrique d'abondance (IKA) a été calculé pour chaque session en prenant le nombre maximum d'animaux enregistrés km^{-1} (fournissant ainsi une limite inférieure pour le nombre d'animaux présents).

Le nombre de renards tués à la chasse (de septembre à janvier) a été communiqué chaque année en juin à la FDC25 par chaque association de chasse locale et le nombre de renards piégés a été communiqué à la Direction départementale des territoires du Doubs.

Statistiques

Les statistiques et les représentations graphiques ont été réalisées sous R (version 4.4.2) avec les paquets `gamlss` (Rigby and Stasinopoulos, 2005), `lme4` (Bates et al., 2015), `MASS` (Venables and Ripley, 2003) et `nibble` (Valpine et al., 2024), en utilisant QGIS 3.34.14 en complément. Les différences ont été considérées comme statistiquement significatives pour $p(H_0) \leq 0,05$.

Les IKA de renards ont été comparés à l'aide de modèles linéaires généralisés avec une distribution d'erreur de Poisson ou binomiale négative de la forme générale suivante : $\log(n) = \ln(x_1) + a_0 + a_1x_2 + \epsilon$, avec n , le nombre de renards observés, x_1 , la longueur du transect, x_2 , le nom de la zone d'étude, a_i , les coefficients du modèle, et ϵ , les résidus. Le logarithme de la longueur du transect a été mis en offset.

L'intensité des dommages a été calculée comme le nombre de dommages observés par période d'observation en jours. Pour comparer l'intensité des dommages entre les zones, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés avec une distribution d'erreur de Poisson ou binomiale négative avec un effet aléatoire pour les villages de la forme générale : $\ln(n) = \ln(x_1) + a_0 + a_1x_2 + a_2x_3 + \epsilon$, avec n , le nombre de dommages, x_1 , la durée d'observation, x_2 , la zone d'étude, x_3 , l'effet aléatoire pour le village, a_i , les coefficients du modèle, et ϵ , les résiduels. Le logarithme de la durée d'observation a été mis en offset. L'effet aléatoire pour les villages tient compte du fait qu'il y avait plusieurs poulaillers dans un même village.

Pour évaluer si le nombre de dommages pouvait être dû à l'état des poulaillers, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés avec une distribution d'erreur de Poisson ou binomiale négative de la forme générale : $\ln(n) = \ln(x_1) + a_0 + a_1x_2 + \dots + a_px_p + \epsilon$, avec n , le nombre de dommages, x_1 , la durée d'observation, x_2 à x_p , les variables décrivant l'état des poulaillers, a_i , les coefficients du modèle, et ϵ , les résidus. Le logarithme de la durée d'observation a été mis en offset.

Tous les modèles ont été comparés à l'aide de l'AIC selon Burnham et Anderson (2002). Les paramètres et les intervalles de crédibilité des modèles sélectionnés ont été calculés à l'aide d'une approche bayésienne (Valpine et al., 2017).

Les données sont disponibles à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.5281/zenodo.14956599>

Résultats

231 poulaillers ont été étudiés pour un total de 189 735 jours d'observation (Tableau 2). En moyenne, 73% de ces poulaillers étaient des exploitations familiales comptant moins de 10 volailles et 1,2% étaient des élevages comptant plus de 99 volailles (Tableau 3). Ces élevages totalisaient 82% des volailles suivies.

Tableau 3. Nombre de poulaillers par classe de taille du cheptel avicole.

	0-9	10-19	20-49	50-99	100-400
MON1	55	10	1	0	1
MON2	61	8	1	0	0
MV1	27	11	5	0	0
MV2	30	15	4	0	2

Le Tableau 4 montre la répartition du nombre moyen de volailles par espèce.

Tableau 4. Nombre moyen de volailles par espèce

Espèces	Nombre moyen	Pourcentage
Poule	10044	92,3
Pintade	287	2,6
Dinde	260	2,4
Pigeon	182	1,7
Canard	65	0,6
Oie	19	0,2
Caille	14	0,1
Autres	12	0,1
Total	10883	100

Population de renards

Nous n'avons pas trouvé de différences statistiques dans l'IKA entre MON1 (renard classé ESOD) et MON2 (renard protégé) avec un IKA moyen de 2,0 renards.km⁻¹ (intervalle de crédibilité à 95% : 1,8-2,3) dans les deux zones pendant la période Careli (2021-2024). Il n'y avait pas non plus de différence statistique entre MON1 et MON2 dans la période 2017-2020 avant l'expérience.

