



HAL
open science

Étude de l'exposition du lynx boréal aux rodenticides antivitamine K (AVK) en France à partir des données du réseau national de surveillance sanitaire de la faune sauvage SAGIR

Aurélien Dufлон

► **To cite this version:**

Aurélien Dufлон. Étude de l'exposition du lynx boréal aux rodenticides antivitamine K (AVK) en France à partir des données du réseau national de surveillance sanitaire de la faune sauvage SAGIR. Sciences du Vivant [q-bio]. 2023. dumas-04373998

HAL Id: dumas-04373998

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04373998>

Submitted on 8 Jan 2024

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.

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2023 - Thèse n° 112

ETUDE DE L'EXPOSITION DU LYNX BOREAL AUX RODONTICIDES ANTIVITAMINE K (AVK) EN FRANCE A PARTIR DES DONNEES DU RESEAU NATIONAL DE SURVEILLANCE SANITAIRE DE LA FAUNE SAUVAGE SAGIR

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 22 novembre 2023
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

DUFLON Aurélien

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2023 - Thèse n° 112

***ETUDE DE L'EXPOSITION DU LYNX BOREAL AUX
RODONTICIDES ANTIVITAMINE K (AVK) EN FRANCE A
PARTIR DES DONNEES DU RESEAU NATIONAL DE
SURVEILLANCE SANITAIRE DE LA FAUNE SAUVAGE SAGIR***

THESE

Présentée à l'Université Claude Bernard Lyon 1
(Médecine – Pharmacie)

Et soutenue publiquement le 22 novembre 2023
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

DUFLON Aurélien

Liste des enseignants (20-03-2023)

Pr	ABITBOL	Marie	Professeur
Dr	ALVES-DE-OLIVEIRA	Laurent	Maître de conférences
Pr	ARCANGIOLI	Marie-Anne	Professeur
Dr	AYRAL	Florence	Maître de conférences
Pr	BECKER	Claire	Professeur
Dr	BELLUCO	Sara	Maître de conférences
Dr	BENAMOU-SMITH	Agnès	Maître de conférences
Pr	BENOIT	Etienne	Professeur
Pr	BERNY	Philippe	Professeur
Pr	BONNET-GARIN	Jeanne-Marie	Professeur
Dr	BOURGOIN	Gilles	Maître de conférences
Dr	BRUTO	Maxime	Maître de conférences
Dr	BRUYERE	Pierre	Maître de conférences
Pr	BUFF	Samuel	Professeur
Pr	BURONFOSSE	Thierry	Professeur
Dr	CACHON	Thibaut	Maître de conférences
Pr	CADORÉ	Jean-Luc	Professeur
Pr	CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	Professeur
Pr	CHABANNE	Luc	Professeur
Pr	CHALVET-MONFRAY	Karine	Professeur
Dr	CHANOIT	Gillaume	Professeur
Dr	CHETOT	Thomas	Maître de conférences
Pr	DE BOYER DES ROCHES	Alice	Professeur
Pr	DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	Professeur
Pr	DJELOUADJI	Zorée	Professeur
Dr	ESCRIOU	Catherine	Maître de conférences
Dr	FRIKHA	Mohamed-Ridha	Maître de conférences
Dr	GALIA	Wessam	Maître de conférences
Pr	GILOT-FROMONT	Emmanuelle	Professeur
Dr	GONTHIER	Alain	Maître de conférences
Dr	GREZEL	Delphine	Maître de conférences
Dr	HUGONNARD	Marine	Maître de conférences
Dr	JOSSON-SCHRAMME	Anne	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	JUNOT	Stéphane	Professeur
Pr	KODJO	Angeli	Professeur
Dr	KRAFFT	Emilie	Maître de conférences
Dr	LAABERKI	Maria-Halima	Maître de conférences
Dr	LAMBERT	Véronique	Maître de conférences
Pr	LE GRAND	Dominique	Professeur
Pr	LEBLOND	Agnès	Professeur
Dr	LEDOUX	Dorothee	Maître de conférences
Dr	LEFEBVRE	Sébastien	Maître de conférences
Dr	LEFRANC-POHL	Anne-Cécile	Maître de conférences
Dr	LEGROS	Vincent	Maître de conférences
Pr	LEPAGE	Olivier	Professeur
Pr	LOUZIER	Vanessa	Professeur
Dr	LURIER	Thibaut	Maître de conférences
Dr	MAGNIN	Mathieu	Maître de conférences
Pr	MARCHAL	Thierry	Professeur
Dr	MOSCA	Marion	Maître de conférences
Pr	MOUNIER	Luc	Professeur
Dr	PEROZ	Carole	Maître de conférences
Pr	PIN	Didier	Professeur
Pr	PONCE	Frédérique	Professeur
Pr	PORTIER	Karine	Professeur
Pr	POUZOT-NEVORET	Céline	Professeur
Pr	PROUILLAC	Caroline	Professeur
Pr	REMY	Denise	Professeur
Dr	RENE MARTELLET	Magalie	Maître de conférences
Pr	ROGER	Thierry	Professeur
Dr	SAWAYA	Serge	Maître de conférences
Pr	SCHRAMME	Michael	Professeur
Pr	SERGEANTET	Delphine	Professeur
Dr	TORTEREAU	Antonin	Maître de conférences
Dr	VICTONI	Tatiana	Maître de conférences
Dr	VIRIEUX-WATRELOT	Dorothee	Chargé d'enseignement contractuel
Pr	ZENNER	Lionel	Professeur

Remerciements au jury

Au Professeur Behrouz KASSAI KOUPAI,

De l'université Claude Bernard Lyon 1,

Pour m'avoir fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury de thèse,

Pour l'intérêt porté à ce travail,

Sincères remerciements.

Au Professeur Philippe Berny,

Du campus vétérinaire VetAgro Sup,

Pour avoir accepté d'encadrer ce travail de thèse,

Pour votre bienveillance et vos remarques pertinentes,

Sincères remerciements.

Au Docteur Véronique Lambert,

Du campus vétérinaire VetAgro Sup,

Pour avoir très aimablement accepté de faire partie de mon jury de thèse,

Pour m'avoir suivi et conseillé avec bienveillance tout au long de ma scolarité à
l'école,

Sincères remerciements.

Table des matières

<u>TABLE DES ANNEXES.....</u>	<u>17</u>
<u>TABLE DES FIGURES.....</u>	<u>19</u>
<u>TABLE DES TABLEAUX</u>	<u>21</u>
<u>TABLE DES ABREVIATIONS</u>	<u>23</u>
<u>INTRODUCTION.....</u>	<u>27</u>
<u>PARTIE 1 - LE LYNX BOREAL PARMIS LES ESPECES DE LA FAUNE SAUVAGE</u>	
<u>EXPOSEES AUX RODONTICIDES ANTIVITAMINE K (AVK)</u>	<u>31</u>
I. PRESENTATION DU LYNX BOREAL (<i>LYNX LYNX</i>)	33
1. DISTRIBUTION HISTORIQUE ET REPARTITION GEOGRAPHIQUE ACTUELLE	33
A. En Europe.....	33
B. En France	34
C. Un espoir pour la population des Vosges : le projet de réintroduction LIFE Lynx UE	38
1. BIOLOGIE DE L'ESPECE	40
A. Reproduction, élevage des jeunes et cycle écologique annuel de l'espèce lynx	40
B. Dispersion.....	40
C. Domaine vital.....	41
a. Variabilité selon le sexe de l'individu	42
b. Autres facteurs de variabilité, dont la densité de proies	42
D. Régime alimentaire	43
a. Ongulés sauvages.....	43
b. Lagomorphes	44
c. Autres carnivores : renards roux, chats domestiques et sauvages.....	45
d. Rongeurs.....	45
e. Cheptel domestique	45
f. Facteurs de variation dans la diète	45
2. MENACES ET CONFLITS	46
A. Mortalité juvénile	46
B. Agents infectieux.....	46
C. Fragmentation des territoires et collisions routières.....	47
D. Conflits avec les éleveurs et les chasseurs.....	48
a. Prédation sur le bétail.....	48
b. Effet sur les populations d'ongulés sauvages	48
c. Tirs légaux et destruction illégale	49
E. Exposition à des produits toxiques	50
II. LES RODONTICIDES AVK : UNE MENACE POUR LA FAUNE SAUVAGE.....	51
1. LA NECESSITE DE CONTROLER LES POPULATIONS DE RONGEURS	51
A. Dégâts matériels	52
B. Risques sanitaires.....	52

C.	Dégâts agricoles	52
D.	Danger pour la conservation	54
E.	Méthodes de lutte	55
a.	Une diversité d'outils et de stratégies de lutte.....	55
b.	Les rodenticides non-anticoagulants.....	56
c.	Les rodenticides anticoagulants : les AVK	56
2.	PRESENTATION DES AVK	59
A.	Découverte.....	59
B.	Mécanisme d'action des AVK.....	60
a.	Rappel sur la coagulation sanguine.....	60
b.	Site d'action des AVK.....	60
D.	Toxicité.....	62
3.	LA PRESENCE D'AVK DANS LA FAUNE SAUVAGE ET SES EFFETS	64
A.	Des usages très divers et fréquents	64
a.	Usage « biocide »	65
b.	Produits phytopharmaceutiques (PPP)	66
B.	Historique de la lutte contre les campagnols en Franche-Comté.....	67
C.	Ampleur de l'exposition de la faune sauvage aux AVK.....	68
a.	Voies de contamination	68
b.	Diversité des espèces exposées	69
c.	Quelques données de proportion d'individus exposés aux AVK et de concentrations hépatiques moyennes chez les prédateurs	71
d.	Facteurs de risque de l'exposition des espèces non-cibles	73
D.	Effets de l'exposition	74
a.	Signes cliniques et observations nécropsiques	75
b.	Mortalités avérées liées aux AVK	76
c.	Effets subléthaux	77
d.	Un risque pour la dynamique de population ?.....	79

PARTIE 2 – ANALYSE EXPLORATOIRE DE L'EXPOSITION AUX AVK CHEZ LE LYNX BOREAL ENTRE 2018 ET 2022 GRACE AUX DONNEES DU RESEAU SAGIR 83

I.	CONTEXTE DE L'ETUDE	85
1.	RESEAU SAGIR.....	85
2.	RESEAU LOUP-LYNX.....	86
3.	OBJECTIFS DE L'ETUDE	86
II.	MATERIEL ET METHODES.....	87
1.	CONSTRUCTION DES DONNEES DU RESEAU SAGIR.....	87
A.	Collecte du cadavre et évènement SAGIR.....	87
B.	Examen nécropsique : réalisation de l'autopsie	87
C.	Analyses toxicologiques	88
D.	Bancarisation des données sur Epifaune.....	89
2.	INFORMATION SUR LES DONNEES COLLECTEES	89
3.	ESTIMATION DE LA CLASSE D'AGE.....	90
4.	MODELISATION DU DOMAINE VITAL.....	91
5.	ANALYSE DES DONNEES	94
A.	Modélisation de l'exposition.....	94
B.	Variables explicatives : facteurs de risque potentiels	95

a.	La classe d'âge.....	95
b.	La proportion de milieux urbains et la proportion de milieux agricoles dans l'environnement du lynx.....	95
c.	L'état corporel.....	97
d.	Le sexe.....	97
e.	L'année (et la période) de collecte.....	97
f.	La « saison lynx ».....	98
C.	Etapas de l'analyse.....	98
a.	Statistiques descriptives des variables.....	98
b.	Analyses univariées et multivariées.....	98
D.	Questions subsidiaires.....	100
a.	Effet de l'exposition : Association avec le risque de collisions ?.....	100
b.	Usage biocide dans et autour des bâtiments agricoles : approximation par la densité de probabilité de présence d'exploitations agricoles sur la zone Ain-Doubs-Jura.....	101
III.	RESULTATS.....	104
1.	PRESENTATION DU JEU DE DONNEES ETUDIE.....	104
2.	STATISTIQUES DESCRIPTIVES ET DEMARCHE EXPLORATOIRE.....	105
A.	Nature des molécules détectées sur la période 2014-2017.....	105
B.	Résultats d'exposition sur la période 2018-2022.....	106
a.	Prévalence de l'exposition.....	106
b.	Distribution spatiale et temporelle des molécules détectées.....	106
c.	Incidence annuelle apparente.....	108
d.	Modélisation de l'exposition : Analyse exploratoire des facteurs de risque.....	108
C.	Résultats complémentaires : collisions et densité d'exploitations agricoles.....	113
a.	Eventuelle association de l'exposition avec la survenue de collisions.....	113
b.	Potentielle association entre l'exposition et la densité de probabilité estimée d'exploitations agricoles dans le domaine vital sur les trois départements Ain-Jura-Doubs.....	114
IV.	DISCUSSION.....	116
1.	PREVALENCE DE L'EXPOSITION.....	116
3.	FACTEURS DE RISQUE DE L'EXPOSITION.....	121
A.	Variables de présence/absence : « occurrence AVK », occurrence de bromadiolone et occurrence de brodifacoum.....	122
a.	La classe d'âge.....	122
b.	La proportion de milieux urbains dans le domaine vital.....	123
c.	Les facteurs non significatifs sur la probabilité de détection des molécules.....	124
B.	Nombre de composés détectés.....	126
C.	Les concentrations.....	127
4.	CONSEQUENCES DE L'EXPOSITION : COLLISIONS ET MORTALITE.....	127
A.	L'absence d'association avec la survenue de collisions.....	127
B.	Manifestations cliniques et intoxications létales.....	128
5.	LIMITES DE L'ETUDE ET PERSPECTIVES.....	128
	<u>CONCLUSION.....</u>	<u>131</u>
	<u>BIBLIOGRAPHIE.....</u>	<u>133</u>
	<u>ANNEXES.....</u>	<u>149</u>

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1- Schéma du protocole d'estimation de l'âge.	149
Annexe 2- Carte de probabilité d'occupation du milieu par le lynx.	150
Annexe 3- Localisation des lynx collectés analysés pour la présence d'AVK par le réseau SAGIR entre 2014 et 2022.	151
Annexe 4- Représentation de la corrélation positive entre la proportion de milieux agricoles et le logarithme de la densité estimée de probabilité d'exploitations agricoles dans le domaine vital du lynx.	151
Annexe 5- Représentation de l'absence de relation entre le logarithme de la densité de probabilité estimée d'exploitations agricoles dans le domaine vital du lynx et deux variables d'exposition : « occurrence AVK » et concentration totale hépatique.	152

TABLE DES FIGURES

Figure 1- Distribution de l'espèce Lynx boréal en Europe entre 2012 et 2016.....	35
Figure 2- Aire de détection du lynx en France en 2018 (période du 01/04/2015 au 31/03/2018).....	37
Figure 3- Relâcher du mâle Juri issu du canton de Vaud en Suisse dans la forêt du Palatinat en mars 2018.....	39
Figure 4- Schéma des connectivités souhaitables pour le déplacement des lynx entre les milieux forestiers de la région du Rhin supérieur (Suisse-France-Allemagne).	39
Figure 5- Jeune lynx issu d'une reproduction dans la forêt du Palatinat	39
Figure 6- Lynx ayant chassé avec succès un chevreuil. Massif du Jura	43
Figure 7 - Proies consommées par le lynx dans la forêt du Palatinat.....	44
Figure 8-Dégâts causés par le campagnol des champs et utilisation du sol dans les communes de Côte d'Or.	54
Figure 9-Cycle de pullulation du campagnol terrestre forme fouisseuse (<i>Arvicola terrestris scherman</i>).	54
Figure 10- <i>Melilotus italicus</i>	59
Figure 11-Cinétique d'élimination des AVK dans le plasma et dans le foie	62
Figure 12-Présence d'AVK chez les familles de rapaces (en rouge) et de carnivores (en bleu). Les chiffres représentent le nombre d'individus positifs dans chaque famille	72
Figure 13 - Méthodologie d'estimation du domaine vital individuel	93
Figure 14 - Localisation des points de collecte des lynx et projection du domaine vital individuel sélectionné par notre méthodologie	93
Figure 15 - Carte d'occupation des sols du pôle Theia, France métropolitaine millésime 2021. ...	96
Figure 16 - Positionnement du polygone dessiné afin de calculer les proportions moyennes de milieux urbains, agricoles et forestiers sur la zone d'étude	96
Figure 17 - Localisation des lynx et de leurs domaines vitaux superposés à la carte de densité de probabilité de présence d'une exploitation agricole sur les trois départements Ain, Doubs et Jura	103
Figure 18 - Représentation des quantiles des trois variables de proportion de milieux chez les 80 individus du jeu de données dont le domaine vital a pu être estimé par notre méthodologie.	105
Figure 19- Molécules détectées entre 2014 et 2017 chez les lynx analysés par le réseau SAGIR.....	105
Figure 20 - Concentrations hépatiques des différentes molécules AVK détectées et concentration totale hépatique.	107
Figure 21 - Distribution géographique des lynx collectés et analysés pour la présence d'AVK par le réseau SAGIR entre 2018 et 2022	107
Figure 22 - Molécules détectées entre 2018 et 2022 chez les lynx analysés.....	109
Figure 23 - Représentation de la localisation des lynx en fonction de différentes variables d'exposition	109
Figure 24- Représentation de l'effectif de lynx "jeune" collectés entre 2018 et 2022 en fonction de leur positivité aux AVK	111
Figure 25- Analyse factorielle de données mixtes (AFDM) réalisée pour l'analyse de la variable "occurrence AVK" (positif/négatif) avec différentes variables actives.....	112
Figure 26- Représentation des lynx selon leur modalité sur la variable "occurrence AVK" et la présence ou non de signes de collision. (N=83).	118
Figure 27- Boxplot de la concentration hépatique totale chez les individus avec et sans signes de collision (N= 83).....	118

TABLE DES TABLEAUX

Tableau I - Présentation des populations de lynx boréal en France et statut de conservation UICN	35
Tableau II - Substances biocides autorisées dans l'Union Européenne au 01 juillet 2023.....	58
Tableau III - Structures chimiques des molécules AVK. Les molécules toujours autorisées en Europe sont écrites en gras.	61
Tableau IV - Toxicocinétique des molécules AVK.....	63
Tableau V - Données de DL50 pour les différents AVK sur modèles oiseaux et mammifères.....	63
Tableau VI - Présentation du jeu de données utilisé sur la période 2018-2022	104
Tableau VII - Distribution des trois variables de proportion de milieux chez les 80 individus du jeu de données dont le domaine vital a pu être estimé par notre méthodologie.	105
Tableau VIII - Présentation des résultats des variables d'exposition	106
Tableau IX - Contribution des différentes modalités aux trois premières dimensions de l'AFDM, expliquant 35% de la variance.	112
Tableau X - Tests d'association entre les variables explicatives suggérées par l'analyse factorielle et la variable réponse "Occurrence AVK ".....	114
Tableau XI - Tests statistiques d'association entre la variable "saison lynx" et la variable réponse "Occurrence AVK".....	114
Tableau XII- Tests statistiques d'association entre les variables réponse et leurs variables explicatives les plus significatives.	115
Tableau XIII- Tests statistiques d'association entre la variable "nombre de composés détectés" et les variables explicatives les plus significatives.....	115
Tableau XIV- Paramètres estimés des variables prédictives incluses dans les modèles finaux..	117
Tableau XV- Tests statistiques d'association entre la variable « logarithme de la densité de probabilité estimée de présence d'exploitations agricoles » et les différentes variables d'exposition.	118

TABLE DES ABREVIATIONS

AFDM : Analyse Factorielle de Données Mixtes

AICc : Critère d'Akaike corrigé pour les petits effectifs

AMM : Autorisation de Mise sur le Marché

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AVK : Antivitamine K

BFC : Bourgogne-Franche-Comté

CE : Commission Européenne

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

ECHA : European Chemicals Agency

FDGDON : Fédération Départementale des Groupements de Défense contre les Organismes Nuisibles

FGAR : First-generation anticoagulant rodenticides

FREDON : Fédération Régionale de Défense contre les Organismes Nuisibles

GLM : Generalized linear model

ITD : Interlocuteur Technique Départemental

LOD : Limite de détection

LOQ : Limite de quantification

OFB : Office Français de la Biodiversité

PPP : Produit phytopharmaceutique

SAGIR : Surveiller pour Agir

SGAR : Second-generation anticoagulant rodenticides

UE : Union Européenne

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VKOR : Vitamine K Epoxyde Réductase

INTRODUCTION

Le lynx boréal est le troisième plus grand carnivore de France après l'ours brun (*Ursus arctos*) et le loup gris (*Lupus*). Comme ces deux espèces, ce félin nécessite un vaste territoire pour répondre à ses besoins vitaux et se retrouve donc menacé par la fragmentation des habitats causée par les installations humaines et la croissance des infrastructures de transport (Schmidt-Posthaus et al., 2002). Ces pressions tendent à le rapprocher des populations humaines et notamment du bétail, occasionnant des cas de braconnage (Stahl and Vandel, 1999).

Ces diverses menaces font du lynx une espèce dont la conservation est en danger sur le territoire national (UICN France et al., 2017). Un plan national d'action piloté par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Bourgogne-Franche-Comté (DREAL BFC) a été lancé en 2019 afin de promouvoir sa conservation sur le territoire français (DREAL BFC, 2021). De plus, l'espèce bénéficie d'une surveillance étroite menée par le réseau Loup-Lynx et le réseau SAGIR (Surveiller pour Agir) administrés par l'Office français de la Biodiversité (OFB) (Decors et al., 2022; Réseau Loup-Lynx, 2019). Le réseau SAGIR organise la surveillance sanitaire et toxicologique de la faune sauvage en France. L'exposition à des substances toxiques compte parmi les pressions anthropiques susceptibles d'altérer l'état de santé des individus et même potentiellement la dynamique de population de l'espèce en s'additionnant aux autres menaces pesant sur celle-ci.

Parmi les micropolluants persistants les plus fréquemment analysés et retrouvés chez les espèces prédatrices terrestres figurent les anticoagulants antivitamine K (AVK) utilisés comme rodenticides (Berny, 2007). En effet, depuis des siècles, les rongeurs occasionnent de nombreux dégâts pour les activités humaines et représentent un problème de santé publique (Singleton et al., 2010b). De ce fait, de nombreux moyens de lutte ont été développés, notamment des moyens chimiques dont les AVK sont les molécules les plus utilisées à travers le monde. Celles-ci perturbent la coagulation sanguine et déclenchent des hémorragies chez l'animal plusieurs heures après l'ingestion (Hadler and Buckle, 1992). Du fait de la persistance et de la bioaccumulation de ces composés dans les tissus, les lynx, ainsi que d'autres prédateurs, peuvent être contaminés secondairement en consommant des proies empoisonnées tels que des rongeurs cibles mais également de nombreuses autres espèces exposées de façon involontaire (Elliott et al., 2014).

En s'appuyant sur la détection et la quantification des molécules chez les lynx collectés par le réseau SAGIR, l'objectif de ce travail était d'apporter des connaissances sur l'exposition de cette espèce en France, d'identifier d'éventuels facteurs de risque tels que des caractéristiques individuelles ou environnementales et d'étudier un éventuel effet de cette exposition sur le risque de collisions routières subies par les lynx.

Dans une première partie, à l'aide d'une étude bibliographique, nous présenterons l'espèce au cœur de notre travail en apportant des informations sur sa biologie et les pressions la menaçant. Les AVK seront également introduits avec une attention particulière portée à leur présence dans la faune sauvage ainsi qu'aux différents effets qui leur sont prêtés.

Dans une seconde partie, les résultats de l'étude exploratoire de l'exposition sur les lynx collectés par le réseau SAGIR en France entre 2018 et 2022 seront présentés et discutés.

**PARTIE 1 - *LE LYNX BOREAL PARMI LES
ESPECES DE LA FAUNE SAUVAGE EXPOSEES
AUX RODONTICIDES ANTIVITAMINE K (AVK)***

I. Présentation du lynx boréal (*Lynx lynx*)

Le genre lynx regroupe quatre espèces de mammifères appartenant à l'ordre des Carnivores et à la famille des félidés : le lynx roux (*Lynx rufus*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le lynx pardelle ou lynx ibérique (*Lynx pardinus*) et le lynx boréal (*Lynx lynx*).