Pendant la période Careli, l'IKA des renards était plus de 1,5 fois plus important (intervalle de confiance à 95% 1,2-1,9) dans MV2 que dans MV1, avec un IKA moyen de 1,5 renard.km⁻¹ (intervalle de crédibilité à 95% 1,3-1,8) dans MV1 (renard classé ESOD) et de 2,4 renards.km⁻¹ (intervalle de crédibilité à 95% 2,1-2,7) dans MV2 (renard protégé). Une différence similaire a été observée durant la période 2017-2020 précédant l'expérience, avec un IKA de MV2 1,5 fois plus important que celui de MV1 (intervalle de crédibilité à 95% 1,1-2,1). Ainsi, la même différence d'IKA entre MV1 et MV2 avait

déjà été observée au cours des quatre années précédant l'expérience, bien que les deux zones aient eu le même statut à ce moment-là (le renard était classé ESOD sur les deux secteurs). Pendant l'expérience, cette différence entre MV1 et MV2 n'a pas évolué.

Le Tableau 5 présente le nombre de renards tués dans les zones d'étude, indiquant la pression de chasse et de piégeage sur le renard dans les zones où l'espèce était classée ESOD quatre ans avant l'étude (2016-2020) et pendant l'expérimentation (2020-2024).

Tableau 5. Nombre de renards tués ou piégés dans chaque zone (en gris, suivi avant l'expérience).

Période	MON1		MON2		MV1		MV2	
	Tiré	Piégé	Tiré	Piégé	Tiré	Piégé	Tiré	Piégé
2016/2017	32	3	28	1	43	1	45	10
2017/2018	22	3	23	0	45	9	12	11
2018/2019	54	0	29	0	102	0	39	7
2019/2020	52	0	36	0	57	3	11	0
2020/2021	19	0	0	0	58	3	0	0
2021/2022	36	0	0	0	64	5	0	0
2022/2023	41	0	0	0	73	0	0	0
2023/2024	60	0	0	0	98	3	0	0
Total	316	6	116	1	540	24	107	28

Dommmages

Les questionnaires de dommages ont été soigneusement examinés par deux spécialistes de la faune sauvage (DP et Dominique Michelat) et les dommages ont été classés en 18 catégories de prédateurs (Tableau 6 et matériel supplémentaire 4 de Pépin *et al.* (2025), pour les critères).

Tableau 6. Nombre de dommages par catégorie de prédateurs

Espèce	MON1	MON2	MV1	MV2	Total	%
Renard probable	14	9	6	9	38	16,6
Renard ou chien	14	7	8	7	36	15,7
Renard	14	8	3	6	31	13,5
Non identifié	11	10	3	5	29	12,7
Autour des palombes probable	10	4	6	3	23	10
Fouine probable ou autres mustélidés	6	5	6	6	23	10
Chien	7	6	2	0	15	6,6
Carnivore non identifié	1	6	1	3	11	4,8
Autour des palombes	1	0	4	1	6	2,6
Chien probable	1	1	1	0	3	1,3
Fouine	0	0	1	2	3	1,3
Oiseau de proie non identifié	1	1	1	0	3	1,3
Buse variable	2	0	0	0	2	0,9
Corvidé non identifié	1	0	0	1	2	0,9
Autour des palombes ou fouine probable	1	0	0	0	1	0,4
Homme	0	1	0	0	1	0,4

Martre des pins	0	0	0	1	1	0,4
Renard ou fouine	1	0	0	0	1	0,4
Total	85	58	42	44	229	100

Au cours de la période d'étude (3,8 ans), 1105 volailles ont été prédatées dans 109 (47%) des 231 poulaillers étudiés (Tableau 7), ce qui représente 2,7% par an du nombre moyen d'oiseaux présents dans les poulaillers. Le grand nombre de volailles tuées dans MV2 s'explique par deux dommages importants dans des élevages professionnels de poules et deux dans deux élevages privés de pigeons. Par ailleurs, 483 des 1105 oiseaux (43,7%) ont été prélevés dans 81 poulaillers parmi les 173 poulaillers de moins de 10 oiseaux (46,8%).

Tableau 7. Nombre de volailles capturées par des prédateurs

Zone	Tué	Mangé sur place	Emporté	Blessé
MON1	86	35	138	8
MON2	41	8	79	6
MV1	93	26	87	6
MV2	408	8	75	1
Total	628	77	379	21

Le Tableau 8 montre la distribution des volailles tuées par des prédateurs. 48,3% ont pu être attribués à la catégorie « renard » ou « renard probable ».

Tableau 8. Nombre de volailles capturées (blessées incluses) par catégorie de prédateurs.