Le lynx boréal et le lynx ibérique sont les deux seules espèces retrouvées en Europe. Le lynx pardelle n'est présent que dans la péninsule ibérique (Espagne, Portugal) tandis que le lynx boréal occupe de très nombreuses régions sur le continent (Sunquist and Sunquist, 2017) (**Figure 1**).

1. Distribution historique et répartition géographique actuelle

A. En Europe

Le lynx boréal, plus grand félide du continent, est présent dans de nombreuses régions d'Europe. Son aire de répartition s'étend, selon un axe nord-sud, de la Scandinavie aux Balkans et, selon un axe ouest-est, de la France jusqu'à la Russie, recouvrant 23 pays. En totalité, l'aire de répartition de l'espèce est estimée à environ 800 000 km² pour un effectif total d'environ 10 000 individus (Breitenmoser et al., 2015) (**Figure 1**). Le lynx privilégie les milieux forestiers mais peut se rencontrer dans des milieux arbustifs. Les milieux occupés peuvent être de faible altitude tout comme de haute montagne. Néanmoins, l'espèce se retrouve principalement dans des milieux de moyenne altitude où l'activité humaine est plus modérée (Breitenmoser et al., 2015). Au sein de l'aire totale de répartition, l'espèce est présente sous forme de diverses populations fragmentées de taille plus ou moins réduite. Parmi ces populations, la majorité sont issues de programmes de réintroduction débutés à la fin du XX^{ème} siècle, à partir des quelques populations natives résiduelles (**Tableau I**).

Parmi ces populations natives, nous retrouvons celles de Scandinavie, de Carélie (Finlande), des Baltiques, des Carpates et des Balkans. Les populations Alpine, Dinarique, Jurassienne, de Bohême-Bavière, du massif de Harz et du massif des Vosges-Palatinat sont pour leur part issues de réintroductions. Les dynamiques au sein de ces populations sont très variables. En effet, bien que l'UICN classe l'espèce comme préoccupation mineure sur la liste rouge des espèces menacées à l'échelle internationale, certaines populations encourent un fort risque d'extinction localement, notamment celle des Balkans ou celle des Vosges-Palatinat (**Tableau I, Figure 1**).

Autrefois, les lynx abritaient une zone beaucoup plus vaste mais sous l'effet de plusieurs menaces, leur aire de répartition s'est fortement restreinte à partir du 17^{ème} siècle, poussant l'espèce à se réfugier principalement dans les espaces forestiers, particulièrement en altitude, qui représentaient des espaces moins propices au développement des activités humaines. En effet, les causes majeures de disparition de l'espèce furent anthropiques, notamment la destruction et la fragmentation de l'habitat pour l'agriculture et l'installation humaine. Le lynx, comme tous les autres grands carnivores, loup gris ou ours brun, a également été victime pendant des siècles d'une chasse intensive étant donné la menace qu'il représentait pour la population. L'animal était également intensément traqué pour sa fourrure très appréciée. Enfin, une troisième cause majeure fut la déplétion de ses proies. Celles-ci ont vu leurs habitats disparaître également par les activités humaines, leurs effectifs se sont effondrés, entraînant la chute des populations de lynx avec elles. Par exemple, le chevreuil, proie favorite du lynx avait disparu d'une bonne partie de l'Europe au XX^{ème} siècle (Lovari et al., 2016).

B. En France

L'histoire du lynx en France n'a pas non plus été un long fleuve tranquille. Estimée comme habitant l'intégralité du territoire au Moyen-Âge, l'espèce a peu à peu reculé face à la croissance démographique et à l'augmentation de l'utilisation des sols par l'agriculture et les habitations à partir du 17^{ème} siècle. Les derniers individus se sont donc appropriés les massifs à l'Est du territoire où la pression anthropique se faisait moins forte et où quelques proies subsistaient. Ce fut dans les Vosges, le Jura et les Alpes que furent aperçus les derniers lynx jusqu'à l'extinction de l'espèce dans la première partie du 20^{ème} siècle.

Puis, au cours de ce siècle, les conditions sont redevenues plus favorables pour la réapparition de l'espèce, bien aidée toutefois par l'intervention humaine. Premièrement, l'arrêt de la déforestation intensive en Europe occidentale, voire l'accroissement des surfaces forestières ont rendu possible le rétablissement des populations d'ongulés sauvages, ce qui a recréé des biotopes favorables à l'installation du prédateur. De plus, une prise de conscience environnementale a eu lieu avec le début de la mise en place de politiques de gestion et de conservation des milieux et des espèces sauvages (en France, loi relative à la protection de la nature du 10 juillet 1976). L'idée de la coexistence entre hommes et prédateurs a commencé à faire son chemin. Dans plusieurs pays, des programmes scientifiques ont été entrepris afin de rétablir une population dans plusieurs massifs. Ce fut notamment le cas en Suisse, où le lynx avait également disparu, avec le lancement de réintroductions dès le début des années 1970 (Breitenmoser et al., 1998). Dès 1971, des lynx ont été relâchés dans le pays, à la fois dans la chaîne alpine (à l'est et au sud du pays) mais également dans le massif jurassien (à la frontière française, au nord-ouest du pays). Huit à dix lynx ont été effectivement réintroduits dans cette dernière région. Le nombre est incertain ; de nombreux relâchers ont été passés sous silence afin d'éviter une réaction virulente d'une partie de la population opposée au retour du prédateur (Breitenmoser et al., 1998).

À la suite de ces réintroductions, la population de lynx a rapidement cru jusqu'à coloniser la majeure partie du massif jurassien suisse. Dès lors, par la dispersion naturelle des individus, l'arrivée du premier lynx sur le territoire français a été documentée en 1974 sur le département de l'Ain. L'espèce s'est peu à peu appropriée la partie française du massif jurassien. Via des couloirs de dispersion notamment le massif de la Chartreuse, les Alpes ont également été colonisées. Un autre front évoqué de colonisation des Alpes aurait fait intervenir la population alpine suisse dont au

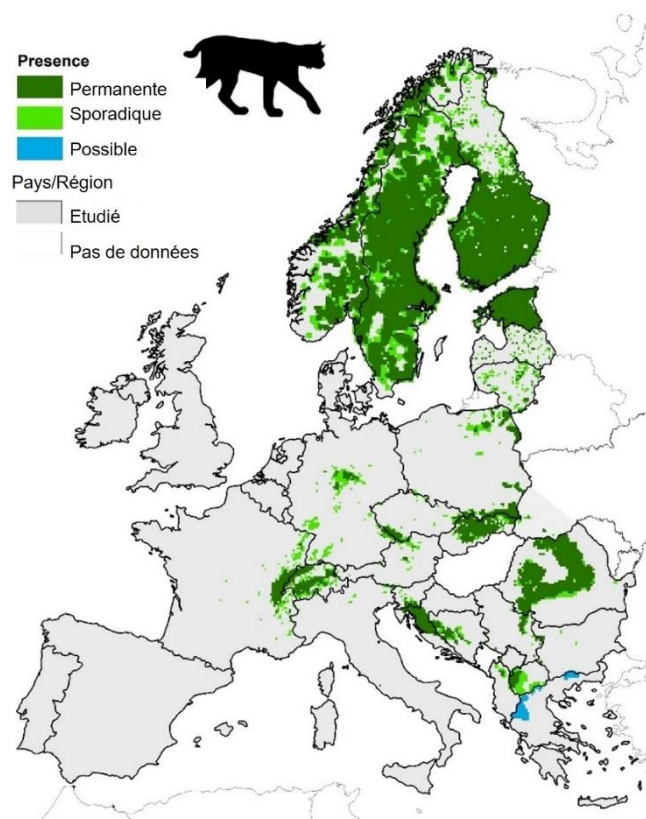


Figure 1- Distribution de l'espèce *Lynx boréal* en Europe entre 2012 et 2016 (Kaczensky et al., 2021a)

Tableau I - Présentation des populations de lynx boréal en France et statut de conservation UICN (EN = en danger, CR = critique, LC = préoccupation mineure) (Breitenmoser et al., 2015 ; Kaczensky et al., 2021)

Nom de la population	Pays	Effectif (2012 à 2016)	Tendance	Evaluation Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN)
Alpine	Suisse, Slovénie, Italie, Autriche, France	163	Faible augmentation	EN
Balkans	Grèce, Albanie, Kosovo, Macédoine du Nord	20 - 40	Stable	CR
Baltique	Estonie, Lettonie, Lituanie, Pologne, Ukraine	1200-1500	Faible diminution	LC
Bohème-Bavière	République tchèque, Allemagne, Autriche	60 - 80	Stable	CR
Carpates	Roumanie, Bulgarie, Slovaquie, Pologne, Ukraine, Serbie, République tchèque, Hongrie, Serbie	2100 - 2400	Stable	LC
Dinarique	Slovénie, Croatie, Bosnie-Herzégovine	130	Stable ou en diminution	EN
Harz	Allemagne	46	Faible augmentation	CR
Jura	France, Suisse	140	Faible augmentation	EN
Carélie	Finlande	2500	Stable	LC
Scandinavie	Norvège, Suède	1300-1800	En diminution	LC
Vosges-Palatinat	France, Allemagne	1-3	En diminution	CR

moins un individu aurait franchi la frontière française. Cependant, cette colonisation directe par les Alpes semble moins probable du fait de la répartition actuelle de l'espèce qui est principalement concentrée au nord-ouest du massif, et donc relativement proche du Jura.

En France, en plus des Alpes et du Jura, le lynx boréal arpente également le massif des Vosges. En effet, suite à la réussite de l'exemple suisse, la France a mis en place à son tour un programme de réintroduction du prédateur. Celui-ci a eu lieu dans les Vosges à partir de 1983 et jusqu'en 1993 (Vandel et al., 2006). Au total, 21 lynx provenant des Carpates ont été relâchés sur cette période afin de constituer un troisième noyau de population en France.

Depuis ce retour de l'espèce sur le territoire national, le réseau Lynx, devenu réseau Loup-Lynx en 2002 et administré par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS ; devenu Office français de la biodiversité en 2020) a mis en place un suivi scientifique intense et régulier de l'espèce sur le territoire, grâce à différentes méthodes : collecte d'indices de présence (empreintes, poils, déjections), pièges photographiques, constat d'attaques sur le cheptel domestique, etc. Ainsi, l'aire de répartition sur le territoire national a été évaluée de manière périodique afin d'étudier les dynamiques de colonisation des massifs par le lynx et d'estimer la santé des populations. Entre 2000 et 2002, l'aire de présence du lynx dans le massif Jurassien français était estimée à 8622 km² pour l'aire totale, dont 5823 km² de présence permanente. Pour les Vosges l'aire permanente de présence ne représentait que 1962 km² pour une aire totale de 3159 km². Finalement, dans les Alpes, aucune aire de présence régulière n'avait pu être mise en évidence et l'aire de répartition totale a été mesurée à 4365 km². Ainsi, dès cette période, il a été observé que l'espèce peinait à s'imposer dans les territoires vosgiens et alpins tandis que sa population s'étendait dans le massif jurassien depuis l'arrivée des premiers individus dans les années 1970.

Une étude plus récente en 2011 a été la première, à non plus estimer l'aire de répartition mais plutôt l'abondance et la densité de lynx en France (Gatti et al., 2011). L'étude pilote a été menée sur une zone de 350 km² dans le département du Doubs et une zone de 480 km² dans le Jura, grâce à l'utilisation de pièges photographiques et de modèles mathématiques de capture-recapture. L'identification des lynx a été permise par la reconnaissance du motif du pelage des flancs de chaque individu. Dans le Doubs, l'abondance a été estimée entre 4.98 et 8.1 individus et entre 12 et 14.43 dans le Jura. On aboutissait à une densité de population entre 0.9 (+/- 0.52) et 1.22 (+/- 0.83) /100 km² dans le Doubs et entre 0.86 (+/-0.45) et 1.04 (+/-0.56) lynx/100 km² dans le Jura (Gatti et al., 2011). Cette première donnée montre une occupation plutôt homogène du massif par les lynx qui se retrouvent en moyenne à une densité d'un animal pour 100 km².

En 2019, une seconde étude de suivi a été publiée et s'est intéressée à l'abondance et à la densité de population en utilisant une méthodologie légèrement améliorée (utilisation de modèles mathématiques de capture-recapture spatialisés à partir de données de piégeage photographique) (Gimenez et al., 2019). Cette étude devait étudier à la fois le massif du Jura et celui des Vosges entre 2011 et 2016. Malheureusement, aucun lynx ne fut observé dans les Vosges durant cette période (ce qui corrobore les données sur l'état de cette population, présentées dans le **Tableau I**). Dans le massif du Jura, 92 individus ont pu être identifiés sur la période 2011-2016. L'abondance a été estimée entre 5 et 29 individus, et la densité de population a été évaluée entre 0.24 (+/- 0.02) et 0.91 (+/- 0.03) lynx/100 km². Il existait une variabilité entre les départements au sein même du massif du Jura. En effet, la densité la plus forte se trouvait dans l'Ain (0.64 en 2015 et 0.91 en 2014) tandis que la plus faible se situait dans le Doubs (0.24 en 2011 et 0.36 en 2013). Le Jura possédait une densité intermédiaire (0.44 en 2011 et 0.54 en 2013) (Gimenez et al., 2019). Cela s'explique notamment par le fait que le Doubs est moins propice à la présence de lynx en possédant des reliefs moins nombreux et moins élevés, et donc

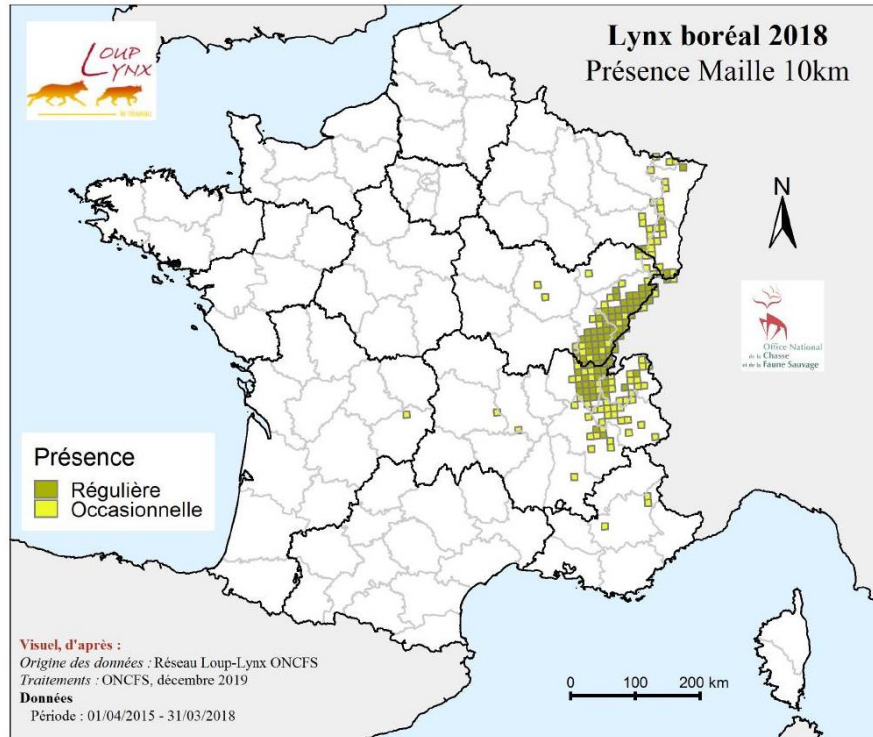


Figure 2- Aire de détection du lynx en France en 2018 (période du 01/04/2015 au 31/03/2018).
Mailles élémentaires de 10x10km, grille standardisée de 100 km² de l'Agence européenne de l'environnement (Réseau Loup-Lynx, 2019)

plus d'activités agricoles. Au contraire, la partie est de l'Ain est très favorable à l'installation du lynx de par les nombreuses zones de forêts montagneuses.

La dernière carte de présence du lynx sur le territoire a été établie par le réseau Loup-Lynx en 2018. Ce sont les données les plus récentes que nous avons pour estimer l'état démographique actuel des populations. L'aire de présence régulière du lynx a été estimée à 8800 km² et s'avère être en augmentation, notamment dans le massif du Jura qui totalise plus de 80% de l'aire totale de présence (**Figure 2**). Au sein du massif, la population semble se consolider dans le Doubs et quelque peu régresser dans l'Ain. Dans les Alpes, la tendance est à un léger recul. Enfin dans les Vosges, l'aire de présence demeure très faible, aux alentours de 450 km² (Réseau Loup-Lynx, 2019). Deux choses sont à noter. L'absence de croissance de la population alpine est considérée surprenante par les experts, qui estiment que le milieu du nord des Alpes (massif de la Chartreuse, de l'Epine, du Salève notamment) est plutôt favorable à l'installation d'une population. Ce phénomène peut s'expliquer par la présence de barrières à la dispersion des individus telles que les nombreuses autoroutes (A40, A41). Ainsi, les individus du noyau jurassien ne parviendraient pas à essaimer vers le sud et donc à rejoindre la population alpine pour étendre son aire de répartition. Quant au cas des Vosges, malgré la mise en évidence de couloirs de dispersion, la dynamique déclinante de la population témoigne également d'une difficulté des échanges et rend son avenir très incertain.

De plus, la présence sporadique du lynx est observée mais discutée (risque de faux positif) dans le Massif central ou dans les Alpes du sud. Enfin, un individu a été filmé en novembre 2022 en vallée d'Azergues dans le Beaujolais (France 3 Auvergne-Rhône-Alpes, 2022). L'individu est supposé venir du massif du Jura par le département de l'Ain et avoir franchi la rivière Saône, évènement rarissime et inattendu puisque le fleuve est perçu comme un obstacle à la colonisation de l'espèce vers l'ouest. Une nouvelle observation a eu lieu plus au sud à Vaugneray (Rhône) dans les monts du lyonnais deux mois plus tard (France 3 Auvergne-Rhône-

Alpes, 2023). De nouveaux pièges photographiques ont alors été installés dans les zones pour surveiller la présence du félin dans la région. Il pourrait s'avérer qu'à l'avenir des individus s'établissent dans ce milieu de basse montagne (<1000 mètres).

En conclusion, entre 100 et 150 adultes sont considérés arpenter le territoire national à ce jour (Réseau Loup-Lynx, 2019.; UICN France et al., 2017).

C. Un espoir pour la population des Vosges : le projet de réintroduction LIFE Lynx

UE

Comme présenté avec le **Tableau I** et la **Figure 2**, il ne subsistait qu'entre un et trois individus dans le massif vosgien entre 2012 et 2016. De plus, selon les dires de membres du réseau, il ne s'agirait que de mâles (Vandel, communication personnelle). Néanmoins, dernièrement, une lueur d'espoir est apparue pour cette population grâce au lancement d'un programme de réintroduction dans la réserve de biosphère de la forêt du Palatinat en Allemagne, à la frontière avec le nord du massif des Vosges françaises (parc naturel régional des Vosges du Nord notamment) (Rheinland-Pfalz, 2021). Ce projet a été conçu pour rétablir une population résidente de lynx dans cette zone où l'animal était présent jusqu'au 18^{ème} siècle. Il a été mené par la Fondation pour la Nature et l'Environnement de Rhénanie-Palatinat en collaboration avec l'Office de gestion forestière de Rhénanie-Palatinat (Landesforsten Rheinland-Platz), le Parc naturel régional des Vosges du Nord et le Fonds mondial pour la faune sauvage (WWF). Ce projet a été soutenu par le programme européen LIFE qui apporte des fonds afin de mener en Europe des projets de protection des espèces et des habitats menacés au sein du réseau Natura2000 (LIFE, 2023). Cette initiative a vu le jour grâce à une forte médiation et à l'intégration de tous les acteurs du territoire dans le projet, même les plus réfractaires comme les éleveurs et chasseurs. Le projet s'est déroulé de 2015 à 2021 et a permis la réintroduction de 20 animaux adultes en provenance de Suisse et de Slovaquie, afin d'apporter de la diversité génétique (**Figure 4**). Grâce à un suivi rigoureux par la détection d'indices de présence, l'utilisation de pièges photographiques et surtout de colliers GPS, le devenir de ces animaux a été étudié précisément. Le bilan est très positif : le projet est considéré comme une réussite puisque 18 jeunes lynx sont nés à l'issue du programme en 2021 (**Figure 3**). De plus, les individus ont franchi la frontière et ont pu rejoindre les Vosges françaises. Un épisode de reproduction a été documenté dans les Vosges du Nord par des agents de l'OFB et surtout, en juillet 2021, un suivi GPS a montré que trois lynx résidaient dans les Vosges françaises, dont deux au sud de Gérardmer, en plein cœur du massif des Vosges. Cela donne espoir quant à la réhabilitation de l'espèce dans cette zone. Comme motif d'espoir pour la stabilisation de l'espèce sur cette partie du territoire, nous pouvons également envisager la création d'une métapopulation, moins isolée génétiquement ; entre le Jura suisse et français, les Vosges, la région du Palatinat voire-même la Forêt noire en Allemagne (**Figure 5**). Cela augmenterait les chances de survie de ces populations d'Europe occidentale.

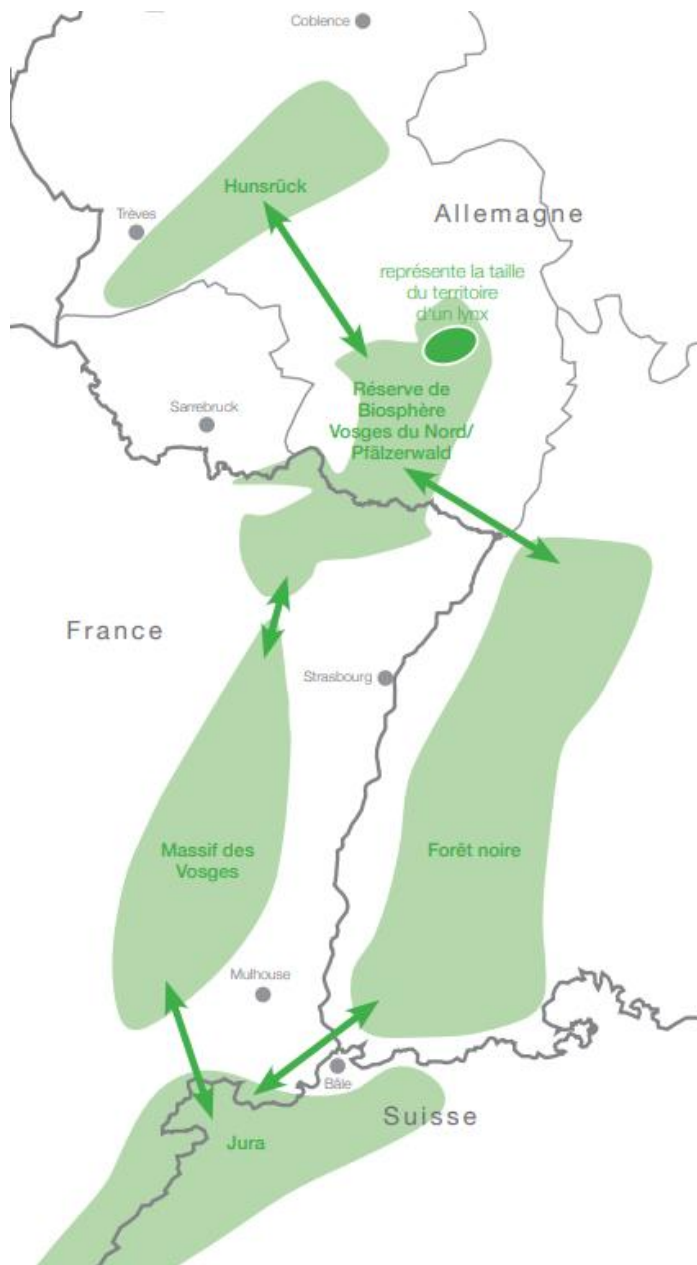


Figure 4- Schéma des connectivités souhaitables pour le déplacement des lynx entre les milieux forestiers de la région du Rhin supérieur (Suisse-France-Allemagne). (Rheinland-Pfalz, 2021)



Figure 3- Relâcher du mâle Juri issu du canton de Vaud en Suisse dans la forêt du Palatinat en mars 2018. Crédits photo : @Cornelia Arens KLICKFaszination (Rheinland-Pfalz, n.d.)