Espèce	MON1	MON2	MV1	MV2	Total	%
Renard	60	47	25	244	376	34,0
Fouine probable ou autres mustélinés	35	6	44	92	177	16,0
Renard probable	44	25	36	53	158	14,3
Renard ou chien	41	10	62	29	142	12,9
Non identifié	17	13	6	11	47	4,3
Autour des palombes probable	29	4	8	3	44	4,0
Chien	16	16	7	0	39	3,5
Martre des pins	0	0	0	33	33	3,0
Carnivore non identifié	3	8	12	4	27	2,4
Fouine	0	0	5	20	25	2,3
Autour des palombes	4	0	5	2	11	1,0
Buse variable	10	0	0	0	10	0,9
Renard ou fouine	4	0	0	0	4	0,4
Chien probable	1	1	1	0	3	0,3
Oiseau de proie non identifié	1	1	1	0	3	0,3
Homme	0	3	0	0	3	0,3
Corvidé non identifié	1	0	0	1	2	0,2
Autour des palombes ou fouine probable	1	0	0	0	1	0,1
Total	267	134	212	492	1105	100

La saisonnalité des dommages est présentée dans le Tableau 9. L'hypothèse nulle d'une distribution aléatoire au cours de l'année a pu être rejetée pour les deux catégories (test du chi carré, $p < 0,007$). Les dommages attribués au renard étaient plus élevés de mars à août et étaient distribués de manière plus irrégulière dans les autres catégories, mais aussi avec des valeurs plus élevées de mars à août et un pic isolé en novembre.

Tableau 9. Saisonnalité des dommages (1, 2, ... 12, janvier, février, ... décembre).

Mois	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Renard ou renard probable	1	3	8	9	9	15	3	8	4	3	0	6
Autres	10	7	24	16	12	17	15	18	10	6	18	7

Dommmages toutes causes confondues

Les dommages étaient significativement 1,8 fois plus élevés (intervalle de crédibilité à 95% = 0,9-3,3, $p(\text{ratio de risque} \leq 1) = 0,04$) dans MON1 (renard classé ESOD) que dans MON2 (renard protégé). Nous n'avons pas détecté de différence entre MV1 et MV2 (voir matériel supplémentaire 5 de Pépin *et al.* (2025))

Dommmages attribués aux renards uniquement

Pour les catégories « renard » et « renard probable », nous n'avons pas trouvé de différence statistiquement significative entre les deux zones dans les deux sites d'étude (voir matériel supplémentaire 5 de Pépin *et al.* (2025))

Causes ultimes et poulaillers

Types d'intrusion

Le Tableau 10 montre les types d'intrusion identifiés pour la catégorie « renard » ou « renard probable ». Parmi les causes clairement identifiées, 41% dues à la négligence humaine (B, ex. poulailler laissé ouvert, etc.), 36% dues à un abri ou des moyens jugés comme insuffisamment imperméable à une intrusion de renard (C), 5% à des volailles sorties de l'enclos (D), et 19% à une effraction par le renard (A).

Tableau 10. Types d'intrusion pour la catégorie renard ou renard probable. Cat, catégorie : A, prédation par effraction, B, prédation due à la négligence humaine, C, prédation due à un abri inadéquat, D, volaille en dehors de l'enclos. * 3 prédatons non précisées et 1 prédation dans une ferme sans enclos extérieur, ** 19 prédatons pendant la journée (= bâtiment ouvert), 4 prédatons avec des poules en dehors de l'enclos et 4 prédatons la nuit mais pas de détails.

Accès	Méthode	cat	n	%
À la zone clôturée autour du bâtiment	Creuser un trou	A	13	20
	Endommager la clôture	A	3	4,6
	Passer par-dessus la clôture	C	24	36,9
	Passer sous la clôture	C	3	4,6
	Passer à travers la clôture	C	10	15,4
	Par un accès laissé ouvert	B	6	9,2
	Entrer sans effraction	C	1	1,5
	Les poules sont sorties de l'enclos	D	5	7,7
	Indéterminée*		4	
Total identifié			65	100
À l'intérieur du bâtiment	Creuser un trou	A	2	4,8
	Dégradation d'une partie du bâtiment	A	2	4,8
	Par un accès laissé ouvert	B	22	52,4
	Suite à un dysfonctionnement du système de fermeture automatique	B	4	9,5
	Fermeture automatique (ou manuelle) avant l'entrée des oiseaux	B	12	28,6
	Indéterminée**		27	
Total identifié			42	100

État des poulaillers

Nous n'avons pas trouvé de différences statistiques dans les scores de protection des poulaillers entre les zones et les sites d'étude (voir matériel supplémentaire 5 de Pépin *et al.* (2025)). Sur la base des critères de notation, les notes de protection théoriques vont d'un minimum de 4 à un maximum de 63. Le score de protection moyen était de 27,2 (intervalle de confiance à 95% 26,4-28,1, fourchette 15,7-46,3).

Afin d'évaluer la contribution de chacune des variables décrivant les conditions du poulailler contre la prédation du renard, nous avons comparé les poulaillers où la prédation était « renard » ou « renard probable » aux poulaillers où aucune prédation n'a été signalée ($n_1 = 52$, $n_2 = 126$, respectivement). Sur les 10 variables utilisées, nous avons constaté que seule la protection des parties supérieure et inférieure des clôtures réduisait de manière significative les cas de prédation du renard respectivement de 10% (intervalle de crédibilité de 95% 1,7-19,8) et de 11% (intervalle de crédibilité de 95% 1,7-21,1) (voir matériel supplémentaire 5 de Pépin *et al.* (2025)).

Discussion

À notre connaissance, cette étude est la première à aborder la question de l'efficacité du contrôle légal des renards pour prévenir les dommages aux volailles dans les élevages non professionnels comme professionnels, sur la base d'un inventaire complet des poulaillers et des fermes avicoles dans chacun des villages sélectionnés.

Moberly *et al.* (2004) ont analysé les réponses autosélectionnées à un questionnaire envoyé à des élevages industriels de volailles en plein air (taux de retour de 34%). Dans cette étude, les densités relatives de renards ont été estimées sur la base du nombre total d'excréments dénombrés sur des transects répartis dans neuf régions. Le taux de prédation a été estimé comme étant inférieur à 2% pour l'ensemble des éleveurs, avec des différences marquées entre eux. L'ampleur de la prédation n'a été associée ni à la densité à grande échelle de la population de renards ni aux variations de l'habitat des exploitations et une association positive a été trouvée entre les pertes dues à d'autres causes et la prédation des volailles. Cette étude a été comparée à d'autres enquêtes ciblant des éleveurs professionnels et non professionnels, indiquant que les professionnels sont moins susceptibles de subir la prédation des renards et ont tendance à perdre moins d'oiseaux que les petits éleveurs de volailles (Baker and Macdonald, 2000; Heydon and Reynolds, 2000). Moberly *et al.* (2004) ont conclu que la gestion des poulaillers serait le moyen le plus efficace de réduire la prédation des renards plutôt qu'un contrôle plus important de ces derniers.

Parmi les exploitations de nos quatre zones d'étude, seuls trois étaient des élevages professionnels de volailles avec un nombre relativement important d'oiseaux. Près des trois quarts étaient de petits poulaillers familiaux comptant moins de 10 oiseaux et 98,8% d'entre eux comptaient moins de 50 volailles.

Dans notre étude, les densités relatives de renards ont été estimées à l'aide de comptages nocturnes le long des routes. Cette méthode ne permet pas d'estimer directement et sans biais les densités absolues mais une étude utilisant l'échantillonnage à distance (distance sampling) dans la même région suggère qu'un coefficient de conversion de 2,5 peut être utilisé pour une estimation approximative des densités sur la base des IKA (Giraudoux *et al.*, 2020a, 2020b). Cela donne un ordre de grandeur de 3,8 à 6 renards.km⁻² au début du printemps dans les zones ouvertes du paysage. Par rapport à d'autres régions d'Europe (Delcourt *et al.*, 2022), les densités de population de renards pourraient donc être considérées comme élevées, avec plusieurs centaines de renards dans chacune des zones d'étude (environ 380 dans MON1, 250 dans MON2, 410 dans MV1, 520 dans MV2).

La proportion de renards tués ou piégés dans les zones où l'espèce était classée ESOD était probablement inférieure à 10% de cette population dans MON1 et pourrait atteindre 16% dans MV1. Cependant, cette pression d'élimination n'a pas été suffisante pour créer une différence significative d'IKA entre MON1 et MON2.

De plus, avant l'expérience, le renard était classé ESOD dans les deux zones MV1 et MV2. Pendant l'expérimentation, la différence de pression d'élimination entre MV1 (renard classé ESOD) et MV2 (renard protégé) n'a pas été suffisante pour accentuer la différence entre MV1 et MV2 entre les quatre années précédant l'expérience et la période d'expérience et pour limiter la croissance de la population observée dans les deux zones.

Un plus grand nombre d'espèces de prédateurs que le seul renard peut être considéré comme responsable de la prédation sur les volailles dans toutes les zones. Les renards ont été la cause d'au moins 30% des événements de prédation et d'au moins 48% des volailles tuées, probablement plus étant donné les incertitudes d'identification des auteurs de certains dommages (Voir le Tableau 6). La proportion globale de volailles prédatées peut difficilement être estimée sans connaître le taux de renouvellement dans les élevages.

Notre étude ne montre aucune association entre le statut ESOD du renard et les dommages, quel que soit l'écosystème (moyenne montagne ou basse montagne). De manière contre-intuitive, elle fait le constat d'un excès significatif des dommages dans la zone MON1, l'une des zones où le renard était ESOD, sans que nous puissions l'expliquer.