Figure 5- Jeune lynx issu d'une reproduction dans la forêt du Palatinat. Crédits photo : @Alex Sommer / SNU (Rheinland-Pfalz, n.d.)

1. Biologie de l'espèce

Le lynx est un carnivore strict pesant entre 18 et 25 kg pour la population française (les lynx de Scandinavie et de l'Est de l'Europe sont souvent plus imposants) et pouvant vivre jusqu'à plus de 15 années en milieu naturel. C'est un animal solitaire se reproduisant en moyenne tous les ans.

A. Reproduction, élevage des jeunes et cycle écologique annuel de l'espèce lynx

Le lynx est un animal solitaire qui évite la rencontre avec ses congénères hormis lors de la période de reproduction lorsque les mâles se rapprochent des femelles pour s'accoupler. Cette période débute en février en moyenne et s'étend jusqu'en avril avec un pic d'activité en mars. C'est à ce moment-là que les déplacements s'intensifient. Les femelles effectuent généralement leur première reproduction durant leur deuxième année, soit à partir de 21 mois environ. Les mâles acquièrent la maturité sexuelle plus tardivement et ne se reproduisent généralement qu'à partir de 33 mois en moyenne (Hunter, 2018). Après environ 70 jours de gestation, la femelle donne naissance à un à quatre jeunes, deux étant la taille moyenne de la portée. Les naissances ont lieu fin mai le plus souvent, le 28 mai en moyenne selon une très récente étude portant sur 169 naissances en Europe (Mattisson et al., 2022). Cette dernière étude a néanmoins mis en évidence une flexibilité chez les femelles, qui semblent ajuster la date de mise-bas selon les conditions environnementales afin d'augmenter la survie de leurs jeunes lors de la période critique des premiers jours. La naissance est en effet plus tardive lorsque les températures printanières faiblissent, et ainsi, celle-ci intervient en moyenne dix jours plus tard dans le nord de l'Europe (Mattisson et al., 2022). Après la mise-bas, la mère reste avec les jeunes dans la tanière et se déplace très peu. Les premiers repas solides ont été décrits intervenir à deux mois en captivité. Auparavant, les jeunes se nourrissent du lait maternel. Les mâles ne participent pas à l'élevage des jeunes (Kleiman and Eisenberg, 1973).

A partir de la fin août -début septembre, la femelle lynx commence à entreprendre de longs déplacements pour chasser des proies plus imposantes pour sa portée. Les jeunes restent avec leur mère jusqu'au début du mois de janvier. C'est à ce moment que débute la période d'indépendance. En prévision de la nouvelle période de reproduction, la femelle abandonne ses jeunes, bien souvent autour d'une carcasse. Ceux-ci restent ensuite bien souvent ensemble dans le territoire durant quelques jours à quelques semaines, avant de la quitter et d'entamer leur phase de dispersion afin d'établir leur propre territoire.

Ainsi, on distingue trois périodes dans le cycle écologique annuel de l'espèce lynx. Le premier tiers (janvier-avril) consiste à la période d'indépendance et de dispersion des jeunes lynx de l'année précédente. Le second tiers (mai-août) constitue la période des naissances et d'élevage des jeunes. Le troisième tiers (septembre-décembre) représente la période d'exploration du domaine vital pour chasser (Marti and Ryser-Degiorgis, 2018a).

B. Dispersion

Après la séparation, le jeune lynx quitte le domaine vital maternel et débute sa dispersion afin d'établir son propre territoire. Une étude menée en Suisse sur 31 jeunes a permis d'étudier la temporalité et la distance de la dispersion. Deux zones de densité de population différente ont été considérées (Alpes suisses du nord-ouest : 1.4-1.5 lynx résident/100km², Jura suisse : 0.7-0.8 lynx résident/100km²). L'indépendance a été observée intervenir à un âge de dix mois en moyenne, sans effet du sexe (Zimmermann et al., 2005). Cette indépendance atteignait un pic en avril. Les juvéniles restaient ensuite entre 13 et 221 jours (moyenne de 98 jours) dans le territoire maternel dans les Alpes et entre 1 et 76 jours (moyenne de 32 jours) dans le Jura. Il a été mis en

évidence que l'absence de nouvelle gestation de la mère allongeait la durée du séjour des jeunes dans le territoire après l'indépendance (Hunter, 2018).

Ensuite, une fois la dispersion débutée, sa durée était de 72 jours en moyenne dans les Alpes et 112 jours dans le Jura. En moyenne, les lynx s'établissaient à 25 km et 63km de leur zone d'origine dans les Alpes (n=12) et le Jura (n=7) respectivement (Zimmermann et al., 2005). Il apparaît donc que la densité de population est un facteur clé de la dispersion, les individus vivant dans un milieu plus dense (Alpes) ayant une dispersion plus courte et plus réduite en distance. Cela s'explique probablement par la présence d'un milieu plus favorable (abondance de proies) et donc au fait que le domaine vital soit plus facile à constituer. A l'inverse, une autre explication dans le besoin accru de s'éloigner du territoire maternel dans une zone à faible densité pourrait résider dans l'objectif d'éviter la consanguinité. Dans les milieux avec peu d'individus, les lynx, surtout les mâles, chercheraient en effet à migrer plus loin pour s'installer près de femelles qui ne leur sont pas apparentées.

Néanmoins, de manière générale, les distances de dispersion du lynx sont jugées comme faibles, en comparaison avec celles des loups gris par exemple. En effet, le lynx est considéré comme un disperseur conservateur qui maintient des contacts avec ses conspécifiques et qui s'établit en bordure de leurs domaines vitaux (Breitenmoser et al., 1993). Le lynx colonise ainsi le territoire de proche et proche, en tache d'huile. Les individus s'installent juste au voisinage des territoires des lynx déjà établis. Ce mode de dispersion est par ailleurs une raison avancée pour expliquer la faible colonisation actuelle des massifs adjacents au Jura français, malgré des habitats estimés favorables et l'identification de corridors de déplacement (Alpes, Vosges) (Kramer-Schadt et al., 2004; Zimmermann et al., 2005). Enfin bien que la dispersion se fasse normalement de manière linéaire, avec des individus qui s'écartent progressivement de leur territoire d'origine jusqu'à trouver un endroit libre, il arrive que certains individus aient des déplacements circulaires (Zimmermann et al., 2005). Cela pourrait être dû à des restrictions de déplacement fortes liées à la présence d'obstacles ou à l'absence de continuité entre les patchs d'habitat favorable.

C. Domaine vital

Le lynx est un animal territorial qui cherche à constituer son propre territoire et disperse donc jusqu'à le trouver. Ce territoire stable, permettant à l'animal de subvenir à tous ses besoins, est appelé domaine vital. Une fois établis, les animaux gardent globalement les mêmes limites de domaine vital d'une année à l'autre. Dans le Jura, 77.5 (+/- 7.9)% et 71.7 (+/- 7.3)% du domaine vital des mâles et des femelles, respectivement, est en effet conservé d'une année à l'autre (Breitenmoser-Würsten et al., 2007). Il arrive également que durant la dispersion, certains lynx établissent des domaines vitaux de manière transitoire. Il s'agit d'un territoire qu'ils arpentent régulièrement pendant une courte période (<6 mois) avant de le quitter pour établir un domaine vital définitif (Beier, 1995). Grâce au suivi par télémétrie des lynx équipés de colliers GPS, ces différents domaines ont pu être estimés dans de nombreuses études. Un domaine vital est alors défini comme le polygone minimal convexe créé par les positions GPS de l'individu (Breitenmoser-Würsten et al., 2007). Une étude très intéressante en Suisse a estimé que la superficie des domaines vitaux transitoires variait de 22 à 230 km² dans le Jura. La taille des domaines vitaux définitifs a également été comparée dans le Jura et dans les Alpes en Suisse. Les valeurs étaient en moyenne de 84 km² dans les Alpes (n=11, 26-150 km²) et de 262 km² dans le Jura (n=7, 68 – 642km²). De plus, il existait une différence marquée entre les superficies moyennes des mâles et des femelles, 130 km² (n=4, 93 -150 km²) contre 58 km² (n=7, 26 -93km²) dans les Alpes (Zimmermann et al., 2005).

Concernant la France, aucune étude n'a à ce jour étudié le domaine vital des lynx vivant dans le massif jurassien français puisqu'aucun lynx n'y est équipé de collier GPS. En revanche, deux autres études, en plus de Zimmermann (2005), se sont intéressées à la population jurassienne suisse. Une étude de 1993 a montré que la taille moyenne du domaine vital était en moyenne de 264 km² (+/- 23 km²) pour les mâles et de 168 km² (+/- 64 km²) pour les femelles (Breitenmoser et al., 1993). Enfin, dans l'étude de Breitenmoser et al. (2007), les mâles occupaient en moyenne un territoire de 283 km² contre 185 km² pour les femelles. Ce sont donc ces chiffres qui sont retenus pour la population de lynx française, vivant majoritairement dans le Jura. Le réseau Loup-Lynx écrit en effet sur son site internet que le domaine vital des mâles et des femelles est compris entre 260 et 280 km², 160 et 170 km², respectivement (Réseau Loup-Lynx, 2020).

a. Variabilité selon le sexe de l'individu

Quelle que soit l'étude, le domaine vital des mâles est donc invariablement plus étendu que celui des femelles. C'est d'ailleurs un fait avéré pour la plupart des grands carnivores solitaires, comme l'ours brun par exemple (Dahle and Swenson, 2003). Cela est dû au fait que les femelles définissent les contours de leur territoire en fonction de la ressource en proies afin de subvenir au besoin de leur portée. De plus, du fait de l'élevage de leurs jeunes, les femelles ont des déplacements plus modestes au cours de l'année lorsqu'elles allaitent ou sont suivies de faibles juvéniles. Cela crée des domaines vitaux plus restreints. A l'inverse, pour les mâles, c'est la présence de femelles qui définit les contours de leur territoire. Leur répartition suit davantage la présence de celles-ci que la densité de proies (Eisenberg, 1986). Ainsi, les domaines vitaux des mâles recouvrent souvent le domaine de plusieurs femelles (1 à 3). A l'inverse, les domaines vitaux des femelles ne se chevauchent que très rarement, du fait d'une forte compétition pour les ressources alimentaires. Ce taux de chevauchement a été estimé à 2,8% entre femelles contre 9% entre mâles (Breitenmoser et al., 1993).

En plus du domaine vital, l'étude de Breitenmoser et al (1993) a voulu distinguer la zone-cœur de ce territoire, zone majoritairement utilisée par l'individu pour chasser et se reposer. La zone cœur représentait une surface de 185 km² (+/- 58 km²) pour les mâles et 72 km² (+/- 27 km²) pour les femelles. La femelle passe la plupart de son temps dans une zone nettement plus restreinte que les mâles (Breitenmoser et al., 1993). A l'inverse les mâles arpentent plus régulièrement les limites de leur territoire pour le marquer et le défendre (à coup de griffures et de marquages hormonaux) face à d'autres mâles concurrents. Ils se déplacent également davantage notamment en période de reproduction pour aller à la rencontre de partenaires.

b. Autres facteurs de variabilité, dont la densité de proies

Un second paramètre de variabilité de la superficie du domaine vital est la saison, avec un domaine vital agrandi pour les mâles en hiver et rétréci pour les femelles suitées en été. Parmi les autres facteurs proposés dans la littérature sur les grands carnivores, sont présents la structure du paysage, la structure sociale de l'espèce, le poids corporel des individus, la topographie ou encore la densité de proies (McCloughlin and Ferguson, 2000).

Ce dernier facteur a été particulièrement investigué. Une étude en Norvège sur 52 domaines vitaux de lynx répartis dans le pays a montré l'existence d'une relation négative significative entre la taille de ceux-ci et la densité de chevreuils (*Capreolus capreolus*), proie favorite du lynx (Herfindal et al., 2005). A l'échelle continentale, en comparant la taille moyenne des domaines vitaux dans diverses populations du continent, il a également été mis en évidence une forte relation négative entre la taille du domaine vital et la productivité de la zone d'étude (Herfindal et al., 2005). Cette productivité était estimée par un index relié au pourcentage de

radiation absorbé pour la photosynthèse, index pensé comme un bon proxy de la densité en proies de la zone.

D. Régime alimentaire

Comme présenté dans l'étude au paragraphe précédente, le chevreuil est considéré comme la proie favorite du lynx boréal dans la majeure partie de son aire de répartition européenne. En effet, bien que ce carnivore strict sache s'adapter et puisse s'attaquer à une multitude d'animaux, il s'est spécialisé dans la chasse des ongulés sauvages de taille moyenne.



© Laurent Geslin
Figure 6- Lynx ayant chassé avec succès un chevreuil. Massif du Jura.
Photographie personnelle de Laurent Geslin utilisée avec son accord.

a. Ongulés sauvages

Pour étudier les proies des lynx, les chercheurs ont utilisé plusieurs méthodes telles que l'analyse des restes de proies (favorisant la découverte d'animaux de taille importante), l'analyse des matières fécales ou encore de celle des contenus stomacaux. Une première étude en Pologne à la fin des années 1980 à partir de restes de carcasses a mis en évidence que les lynx privilégiaient les ongulés de taille similaire à la leur : 69% de chevreuils de tout âge et sexe, 28% de cerf élaphe (*Cervus elaphus*), mais uniquement des faons (Jędrzejewski et al., 1993). De plus, une seconde étude a montré une sélection positive des chevreuils par rapport aux cerfs. Les différentes proportions de chevreuils dans le régime alimentaire par rapport aux cerfs élaphe ne reflétaient en effet pas la densité respective de chaque espèce dans la zone d'étude. Les lynx privilégient donc les ongulés de taille moyenne, similaire à la leur. Contrairement aux cerfs élaphe de plus de 60 kg à l'âge adulte, un chevreuil pèse environ 1.6 kg à la naissance et 20 kg seulement à maturité. De plus, l'index de sélectivité de neuf espèces d'ongulés sauvages par le lynx est négativement corrélé avec le log de leur masse corporelle. Les lynx privilégient les plus petites espèces d'ongulés, plus simples à attraper et probablement moins dangereuses (Khorozyan and Heurich, 2023). Des données de 2021 issues du programme de réintroduction de la forêt du Palatinat, extrapolables dans une certaine mesure à la population vosgienne, montrent également une forte préférence pour le chevreuil (81% des 205 carcasses retrouvées) dans ce milieu (**Figure 7**, Rheinland-Pfalz, 2021). Non seulement probablement plus difficile à chasser, le désavantage de prédater un gros ongulé résiderait dans l'augmentation du temps nécessaire à sa consommation, à une plus grande difficulté à le dissimuler et donc à un risque augmenté de spoliation de la carcasse (notamment par les sangliers (*Sus scrofa*)) Cela serait donc peu rentable pour le lynx de chasser un tel animal.

Une seconde étude en Suisse a mis en évidence que le chamois (*Rupicapra rupicapra*) était une autre proie favorite du lynx, bien qu'un peu plus imposante que le chevreuil. En dix années de suivi, parmi 617 restes de carcasses, 69,3% étaient de chevreuil et 21,5% du chamois (Jobin et al., 2000). Enfin, une autre étude suisse ayant comparé les préférences du lynx dans quatre régions du pays (Alpes du Nord-Ouest, Alpes centrales, Nord-Est et massif du Jura) est parvenue à montrer que le chevreuil et le chamois représentaient 90% des proies sélectionnées dans chaque région (Molinari-Jobin et al., 2007). Selon les massifs, la proportion de chaque espèce était cependant variable : jusqu'à 60 % de chamois dans les Alpes centrales (Molinari-Jobin et al., 2007). Ces proies sont également considérées comme les deux espèces favorites du lynx en France, notamment pour les populations jurassienne et alpines où co-existent les deux espèces d'ongulés. Dans la forêt du Palatinat et les Vosges du Nord, on ne retrouve ainsi pas de chamois dans le régime du lynx (l'espèce n'étant pas présente dans la zone) (**Figure 7**).

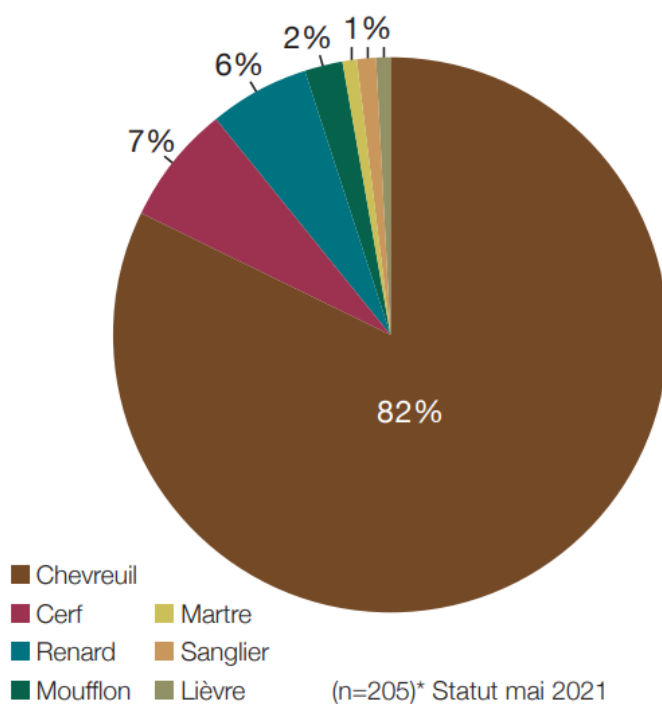


Figure 7 - Proies consommées par le lynx dans la forêt du Palatinat. Le chevreuil correspond à 80% des effectifs de proies dans ce milieu (Rheinland-Pfalz, 2021).

b. Lagomorphes

Le lynx boréal est également connu pour consommer des lagomorphes, notamment du lièvre brun (*Lepus europaeus*). Il a été mis en évidence que la consommation de cette proie augmentait avec la latitude (Khorozyan and Heurich, 2023). Cela est lié à la raréfaction des milieux de forêts denses, favorables à la présence de chevreuils et de chamois, dans les contrées septentrionales. Ainsi, en Finlande, les lièvres représentent presque la moitié des proies du lynx (Pulliainen et al., 1995). En Europe, à partir de données de carcasses, ce pourcentage a été mesuré à 10% seulement. (Breitenmoser and Haller, 1993). Dans les travaux de Jobin et al. (2000) à partir de restes de carcasses, seules 2% étaient du lièvre (Jobin et al., 2000). Néanmoins, en analysant les déjections, Weber et Weissbrodt (1999) ont pu estimer plus précisément la part des petites proies dans le régime. Tandis que chevreuils et chamois étaient toujours majoritaires (47,1%, n=51), des restes de lièvres étaient présents à 10 reprises (19,6%). Ces résultats illustrent donc que le lynx utilise une variété d'espèces pour subvenir à ses besoins.

c. *Autres carnivores : renards roux, chats domestiques et sauvages*

Dans les multiples travaux présentés précédemment, une grande diversité de proies a été mise en évidence. Jobin et al. (2000) ont retrouvé 37 carcasses (6%) de renards roux (*Vulpes vulpes*), un chat domestique (*Felis catus*), un chat sauvage (*Felis silvestris silvestris*), une martre des pins (*Martes martes*) et un blaireau (*Meles meles*) (Jobin et al., 2000). Parmi les 205 carcasses retrouvées par les scientifiques du projet de réintroduction en Allemagne, 6% également étaient du renard et 1% une martre (*Martes sp.*) (**Figure 7**). Le lynx est supposé chasser ces espèces mais peut également se nourrir d'individus déjà morts. Bien que très rare, une activité charognarde a déjà été observée à plusieurs reprises (communication personnelle).

d. *Rongeurs*

La part de rongeurs dans le régime alimentaire est considérée comme anecdotique dans l'alimentation du lynx (Breitenmoser and Haller, 1993). Cependant, des restes de rongeurs ont été retrouvés à neuf reprises dans les excréments de lynx au sein de l'étude de Weber et Weissbrodt. En détail, il a été identifié deux occurrences d'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*), deux occurrences de campagnol terrestre (*Arvicola amphibius*), deux occurrences de campagnol sp. (*Microtus sp.*), deux occurrences de lérot (*Eliomys quercinus*) et une occurrence de campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*) (Weber and Weissbrodt, 1999).

e. *Cheptel domestique*

Des restes de chèvre domestique (*Capra hircus*) ont été identifiés à deux reprises dans l'analyse fécale réalisée par Weber et Weissbrodt (Weber and Weissbrodt, 1999). Cette consommation de cheptel domestique est peu fréquente mais documentée dans toute l'Europe. Les victimes d'attaque du lynx sont majoritairement des moutons (*Ovis aries*). Un cas d'attaque sur une brebis a d'ailleurs été rapidement constaté dès le retour du lynx dans les Vosges du Nord (Rheinland-Pfalz, 2021). En Scandinavie, les lynx s'attaquent non seulement aux moutons mais également aux rennes (*Rangifer tarandus*) en semi-liberté. Globalement, cette prédation sur le cheptel domestique est une source majeure de conflits et donc de menaces pour l'espèce.

f. *Facteurs de variation dans la diète*

Le lynx est un prédateur chassant une grande diversité de proies de gabarit inférieur ou similaire au sien. Les ongulés sauvages sont ses proies préférées mais cela est amené à varier en fonction de plusieurs paramètres. Tout d'abord, lorsque ces proies se font plus rares, le lièvre brun et le cheptel domestique deviennent prédominants dans la diète du prédateur, comme cela a été montré en Norvège (Odden et al., 2006). Bien que le chevreuil soit également la proie préférée du lynx dans cette région (83% de la biomasse consommée en hiver), lors de la période estivale, la proportion de moutons domestiques et de lièvres augmente significativement dans la diète du prédateur. Ce résultat est retrouvé dans d'autres régions ; les lynx s'attaquent davantage à de petites proies en été. D'une part, cela s'explique par la plus grande difficulté à chasser les ongulés à la belle saison. En été, ceux-ci passent en effet moins de temps dans les forêts, sont moins regroupés et se déplacent davantage. D'autre part, à cette saison, les lynx, notamment les femelles suitées, effectuent des déplacements réduits, ce qui limite leur proximité avec les ongulés. Les petites proies sont également plus faciles à attraper et suffisantes pour nourrir les jeunes lors des premiers repas solides.

Ainsi, en plus de la saison et de la densité relative en proies, l'âge du lynx est un facteur de variabilité de la diète. Les jeunes et subadultes, de gabarit plus modeste et avec une expérience de chasse limitée, se repaissent probablement plus fréquemment de lièvres, de

rongeurs voire d'oiseaux plus fréquemment que les animaux plus âgés, même si aucun article ne s'y est réellement intéressé. Nous pouvons également rajouter le sexe comme critère de variabilité puisque les mâles ont été observés comme s'attaquant plus fréquemment à des grosses proies (chamois) que les femelles (Okarma et al., 1997).

2. Menaces et conflits

La réintroduction du lynx boréal dans plusieurs régions d'Europe et l'augmentation de son aire de répartition sur le continent depuis la deuxième moitié du 20^{ème} siècle est un des rares exemples de réussite d'une politique de conservation de grands carnivores dans le monde (Chapron et al., 2014). Ce succès a été permis par une législation protectrice au niveau international comme national et par des actions variées favorisant la coexistence entre l'homme et le félin dans les différentes régions. Il faut en effet rappeler que l'espèce est protégée à l'échelle internationale par la convention de Berne des espèces protégées depuis 1979. Le lynx est également protégé au niveau de l'UE par la directive 92/43/CEE dite « Habitat-Faune-Flore ». En France, le lynx fait partie de la liste des mammifères terrestres entièrement protégés (arrêté ministériel du 23 avril 2007).