De nombreuses études suggèrent que les populations de renards peuvent contrôler les populations de proies comme le lapin ibérique (Fernandez-de-Simon et al., 2015) ou le lièvre européen (Giraudoux et al., 2020a, 2020b) et certaines études expérimentales ont montré que le contrôle des renards peut être associé à des populations de proies plus importantes, par exemple le lièvre en Pologne (Panek et al., 2006) ou la bettongie à queue touffue (*Bettongia penicillata*) et le chat domestique (*Felis catus*) en Australie (Marlow et al., 2015). Cependant, il n'est pas facile de prédire l'effet de la lutte contre les renards dans une communauté de prédateurs, comme le montre cette dernière étude, où la réduction du nombre de renards a été compensée par une augmentation du nombre de chats et de leur prédation sur les bettongies, réduisant ainsi l'efficacité des programmes de lutte contre les renards sur cette espèce menacée. En outre, il semble que, au moins dans les zones où la population de renards est relativement importante, la chasse et même le piégeage sont généralement inefficaces pour obtenir une réduction significative de la densité de la population, comme cela a été démontré localement dans une expérience de contrôle de la transmission du parasite *E. multilocularis* dans l'est de la France (Comte et al., 2017). En revanche, une réduction massive de la population de renards par empoisonnement non intentionnel peut avoir un effet sur la limitation de la transmission de ce parasite (Raoul et al., 2003).

Nos résultats suggèrent que le statut ESOD dans les zones étudiées n'entraîne pas une pression d'élimination suffisante pour avoir un effet sur la prédation des volailles, en raison du niveau élevé des populations de renards et du fait que, dans notre région, les renards ne sont généralement pas spécifiquement chassés ou piégés, mais sont tirés de manière opportuniste lors d'autres chasses (chevreuil, sanglier (*Sus scrofa*), lièvre, etc.). Le faible niveau auquel une population de renards doit être maintenue pour prévenir les dommages aux volailles est probablement très bas, comme le montre le Royaume-Uni, où des densités de renards aussi faibles que 0,5-1,2 renard.km⁻² avant la période de reproduction n'ont pas limité les dommages (Heydon et al., 2000; Moberly et al., 2004), à comparer aux 3,8-6 renards.km⁻² estimés dans notre étude. De plus, notre étude indique également qu'une meilleure protection des poulaillers, avec une attention particulière pour le haut et le bas de la clôture, peut réduire les dommages causés par les renards. Il est donc probable qu'une meilleure protection des poulaillers et des parcours extérieurs serait plus efficace et socialement acceptable qu'une élimination accrue d'une espèce dans son aire de répartition naturelle, ce qui est d'ailleurs inatteignable sans moyens pharaoniques, lorsque les populations sont proches de la capacité d'accueil de leurs habitats sur de vastes zones.

Une des limites de notre étude est que les résultats s'appliquent à deux socio-écosystèmes typiques (traditions de chasse/de piégeage et d'aviculture, paysages agricoles, etc.) du département du Doubs, mais ne peuvent être généralisés sans précaution à tout autre type de socio-écosystème. Ici, les populations de campagnols des champs (*Microtus arvalis*) et de campagnols terrestres (*Arvicola amphibius*, anciennement *Arvicola terrestris*), qui peuvent atteindre des centaines d'individus à l'hectare, peuvent poser des problèmes dans les prairies, où les agriculteurs les considèrent comme des ravageurs (Giraudoux et al., 2019; Berthier et al., 2014; Michelin et al., 2014). Les variations de la

densité de population des campagnols façonnent la communauté locale de prédateurs, comme l'ont montré des études antérieures (Giraudoux et al., 2020a, 2020b). Les campagnols terrestres et les campagnols des champs sont connus pour constituer l'essentiel du régime alimentaire des renards (Raoul et al., 2010). Au cours de l'expérience, la population de campagnols terrestres a augmenté sur tous les sites d'étude. Elle a donc représenté une source de proies importante et facilement accessible pour les renards.

Notre étude confirme l'inadéquation du statut ESOD, tel qu'il est appliqué localement, pour la protection des volailles dans de tels socio-écosystèmes. Néanmoins, ce statut peut être attribué pour d'autres raisons. Au niveau national et local, le contrôle des renards a également été jugé généralement inapproprié pour protéger la santé et la sécurité publiques (ANSES, 2023; Comte et al., 2017). Toutefois, sur le site d'étude, le programme Careli fait l'objet d'évaluations supplémentaires en cours afin de déterminer son efficacité à atteindre d'autres objectifs invoqués dans les règlements officiels pour justifier un statut ESOD (<https://zaaj.univ-fcomte.fr/spip.php?article115>).