Malgré un classement « préoccupation mineure » à l'échelle du continent, nous avons vu que certaines populations demeuraient très menacées (**Tableau I**). En effet, de nombreuses pressions subsistent sur l'espèce et font que son statut de conservation est globalement jugé « en danger » sur la liste rouge nationale de l'UICN (UICN France et al., 2017). Un plan national d'action en faveur de l'espèce a ainsi été lancé en 2019 pour rétablir le lynx dans un état de conservation favorable sur le territoire (DREAL BFC, 2021). Soutenu par l'Etat, ce projet est porté par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté (DREAL BFC) et par l'Office français de la biodiversité. Cet outil stratégique planifié sur 5 ans vise à mettre en place un suivi rigoureux de la population, à informer les acteurs du territoire, à coordonner les actions de restauration de l'espèce et de ses habitats, et surtout à promouvoir la prise en compte de la protection de l'espèce dans les politiques publiques et activités humaines. L'ambition d'un tel projet est principalement de réduire les menaces pesant sur l'espèce et d'améliorer la coexistence avec les acteurs du territoire (chasseurs, éleveurs) tout en développant la connaissance et la sensibilisation du grand public sur cette espèce méconnue. La réussite de ce projet et l'amélioration de l'état de conservation de l'espèce ne sont pas gagnées, de multiples causes menacent en effet le lynx boréal dont certaines occasionnent de très nombreuses mortalités.

A. Mortalité juvénile

Le lynx est un animal solitaire qui se reproduit normalement tous les ans à partir de l'atteinte de sa maturité sexuelle. Nous avons vu que les femelles donnaient naissance en moyenne à deux jeunes autour de la fin mai chaque année. Chez cette espèce, la mortalité juvénile est très élevée. Dans l'étude suisse de Breitenmoser et Haller (1993), sur 14 jeunes lynx suivis dès la naissance, six sont morts avant d'avoir atteint l'âge de l'indépendance (Breitenmoser and Haller, 1993). Cet exemple est cohérent avec l'estimation globale faisant état que plus de 50% des jeunes ne survivent pas à leur première année (Breitenmoser-Würsten et al., 2007). Après la première année, les lynx ne sont pas tirés d'affaire pour autant. En effet, la dispersion est une période d'errance délicate pour le lynx. Celui-ci est bien souvent inexpérimenté en chasse et traverse probablement des milieux peu favorables avant de parvenir à s'établir. Il convient de penser que la mortalité durant cette période d'indépendance est également importante.

B. Agents infectieux

Nous avons vu que les populations de lynx, notamment en France, étaient de taille modeste et issues de seulement quelques individus réintroduits. Ainsi on y retrouve une faible variabilité génétique, ce qui rend les individus davantage vulnérables aux maladies. Les maladies infectieuses représentaient entre 18 et 40% des causes de mortalité détectées dans une étude en Suisse (Schmidt-Posthaus et al., 2002). Parmi les agents infectieux les plus courants et problématiques, se retrouve *Sarcoptes scabiei*, l'agent de la gale sarcoptique, dont une épidémie a été suspectée avoir eu lieu en Suisse (Ryser-Degiorgis et al., 2002). Nous pouvons citer également la gale notoédrique (*Notoedres cati*). Les vecteurs de ces maladies sont suspectés être les chats domestiques et surtout les renards roux, proies occasionnelles du lynx. En effet, le mode de vie solitaire de l'espèce rend peu probable une transmission directe entre lynx.

D'autre part, ce type d'affections parasitaires sévères peut prédisposer l'animal à d'autres pathologies infectieuses. Il a été considéré qu'une atteinte parasitaire sévère avait été « la porte d'entrée » d'une infection bactérienne lors de cas de septicémies bactériennes documentés chez des lynx collectés et analysés par le réseau national français d'épidémiologie SAGIR (Lena, 2020). Dans ce travail de synthèse réalisé sur 175 événements de mortalité entre 1990 et 2019, les processus infectieux, dont ces septicémies, représentaient 7% des causes de mortalité. Deux cas de parvovirose ont également été identifiés comme cause de décès, et six cas de portage sain. D'autres agents viraux ont été mis en évidence de manière unique (paramyxovirus, coronavirus avec une suspicion de péritonite féline associée) (Lena, 2020). Dans une population de taille si modeste, tout agent infectieux doit être surveillé et sa prévalence suivie pour détecter une éventuelle épidémie sévissant dans la population et menaçant éventuellement sa pérennité (Schmidt-Posthaus et al., 2002). Parmi ces agents infectieux préoccupants, il faut noter le virus de la leucose féline et celui de l'immunodéficience féline (présente de manière significative chez les chats domestiques et déjà mis en évidence dans la population de lynx du Jura suisse (Ryser-Degiorgis et al., 2021)). Enfin, la présence de parasitisme est fréquente chez le lynx. Des endoparasites ont été observés à l'autopsie chez 67 des 170 individus (39%). Les infections parasitaires représentent un risque global modéré pour l'espèce lynx d'après Lena (Lena, 2020). En effet, les parasites peuvent affaiblir un animal et le rendre plus vulnérable face à d'autres agents infectieux ou bien favoriser un épuisement plus rapide des ressources énergétiques par spoliation.

C. Fragmentation des territoires et collisions routières

Les lynx sont des animaux ayant besoin de se déplacer quotidiennement pour chasser et encore davantage lors de la dispersion, ou de la période de reproduction (mâles augmentant les distances parcourues en quête de femelles).

Privilégiant les habitats forestiers denses, les lynx recherchent une continuité entre ces espaces pour mener à bien leurs activités. Malheureusement, les individus évoluent désormais dans des territoires anthropisés où les forêts (naturelles comme exploitées) sont fragmentées. Cette fragmentation est intensifiée par l'artificialisation des sols et la croissance du réseau routier (en nombre d'infrastructures comme en intensité du trafic). De manière indirecte, ces infrastructures de transport terrestre (ITT) gênent les lynx dans leur déplacement et sont un obstacle au brassage génétique entre les différents noyaux de population. Une étude a notamment montré que les jeunes lynx en dispersion peinaient à traverser les obstacles telles que les autoroutes grillagées, ce qui réduisait les possibilités de colonisation de nouveaux territoires et d'échange génétique entre les populations (Zimmermann et al., 2007).

De manière directe, les collisions avec les véhicules (voitures principalement, trains également) sont une des causes de mortalité principale du lynx en Europe centrale et de l'Ouest, et ce depuis les premières années suivant la réintroduction de l'espèce (Breitenmoser et al., 1998). Stahl et Vandel (1999) ont compilé les causes de mortalité de 52 lynx en France entre

1974 et 1998. 26 individus furent tués par une collision. Dans l'étude suisse de Schmidt-Posthaus (2002), 15 lynx sur 51 sont morts après une collision routière (Schmidt-Posthaus et al., 2002). Lena (2020) a recensé 101 collisions fatales parmi 175 décès, ce qui représente la première cause de mortalité dans la population étudiée (58%) (Lena, 2020). Toutefois, cette proportion n'est certainement pas représentative de la réalité dans la population totale. En effet, ce travail s'appuie sur la détection et la collecte opportuniste des cadavres par des membres du réseau SAGIR. Les cadavres retrouvés en zone urbaine, près des routes, sont plus facilement détectables. D'autre part, les lynx morts loin de la présence humaine, dans des endroits reculés ou inaccessibles, ne sont pas récupérés. Bien que les collisions routières soient une cause majeure de décès, la proportion de lynx collisionnés parmi l'ensemble des lynx morts semble donc être involontairement augmentée par rapport à la réalité, ce qui accentue la part des collisions routières dans la mortalité de la population totale. C'est notamment ce qu'ont observé Schmidt-Posthaus et al. (2002) en séparant les lynx collectés de façon opportuniste et ceux suivis par radio-télémetrie (Schmidt-Posthaus et al., 2002). La part des collisions routières dans la mortalité était plus faible chez les lynx suivis par télémetrie que chez eux collectés de manière opportuniste.

Les collisions ne sont pas la seule cause anthropique de mortalité du lynx. En raison de la faible acceptation de sa présence par de nombreux acteurs, le braconnage représente une très forte menace pour l'espèce.

D. Conflits avec les éleveurs et les chasseurs

a. Prédation sur le bétail

Le lynx est en effet victime de destruction illégale dans de nombreuses régions d'Europe en raison de sa prédation réelle ou supposée sur le cheptel domestique. Dans les pays nordiques, il s'attaque fréquemment aux moutons et aux rennes élevés en liberté dans des grands espaces ouverts (Odden et al., 2006). Dans ces pays, les gouvernements consacrent annuellement plusieurs centaines de milliers d'euros à la compensation des attaques, et allouent même une prime permanente en cas de coexistence avec le prédateur (si la présence de l'animal est avérée dans le secteur de l'élevage, les éleveurs reçoivent une prime même en absence d'attaques). Dans le reste de l'Europe, la part de déprédations par rapport à la taille du cheptel est anecdotique car les ovins et caprins domestiques ne sont pas les proies sélectionnées (Jobin et al., 2000). Entre 0.01 et 0.55% du cheptel disponible est victime d'attaque à l'échelle de 11 pays d'Europe (Kaczensky, 1999). En Suisse, à la fois dans les Alpes et dans le massif du Jura, entre 1973 et 1994, 712 cas avérés de prédation par le lynx sur des ovins et caprins ont été recensés et compensés financièrement par l'Etat. En s'intéressant au massif du Jura français, entre 1984 et 1988, annuellement, entre 66 et 131 attaques ont été enregistrées pour un total de 92 à 194 moutons tués, majoritairement des agneaux et des subadultes (Stahl et al., 2001). Bien que le nombre total de bêtes tuées soit faible, le problème réside dans l'agrégation d'attaques au même endroit, avec la présence de « hot spots » de déprédation qui provoquent un désarroi psychologique et économique à une poignée d'éleveurs. Cette agglutination d'attaques a été montrée comme reliée à des caractéristiques propres de la zone d'élevage (pratiques peu sécuritaires, milieu favorable à la présence du lynx) (Stahl et al., 2002, 2001). Du fait de ces attaques, une très forte opposition subsiste contre la présence du lynx. De la part des éleveurs, mais également de celle des chasseurs, du fait de l'impact du félin sur les populations d'ongulés sauvages qui les concurrencent pour le gibier.

b. Effet sur les populations d'ongulés sauvages

Comme nous l'avons évoqué, le lynx boréal s'est spécialisé en Europe dans la chasse aux ongulés sauvages, principalement le chevreuil mais aussi le chamois voire le cerf élaphe selon les milieux (Jędrzejewski et al., 1993; Jobin et al., 2000; Odden et al., 2006; Okarma et al., 1997). Il a été mis en évidence que les mâles lynx consommaient entre moyenne 3,2 kg d'ongulés par nuit contre 3,4kg pour les femelles et entre 3,2 et 4,9 kg pour les femelles suitées dans le Jura (Jobin et al., 2000). Cela explique donc un rythme de prédation d'environ un ongulé tous les 5 à 6 jours (5,9 +/- 1.5 pour les mâles, 5.2 +/- 1.4 pour les femelles) (Jobin et al., 2000). Ce même ordre de grandeur a été retrouvé dans les Carpates (Okarma et al., 1997). Le taux de prédation est observé comme plus élevé chez les familles de lynx (Belotti et al., 2015; Molinari-Jobin et al., 2002). En Europe centrale, un lynx tuait entre 46.05 et 74.71 chevreuils par année. Le taux de prédation était plus élevé en hiver (Belotti et al., 2015). En Norvège, il a été calculé que les femelles suitées tuaient 6.23 +/- 0.83 chevreuils tous les 30 jours contre seulement 4.85 +/- 1.30 pour les mâles et 2.71 +/- 0.47 pour les femelles solitaires (Andrén and Liberg, 2015). Dans l'étude de Molinari-Jobin et al. (2002), il a été estimé que le lynx tuait environ 9% de la population estivale de chevreuil et 11% de celle de chamois (Molinari-Jobin et al., 2002). De plus, en s'attaquant préférentiellement à des adultes (15-20kg), l'action du prédateur peut créer un impact significatif sur la dynamique de population.

C'est cet impact qui le place dans le collimateur des chasseurs qui y voit un concurrent menaçant leurs activités. Au-delà des études scientifiques, les chasseurs l'accusent de la déplétion des populations de chevreuils mais aussi d'autres espèces de gibier. Cependant, il reste très difficile d'identifier une seule cause comme responsable des dynamiques de population déclinantes des proies, celles-ci pouvant être influencées par le climat (hivers rugueux), l'état du milieu, la rareté de la ressource, la densité de population ou même la trop forte pression de chasse humaine. En Norvège, il a été montré que la prédation par le lynx avait un effet additif sur la dynamique des populations de chevreuils et n'agissait pas seule comme facteur de diminution de la population (Andrén and Liberg, 2015). Ainsi, malgré l'ampleur relativement limitée de la prédation sur le cheptel domestique et l'effet difficilement appréciable du lynx sur les populations d'ongulés sauvages, le lynx est braconné dans de nombreuses régions d'Europe.

c. Tirs légaux et destruction illégale

En Suisse, 14 autorisations d'abattage ont été délivrées pour les lynx prédatant de manière répétée sur le cheptel domestique entre 1997 et 2004 (Breitenmoser and Breitenmoser-Würsten, 2008). Les mêmes dérogations à la protection stricte de l'espèce exigée par la convention de Berne ont été prises par le gouvernement français en 1991 après des attaques dans l'Ain. Dans le nord de l'Europe, des quotas d'abattage légal sont prévus en Norvège comme pour les autres espèces chassables. En Suède, Finlande et Lettonie, des dérogations sont parfois accordées pour tirer des individus lors d'attaques répétées.

La destruction illégale est très répandue en Europe et est suspectée de menacer la survie des populations les plus critiques. Pour illustrer l'ampleur du phénomène, nous pouvons donner les exemples suivants : 10 individus sur les 52 collectés en France entre 1974 et 1998 ont été braconnés (Stahl and Vandel, 1999). En Suisse, dans les premières années suite à la réintroduction de l'espèce, sur 103 animaux retrouvés morts, 27 avaient vraisemblablement été victimes de destruction illégale (Breitenmoser et al., 1998).

Concernant la population de Bohême-Bavière, il a été suggéré que l'absence de colonisation de nouveaux espaces et l'absence de croissance de la population, malgré un environnement favorable, est due à la forte destruction de l'espèce, destruction en partie non détectée (Magg et al., 2016). Dans cette zone, un fort taux de braconnage est observé depuis plusieurs décennies. Par exemple, sur neuf lynx suivis par télémétrie, quatre ont été tués de façon illégale (Červený et

al., 2002). Dans cette même étude, 10% des chasseurs admettaient d'ailleurs tuer eux-mêmes des lynx. Ce taux n'a pas changé en 2015 et le sentiment des chasseurs à l'égard du prédateur demeurait toujours négatif (Červený et al., 2019). De plus, une modélisation des populations a estimé à 25% le nombre d'adultes tués illégalement chaque année dans la région (Červený et al., 2019). L'effet dramatique de cette destruction est également démontré en Norvège où 46% des adultes meurent de tirs illégaux, altérant la croissance de la population (Andrén et al., 2006). Enfin, dans les Vosges, le braconnage est suspecté d'être à l'origine de l'état actuellement très préoccupant de la population vosgienne. L'absence d'établissement de celle-ci dans le massif pourrait être une conséquence de ces actes illégaux, ce qui a été suggéré par la découverte de trois individus braconnés (et trois suspicions) dans la région (Vandel et al., 2006).

Finalement, dans sa synthèse des causes de mortalité des lynx collectés par le réseau SAGIR entre 1992 et 2019, Lena (2020) a mis en évidence six cas de destruction par arme à feu (Lena, 2020). L'ampleur réelle du braconnage et son impact sur la population sont difficiles à estimer mais les données de terrain suggèrent un rôle non négligeable.

E. Exposition à des produits toxiques

En plus d'être victimes de collisions ou de braconnage, les lynx peuvent être soumis à une autre menace anthropique qu'est l'utilisation de produits toxiques par les activités humaines. Ces molécules peuvent se retrouver dans l'environnement et dans les proies que consomment le prédateur. De par leur position en haut de la chaîne alimentaire, les lynx, comme d'autres grands carnivores, sont particulièrement à risque de bioaccumuler des résidus toxiques dans le temps par prédation répétée de proies contaminées. Ils pourraient ainsi à terme exhiber différents signes, léthaux mais aussi subléthaux (troubles de la reproduction, augmentation de la sensibilité aux maladies, perturbation endocrinienne) et pâtir de cette exposition toxique.

Parmi les toxiques à évoquer, nous pouvons notamment penser au plomb ou au cadmium qui sont largement étudiés en toxicologie environnementale (Durkalec et al., 2015). Nous pouvons également citer les organochlorés et organophosphorés. D'autres molécules peuvent également être utilisées intentionnellement pour tuer le lynx ou d'autres espèces considérées nuisibles. Parmi ces molécules, on retrouve la chloralose, la strychnine ou encore des carbamates (carbofuran, aldicarbe). Ces molécules ont d'ailleurs été identifiées dans les cadavres de lynx collectés par le réseau SAGIR entre 1990 et 2019 (Lena, 2020). Cependant, les molécules les plus souvent retrouvées dans cette étude furent des résidus de rodenticides à action anticoagulante, appelés antivitamines K (AVK). Ces produits ont été identifiés chez 19 individus. Toxiques car entraînant des troubles hémorragiques, ils ont été considérés responsable de la mort de trois individus (Lena, 2020). Deux cas d'empoisonnement par ces molécules avaient été également rapportés entre 1974 et 1998 (Stahl and Vandel, 1999). Ces molécules et les risques potentiels qu'ils posent pour la faune sauvage et le lynx vont être l'objet de la prochaine partie.

II. Les rodenticides AVK : une menace pour la faune sauvage

Parmi les toxiques auxquels peut être exposé le lynx, se retrouvent les rodenticides AVK. Ces molécules représentent l'arme principale utilisée pour contrôler les populations de rongeurs et réduire leurs nuisances. Dans cette partie, nous allons présenter ces molécules, leurs propriétés ainsi que leurs divers usages. Nous reviendrons également sur l'historique de la lutte contre le campagnol en Franche-Comté, zone où se concentre la majorité de la population française du félin. Dans un deuxième temps, nous présenterons l'ampleur de l'exposition de la faune sauvage à ces molécules à travers le monde et discuterons des effets avérés ou suggérés de ces toxiques sur les individus. L'utilisation massive de ces molécules et la mise en évidence de divers effets délétères justifient de s'intéresser à cette problématique chez le lynx, afin d'identifier une éventuelle menace agissant sur cette espèce dont la conservation est élevée au rang de priorité sur le territoire national.

1. La nécessité de contrôler les populations de rongeurs

Les rongeurs sont un ordre de mammifères comportant plus de 2000 espèces réparties sur tous les continents, à l'exception de l'Antarctique. Ces espèces ont en effet colonisé la quasi-totalité des terres immergées, en étant introduites (involontairement) par les hommes au cours de leurs migrations. De gabarit très variable, de quelques grammes à plus de cinquante kilogrammes pour le capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), les rongeurs possèdent tous en commun la particularité d'avoir des incisives à croissance continue leur permettant de ronger leur nourriture et de creuser des galeries. Ils sont en majorité herbivores ou granivores, mais de nombreuses espèces se sont adaptées à un régime omnivore, ce qui leur permet d'occuper des milieux très divers. Ces espèces se nourrissent en effet d'herbe, de racines, de céréales, de feuilles mais également de matière animale tels que des insectes, parfois d'animaux morts et même de déchets alimentaires humains. On retrouve alors des rongeurs dans tous les types de milieu : prairies, forêts, champs cultivés, ripisylves, cours d'eau, milieu urbain. Certaines espèces vivent en surface, voire dans les arbres, tandis que d'autres passent la majorité de leur temps dans le sol dans des galeries ou à l'obscurité dans les égouts des villes.

L'histoire conflictuelle des rongeurs avec les hommes a débuté lors de la sédentarisation des populations humaines et le développement de l'agriculture. De nombreuses espèces se sont alors spécialisées à vivre au contact de l'homme et à consommer les denrées agricoles. On qualifie ces espèces de commensales. Elles recherchent la présence de l'homme pour exploiter les ressources rendues disponibles par ses activités (lieux de production agricole, usines de transformation, habitation avec stockage de denrées et déchets). On les retrouve à la fois dans les installations agricoles (granges, étables) ainsi que dans les bâtiments urbains et industriels. Ces animaux profitent également des constructions humaines pour y trouver un gîte propice à leur multiplication, ces espaces étant souvent moins occupés par les prédateurs que les milieux moins anthropisés. Le milieu urbain avec abri, nourriture et eau à volonté est parfait pour l'installation et la prolifération de ces espèces. On distingue trois principales espèces commensales en France : le rat surmulot ou rat brun (*Rattus norvegicus*), le rat noir (*Rattus rattus*) et la souris domestique (*Mus musculus*). D'autres espèces de rongeurs champêtres non commensales, posent également de problèmes pour les activités humaines. Il s'agit d'espèces vivant loin des habitations ; dans les champs, dans le sol, ou bien dans les forêts. Celles-ci sont regroupées sous le terme de « campagnols » et occasionnent dans certains cas de gros dégâts agricoles.

A. Dégâts matériels

Parmi les problèmes posés, tout d'abord, du fait de leur occupation du milieu et de leurs activités (création de galeries, action de ronger), les rongeurs créent de nombreux dégâts matériels sur les installations humaines. Les espèces commensales peuvent par exemple couper les câbles d'alimentation, causant des incendies, ou endommager la structure des bâtiments. D'autres espèces utilisant les bords des cours d'eau comme le castor d'Europe (*Castor fiber*) ou le ragondin (*Myocastor copyus*) peuvent altérer les berges et provoquer des dégâts sur les parcelles environnantes. Ces dégâts peuvent parfois représenter des sommes colossales. Un calcul réalisé aux Etats-Unis à partir de l'estimation d'une population d'un milliard de rats surmulots dans le pays (*Rattus norvegicus*) réalisant des dégâts sur le matériel agricole, et détruisant des denrées agricoles (graines), a établi à 19 milliards de dollars le coût annuel des dommages causés par l'espèce (Pimentel et al., 2005).

B. Risques sanitaires

Les rongeurs posent également un problème de santé publique. En effet, avec plus de 2000 espèces et des effectifs colossaux (44% du total des mammifères totaux), cet ordre de mammifères est réservoir de très nombreux agents zoonotiques (Meerburg et al., 2009a). Les rongeurs peuvent alors transmettre de multiples agents pathogènes aux populations humaines, mais également aux animaux domestiques. Dans l'histoire, il est considéré que les grandes pandémies de peste ayant fait des millions de morts sont dues à la présence de rongeurs, réservoir de la bactérie *Yersinia pestis*, transmise ensuite à l'homme par piqûre de puces (McCormick, 2003). Aujourd'hui, il y aurait entre 1000 et 3000 cas par an (Keeling and Gilligan, 2000). Les conséquences de ces zoonoses sont encore plus préoccupantes dans les pays les plus pauvres où une densité de population élevée et des moyens de santé publique limités accroissent le risque de transmission de maladies entre rongeurs et humains.

En comptabilisant toutes les espèces, plus de 60 zoonoses ont été mises en évidence comme transmises par les rongeurs, dont 22 agents pathogènes zoonotiques identifiés chez le rat surmulot dans le monde (quatre en France (Ayrat, 2015)). Parmi ces maladies se trouve notamment la leptospirose dont la fréquence augmente ces dernières années dans le pays. Les rongeurs sont réservoirs de la bactérie ; les humains se contaminant ensuite principalement via l'eau souillée par les urines de rongeurs (Richard et al., 2022). Non seulement porteurs de nombreuses bactéries, les rongeurs sont également associés à de nombreux parasites. Il en existe une multitude dont le cycle de reproduction nécessite un passage par un hôte intermédiaire rongeur. Nous pouvons citer *Echinococcus multilocularis*, un cestode responsable de l'échinococcose humaine en Europe, dont l'hôte définitif est un carnivore prédateur de rongeurs.

De plus, des contacts directs (notamment par morsure ou griffure) peuvent également inoculer un nombre considérable d'agents infectieux, tels que des hantavirus. C'est pourquoi la prolifération de rongeurs en ville notamment (exemple du rat surmulot) est un énorme enjeu de santé publique à gérer pour les autorités. Enfin, les mêmes agents infectieux peuvent être transmis par les rongeurs directement ou indirectement aux animaux de production (ex : la leptospirose aux bovins) et menacer non plus uniquement la santé publique humaine mais également la santé animale et la production alimentaire (Meerburg et al., 2009a).

C. Dégâts agricoles

Étant donné leurs régimes alimentaires variés, les rongeurs s'attaquent à tout type de denrées alimentaires humaines et peuvent représenter de véritables pestes agricoles lorsqu'ils atteignent des densités de population élevées (on parle alors d'épisodes de pullulation),

ravageant les cultures. En plus du ravage des cultures par leur consommation directe, les rongeurs rendent également impropres à la consommation humaine les récoltes par leurs déjections. Cela touche également les denrées une fois récoltées et stockées. On parle de peste pré et post-récolte (Singleton et al., 2010b).

Hors pullulations, les espèces de peste agricole entraînent en moyenne une perte annuelle de 5 à 10% des récoltes de riz dans les pays d'Asie (Singleton, 2003). Lors des épisodes de pullulation, les pertes peuvent s'avérer considérables, provoquant des catastrophes économiques dans les pays les plus fragiles et mettant même en danger la sécurité alimentaire de la population. Les baisses de récolte ont déjà atteint 80% dans plusieurs pays comme au Laos ou au Myanmar lors de grands épisodes de pullulation. En Afrique aussi, en Tanzanie précisément, des chutes de récoltes du même ordre ont créé un manque à gagner de 40 millions de dollars, ce qui était énorme pour ce pays en développement, où l'agriculture représente la principale économie (Leirs, 2003). Il a été estimé que les quantités de denrées consommées ou souillées par les rongeurs pourraient nourrir jusqu'à 280 millions de personnes chaque année dans les pays en développement (Afrique et Asie principalement) (Meerburg et al., 2009b). De plus, même dans les pays riches, les pullulations peuvent faire des dégâts et compromettre la santé financière des exploitations. Entre 25 et 30% du blé stocké en Europe du Nord a été perdu à cause des rongeurs (Myllymäki, 1977). Une étude suite à une pullulation de campagnols terrestres touchant 8,5% de la surface de production de blé en Allemagne en 2007 a estimé à 11% la perte de récoltes et à 130 millions d'euros le manque à gagner (Barten, 2009). D'autre part, en plus des effets directs de consommation de récoltes et souillage, les rongeurs peuvent réduire la qualité du fourrage ou la quantité d'herbe disponible pour les animaux au pâturage, nécessitant un recours à d'autres matières premières et entraînant une baisse de production. En guise d'exemple, il a ainsi été modélisé que le coup d'une année de pullulation de campagnols sur une exploitation laitière de l'AOP Comté (Doubs, Jura, Ain) pouvait s'élever à 10000€ (Schouwey et al., 2014).

En Europe, les « campagnols » regroupent cinq espèces qui sont considérées comme pestes agricoles. Ce sont les seules espèces parmi les 61 présentes en Europe qui sont d'ailleurs considérées comme des pestes sur le continent (Singleton et al., 2010b). Nous y trouvons le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*), le campagnol provençal (*Microtus duodecimcostatus*), le campagnol souterrain (*Microtus subterraneus*), le campagnol des champs (*Microtus arvalis*) et le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*). Ces micromammifères vivent dans de nombreux milieux : champs cultivés, prairies herbagères mais aussi forêts et vergers. Ils se nourrissent de feuilles, tiges, racines, rhizomes et même de l'écorce des arbres. Certains milieux sont plus favorables à la présence du campagnol. Par exemple, en Espagne, il a été démontré que la probabilité de colonisation d'un territoire agricole par les campagnols augmentait avec la taille de la surface de cultures irriguées et de luzerne (Jareño et al., 2015). La présence des rongeurs à faible densité n'est pas problématique en soit, c'est leur prolifération qui constitue une forte menace pour l'activité agricole.

Les campagnols, en particulier le campagnol terrestre, principale peste agricole en Europe centrale et de l'Ouest, ont une prolificité exceptionnelle. Les femelles peuvent en effet se reproduire dès l'âge de deux semaines, puis plusieurs fois par an, avec des portées de six jeunes en moyenne, ce qui peut conduire à une rapide explosion démographique (Tkadlec and Zejda, 1995). Les densités d'animaux peuvent alors passer d'une dizaine d'individus à l'hectare à parfois plus d'un millier d'individus (jusqu'à 2,233 animaux/hectare dans une étude (Bryja et al., 2005)). La dynamique de population des campagnols est cyclique avec des épisodes de pullulation qui interviennent tous les trois à six ans environ selon les régions (Lambin et al., 2006) (**Figure 9**). Les cycles sont régulés par un rétro-contrôle de premier ordre (densité-dépendant direct) ou de second ordre (densité-dépendant retardé) (Lambin et al., 2006).

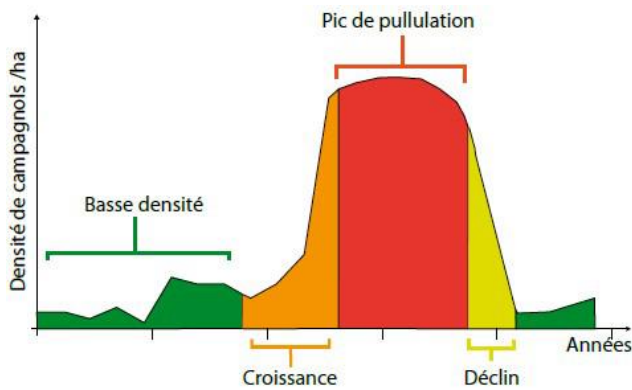


Figure 9-Cycle de pullulation du campagnol terrestre forme fougèreuse (*Arvicola terrestris scherman*). Couval et al 2013.

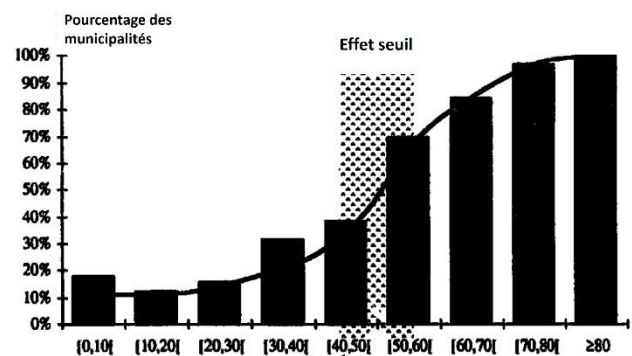


Figure 8-Dégâts causés par le campagnol des champs et utilisation du sol dans les communes de Côte d'Or. Delattre et al. 1992.

De nombreuses études ont cherché à comprendre les causes des pullulations afin de mieux les éviter et protéger les activités agricoles. Il apparaît que les pullulations sont rendues possibles par des conditions très favorables entraînant la présence de ressources alimentaires en quantité exceptionnelle. En réponse, l'espèce de rongeur augmente sa prolificité et la densité de population croît très rapidement. Ces conditions favorables peuvent résulter d'aléas climatiques soudains. Pour exemple, le passage d'un cyclone a été considéré comme déclencheur d'une pullulation au Myanmar en ayant augmenté significativement la productivité végétale de la zone (Singleton et al., 2010a). Des biotopes particuliers et certaines pratiques agricoles peuvent également favoriser les pullulations. Par exemple, en Asie également, il a été mis en évidence que la floraison synchrone de gigantesques plantations de bambous avait déclenché une pullulation dramatique pour les cultures adjacentes, notamment les rizières (Singleton et al., 2010b). D'autres études en Europe ont montré que la composition du milieu jouait un rôle-clé dans la survenue d'une pullulation. Il a été observé, en comparant plusieurs zones à travers la France, que le gradient de cinétique de populations, allant de faibles oscillations à des épisodes de pullulations, était corrélé à l'augmentation de la surface en prairies permanentes (Delattre et al., 1992). En Côte d'Or, plus la proportion de prairies permanentes par municipalité croissait, plus le pourcentage de celles-ci touchées par des dégâts augmentait (avec un effet seuil à partir de 40-50%) (Delattre et al., 1992) (**Figure 8**).

A l'échelle régionale de la Franche-Comté, des chercheurs ont montré que les épices de déclenchement de pullulations comprenaient plus de terrains ouverts, moins de bosquets de forêt et étaient moins fragmentés que les espaces périphériques où s'étaient ensuite étendues les pullulations (Duhamel et al., 2000). Dans cette région, frappée par de nombreux épisodes de pullulations depuis les années 1980, c'est justement l'augmentation de la proportion de surfaces toujours en herbe (STH), pensée pour accroître la productivité de l'élevage laitier dans l'AOP Comté, qui est avancée comme explication à la multiplication des épisodes de pullulation (Coeurdassier et al., 2016; Couval et al., 2013a).

D. Danger pour la conservation

Les espèces de rongeurs commensales ont été introduites sur de très nombreux territoires, le plus souvent de manière involontaire, par les hommes durant leurs migrations. Parmi ces espèces, on retrouve trois espèces du genre *Rattus* (*R. norvegicus*, *R. rattus*, appelé parfois « ship rat » en anglais, et *R. exulans*) qui ont colonisé plus de 82% des 123 îles et archipels majeurs de la planète (Atkinson, 1985). Ils représentent une forte menace pour de nombreuses espèces endémiques. Ils peuvent en effet s'attaquer aussi bien à des plantes, à des insectes qu'à d'autres vertébrés en consommant leurs œufs mais également en les attaquant directement

(reptiles, oiseaux, chauve-souris). Ils concurrencent également les rongeurs endémiques pour ces ressources. Sur de nombreuses îles, la responsabilité des rongeurs invasifs dans la disparition de nombreux taxons a été confirmée (Atkinson, 2006; Newman, 1988). 54% des extinctions d'oiseaux insulaires (notamment d'oiseaux marins) ont même été directement causées par la prédation des rats noirs (Johnson and Stattersfield, 1990). La lutte contre la prolifération voire l'éradication, lorsque possible, des rongeurs est dans ce cadre-là un enjeu crucial de conservation (Eason et al., 2002).

E. Méthodes de lutte

a. Une diversité d'outils et de stratégies de lutte

Afin de limiter les dégâts causés par les rongeurs, de nombreuses méthodes de lutte ont été développées au cours des siècles. Ces moyens de lutte peuvent relever de la prévention en rendant le milieu moins favorable à la présence de rongeurs et à leur prolifération. Cela peut passer par la suppression d'abris: couverts végétaux pour les espèces des champs (campagnols), trous, bâtiment inoccupé, dans les milieux urbains. Cela peut également consister à les priver de sources de nourriture : protection des denrées stockées, stockage hermétique des déchets alimentaires, disparition des ressources herbagères par le labour des sols, etc. D'autres méthodes, plus spécifiques, ont également été développées comme l'immunocontraception pour limiter les capacités de prolifération des populations (Chambers et al., 1999). Néanmoins, bien souvent, les actions de lutte sont menées lorsque les rongeurs posent déjà un problème conséquent, i.e., lorsque le mal est fait. Dans ce cas précis, il n'est plus question que de prévention mais désormais de curation. Pour éliminer les rongeurs, de nombreuses méthodes sont utilisées : piégeage, électrocution, destruction des galeries, prédation naturelle ou artificielle (par exemple : réintroduction de prédateurs sur les îles, avec des résultats controversés (Amori and Clout, 2003)) (Jacob, 2003).

Ces dernières décennies, il a été développé le concept de lutte intégrée avec la mise en commun de multiples techniques afin d'augmenter l'efficacité globale de la lutte, notamment en France (Couval et al., 2013b). L'accent a été mis sur l'anticipation des pestes et la gestion à long terme des populations, notamment afin d'éviter un effet rebond juste après une opération de contrôle. En effet, les rongeurs ont la capacité de s'adapter à une réduction drastique de leur population par destruction en augmentant leur prolificité. Il a été montré notamment que la population de gerbilles de Mongolie se reproduisait plus tôt après une campagne d'élimination (à un poids corporel de 35 à 50g contre 55g avant l'élimination de 88% de la population (Zhang and Wang, 1998)). L'ambition de cette gestion intégrée des « nuisibles » est également d'utiliser davantage la connaissance de l'écologie des espèces pour les gérer et de réduire l'utilisation des produits chimiques (Singleton et al., 1999). En effet, on ne peut pas parler de lutte contre les rongeurs sans mentionner l'utilisation de molécules chimiques que l'on appelle rodenticides. Ces molécules ont été développées depuis près d'un siècle grâce au progrès de l'industrie chimique. Les rodenticides ont représenté et représentent toujours l'arme principale de lutte contre ces nuisibles (Buckle and Smith, 2015; Capizzi et al., 2014). Depuis leur création, ils sont en effet utilisés dans de très nombreux contextes par une multitude d'acteurs : professionnels de la lutte, agriculteurs, employés de l'agro-alimentaire, personnels accueillant du public, ou encore le grand public, sans oublier les conservationnistes dans les îles.

Afin d'expliquer le cadre réglementaire d'utilisation des rodenticides, nous allons nous placer dans le champ de l'Union Européenne (UE). Au sein de l'UE, c'est la Commission Européenne (CE) qui réglemente l'usage des pesticides, et donc des rodenticides. Ces molécules s'utilisent en Europe dans deux cadres réglementaires bien distincts. Tout d'abord, ces produits peuvent être employés comme produits phytopharmaceutiques (PPP) directement dans les

champs pour protéger les végétaux. Ils répondent alors au règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 (Commission Européenne, 2009a). Pour tous les autres usages, les rodenticides sont considérés comme produits biocides (TP 14 – rodenticides) et sont régis par le règlement (UE) n°528/2012 du Parlement européen et du Conseil du 22 mai 2012 (Commission Européenne, 2012). Au cours des dernières décennies, de très nombreux rodenticides ont été développés pour les deux usages, PPP comme biocides. On classe souvent les rodenticides en deux groupes : les rodenticides anticoagulants AVK et les rodenticides non-anticoagulants.

b. Les rodenticides non-anticoagulants

Parmi les non-anticoagulants, appelés aussi « poisons foudroyants », nous pouvons citer la strychnine, la brométhaline, le cholécalciférol, le fluoroacetate de sodium, le phosphore de zinc, le thallium, l’alphachloralose, le cyanure d’hydrogène ou encore le dioxyde de carbone. Ces molécules sont qualifiées de “poisons foudroyants” car ils tuent quasi instantanément l’espèce cible. Bon nombre d’entre eux ont d’ailleurs été interdits à cause de leur trop grande toxicité. Par exemple, la strychnine, poison neurotoxique convulsivant très utilisé depuis sa mise sur le marché, est interdite depuis 2006 (Singleton et al., 2007). Autrefois, elle était par exemple larguée par les airs lors de vastes opérations de traitement, comme contre la souris domestique en Australie (828 tonnes d’appâts de strychnine répandues en 5 campagnes entre 1993 et 1995) (Singleton et al., 2007). Le phosphore de zinc qui l’a remplacée dans beaucoup d’opérations de contrôle (663 tonnes d’appâts en Australie entre 1997 et 1999 sur 7 campagnes) demeure le dernier rodenticide encore homologué comme produit phytopharmaceutique en Europe (Commission Européenne, 2023). Il est utilisé notamment pour lutter contre le campagnol roussâtre (*Myodes glareolus*) et le campagnol agreste (*Microtus agrestis*) dans les forêts européennes (Commission Européenne, 2020). Concernant les produits biocides non anticoagulants, actuellement, les seules substances homologuées sont le cyanure d’hydrogène, le phosphate d’aluminium, le cholécalciférol et l’alphachloralose. Depuis peu s’ajoute à cette liste le « powdered corn cob » qui est un matériau composite naturel à base de maïs (Mendenhall and Pank, 1980; Newton et al., 1990; Rattner et al., 2011).

c. Les rodenticides anticoagulants : les AVK

Concernant les rodenticides AVK, plusieurs molécules différentes ont été mises sur le marché et ont composé jusqu’à plusieurs centaines de spécialités. La chlorophacinone et la bromadiolone ont longtemps été autorisées en tant que PPP mais sont désormais interdits (depuis fin 2020 en France pour la bromadiolone). Il n’y a plus à ce jour aucun AVK homologué pour cet usage. En revanche, nous décomptons toujours huit molécules autorisées pour un usage biocide : la warfarine (également appelée coumafène), le flocoumafène, la diféthialone, le difenacoum, le coumatétralyl, la chlorophacinone, la bromadiolone et le brodifacoum. Parmi toutes les molécules ayant été homologuées, quel que soit l’usage, les molécules AVK se sont imposées comme la référence pour la lutte chimique contre les rongeurs. En effet, ceux-ci sont plutôt stables, très efficaces, faciles à l’emploi et sont globalement moins dangereux pour l’homme et l’environnement que les poisons foudroyants. Les AVK ont trois principaux avantages expliquant leur succès :

- les effets sont retardés ; ce qui contre la néophobie et prévient l’évitement de l’appât par les rongeurs : ceux-ci ne peuvent ni relater un comportement modifié ni la mort d’un de leurs congénères à la consommation préalable de l’appât ;
- les composés sont suffisamment persistants pour permettre l’accumulation progressive de petites quantités chez la cible jusqu’à causer sa mort ;

- la vitamine K1 peut être utilisée efficacement comme antidote si une ingestion accidentelle (humains, animaux domestiques) est suspectée. L'effet retardé des AVK accorde un délai pour l'utilisation de cette antidote.

De plus, du fait de leur forte toxicité et du risque d'empoisonnement par l'homme, les animaux domestiques et la faune sauvage, les autres rodenticides ont été soit interdits, soit leurs usages ont été strictement réservés aux professionnels et/ou interdits en extérieur. C'est par exemple le cas des gazs toxiques biocides (cyanure d'hydrogène et phosphore d'aluminium) et du cholécalférol, respectivement. Ainsi, relativement, les AVK sont considérés depuis longtemps comme les meilleurs rodenticides disponibles sur le marché.

Néanmoins, les AVK ne sont pas sans risque non plus. En effet, le mécanisme de la coagulation sanguine étant partagé par presque tous les vertébrés, les AVK peuvent empoisonner de très nombreuses espèces non-cibles, humaines, animaux domestiques comme faune sauvage. C'est pour cette raison que malgré leur très grande utilité, leur utilisation est réglementée et encadrée, avec notamment de nombreuses politiques de réduction des risques. De plus, les substances AVK ont été classées repro-toxiques par le comité d'évaluation des risques de l'Agence Européenne des Produits Chimiques (ECHA) (Commission Européenne, 2016). Les AVK sont également reconnus comme potentiellement persistants, bioaccumulateurs et toxiques. Ainsi, d'après l'article 5 du règlement (UE) 528/2012, les AVK devraient être interdits. Néanmoins, à ce jour, ils sont toujours autorisés grâce à une dérogation prévue dans l'article (paragraphe 2, point b) et point c)) (Commission Européenne, 2012). Il est en effet considéré que « la substance active est essentielle pour prévenir ou maîtriser un danger grave pour la santé humaine, la santé animale ou l'environnement » et que « la non-approbation de la substance active aurait un impact négatif disproportionné sur la société par rapport au risque pour la santé humaine, la santé animale ou l'environnement découlant de l'utilisation de la substance. » (Commission Européenne, 2012). Néanmoins, l'autorisation de ces molécules n'est prolongée que pour cinq années et les molécules sont considérées « candidat à la substitution ». Leur autorisation est donc ré-évaluée de manière plus fréquente (tous les cinq ans) afin d'encourager le développement d'autres molécules moins toxiques. Actuellement, les substances AVK pour un usage biocide sont autorisées jusqu'en 2024 et sont en cours de renouvellement (**Tableau II**). Il ne fait aucun doute que leur approbation va être prolongée, du fait de l'absence de solutions alternatives satisfaisantes à ce jour.

Tableau II - Substances biocides autorisées dans l'Union Européenne au 01 juillet 2023 (European Chemicals Agency, 2023).

Substance	Début d'approbation	Fin d'approbation	Statut d'évaluation	Nombre de produits autorisés sur le marché européen
Difethialone	01/11/2009	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	23
Difenacoum	01/04/2010	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	507
Alphachloralose	01/07/2011	31/12/2023	Approuvé - Renouvellement en cours	111
Coumatetralyl	01/07/2011	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	20
Chlorophacinone	01/07/2011	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	16
Bromadiolone	01/07/2011	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	549
Phosphure d'aluminium	01/09/2011	31/07/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	10
Flocoumafène	01/10/2011	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	7
Warfarine	01/02/2012	30/06/2024	Approuvé	14
Brodifacoum	01/02/2012	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	559
Cyanure d'hydrogène	01/10/2014	30/09/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	1
Powdered corn cob	01/02/2015	31/01/2025	Approuvé	NA
Cholecalciferol	01/07/2019	30/06/2024	Approuvé - Renouvellement en cours	3

2. Présentation des AVK

A. Découverte

Bien que les problèmes causés par les rongeurs soient connus depuis plusieurs dizaines de siècles (nous pouvons citer la peste Justinienne à l'an 541 avec *Yersinia pestis* et le rat surmulot par exemple), l'histoire des AVK ne remonte qu'à environ 100 ans en arrière, avec comme genèse la mort mystérieuse de nombreuses vaches aux Etats-Unis. Atteints de « Sweet clover disease », des bovins avaient consommé du mélilot fermenté, ce qui avait entraîné la survenue d'hémorragies fatales (**Figure 10**). Karl Link a identifié le dicoumarol comme étant le composé présent dans la plante responsable de ces effets d'hypocoagulabilité sanguine (Link 1944). A la suite de cette découverte, plusieurs composés ont été synthétisés à partir de cette molécule, afin d'en augmenter les performances et d'être utilisés pour la médecine humaine en tant que traitement des thromboses. Dans un second temps, les molécules nouvellement synthétisées se sont avérées être très efficaces pour tuer les rongeurs. Le premier rodenticide, la warfarine a ainsi été mise sur le marché dès 1950 aux Etats-Unis. Elle est rapidement devenue la référence internationale pour la lutte contre les rongeurs (Hadler and Buckle, 1992).



Figure 10- *Melilotus italicus* (INaturalist.org)

Par la suite, de nouvelles molécules ont été commercialisées dans les années 1950, notamment des dérivés de la 4-hydroxy-coumarine, comme l'est la warfarine. Nous pouvons citer le coumachlore ou le coumatétralyl. D'autres AVK ont été produits à partir d'un noyau indane-1,3-dione. Il s'agit notamment de la diphacinone et de la chlorophacinone. Toutes ces molécules mises sur le marché dans cette période de l'après-guerre sont appelées « AVK de première génération » (FGARs : First generation anticoagulants rodenticides). En effet, il existe également des « AVK de seconde génération » (SGARs : Second generation anticoagulants rodenticides) développés ultérieurement, à partir des années 1970, pour contrer l'apparition de résistance aux FGARs dans diverses populations de rongeurs (Greaves and Ayres, 1967). En effet, dès 1960, il a été montré que des populations de rats surmulots étaient résistants aux traitements à base de warfarine au Royaume-Uni puis dans d'autres pays dont la France. Cela a également été observé pour le rat noir et la souris domestique. Des études ont même montré une résistance croisée de certaines populations à tous les FGARs (Hadler and Shadbolt, 1975). Ainsi, de nouveaux composés, essentiellement des dérivés de la 4-hydroxy-coumarine ont été mis au point, comportant une chaîne latérale plus longue et des substitutions de groupes fonctionnels (**Tableau III**). La bromadiolone a ainsi été synthétisée en France dès 1978 alors que le

difénacoum et le brodifacoum sont apparus sur le marché du Royaume-Uni en 1975 et 1978, respectivement (Hadler and Shadbolt, 1975). Par la suite, le flocoumafène, dérivé coumarinique également, a rejoint la liste des SGARs. Finalement, la diféthialone fut le dernier AVK de seconde génération synthétisée et commercialisée, à partir de la 4-hydroxybenzothiopyranone (Hadler and Buckle, 1992). Les SGARs créés pour outrepasser la résistance aux FGARs se sont avérés également beaucoup plus puissants que ces derniers.