En ce qui concerne les espèces susceptibles d'occasionner des dégâts et les dommages qu'elles peuvent causer, il est essentiel de disposer d'options de limitation des dommages bien réglementées mais efficaces et ayant un impact minimal sur l'environnement (Jiguet, 2020; Brown et al., 2024). Ces options devraient comprendre un éventail de stratégies de gestion adaptative (Holling, 2005) dans une « boîte à outils », visant d'abord et principalement à protéger les poulaillers des prédateurs et non à réduire inutilement les populations de prédateurs lorsque le contrôle s'est avéré inefficace, trop coûteux, éthiquement discutable ou techniquement impossible. Il faut alors vérifier, sur la base de preuves scientifiques, si ces décisions atteignent leur objectif ou si, comme dans le cas présent, elles sont inefficaces pour réduire les dommages. Il est donc essentiel de se donner les moyens de mesurer objectivement les impacts de toute option prise dans ce contexte, avec des objectifs explicites et d'ajuster itérativement les options de gestion en conséquence (Holling, 2005; Lindenmayer et al., 2011). L'existence de groupes de travail multipartites (Faysse, 2006), tels que Careli, pour gérer localement, sur la base de preuves scientifiques, les impacts des espèces considérées comme « susceptibles de causer des dégâts » est un point crucial pour parvenir à des compromis acceptables entre les parties prenantes et la protection de la biodiversité, en mesurant les avantages et les inconvénients, ainsi que les coûts et la durabilité de chaque action.

Remerciements

Nous remercions les 231 propriétaires de poulaillers qui ont aimablement accepté de participer à l'étude, le personnel de France Nature Environnement 25, Mélanie Crausaz, Othilie Pernot, Camille Moreau, Emma Depoire, Alison Pain, Marion Mathy et Patrick Ferrandiz pour leur soutien dans la collecte des données, les bénévoles et Régis Renaude, coordinateur, de la Fédération départementale des chasseurs du Doubs qui ont effectué des comptages nocturnes le long des routes, la Direction départementale des territoires (DDT) qui a fourni des données sur le piégeage des renards, David Pleydell de l'INRAE pour ses aimables conseils en matière de calculs bayésiens, Dominique Michelat pour ses précieux conseils dans la conception de l'expérience, l'analyse des données et la traduction de la version anglaise de cet article et Geoffroy Couval pour son aide à la finalisation de sa version française.

Contributions des auteurs

DP et PG ont conçu l'expérience, PF et TP ont discuté de l'expérience et fourni les données sur les renards, DP a coordonné l'enquête sur le terrain, la collecte des données et géré les données, PG a supervisé la collecte des données, analysé les données et rédigé le manuscrit. Tous les auteurs ont revu le manuscrit.

Financement

Soutien financier des organisations des auteurs, du Conseil Régional de Bourgogne Franche-Comté, du Commissariat de Massif, de la Direction Régionale à l'Alimentation, à l'Agriculture et à la Forêt et de la Zone atelier Arc Jurassien (infrastructure de recherche à long terme sur les socio-écosystèmes du CNRS).

Déclaration d'intérêts

DP (protection), PF et TP (ouvert au contrôle) ont été impliqués, personnellement ou pour leur organisation, dans la controverse sur le statut juridique du renard dans le département du Doubs, mais se sont accordés sur la nécessité de mesurer objectivement l'impact de la décision réglementaire et de s'appuyer sur la recherche pour proposer conjointement un programme de recherche-action appelé Careli ; ce travail est l'un des résultats de ce programme. PG déclare ne pas avoir de conflit d'intérêt.

Bibliographie

- ANSES, 2023. Avis relatif à l'évaluation des impacts sur la santé publique de la dynamique des populations de renards. (Saisine 2022-SA-0049). ANSES, Maisons-Alfort.
- Baker, P., Furlong, M., Southern, S., Harris, S., 2006. The potential impact of red fox *Vulpes vulpes* predation in agricultural landscapes in lowland Britain. *wbio* 12, 39–50. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[39:TPIORF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[39:TPIORF]2.0.CO;2)
- Baker, S.E., Macdonald, D.W., 2000. Foxes and foxhunting on farms in Wiltshire: a case study. *Journal of Rural Studies* 16, 185–201. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(99\)00051-0](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(99)00051-0)
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Berthier, K., Piry, S., Cosson, J.F., Giraudoux, P., Foltete, J.C., Defaut, R., Truchetet, D., Lambin, X., 2014. Dispersal, landscape and travelling waves in cyclic vole populations. *Ecology Letters* 17, 53–64. <https://doi.org/10.1111/ele.12207>
- Brown, P.R., Giraudoux, P., Jacob, J., Couval, G., Wolff, C., 2024. Multi-stakeholder working groups to improve rodent management outcomes in agricultural systems. *International Journal of Pest Management* 0, 1–17. <https://doi.org/10.1080/09670874.2024.2363877>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Combes, B., Comte, S., Raton, V., Raoul, F., Boue, F., Umhang, G., Favier, S., Dunoyer, C., Woronoff, N., Giraudoux, P., 2012. Westward Spread of *Echinococcus multilocularis* in Foxes, France, 2005–2010. *Emerging Infectious Diseases* 18, 2059–2062. <https://doi.org/10.3201/eid1812.120219>
- Comte, S., Umhang, G., Raton, V., Raoul, F., Giraudoux, P., Combes, B., Boué, F., 2017. *Echinococcus multilocularis* management by fox culling: An inappropriate paradigm. *Prev Vet Med* 147, 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2017.09.010>
- Copernicus Land Monitoring Service, 2020. CORINE Land Cover 2018 (vector), Europe, 6-yearly - version 2020_20u1, May 2020 [WWW Document]. EEA geospatial data catalogue. URL <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/copernicus/api/records/71c95a07-e296-44fc-b22b-415f42acfd0> (accessed 1.26.25).