B. Mécanisme d'action des AVK

Quelle que soit leur génération de synthèse ou leur structure chimique, les AVK partagent tous une analogie structurale avec la vitamine K et agissent en perturbant le bon fonctionnement de la coagulation sanguine. Ce mécanisme étant très conservé chez les vertébrés, les AVK sont susceptibles d'agir sur de très nombreux taxons (Doolittle and Feng, 1987).

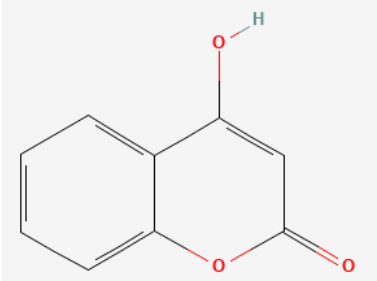
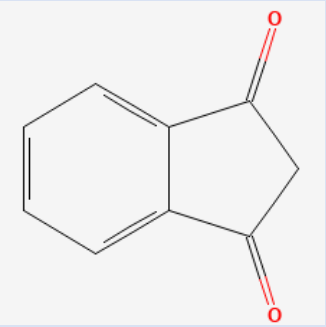
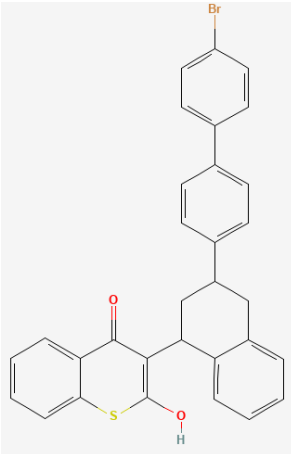
a. Rappel sur la coagulation sanguine

Lors d'un traumatisme vasculaire, l'organisme met en œuvre l'hémostase pour arrêter le saignement. Après la première étape de constriction des vaisseaux, il y a activation des thrombocytes (ou plaquettes) qui s'agrègent aux cellules endothéliales pour former le thrombus plaquettaire et colmater la brèche (hémostase primaire). Dans un second temps, une cascade de réactions se met en œuvre et conduit à l'activation des facteurs de la coagulation. Cette cascade aboutit à la production de thrombine permettant l'activation du fibrinogène en fibrine, qui se dépose alors sur le clou plaquettaire et stabilise le caillot. Parmi les facteurs intervenants dans la cascade, on en distingue quatre qui dépendent de la vitamine K : les facteurs II (prothrombine), VII (proconvertine), IX (anti-hémophilique B) et X (facteur de Stuart). On les regroupe par le terme de PPSB.

b. Site d'action des AVK

Les AVK vont perturber le cycle de la vitamine K et menacer le bon fonctionnement de la cascade de coagulation. En effet, la vitamine K possède un cycle où elle alterne entre les formes vitamine K quinone, vitamine K hydroquinone et vitamine K époxyde. Le cycle se déroule de la manière suivante : la vitamine K quinone assimilée par l'alimentation est réduite par l'enzyme vitamine K réductase (et d'autres enzymes : les diaphorases). La vitamine K hydroquinone ainsi formée, dite « forme activée », permet elle-même l'activation des PPSB par une réaction de carboxylation. Elle se transforme alors en vitamine K époxyde qu'il va falloir recycler pour répéter le cycle. La vitamine K époxyde réductase (VKOR) est la seule enzyme permettant la catalyse de cette étape. Cette étape est l'étape limitante du cycle. Les AVK bloquent justement le cycle en intervenant sur VKOR et en empêchant la fixation de la vitamine K époxyde sur le site actif de VKOR (Whitton et al., 1978). D'autre part, les AVK agissent également sur l'enzyme permettant le passage de la vitamine K époxyde en vitamine K quinone. Il a été mis spécifiquement en évidence que la warfarine se fixe sur le résidu tyrosine 135 de VKOR, à proximité du site actif constitué des cystéines 132 et 135 (Tie and Stafford, 2008). Par l'inactivation de VKOR, la vitamine K n'est plus recyclée, le taux de vitamine K époxyde augmente et il n'y plus de réaction de gamma-carboxylation donc plus d'activation des PPSB. Les réserves en PPSB sont peu à peu consommées et au bout d'un certain temps, la quantité de PPSB devient insuffisante pour la coagulation correcte de l'individu conduisant à des troubles hémorragiques potentiellement fatals. Le délai d'épuisement des PPSB et donc le délai d'apparition d'un état d'hypocoagulabilité dépendent des temps de demi-vie de chacun des quatre facteurs PPSB. Ces temps sont de plus variables selon les espèces. Ainsi les premières perturbations hémorragiques surviennent avec un temps de latence d'en moyenne 2 à 6 jours suite à l'ingestion du toxique (Murphy, 2002).

Tableau III - Structures chimiques des molécules AVK. Les molécules toujours autorisées en Europe sont écrites en gras (ECHA 2023).

Molécule AVK	Structure chimique	Génération	
		Première	Seconde
Structure chimique	Dérivés 4-hydroxy-coumarine 	Warfarine Coumatétralyl Coumachlor	Bromadiolone Brodifacoum Difenacoum Flocoumafène
	Dérivés indane-1,3-dione 	Chlorophacinone Diphacinone	
	Dérivés 4-hydroxy-thio-pyranone 		Diféthialone

C. Pharmacocinétique

Avant d'atteindre leur cible, les AVK doivent tout d'abord entrer dans l'organisme. Cela se fait quasi-uniquement par voie orale (consommation d'appâts ou d'animaux empoisonnés). L'absorption est rapide et quasi-totale (**Tableau IV**). La biodisponibilité est proche de 100%. La fraction libre lors de la distribution sanguine est à hauteur de 1-2% tandis que 98% des AVK sont fixés aux protéines plasmatiques. Les AVK se distribuent principalement vers le foie et les reins. Du fait de leur caractère lipophile, les AVK s'accumulent dans le foie par diffusion passive ainsi que par le concours d'un transporteur. Après le stockage dans le foie, il semblerait que seulement les FGARs subissent des biotransformations grâce au cytochrome P450 (réactions d'hydroxylation, de conjugaison). Cela produit des métabolites considérés comme inactifs. Enfin, les FGARs sont principalement éliminés sous forme de ces métabolites tandis que les SGARs sont rejetés sous forme de molécule mère (**Tableau IV**). Un cycle entérohépatique prolonge leur durée de présence dans l'organisme. La voie d'excrétion finale majoritaire est la voie biliaire, d'où des résidus d'AVK présents dans les fèces. La cinétique d'élimination est beaucoup plus rapide en moyenne dans le plasma que dans le foie, quelle que soit la molécule. Cela est dû à la forte affinité des AVK pour le tissu hépatique et à la présence du cycle entérohépatique (**Tableau IV, Figure 11**) (Huguet, 1998).

D. Toxicité

La toxicité d'une molécule AVK s'évalue en fonction de deux paramètres principaux : la DL50 (dose qui conduit à la mort d'au moins 50% des individus exposés) et la persistance dans l'organisme (estimée par la mesure de la demi-vie), persistance hépatique dans le cas des AVK. En effet, la persistance conditionne la possibilité d'une bioaccumulation de la molécule par des ingestions répétées et donc la survenue d'effets toxiques. Des études ont suggéré que ces paramètres dépendaient de la longueur et du degré d'hydrophobie de la chaîne latérale du carbone asymétrique 13 de la molécule AVK (voir la diféthialone dans le **Tableau III**) (Dolmella et al., 1999). Les molécules de 2nde génération étant de plus gros volume et possédant des groupes lipophiles sont ainsi plus toxiques. Nous pouvons d'ailleurs distinguer trois groupes d'AVK selon leur toxicité : AVK de « 1^{ère} génération » (warfarine, coumachlore, coumatétralyl, chlorophacinone, diphacinone), AVK de « 2nde génération » (bromadiolone, difenacoum) et AVK de « 2nde génération + » (brodifacoum, flocoumafène, diféthialone).

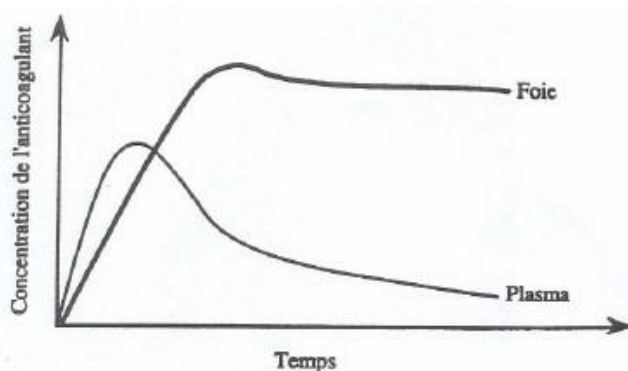


Figure 11-Cinétique d'élimination des AVK dans le plasma et dans le foie (Huguet 1998)

Tableau IV - Toxicocinétique des molécules AVK. Tableau issu de Jacquot, 2013. Les données sont issues de rapports d'évaluation des molécules de l'ECHA, ¹Vandenbroucke et al. 2008, ²Eason et al. 2002. (Jacquot, 2013).

Génération	Substance active	Absorption	Organe d'accumulation	Demi-vie dans le plasma (jours chez la souris ¹)	Demi-vie dans le foie (jours chez la souris ¹)	Demi-vie dans le foie (jours chez le rat ²)	Forme d'excrétion	Voie d'excrétion majoritaire
1	Chlorophacinone	Rapide (4 à 24h) et efficace (69 à 99%)	Foie	11,7	35,4	NA	Métabolites	Fécale
	Coumafène			14,9	66,8	NA		Rénale
	Coumatétralyl			0,52	15,8	55		Rénale
2	Brodifacoum			91,7	307,4	150-200	Molécule mère	Fécale/Rénale
	Bromadiolone			33,3	28,1	170-318		Fécale
	Difénacoum			20,4	61,8	118		Fécale
	Diféthialone			38,9	28,5	126		Fécale
	Flocoumafène	26,6	93,8	215		Fécale		

Tableau V - Données de DL50 pour les différents AVK sur modèles oiseaux et mammifères. Tableau issu de Jacquot, 2013. Les DL50s (mg administré/kg masse corporelle) (administration unique par voie orale) sont celles indiquées dans les rapports d'évaluation des molécules par l'Union Européenne pour les groupes des oiseaux et des mammifères (la DL50 retenue celle de l'espèce la plus sensible du groupe (mammifères ou oiseaux). (Jacquot 2013).

Génération	Molécule	DL50 (mg/kg)	
		Oiseaux	Mammifères
1	Chlorophacinone	257 a	1,48-18,57.d
	Coumafène	>2000 a	1-5 e
	Coumatétralyl	>2000 b	15-30 d
2	Brodifacoum	0,31.c	0,4 d
	Bromadiolone	138 a	0,56-0,84 d
	Difénacoum	56 a	1,8-50 d
	Diféthialone	0,26 a	0,4-0,8 d
	Flocoumafène	24 c	0,13 d

Tests portant sur a : le Colin de Virginie *Colinus virginianus*, b : la Caille du Japon *Coturnix japonica*, c : le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, d : le Rat *Rattus sp.*, e : le Cochon *Sus scrofa domesticus*

Ces dernières substances sont considérées comme les plus toxiques. Elles ont le pouvoir de tuer en un seul repas du fait de leur très faible DL50 (inférieure à 1mg/kg) (**Tableau V**). Par exemple, chez le chien, la DL50 du brodifacoum a été estimée à 0,25 mg/kg par Mount et al (1986) (Mount et al., 1986). De plus, ces AVK de « seconde génération + » ont de plus longues persistances hépatiques ; avec une demi-vie allant de 28,5 (diféthialone) à 307 jours (brodifacoum) chez la souris (Vandenbroucke, 2008) (**Tableau IV**).

Les **tableaux IV et V** présentent des résultats de pharmacologie issues d'expériences en conditions contrôlées sur des espèces cibles (rats et souris) mais également non-cibles (différentes espèces d'oiseaux). Il s'agit d'expériences d'ingestion unique. Ces résultats permettent de mettre en évidence une forte variabilité de la toxicité des AVK selon la molécule mais également selon l'espèce exposée. D'après le **tableau V**, les espèces aviaires de laboratoire sont en moyenne beaucoup tolérantes que les rats et souris, sauf pour le brodifacoum et la diféthialone. De manière générale, les mammifères sont ainsi considérés plus sensibles que les oiseaux ; les rongeurs étant les espèces les plus sensibles de toutes (d'où l'utilisation massive de ces rodenticides !). Cette variabilité de sensibilité pourrait être le résultat de différences d'activité métabolique de VKOR ou encore de différences de capacité de fixation des AVK par l'albumine selon les taxa (Watanabe et al., 2015, 2010).

Enfin, il a été montré que les AVK étaient plus toxiques en administration répétée que lors d'une ingestion unique (Jackson and Ashton, 1992). Cela est dû à la rapide saturation du récepteur hépatique aux AVK et donc à la limitation de la quantité de molécules pouvant rentrer dans la cellule et produire leurs effets sur le cycle de la vitamine K. Les valeurs issues d'ingestion répétée sur plusieurs jours sont donc plus pertinentes, notamment pour les prédateurs. Du fait de ces différences de toxicité selon la temporalité d'ingestion (une unique fois ou plusieurs), la sensibilité spécifique ou bien même selon les différentes études, il est très délicat de déterminer un seuil toxique de quantité ingérée pour chaque espèce de la faune sauvage.

3. La présence d'AVK dans la faune sauvage et ses effets

Comme présenté auparavant, les AVK sont l'arme numéro 1 dans le monde depuis les années 1950 pour lutter contre les rongeurs, que ce soit dans les milieux agricoles ou bien autour et à l'intérieur des bâtiments. Les usages sont très variés et peuvent être considérés comme ubiquitaires. Ces usages ont mené à l'exposition de nombreuses espèces non-cibles à travers le monde, notamment en France. De nombreuses études se sont intéressées à rechercher la présence de résidus toxiques chez les espèces sauvages et ont décrit les effets plus ou moins clairs de ces contaminations. Des inquiétudes ont été soulevées sur les risques que cette exposition pourrait causer sur le devenir de certaines populations menacées.

A. Des usages très divers et fréquents

Les rodenticides font partie des pesticides qui sont des produits de lutte contre les organismes nuisibles pour la santé et les activités humaines. Au sein de l'UE, les rodenticides répondent à deux réglementations bien distinctes : celle des produits biocides régis par le règlement (CE) n° 528/2012 remplaçant la directive européenne n° 98/8/CE et celle des produits phytopharmaceutiques régis par le règlement (CE) n° 1107/2009.

a. Usage « biocide »

Les rodenticides biocides sont utilisés pour lutter contre les espèces commensales telles que le rats surmulot, le rat noir ou la souris domestique (pour l'Europe). Leur utilisation est massive et documentée surtout dans les pays développés de l'Europe (France, Royaume-Uni, Danemark, Allemagne, Espagne). Les AVK sont présentés sous forme d'appâts : céréales enrobées, granulés, blocs et pâtes principalement (Erickson and Urban, 2004). Ils peuvent servir dans quatre grands contextes définis par la réglementation européenne (Commission Européenne, 2009b) :

- A l'intérieur et autour des bâtiments

Le terme de « bâtiments » regroupe à la fois les logements, les magasins, les bâtiments publics, les bâtiments agricoles, les installations sportives, les infrastructures de transports ou encore les installations industrielles agro-alimentaires (Commission Européenne, 2009b).

- Dans les réseaux d'égouts
- Dans les parcs et jardins publics
- Dans les décharges et déchetteries

Les utilisateurs peuvent alors être des particuliers traitant leur domicile ou des employés de magasin, tous utilisant des petites quantités de produits. Dans de nombreuses autres situations, il s'agit de professionnels formés à l'usage de ces produits et qui peuvent employer alors de plus gros volumes d'appâts pour mener à bien leur mission de dératisation. Désormais, presque tous les bâtiments accueillant du public et les bâtiments commerciaux ont des contrats avec les entreprises de dératisation pour assurer la lutte contre l'infestation de rongeurs. Deux autres catégories de professionnels à citer sont les garde-chasses et les agriculteurs. Ces derniers peuvent utiliser des rodenticides biocides dans leurs bâtiments pour protéger les stocks de denrées et éviter la présence de rongeurs autour de leurs animaux (pour limiter notamment le risque de transmission d'agents pathogènes).

Le règlement (CE) n°528/2012 prend en compte le risque toxique posé par les AVK pour l'homme et l'environnement et restreint les conditions d'autorisation d'un produit sur le marché européen. De nombreuses études cliniques doivent être réalisées afin d'évaluer l'efficacité du produit sur les espèces cibles mais également pour montrer l'absence de risque inacceptable pour l'homme et l'environnement, afin d'obtenir une autorisation de mise sur le marché (AMM). De plus, des restrictions d'usage sont d'abord exigées par l'UE dans ces règlements, puis chaque pays membre désigne une autorité compétente (en France c'est l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES)) qui va renforcer ou non ces restrictions. A l'échelle européenne, il est exigé que le recours aux AVK ne soit effectué qu'en cas d'infestation avérée et non en prévention. L'utilisation d'appâts doit se faire dans une boîte à appât sécurisée, solide et étiquetée pour limiter l'ingestion directe par les enfants et animaux non-cibles. Pour réduire les risques, les appâts à des concentrations supérieures à 0.003% sont interdits au grand public depuis 2016 par la Commission Européenne, suite à la classification des AVK comme reprotoxiques par le comité d'évaluation des risques de l'ECHA en 2014. Leur usage est restreint aux professionnels de la dératisation. La surveillance et l'étude en amont comme en aval des populations de rongeurs sont exigées pour les professionnels.

D'autres recommandations existent telles que la limitation de la durée de traitement à 35 jours et donc l'absence d'appâtage continu en Europe. Les quantités d'appât disponibles à la vente sont également limitées selon les catégories d'utilisateurs. En France, pour le grand public, depuis 2017, la quantité de produit conditionné dans un contenant doit être inférieure à 1,5kg pour les raticides et à 0,5 kg pour les souricides. (Arrêté du 20 avril 2017, 2017). Concernant les

professionnels, les conditionnements des produits AVK disponibles sont obligatoirement d'une masse supérieure ou égale à 5 kg. Le port de gants est également obligatoire pour la manipulation de ces produits, plus concentrés que ceux accessibles légalement au grand public.

Des différences de législations sont présentes entre les pays au sein de l'UE, notamment selon les molécules autorisées. De plus, la législation évolue au fil des années. Les SGARs, plus persistants et puissants, sont en effet interdits dans plusieurs pays pour le grand public (Allemagne, Belgique, Pays-Bas) (US EPA, 2014). En plus des risques environnementaux, la présence de résistance est un facteur de choix d'interdiction ou non des rodenticides biocides. En effet, il s'agit de trouver un équilibre entre l'efficacité de la lutte pour protéger les intérêts humains et le risque toxique posé par ces produits. Ainsi, pour lutter contre des résistances au difénacoum et à la bromadiolone, des produits à base de brodifacoum et de flocoumafène ont été autorisés pour un usage extérieur par des professionnels au Royaume-Uni, alors qu'ils avaient été auparavant interdits pendant 30 ans à cause du risque pour les espèces non-cibles (Buckle, 2013).

De nombreuses législations et mesures pour atténuer les risques sont entreprises dans plusieurs pays, notamment dans les plus développés qui possèdent de fortes structures politiques et des agences publiques pouvant étudier et encadrer les usages. Néanmoins, l'usage des AVK en tant que biocides demeure très fréquent et continue d'exposer une grande variété d'espèces de la faune sauvage, en dépit de toutes ces recommandations et réglementations (Berny et al., 2014). De plus, ces mesures sont plutôt récentes et rien ne garantit leur connaissance et leur respect par tous les usagers. Des mésusages existent probablement et renforcent certainement les risques d'exposition des espèces non-cibles. Enfin, une deuxième utilisation des AVK est celle en tant que produits phytopharmaceutiques (PPP), pour laquelle les produits sont disposés dans des milieux plus riches en faune et où le risque d'exposition d'espèces non-cibles est donc majoré.

b. Produits phytopharmaceutiques (PPP)

Les rodenticides AVK peuvent en effet être également utilisés pour traiter les parcelles agricoles contre les rongeurs nuisibles. Ils font alors partie de la catégorie des produits phytopharmaceutiques (PPP). A travers le monde, ils permettent de lutter contre différentes espèces de peste agricole susceptibles d'occasionner des pertes économiques importantes voire de menacer la sécurité alimentaire de certains pays (Singleton et al., 2010b). Par exemple, dans les pays tropicaux, les appâts à base d'AVK sont disposés dans les rizières, champs de palmiers à huile ou de canne à sucre. Cela est réalisé souvent sans moyens de protection, au contraire de ceux requis pour les AVK utilisés en tant que biocides (Singleton et al., 1999). Cela pose un risque évident d'exposition et de contamination d'espèces non-cibles qui peuvent consommer les appâts.

En Europe, les AVK utilisés comme PPP sont régis par le règlement (CE) n°1107/2009. Ils permettent de lutter contre des espèces telles que le campagnol terrestre, le campagnol des champs ou bien le campagnol provençal. La chlorophacinone puis la bromadiolone sont les seules molécules à avoir été autorisées en France pour cet usage (Commission Européenne, 2007). En France, les traitements sont réalisés uniquement par les professionnels ; il s'agit d'une collaboration entre des organismes à vocation sanitaire et les agriculteurs. Les organismes à vocation sanitaire encadrant la lutte dans ce contexte sont les Fédérations Régionales de Défense contre les Organismes Envahissants (FREDON) ou bien les Fédérations Départementales des Groupements de Défense contre les Organismes Nuisibles (FDGDON). Ces organismes fournissent en exclusivité les produits AVK PPP aux agriculteurs, et tracent les quantités délivrées et appliquées. Les produits contiennent 50 mg/kg de bromadiolone. Les campagnes de lutte

chimique sont déclenchées uniquement suite à la détection vérifiée d'une prolifération des nuisibles, par le suivi d'indices de présences. Elles doivent s'intégrer dans une campagne globale de lutte préventive, précoce et raisonnée faisant intervenir d'autres méthodes de lutte non chimiques (Arrêté du 4 janvier 2005, 2005; Arrêté du 14 mai 2014, 2014).

Afin de limiter les risques et maximiser l'efficacité, l'enfouissement des appâts est obligatoire dans les champs. Cela est réalisé par la disposition des appâts dans les galeries naturelles par canne sonde ou bien par la création de galeries artificielles avec la charrue taupé à soc-creux. Le nombre d'appât disposé par surface traitée est réglementé. Tous les appâts doivent être disposés à une profondeur minimale de 15 centimètres, pour éviter l'exposition des espèces non-cibles. Un suivi est obligatoire pendant et après traitement par les FREDON afin de vérifier le respect des procédures, l'évolution de la densité de campagnols et surveiller l'exposition d'espèces non-cibles. De plus, toujours dans l'arrêté de 2014, la quantité d'appât autorisée par hectare a été abaissée de 20 kg/ha à 7,5 kg/ha (Arrêté du 14 mai 2014, 2014). Il a été également décidé d'un seuil limite de densité de population au-dessus duquel les traitements AVK étaient interdits. Finalement, il s'est avéré que la bromadiolone, qui aurait dû être interdite début 2022 par non-renouvellement de sa période d'autorisation, était de moins en moins utilisée en cours des dernières années, ce qui a poussé l'ANSES à interdire son utilisation dès le 1^{er} janvier 2021. A l'heure actuelle, il n'y a plus aucune molécule AVK homologuée pour un usage en tant que PPP dans toute l'UE (EU Pesticides Database, 2023).

Malgré la réduction de l'utilisation des usages PPP en France et en Europe, ces usages demeurent une source de risque pour l'exposition de la faune non-cible dans d'autres régions du monde. De plus, ces usages ont été fréquents au cours des dernières décennies et ont résulté en la contamination de nombreuses espèces non-cibles. C'est notamment le cas en Franche-Comté, où l'histoire de la lutte contre les campagnols mérite d'être présentée.