- Delcourt, J., Brochier, B., Delvaux, D., Vangeluwe, D., Poncin, P., 2022. Fox *Vulpes vulpes* population trends in Western Europe during and after the eradication of rabies. *Mammal Review* 52, 343–359. <https://doi.org/10.1111/mam.12289>
- Delibes-Mateos, M., Fernandez de Simon, J., Villafuerte, R., Ferreras, P., 2008. Feeding responses of the red fox (*Vulpes vulpes*) to different wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) densities: a regional approach. *Eur J Wildl Res* 54, 71–78. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0111-5>
- Faysse, N., 2006. Troubles on the way: An analysis of the challenges faced by multi-stakeholder platforms. *Natural Resources Forum* 30, 219–229. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2006.00112.x>
- Fernandez-de-Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Rodríguez-de la Cruz, M., Delibes-Mateos, M., Villafuerte, R., Ferreras, P., 2015. Can widespread generalist predators affect keystone prey? A case study with red foxes and European rabbits in their native range. *Population Ecology* 57, 591–599. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0510-5>
- Giraudoux, P., Levret, A., Afonso, E., Coeurdassier, M., Couval, G., 2020a. Numerical response of predators to large variations of grassland vole abundance and long-term community changes. *Ecology and Evolution* 10, 14221–14246. <https://doi.org/10.1002/ece3.7020>
- Giraudoux, P., Levret, A., Afonso, E., Coeurdassier, M., Couval, G., 2020b. Suivi à long-terme de la réponse numérique des prédateurs aux grandes variations d'abondance de campagnols prairiaux dans le Val d'Usiers, Massif du Jura. *Bourgogne Franche-Comté Nature* 32, 142–160.
- Giraudoux, P., Villette, P., Quéré, J.-P., Damange, J.-P., Delattre, P., 2019. Weather influences *M. arvalis* reproduction but not population dynamics in a 17-year time series. *Scientific Reports* 9, 13942. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50438-z>
- Heydon, M.J., Reynolds, J.C., 2000. Fox (*Vulpes vulpes*) management in three contrasting regions of Britain, in relation to agricultural and sporting interests. *J. Zool. Lond.* 251, 237–252.
- Heydon, M.J., Reynolds, J.C., Short, M.J., 2000. Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *J. Zool. Lond.* 251, 253–264.
- Hofmeester, T.R., Jansen, P.A., Wijnen, H.J., Coipan, E.C., Fonville, M., Prins, H.H.T., Sprong, H., van Wieren, S.E., 2017. Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 284, 20170453. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0453>
- Holling, C.S., 2005. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Blackburn Press, Caldwell, NJ.
- Jarnemo, A., Liberg, O., Lockowandt, S., Olsson, A., Wahlström, K., 2004. Predation by red fox on European roe deer fawns in relation to age, sex, and birth date. *Can. J. Zool.* 82, 416–422. <https://doi.org/10.1139/z04-011>
- Jiguet, F., 2020. The Fox and the Crow. A need to update pest control strategies. *Biological Conservation* 248, 108693. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108693>
- Lesiczka, P.M., Rudenko, N., Golovchenko, M., Juránková, J., Daněk, O., Modrý, D., Hrazdilová, K., 2023. Red fox (*Vulpes vulpes*) play an important role in the propagation of tick-borne pathogens. *Ticks and Tick-borne Diseases* 14, 102076. <https://doi.org/10.1016/j.ttbdis.2022.102076>
- Levi, T., Kilpatrick, A.M., Mangel, M., Wilmers, C.C., 2012. Deer, predators, and the emergence of Lyme disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 10942–10947. <https://doi.org/10.1073/pnas.1204536109>
- Lindenmayer, D., Likens, J., Haywood, A., Miezi, L., 2011. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in ecology and evolution* 26, 641–646. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.002>
- Marlow, N.J., Thomas, N.D., Williams, A.A.E., Macmahon, B., Lawson, J., Hitchen, Y., Angus, J., Berry, O., 2015. Cats (*Felis catus*) are more abundant and are the dominant predator of woylies (*Bettongia penicillata*) after sustained fox (*Vulpes vulpes*) control. *Aust. J. Zool.* 63, 18–27. <https://doi.org/10.1071/ZO14024>