B. Historique de la lutte contre les campagnols en Franche-Comté

Le massif du Jura, où vit actuellement la plus grande partie de la population de lynx, a été le principal théâtre français de l'utilisation d'AVK PPP pour lutter contre les pullulations de campagnols terrestres. Le campagnol terrestre est un animal présent dans les prairies permanentes des montagnes de moyenne altitude. De nombreuses pullulations ont eu lieu depuis les années 1980 dans le massif jurassien, avec une cyclicité de 6 ans en moyenne. Ces périodes de haute densité prenant naissance principalement dans les plateaux du Doubs, se sont maintenues entre 1 et 3 ans et ont créé de gros dégâts dans les prairies utilisées pour l'élevage laitier notamment (AOP Comté). La destruction des prairies a pu entraîner la perte de l'autonomie fourragère, entraînant jusqu'à 40000€ de coûts par année de pullulation pour une exploitation laitière (Schouwey et al., 2014). Pour lutter contre ces dégâts, les agriculteurs ont eu recours à l'utilisation conséquente d'appâts à base de bromadiolone dans les parcelles. Entre 1981 et 1995, les traitements encadrés par la réglementation et organisés par la FREDON Franche-Comté consistaient principalement en des appâts de carotte dosés à 100mg/kg de bromadiolone et dans une limite de 40 kg à l'hectare. Des appâts de blé sec à 50mg/kg pour un total de 20 kg/ha ont ensuite été privilégiés pour réduire les quantités d'AVK disposées dans l'environnement.

Comme présenté précédemment, les restrictions ont été peu à peu renforcées pour réduire l'usage des AVK dans la lutte contre les campagnols. L'accent a été mis sur le développement d'une lutte raisonnée avec la combinaison de plusieurs méthodes répertoriées au sein d'une « boîte à outil », lutte développée par des travaux universitaires (INRA, Université Franche-Comté) et la FREDON Franche-Comté. A la lutte chimique ont été ajoutées des méthodes pour rendre défavorable l'habitat aux campagnols et à ses auxiliaires de pullulations,

principalement la taupe (*Talpa europea*) : labour des sols et destruction des galeries de taupe, augmentation de la fréquence du pâturage, alternance fauche/pâturage. Il a aussi été conseillé de favoriser la prédation naturelle (rapaces, renards) en modifiant les espaces et en recréant des haies. Dès 2005, il a été décidé d'interdire la lutte à forte densité, c'est-à-dire à partir d'une densité supérieure à environ 200 campagnols à l'hectare. Avec ces restrictions, de plus de 60 000 hectares traités dans le Doubs en 1998, nous sommes passés à moins de 20 000 hectares puis moins de 10 000 en 2012 (Coeurdassier et al., 2014).

Jusqu'au 1^{er} janvier 2021 et la disparation de la bromadiolone comme PPP autorisé, des traitements AVK en plein champ ont eu lieu dans cette zone du territoire national. De plus, il demeure possible que des usages aient eu lieu via des réseaux parallèles aux FREDON et donc sans contrôle ou respect des quantités maximales imposées (rappel : 7,5 kg/ha d'appât blé sec depuis 2014). Il est aussi envisageable que des détournements d'usage de produits biocides vers une utilisation en plein champ aient existé et existent toujours. Cela a été d'ailleurs mis en évidence au Royaume-Uni dans une enquête sur les pratiques d'usage, où 10% des fermiers ont reconnu utiliser des biocides dans les haies et dans les champs, notamment des produits uniquement autorisés en intérieur (David G. Tosh et al., 2011). L'usage PPP des AVK dans en Franche-Comté reste alors une menace pour la faune non-cible, et pourrait exposer le lynx. Enfin, il faut noter que des pullulations de campagnols ont également lieu en Auvergne depuis les années 1970, où là-aussi le recours aux AVK a été conséquent, notamment en 2011-2012 (179,3 tonnes d'appâts distribuées sur 51 municipalités) (Coeurdassier et al., 2014).

C. Ampleur de l'exposition de la faune sauvage aux AVK

Bien que plusieurs molécules AVK soient encore utilisées à travers le monde, dont huit comme biocides dans l'UE, toutes ne sont pas aussi fréquemment détectées dans la faune sauvage. Dans une revue de 40 études d'exposition des prédateurs réalisées en Amérique du Nord, en Europe et Nouvelle-Zélande, le brodifacoum, la bromadiolone et le difenacoum étaient les molécules les plus communément trouvées dans le foie des individus (López-Perea and Mateo, 2018). Cela s'explique par la plus longue persistance de ces SGARs, en particulier le brodifacoum, et également par leur usage plus commun du fait des résistances aux FGARs. Il s'agit d'ailleurs des substances pour lequel le plus grand nombre de produits biocides est homologué en Europe (**Tableau II**) (European Chemicals Agency, 2023).

a. Voies de contamination

Du fait de leur non-sélectivité, les AVK agissent à la fois sur les rongeurs cibles comme sur les espèces non-cibles. En cas d'ingestion, ils représentent donc un risque toxique pour les humains (principalement les enfants), les animaux domestiques ainsi que les espèces sauvages. Dans ce travail, nous allons nous restreindre à l'exposition de la faune sauvage bien que l'exposition de la faune domestique soit également fréquente (Berny et al., 2010a; Wang et al., 2007).

L'exposition des espèces non-cibles peut se faire par plusieurs voies. Tout d'abord, il existe une exposition primaire avec une consommation directe des appâts (Elliott et al., 2014). Cela peut être le cas de rongeurs non-cibles, de lagomorphes, d'oiseaux, d'invertébrés ou bien de mammifères herbivores. L'exposition peut également être secondaire, c'est-à-dire qu'elle intervient suite à la consommation d'un animal contaminé (Elliott et al., 2014). Ce type d'exposition intervient principalement chez les espèces prédatrices et nécrophages (rapaces, mammifères carnivores) mais peut également avoir lieu chez des espèces insectivores (oiseaux, hérissons, rongeurs) (Dowding et al., 2010). Il existe également des expositions tertiaires voire quaternaires qui font intervenir de multiples transferts entre les niveaux trophiques. Cela peut

être le cas lors de la prédation d'un gros prédateur sur un plus petit : un chat qui attaque un mustélide, un lynx boréal qui prédate un renard, ou encore un rapace chassant un oiseau insectivore (Elmeros et al., 2011; Jobin et al., 2000).

Enfin, une autre voie d'exposition un peu particulière est l'empoisonnement volontaire par le biais d'un appât carné empoisonné. Chez plusieurs espèces considérées indésirables, il s'agit d'un phénomène très documenté, surtout chez les rapaces (Mateo-Tomás et al., 2020). Les AVK sont parfois utilisés bien que d'autres poisons soient souvent privilégiés, tels que les carbamates (Rial-Berriel et al., 2021b). Des cas d'empoisonnements volontaires ont par ailleurs été mis en évidence sur des lynx (Stahl and Vandel, 1999).

Le risque d'exposition de la faune sauvage non-cible est majoré par l'utilisation massive des AVK à la fois comme biocides et comme PPP. De plus, l'augmentation du recours aux SGARs, plus persistants dans les tissus, accroît la persistance des composés dans la chaîne alimentaire et le risque d'atteinte des plus hauts niveaux de la chaîne trophique (Vandenbroucke, 2008). Tout cela a conduit à une contamination de très nombreuses espèces.

b. Diversité des espèces exposées

Espèces non prédatrices

Le problème de l'exposition d'espèces non-cibles aux AVK a été mis en évidence dès les premières années d'utilisation de ces rodenticides (Erickson and Urban, 2004). En 1977 aux Etats-Unis, Wood et Phillipson (1977) ont observé que de nombreuses espèces se nourrissaient des appâts à destination de l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis Gmelin*). Parmi celles-ci se trouvait le mulot sylvestre (Wood and Phillipson, 1977), démontré comme étant également exposé en Royaume-Uni (46% d'individus avec des résidus AVK détectables) ou en Allemagne lors de traitement contre les rongeurs commensaux dans les fermes (Brakes and Smith, 2005; Geduhn et al., 2014). D'autres petits mammifères non-cibles se révèlent être exposés tels que des espèces de musaraignes (*Sorex spp.* et *Crocidura spp.*) ou bien le campagnol des champs lors de traitements contre les campagnols terrestres dans le Doubs (41% de positifs parmi les animaux piégés après traitement) (Geduhn et al., 2014; Sage et al., 2008; Townsend et al., 1995)). Il a été également montré que de multiples espèces de coléoptères et d'escargots consommaient des appâts, par exemple lors de programmes d'éradication de rats insulaires (Spurr and Drew, 1999 ; Gerlach and Florens, 2000). La présence d'AVK a également été démontrée chez des limaces (Alomar et al., 2018). De plus, il a été observé au Canada des moineaux domestiques (*Passer domesticus*) entrant dans les stations d'appât, dont le recours était pourtant justement requis pour empêcher l'exposition d'espèces non-cibles (Elliott et al., 2014). La consommation d'appâts protégés dans des stations ou bien épandus par voie aérienne (opération d'éradication sur les îlots) par plusieurs espèces d'oiseaux endémiques a également été mise en évidence en Nouvelle-Zélande, comme par exemple chez le très menacé râle weka (*Gallirallus australis*) (Eason et al., 2002). Une étude a également montré l'accumulation de résidus AVK chez les hérissons (*Erinaceus europaeus*), au Royaume-Uni (prévalence de 66,7%, (Dowding et al., 2010)). L'exposition d'espèces de hérissons a été observée également en Espagne et Nouvelle-Zélande (López-Perea et al., 2015; Spurr et al., 2005). Pour ce type d'espèces, il se peut que la source d'exposition soit la consommation directe d'appât, ou bien la consommation d'invertébrés que nous avons vu être eux aussi contaminés.

Dans un travail de synthèse des cas d'empoisonnements aux AVK en France de la faune sauvage collectée par le réseau SAGIR, Berny et al. (2010) ont mis en évidence la présence d'AVK chez des lièvres et des lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*), des chevreuils, des sangliers mais également des oiseaux granivores à savoir des pigeons (*Columba spp*) et des perdrix (*Perdix*

spp) (Berny et al., 2010b). Lors d'une étude similaire, en Espagne, Sánchez-Barbudo et al. (2012) ont détecté des AVK chez des rats laveurs (*Procyon lotor*) mais surtout chez une grande diversité d'oiseaux : canard colvert (*Anas platyrhynchos*), goéland brun (*Larus fuscus*), pigeon biset (*Columba livia*), étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), alouette calandre (*Melanocorypha calandra*) ou encore perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Une revue des incidents (principalement des mortalités) liés aux AVK entre 1931 et 2015 a dénombré 137 espèces d'oiseaux non-rapaces exposées (Vyas, 2017). Les données provenaient uniquement de 15 pays alors que l'utilisation des AVK est mondiale, ce qui laisse présager un nombre bien plus conséquent d'espèces touchées en réalité. Récemment, en Allemagne, l'exposition de plusieurs espèces de passeraux a été démontrée : accenteur mouché (*Prunella modularis*), mésange charbonnière (*Parus major*) ou encore rouge-gorge familier (*Erithacus rubecula*). (Walther et al., 2021).

La présence de résidus d'AVK chez de nombreux taxa granivores, insectivores, omnivores et herbivores démontre une vaste contamination des premiers niveaux de la chaîne alimentaire, par exposition directe ou bien indirecte (hérissons, passereaux consommant des insectes). Aux espèces présentées ci-dessus, il faut rajouter les rongeurs cibles (souris, rats, campagnols) qui sont très fortement exposés après les traitements (99,6% des campagnols terrestres piégés positifs après un traitement bromadiolone (Sage et al., 2008)).

Espèces prédatrices et charognardes

La diversité des proies exposées et la persistance des composés dans leurs tissus (notamment dans le foie) expliquent la multitude d'espèces prédatrices exposées elles aussi. En effet, l'exposition secondaire des prédateurs est fortement documentée depuis plusieurs décennies (par exemple, Townsend et al., 1984). Il peut s'agir d'espèces spécialisées dans la prédation de rongeurs, d'espèces plutôt opportunistes ou d'espèces uniquement charognardes. Les classes d'animaux les plus étudiées sont les mammifères terrestres carnivores et les rapaces.

Concernant les mammifères, l'exposition de nombreuses espèces est documentée à travers le monde. On retrouve notamment des mustélidés telles que les martres (*Martes spp*), des espèces du genre *Mustela* (belettes, visons, putois, furets, hermines), la loutre d'Europe (*Lutra lutra*), le blaireau (*Meles meles*) (voir notamment : Elmeros et al., 2011; Fernandez-de-Simon et al., 2022; Fournier-Chambrillon et al., 2004; Gabriel et al., 2012; Sainsbury et al., 2018; Sánchez-Barbudo et al., 2012; Spurr et al., 2005). L'exposition de canidés a été observée : renard roux dans toute l'Europe (notamment : Geduhn et al., 2015; Lestrade et al., 2021; López-Perea et al., 2019; Sage, 2008; Seljetun et al., 2019; Tosh et al., 2011) et chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*), uniquement en Finlande (Koivisto et al., 2018). Aux Etats-Unis, plusieurs études ont relayé l'exposition du renard nain de San Joaquin (McMillin et al., 2008). En ce qui concerne les félidés ; les chats errants, les chats sauvages, les lynx roux (*Lynx rufus*) et même de grands carnivores (niveau trophique supérieur) comme les pumas sont exposés (Riley et al., 2007; Spurr et al., 2005). Pour la seule étude menée en Afrique, il a été montré une très forte prévalence d'exposition des caracals dans la métropole du Cap en Afrique du Sud (Serieys et al., 2019). De plus, l'exposition du lynx boréal a été démontrée en France à plusieurs reprises (Berny et al., 2010b; Lena, 2020; Stahl and Vandel, 1999). Enfin des espèces d'autres familles de mammifères prédateurs tels que le raton laveur (*Procyon lotor*) ou la genette commune (*Genette commune*) appartenant aux Viverridés semblent également être en contact avec les AVK (Sánchez-Barbudo et al., 2012).

Les rapaces font partie des espèces les plus étudiées pour la problématique AVK. La présence d'AVK a été détectée chez de nombreux membres de la famille des accipitridés : éperviers (*Accipiter spp.*), busards (notamment la buse variable *Buteo buteo* en Europe ou la buse à queue rousse *Buteo jamaicensis* en Amérique du Nord), aigles (*Aquila spp.*), vautours de l'Ancien monde (tel que le vautour fauve *Gyps fulvus*) et milans (milan noir *Milvus migrans* et surtout milan

royal *Milvus milvus*) (par exemple : Badry et al., 2021; Berny et al., 1997; Coeurdassier et al., 2014; Hopf-Dennis et al., 2022; Lestrade et al., 2021; Murray, 2011; Pay et al., 2021). Nous retrouvons également plusieurs falconidés exposés dont le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) (Hughes et al., 2013; Lambert et al., 2007). De très nombreuses espèces de strigidés sont elles aussi exposées telles que le hibou moyen-duc (*Asio otus*), le grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*), le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), la chouette hulotte (*Strix aluco*), la chouette rayée (*Strix varia*) ou encore la chouette effraie (*Tyto alba*) (Berny et al., 1997; Christensen et al., 2012; Murray, 2011; Sánchez-Barbudo et al., 2012; Shore et al., 2006; Walker et al., 2014).

Ici encore, il convient de souligner que les études proviennent seulement de quelques pays (Amérique du Nord, Europe, Nouvelle-Zélande) et que le spectre de prédateurs atteints doit être bien plus large à l'échelle mondiale, notamment en Asie et Afrique où se trouve une très grande biodiversité.

c. Quelques données de proportion d'individus exposés aux AVK et de concentrations hépatiques moyennes chez les prédateurs

Avoir un aperçu qualitatif de la diversité des espèces atteintes par les AVK est intéressant. Néanmoins, estimer la proportion des individus exposés est également pertinent. Cela permet d'obtenir un ordre d'idée de l'ampleur de ce phénomène chez les différentes espèces de prédateurs. López-Perea et Mateo ont ainsi mené une revue de la littérature concernant les études d'exposition aux AVK des rapaces et mammifères carnivores à travers le monde (López-Perea and Mateo, 2018). Ils ont sélectionné 40 études publiées entre 1988 et 2015 (voir leur étude pour obtenir toutes les références) pour un total de 4187 animaux issus de 36 espèces (17 accipitridés, 12 strigidés, 4 falconidés, 1 tytonidé) et 17 espèces de mammifères (11 mustélidés, 4 félidés, 1 procyonidé, 1 canidé, 1 viverridé). Les chercheurs ont obtenu une proportion de positifs (au moins un résidu d'AVK détecté dans le foie) de 58% (López-Perea and Mateo, 2018).

En gardant à l'esprit la difficulté de comparer les chiffres entre études différentes (variation de la sensibilité méthodologique de détection, des protocoles de collecte, de l'intensité des traitements AVK dans la zone de collecte), il est intéressant de commenter quelques résultats de l'étude. Tout d'abord, la proportion de positifs est proche de ou supérieure à 50% pour toutes les familles testées, excepté pour les viverridés (sept individus de la seule espèce genette commune uniquement), ce qui montre la contamination globale de la cohorte de prédateurs terrestres (**Figure 12**). Parmi les rapaces dont l'exposition est la plus fréquemment étudiée, nous retrouvons les espèces des genres *Buteo*, *Milvus*, *Strix* et la chouette effraie (*Tyto alba*). Par exemple, pour la buse variable, la prévalence observée (proportion d'oiseaux analysés positifs) varie entre 44% (n=519) au Royaume-Uni (données cumulées sur 2 études) et 95% en France (données cumulées sur 3 études). Pour le milan royal, la prévalence varie de 61 à 88% pour les études avec plus de huit animaux testés. Chez les chouettes du genre *strix*, des AVK ont été retrouvés chez 22% à 93% des individus selon les pays. Enfin, chez la chouette effraie, espèce de chouette la plus répandue dans le monde, entre 26% et 94% des individus étaient positifs selon les études (López-Perea and Mateo, 2018).

D'autre part, concernant les mammifères carnivores, il est à remarquer que la prévalence d'exposition des renards varie entre 39 et 91% en Europe, ce qui en fait une espèce globalement fortement exposée. Enfin, la famille des félidés était celle avec les prévalences les plus élevées (entre 77% et 100% selon les espèces (attention néanmoins aux faibles effectifs d'animaux testés (López-Perea and Mateo, 2018))).

De plus, dans leur revue de littérature, les auteurs ont également compilé les concentrations hépatiques moyennes obtenues pour chaque taxon dans les différentes études. Il s'avère que comme pour les prévalences observées, les valeurs variaient considérablement pour une même espèce selon les études (et donc selon les contextes). Par exemple, pour le renard

roux, la concentration moyenne était de 0,117 µg/g dans une étude au Royaume-Uni, 0,122 µg/g en Espagne mais de 1,132 µg/g en France (avec plus de 10 individus positifs par étude) ! De même, pour l'hermine (*Mustela erminea*), les concentrations moyennes (à partir d'au moins neuf individus) variaient entre 0,022 et 0,730 µg/g selon les études (López-Perea and Mateo, 2018).

Au-delà de la variabilité entre les contextes d'étude, ces observations mettent en lumière que certains prédateurs accumulent des concentrations d'AVK considérables pouvant causer leur mort.

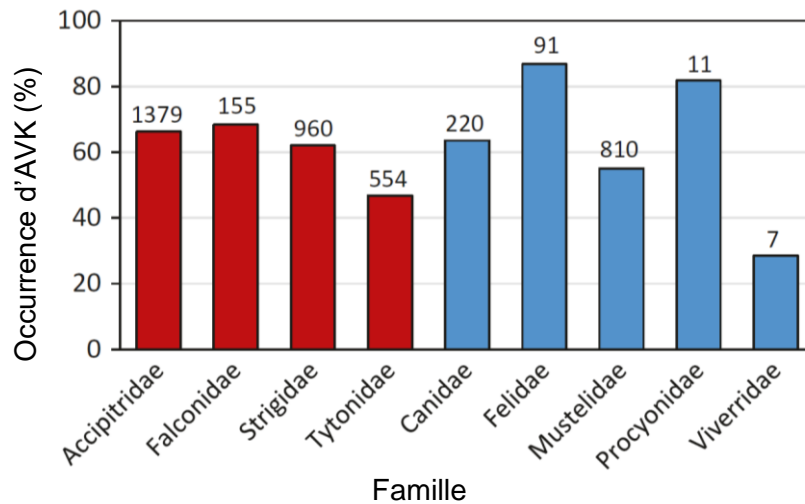


Figure 12-Présence d'AVK chez les familles de rapaces (en rouge) et de carnivores (en bleu). Les chiffres représentent le nombre d'individus positifs dans chaque famille (López-Perea and Mateo, 2018)

Cette synthèse bibliographique montre l'étendue de la contamination au sein des différentes populations de prédateurs, certaines étant massivement positives à au moins un AVK, et certains individus exhibant des concentrations hépatiques élevées. Les auteurs précisent d'ailleurs que le brodifacoum, la bromadiolone et le difénacoum étaient les molécules les plus fréquemment détectées, en lien avec leur longue durée de vie et leur grande capacité de bioaccumulation. Il faut garder à l'esprit que les données de prévalence sont très difficiles à interpréter puisque bien souvent les animaux sont collectés morts, de façon opportuniste, dans des localisations plutôt accessibles et dégagées (plus proches des installations humaines) et que nous avons donc accès à seulement une partie de la population totale. De plus, certaines études ont testé uniquement des animaux suspectés d'empoisonnement. Ainsi, la prévalence observée est biaisée, probablement surestimée, et ne reflète pas exactement la prévalence réelle de la contamination dans la population totale. De plus, pour l'interprétation de la prévalence observée comme pour celles des concentrations, il faut prendre en compte le fait que la sensibilité et la spécificité des techniques analytiques se sont beaucoup améliorées lors des dernières décennies, rendant difficile la comparaison entre études éloignées dans le temps. Néanmoins, en dépit de ces limites, le mérite de ces études est de démontrer l'existence de ces contaminations dans la faune sauvage et de témoigner de l'ampleur des populations touchées en termes de diversité et de sévérité (prévalence d'exposition et concentrations mesurées). Cela permet d'appuyer l'appel à la mise en place de bonnes pratiques d'usage et de mesures de réduction des risques (Berny et al., 2014).

Pour mieux comprendre l'ampleur de l'exposition de la faune sauvage, aussi bien qualitativement que quantitativement, il est intéressant de souligner les paramètres et les contextes favorisant l'exposition des espèces, et de mentionner les facteurs de risque si ceux-ci sont identifiables et identifiés.

d. Facteurs de risque de l'exposition des espèces non-cibles

Les facteurs jouant sur l'exposition aux AVK de la faune sauvage sont très variés. Afin de simplifier le propos, nous essayerons de présenter uniquement ceux agissant sur l'exposition des consommateurs d'appâts (rongeurs principalement) puis ceux déterminant le risque d'exposition secondaire des prédateurs.

Exposition primaire

Tout d'abord, la genèse de toute exposition potentielle de la faune sauvage vient de l'utilisation d'un produit AVK. Ainsi le contexte et les caractéristiques de l'usage humain sont des facteurs clés du risque d'exposition. Tout d'abord, l'usage des AVK comme PPP, dans les champs et prairies, est censé, malgré l'obligation d'enfouissement pour réduire son accessibilité, représenter un plus grand risque pour les espèces sauvages non-cibles que l'usage biocide effectué avec des stations d'appât sécurisées, principalement à l'intérieur ou autour des bâtiments où la biodiversité est moindre. Un usage particulier est celui des AVK biocides dans les bâtiments agricoles. Dans ce cadre-là, il y a de plus nombreuses espèces commensales vivant dans le milieu, qui peuvent potentiellement entrer dans les stations et donc s'exposer. La facilité d'accès à l'appât (systèmes de protection, enfouissement) et la proximité des espèces non-cibles à ces derniers sont des facteurs clés. Il est d'ailleurs démontré que l'exposition des rongeurs diminue rapidement avec l'éloignement par rapport à l'appât (Geduhn et al., 2014). La distance est donc un facteur clé du risque d'exposition primaire et donc ensuite de celui des prédateurs. Les espèces les plus mobiles, avec un domaine de vie plus large ont également plus de chances d'être exposées (Jacquot, 2013). De manière générale, le degré de commensalisme d'une espèce non-cible, c'est-à-dire le temps passé près des bâtiments, est évidemment un paramètre crucial, les espèces les plus présentes dans ces milieux traités ayant logiquement un plus fort risque d'exposition.