- Michelin, Y., Couval, G., Giraudoux, P., Truchetet, D., 2014. Pour en finir avec les paradis du campagnol terrestre : de la compréhension des pullulations dans les prairies à l'action !, Fourrages. Association Française pour la Production Fourragère, Versailles.
- Moberly, R.L., White, P.C.L., Harris, S., 2004. Mortality due to fox predation in free-range poultry flocks in Britain. *Veterinary Record* 155, 48–52. <https://doi.org/10.1136/vr.155.2.48>
- Panek, M., Kamieniarz, R., Bresiński, W., 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriol* 51, 187–193. <https://doi.org/10.1007/BF03192670>
- Pépin, D., Feuvrier, P., Powolny, T., Giraudoux, P., 2025. Investigating the effects of red fox management on poultry beyond the controversy, Jura Massif, France. *Sci Rep* 15, 26238. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-08500-6>
- Raoul, F., Deplazes, P., Rieffel, D., Lambert, J.C., Giraudoux, P., 2010. Predator dietary response to prey density variation and consequences for cestode transmission. *Oecologia* 164, 129–139. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1647-8>
- Raoul, F., Michelat, D., Ordinaire, M., Decote, Y., Aubert, M., Delattre, P., Deplazes, P., Giraudoux, P., 2003. *Echinococcus multilocularis*: secondary poisoning of fox population during a vole outbreak reduces environmental contamination in a high endemicity area. *International Journal For Parasitology* 33, 945–954.
- Rigby, R.A., Stasinopoulos, D.M., 2005. Generalized additive models for location, scale and shape (with discussion). *Applied Statistics* 54, 507–554.
- Sauvion, C., 2024. Modèle Numérique de Terrain (MNT) France métropolitaine et DROM (MNT) - data.gouv.fr [WWW Document]. URL <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/modele-numerique-de-terrain-mnt-france-metropolitaine-et-drom/> (accessed 1.26.25).
- Schweiger, A., Ammann, R.W., Candinas, D., Clavien, P.A., Eckert, J., Gottstein, B., Halkic, N., Muellhaupt, B., Prinz, B.M., Reichen, J., Tarr, P.E., Torgerson, P.R., Deplazes, P., 2007. Human Alveolar *Echinococcosis* after Fox Population Increase, Switzerland. *Emerging Infectious Diseases* 13, 878–882. <https://doi.org/10.3201/eid1306.061074>
- Statham, M.J., Murdoch, J., Janecka, J., Aubry, K.B., Edwards, C.J., Soulsbury, C.D., Berry, O., Wang, Z., Harrison, D., Pearch, M., Tomsett, L., Chupasko, J., Sacks, B.N., 2014. Range-wide multilocus phylogeography of the red fox reveals ancient continental divergence, minimal genomic exchange and distinct demographic histories. *Molecular Ecology* 23, 4813–4830. <https://doi.org/10.1111/mec.12898>
- Tryjanowski, P., Goldyn, B., Surmacki, A., 2002. Influence of the red fox (*Vulpes vulpes*, Linnaeus 1758) on the distribution and number of breeding birds in a intensively used farmland. *Ecological research* 17, 395–399.
- Valpine, P. de, Paciorek, C., Turek, D., Michaud, N., Anderson-Bergman, C., Obermeyer, F., Cortes, C.W., Rodriguez, A., Lang, D.T., Paganin, S., 2024. NIMBLE User Manual. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1211190>
- Valpine, P. de, Turek, D., Paciorek, C., Anderson-Bergman, C., Lang, D.T., Bodik, R., 2017. Programming with models: writing statistical algorithms for general model structures with NIMBLE. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 26, 403–413. <https://doi.org/10.1080/10618600.2016.1172487>
- Venables, W., Ripley, B., 2003. *Modern applied statistics with S*. Springer, New York.
- White, P.C.L., Groves, H.L., Savery, J.R., Conington, J., Hutchings, M.R., 2000. Fox predation as a cause of lamb mortality on hill farms. *Veterinary Record* 147, 33–37. <https://doi.org/10.1136/vr.147.2.33>
- Zemman, C., Langridge, J., Plancke, M., Garnier, M., Soubelet, H., 2023. Les prélèvements des Espèces susceptibles d’occasionner des dégâts (Esod) réduisent-ils les dégâts qui leur sont imputés ? Synthèse de connaissances. FRB, Paris.