La saison constitue également un facteur de risque important puisque les traitements rodenticides biocides sont plus fréquents en automne lorsque les rongeurs commensaux se rapprochent des installations humaines, leur offrant gîte et ressources pour passer la mauvaise saison (David G. Tosh et al., 2011). Dans le Doubs en Franche-Comté, c'est également en automne et au printemps qu'ont lieu les traitements PPP, d'où un risque accru pour la faune sauvage durant ces périodes (Jacquot, 2013).

Plusieurs facteurs dépendent également de l'appât et notamment de sa persistance dans le milieu. Sa palatabilité est également clé. Un appât appétent pour les rongeurs cibles l'est également pour les rongeurs non-cibles ou les autres espèces consommant les appâts (oiseaux, hérissons, etc.). De plus, assez logiquement, la quantité d'appâts disposée sur une surface (échelle de quelques mètres carrés à une échelle régionale) et la concentration de ces appâts déterminent le risque d'exposition des espèces. Plus la durée de traitement est longue, plus le risque d'exposition non-cible est grand. C'est pourquoi l'appâtage permanent de produits biocides est déconseillé par les experts européens (Berny et al., 2014).

Pour que l'appât soit consommé par les rongeurs cibles ou non-cibles, oiseaux et autres espèces, il faut que celui-ci soit donc appétent, disponible en grande quantité, néanmoins sa consommation dépend également de la présence d'autres ressources dans le milieu. Plus, le milieu est pauvre en ressources, plus le risque de consommation d'appât est élevé chez les espèces non-cibles.

Exposition secondaire

Tout comme pour les espèces s'exposant directement, la zone géographique occupée par les espèces prédatrices est un facteur clé d'exposition. En effet, la proximité de ceux-ci avec la zone de traitement est un facteur de risque, d'autant plus que par la mobilité des rongeurs exposés (piégés parfois à plus de 90 mètres de stations d'appât) et la succession de transferts trophiques, la zone de contamination potentielle est relativement vaste autour du point de traitement (Elmeros et al., 2019). A l'échelle macroscopique, il a été d'ailleurs mis en évidence une corrélation entre la présence humaine et la prévalence d'exposition des prédateurs. Par exemple, une étude sur le renard nain de San Joaquin (*Vulpes macrotis mutica*) a montré une forte proportion d'exposés dans la population urbaine (87%, n=30) comparé à celle dans la population dans une réserve naturelle (0%, n=12). L'utilisation des terres (i.e. habitations) est identifié comme le facteur d'exposition principal dans la population modélisée de l'espèce (Nogueira et al., 2015). C'est également la proximité des activités humaines qui détermine l'exposition de deux espèces de mustélinés au Canada, les animaux étant significativement plus exposés autour des mines de pétrole et des champs cultivés (Thomas et al., 2017). En Espagne et aux Etats-Unis, la densité humaine est un déterminant de l'exposition secondaire (López-Perea et al., 2019, 2015; Riley et al., 2007). Plus précisément, une corrélation existe entre l'intensité de l'élevage, et donc l'usage de biocides dans les fermes, et la prévalence chez les prédateurs. En Allemagne, c'est la densité d'élevage de porcs dans le district qui est associée positivement à l'exposition des renards (Geduhn et al., 2015). En Espagne, la densité d'élevage de bovins est un fort déterminant de l'exposition globale de la faune sauvage (López-Perea et al., 2019), et notamment pour les rapaces aux Canaries (Rial-Berriel et al., 2021a). Aux Etats-Unis, la proportion de zones résidentielles dans le domaine de vie des lynx roux a été observée être un fort déterminant du risque d'exposition aux AVK, en particulier le brodifacoum (Serieys et al., 2015).

Un autre facteur clé dans l'exposition aux AVK des prédateurs est leur régime alimentaire et notamment la plasticité de celui-ci. La composition de leur diète module leur exposition (Geduhn et al., 2016). Dans un environnement où la diversité de proies est réduite, certaines espèces généralistes, comme le renard, peuvent augmenter leur consommation de rongeurs visés par des traitements PPP, conduisant à une plus forte prévalence d'exposition dans la population (D. G. Tosh et al., 2011). De même, lors d'une abondance exceptionnelle de certaines proies, comme les campagnols lors des pullulations, les prédateurs vont se spécialiser dans leur consommation et risquer d'être fortement exposés, comme c'est le cas chez le milan royal (Coeurdassier et al., 2012). La même chose se produit dans le milieu urbain, où par adaptation, le prédateur peut augmenter la part de rats dans sa diète, comme démontré chez la chouette effraie (Hindmarch and Elliott, 2015). Il a été montré dans le Parc national des Pyrénées que les carnivores spécialistes étaient davantage exposés que les espèces généralistes (Lestrade et al., 2021).

Enfin, pour que l'exposition ait lieu, il faut que le toxique persiste entre le moment de traitement et l'épisode de prédation. L'utilisation d'un SGAR, notamment le brodifacoum avec une très longue demi-vie, augmente la persistance du toxique dans les tissus des proies, rallongeant la fenêtre d'exposition potentielle des prédateurs, ce qui favorise donc la probabilité d'une contamination (Erickson and Urban, 2004). En résumé, de multiples facteurs liés au traitement, à l'environnement ou encore à l'écologie des espèces déterminent le risque d'exposition des espèces sauvages.

D. Effets de l'exposition

La contamination de l'animal est susceptible de causer des troubles hémorragiques pouvant aller jusqu'à une exposition létale. Celle-ci peut également s'avérer sub létale. La sévérité

de l'exposition dépend de la quantité de résidus présente dans l'individu, de la puissance de la ou des molécules impliquées et de la sensibilité de l'individu. Toutes les espèces n'ont pas la même sensibilité face aux AVK, certaines sont moins résistantes que d'autres. Des hypothèses liées à la séquence d'acides aminés de VKOR, à des capacités métaboliques particulières (autres voies de synthèse et de recyclage de la vitamine K) sont avancées pour expliquer ces différences qui peuvent être importantes entre les espèces. D'après les données compilées par Nakayama et al (2019), pour le brodifacoum, la DL50 varie entre 0,25 et 1,0 µg/g chez le chien tandis qu'elle vaut 3,15 pour la poule par exemple. Pour la bromadiolone, la DL50 est de 8,1 µg/g pour le chien et supérieure à 25 pour le chat (Nakayama et al., 2019).

D'autre part, il faut se rappeler que les AVK sont plus toxiques en administration répétée. Ce scénario d'exposition est d'ailleurs plus réaliste pour les prédateurs. Ceux-ci sont susceptibles de se nourrir à plusieurs reprises de proies contaminées et de bioaccumuler des AVK dans leur organisme jusqu'à atteindre une quantité hépatique déclenchant des effets délétères.

a. Signes cliniques et observations nécropsiques

Comme pour la faune sauvage, la faune domestique, principalement les chiens et chats sont exposés aux AVK et peuvent souffrir d'intoxication. C'est principalement dans ce contexte que les signes cliniques d'intoxication ont été décrits. Des signes généraux tels que de l'abattement et de l'anorexie sont généralement présents, mais surtout s'observent ceux liés au syndrome hémorragique et à l'hypovolémie secondaire : pâleur des muqueuses, froideur des membres, tachycardie et dyspnée. Des saignements externes peuvent être observés tout comme la présence d'hématomes et de pétéchies sur les muqueuses. Des hémorragies cavitaires et organiques (pulmonaires) sont détectables par radiographie et/ou échographie. (Murphy, 2002). Pour ce qui concerne les examens complémentaires, une anémie est présente ; le temps de prothrombine puis le temps de céphaline activés sont augmentés (Mount and Feldman, 1983).

Les mêmes signes ont été observés dans de rares études d'exposition en conditions contrôlées avec divers rapaces (Mendenhall and Pank, 1980; Newton et al., 1990; Rattner et al., 2011). Néanmoins, la présence de ces signes n'est pas forcément liée à une intoxication fatale. Les temps de coagulation peuvent être allongés chez des individus survivants tandis que d'autres résistent à des hémorragies modérées (Newton et al., 1990; Salim et al., 2014). Les perturbations hémorragiques sont parfois sublétales. Elles peuvent néanmoins affaiblir l'animal et le tuer indirectement.

Dans les études sur la faune sauvage, les animaux sont souvent retrouvés morts ; la cause du décès est recherchée lors d'une autopsie. Les lésions caractéristiques d'une intoxication AVK sont la présence d'hémorragies internes multiples. Les hémorragies peuvent se localiser dans les cavités (hémithorax, hémioabdomen), au sein d'organes (poumons, muscles, reins, cerveau, articulations) ou bien sur les muqueuses. Un autre signe compatible avec une intoxication est l'absence de caillots cardiaques à l'ouverture du cœur. Les temps de coagulation sanguine peuvent aussi être mesurés. L'allongement du temps de prothrombine d'au moins 25% ou de deux fois la déviation standard au-dessus des valeurs de référence est considéré être en faveur d'une intoxication aux AVK (Murphy, 2002).

Dès lors, le diagnostic d'une intoxication létale aux AVK se fait conjointement sur la présence de ces signes de coagulopathie ainsi que sur la détection de résidus AVK dans le foie. Néanmoins, toutes ces lésions ne sont pas toujours détectées, la mort pouvant intervenir avant la survenue de lésions hémorragiques franches. Pour la détection de résidus AVK dans le foie, de même que pour la DL50, la concentration hépatique minimale en faveur d'une intoxication létale est très variable, selon les individus, l'espèce et également selon la molécule considérée.

De fait, aucune corrélation n'a été démontrée dans plusieurs études entre la concentration de résidus et la sévérité des symptômes, encore moins entre la concentration et la mortalité (Murray, 2011).

Néanmoins, suite à deux études de toxicité sur des chouettes effraies exposées, il a été communément retenu un seuil de 0,1 – 0,2 mg/kg comme seuil au-delà duquel l'exposition est considérée létale (Newton et al., 1999). Cependant, ce seuil de toxicité hépatique n'est pas très robuste. En récupérant des données d'individus décédés d'intoxication chez trois espèces de rapaces, Thomas et al. (2011) ont modélisé la probabilité d'intoxication létale de l'individu en fonction de la quantité de résidus AVK retrouvée dans le foie (Thomas et al., 2011). Ils ont obtenu qu'à une concentration hépatique de 0,1-0,2 µg/g, seulement 25% des chouettes effraies risquaient de mourir. Il est donc délicat d'utiliser ce seuil pour affirmer une intoxication létale.

Ce seuil demeure cependant toujours utilisé, certes avec précaution, dans la globalité des études (Rattner and Harvey, 2021). Dans la plupart de celles-ci, les animaux considérés morts d'une intoxication exhibaient une concentration hépatique à 0,2 µg/g conjointement à des signes cliniques francs, sauf à quelques reprises où une intoxication létale a été diagnostiquée pour des concentrations de 0.012 ou encore 0.060 µg/g chez des rapaces (Albert et al., 2010; Murray, 2011). Cela montre la difficulté de conclure à la létalité d'une intoxication AVK pour chaque individu. De plus, l'absence de commémoratifs sur la vie de l'animal sauvage, la présence de facteurs confondants (animal victime de collision routière ou d'électrocution), la difficulté de distinguer les hémorragies ante et post-mortem ainsi que des dégradations lors de la conservation du cadavre compliquent ce diagnostic (Domínguez, 2021).

b. Mortalités avérées liées aux AVK

Malgré toutes ces limitations, les AVK ont été considérés comme responsables de la mort de nombreux individus de la faune sauvage non-cible depuis le début de leur utilisation. Par exemple, suite à une exposition primaire au brodifacoum sur des îles en Nouvelle-Zélande lors de traitement d'éradication contre rats et lapins invasifs, plusieurs oiseaux d'espèces différentes ont été retrouvés morts, notamment des saddlebacks de l'île du Nord (*Philesturnus rufusater*), wekas, tadornes de Nouvelle-Zélande (*Tadorna variegata*) (espèces endémiques) mais aussi des moineaux domestiques et des merles noirs (*Turdus merula*) (Eason and Spurr, 1995). En France, des empoisonnements de lièvres, lapins, chevreuils et sangliers ont notamment été mis en évidence par le réseau SAGIR dès les premiers traitements PPP à base de bromadiolone (Berny et al., 1997). Concernant les populations de prédateurs, deux putois et un vison d'Amérique ont été considérés morts d'une intoxication aux AVK en France (Fournier-Chambrillon et al., 2004). Une belette a également été vraisemblablement tuée par les AVK en Espagne (Fernandez-de-Simon et al., 2022). Quatre pékans (*Martes pennanti*), mustélidé menacé, ont été retrouvés morts suite à une intoxication, puis lors d'une seconde étude d'autopsie sur cette espèce, une intoxication AVK a été retenue comme cause de onze décès (Gabriel et al., 2015, 2012). Des intoxications létales chez des renards roux ont été confirmées à plusieurs reprises, notamment en France (31 renards entre 1991 et 1994) (Berny et al., 1997; Jacquot et al., 2013). Concernant les canidés, aux Etats-Unis, il a été montré le décès de coyotes suite à une exposition aux AVK (Poessel et al., 2015). Pour les félidés, des cas d'empoisonnement de pumas (2) ont été rapportés (Riley et al., 2007). Dans l'étude sudafricaine, la mort de deux caracals parmi les 24 collectés a été attribuée à une intoxication (Serieys et al., 2019). Enfin, un lynx est mort suite à une intoxication aux AVK en France (Berny et al., 2010b).

Concernant les rapaces, de très nombreuses études ont rapporté des mortalités massives chez plusieurs espèces. En France, 15 buses furent tuées par les AVK entre 1991 et 1994, 27 milans royaux entre 1992 et 2002 dans le Doubs (Berny and Gaillet, 2008; Berny et al., 1997). En

2011, en Auvergne, ce sont 16 buses et 28 milans royaux qui furent retrouvés morts et pour qui l'empoisonnement à la bromadiolone a été confirmée comme cause du décès (ou fortement suspectée au vu du contexte) (Coeurdassier et al., 2014). Une dizaine de milans royaux ont aussi été tués par une exposition létale au Royaume-Uni (Hughes et al., 2013). Récemment en Pologne, il a été rapporté la mort de quatre pygargues à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*) entre 2018 et 2020 (Sell et al., 2022). De multiples études ont également documenté des mortalités chez plusieurs rapaces aux États-Unis (Albert et al., 2010; Murray, 2011; Stone et al., 1999). Entre 2012 et 2018, 30 buses à queue rousse collectées dans la ville de New-York ont été diagnostiquées comme (très probablement) tuées par une intoxication létale (Okoniewski et al., 2021).

c. Effets subléthaux

Les animaux peuvent également résister à l'exposition et uniquement exhiber des perturbations sublétales. De nombreux effets ont été suggérés, bien souvent sur un seul cas d'étude. La plupart de ces observations restent donc des suggestions qui demandent à être confirmées par d'autres équipes de recherche dans d'autres contextes.

Action sur le comportement et la vigilance

Les AVK entraînent la mort par hémorragie, ils peuvent cependant produire un état d'hypocoagulabilité sans conduire à la mort. Dans ce cas, des troubles subléthaux de la coagulation sont présents (microhémorragies, hémorragies modérées) pouvant provoquer léthargie et dépression, et indirectement affaiblir l'animal. Par exemple, il a été développé le concept d'« effet préléthal » par Cox et al. (1992) qui ont étudié le comportement de rats exposés. Ceux-ci passaient plus de temps à l'extérieur en étant léthargiques, les rendant plus accessibles aux prédateurs (Cox and Smith, 1992). Suite à des cas d'exposition humaine à la bromadiolone, il a été observé des altérations de la conscience et du comportement, signe d'une atteinte du système nerveux central : vertiges, pas tremblants, attitude étrange, ceci étant corrélé à une imagerie cérébrale anormale (lésions) (Wang et al., 2017). Un autre cas clinique humain rapporte le développement d'une leuco-encéphalopathie accompagnée de convulsions et de troubles de la conscience suite à l'intoxication (Lu et al., 2021). Cette altération du comportement et de la conscience est supposée intervenir également chez les populations animales sauvages et pourrait prédisposer les individus aux traumatismes, telles qu'aux collisions routières (cause principale de mortalité des lynx en France d'après les données du réseau SAGIR (Lena, 2020)). Débilisant l'individu en amont de la collision, une exposition aux AVK pourrait également diminuer les chances de survie de l'animal suite au choc, en exacerbant la probabilité d'une hémorragie fatale. Sous cette hypothèse, les AVK représenteraient alors une menace supplémentaire pour la conservation d'espèce menacée comme le lynx.

Action sur la condition corporelle

L'altération de la vigilance et du comportement des animaux représente une altération de leur condition. Les AVK pourraient également influencer sur cette condition en diminuant la présence de réserves énergétiques chez l'animal. Quelques études ont en effet démontré une corrélation négative entre l'exposition et l'état corporel des individus. Chez deux charognards, le grand corbeau (*Corvus corax*) et l'urubu à tête rouge (*Cathartes aura*), plus les oiseaux avaient une charge élevée en AVK, plus leur condition corporelle était altérée (Herring et al., 2023). En Espagne, les oisillons faucons crécerelles exposés à la bromadiolone avaient une masse corporelle significativement inférieure à celle des non-exposés (Martínez-Padilla et al., 2017). De la même manière, le pourcentage de masse grasseuse chez deux espèces de mustélidés était négativement associé à la concentration hépatique en AVK dans une étude danoise (Elmeros et al., 2011). Ceci pourrait être dû à une réduction de la prise alimentaire chez les animaux contaminés, phénomène décrit dans des études en exposition contrôlée sur des souris et des

belettes (Frankova et al., 2017; Townsend et al., 1984). De ce fait, les AVK affaibliraient la condition générale des individus exposés, et pourraient compromettre la survie des plus jeunes individus (Martínez-Padilla et al., 2017).

Action sur la réponse immunitaire

Parmi les autres effets subléthaux évoqués des AVK, il est émis l'hypothèse d'une perturbation immunitaire avec un affaiblissement face aux menaces infectieuses et notamment parasitaires. Une association positive entre la concentration en chlorophacinone et le nombre d'espèces parasites présentes dans l'animal a été observé chez des outardes (*Otis tarda*) en Espagne (Lemus et al., 2011). Aux Etats-Unis, une cohorte d'études se sont intéressées au lien entre l'exposition aux AVK et l'apparition de gale sarcoptique chez les lynx roux en Californie (Fraser et al., 2018; Riley et al., 2007; Serieys et al., 2018, 2015). Il a d'abord été mis en évidence que tous les lynx morts de gale sévère étaient exposés, ainsi qu'une association significative existait entre le fait d'avoir une concentration hépatique en AVK supérieure à 0,05 µg/g et la présence de l'infection parasitaire (Riley et al., 2007).

L'exposition était donc suggérée avoir comme effet subléthal l'augmentation de la susceptibilité du lynx roux au développement d'une infection prononcée. Cela pourrait avoir été due à une perturbation des cytokines. Sous cette hypothèse, les AVK auraient donc participé à la survenue d'une épidémie ayant décimée la population et créée un goulot d'étranglement génétique (Riley et al., 2007). L'hypothèse a été testée en évaluant plusieurs paramètres sanguins. Les auteurs ont observé une augmentation significative des lymphocytes, particulièrement les lymphocytes B (+48%) et une diminution des neutrophiles (-10%) chez les lynx exposés, signe d'une dysrégulation immunitaire (Serieys et al., 2018).

Une analyse transcriptomique a ensuite mis en évidence une régulation négative de l'expression de certains gènes chez les lynx exposés, notamment des gènes impliqués dans la réponse immunitaire allergique, suggérant une baisse de la population de monocytes circulants (Fraser et al., 2018). D'autre part, des gènes codant pour les lymphocytes T et B semblent régulés positivement, mais les résultats suggèrent une diminution du nombre de lymphocytes B mémoires synthétisés (Fraser et al., 2018). Ces modifications sont supposées perturber l'efficacité de la réponse immunitaire contre l'agent de la gale. De plus, il y a également une perturbation de l'expression des gènes de l'intégrité épithéliale (cohérent avec les données montrant une inflammation de la peau suite à l'ingestion de warfarine chez les rats (Popov, 2011)). Ces diverses études semblent avoir montré l'effet subléthal des AVK sur la susceptibilité à l'infection parasitaire des lynx roux. Néanmoins, ces résultats sont contestés, et l'association exposition-gale pourrait n'être qu'une corrélation et non une causalité. De plus, en utilisant les chats domestiques comme modèle en laboratoire, aucune modification de la réponse immunitaire n'a été observée après l'exposition au brodifacoum pendant six semaines (Kopanke et al., 2018).

Il est donc délicat de conclure quant au lien de causalité de l'exposition toxique sur la survenue de la gale sarcoptique. Il pourrait s'agir d'une corrélation, les animaux affaiblis par la gale se seraient peut-être rapprochés des installations urbaines pour se nourrir plus facilement et se seraient ainsi exposés davantage. Plutôt que la cause de la gale, l'exposition toxique aurait pu intervenir comme un facteur de stress supplémentaire qui, conjointement à la présence préalable d'acariens, aurait alors accentué la susceptibilité des individus et la sévérité des manifestations cliniques. Il a été d'ailleurs mis en évidence dans une étude que les AVK représentaient un stress supplémentaire pour des corneilles noires (*Corvus corone*). En effet, une association positive entre la quantité de métabolites de corticostérone fécaux et la concentration totale en AVK des oiseaux a été récemment démontrée dans une étude aux Etats-Unis (Herring et al., 2023).

Action sur la reproduction et le développement foetal

Un effet moins questionné des AVK est leur toxicité sur la reproduction. En médecine humaine, on parle de « fetal warfarin syndrome » lors d'embryopathie intervenant chez la femme enceinte sous traitement anticoagulant à base de warfarine. Ce syndrome se manifeste par des malformations d'organes et d'os, et peut conduire à des avortements ou à des enfants mort-nés (Yurdakök, 2012). Chez les nouveau-nés, les signes les plus fréquents sont une hypoplasie nasale ainsi qu'une chondrodysplasie pointillée dans le squelette axial et les os longs. La warfarine perturbe la formation correcte des os, processus métabolique faisant intervenir la vitamine K. En effet, la vitamine K permet la formation du gamma-carboxyglutamyl qui compose l'ostéocalcine. D'ailleurs, du fait de ce mécanisme, des études ont montré un risque accru de fractures chez les personnes traitées de manière chronique avec de la warfarine (Caraballo et al., 1999). Cela n'a toutefois pas été observé chez les rapaces (Knopper et al., 2007).

D'autre part, il a été montré un effet marqué de l'exposition aux AVK sur les performances reproductrices de chouettes effraies en Malaisie. Les taux d'éclosion et d'envol des oisillons étaient significativement plus faibles chez les individus nichant dans les zones traitées que dans les zones non traitées avec des AVK. (Naim et al., 2011). Néanmoins, cela pourrait être plutôt lié à la réduction de la richesse en proies pour les chouettes.

La réduction de l'accessibilité des proies pour les prédateurs constitue d'ailleurs un effet indirect de l'utilisation des AVK. Couplé aux effets directs (intoxication létale, multiples effets subléthaux affectant la condition des individus), ces effets indirects pourraient dans certains cas être susceptible de modifier la dynamique des populations.

d. Un risque pour la dynamique de population ?

Un des objectifs derrière la plupart des études d'exposition aux AVK et celles de description des effets de cette exposition est d'identifier l'impact de ce phénomène écotoxicologique sur les populations des espèces concernées. C'est notamment le cas lorsque les études s'intéressent à des espèces rares et menacées (Gabriel et al., 2015; Pay et al., 2021). En effet, beaucoup d'espèces subissent déjà de multiples pressions menaçant la bonne dynamique de leurs populations : dégradation des milieux, conflits avec les populations humaines, fragmentation des territoires, changement climatique, artificialisation des sols ou encore pollution chimique. Déterminer si l'utilisation des AVK s'ajoute à cette liste de menaces est alors crucial pour la conservation des espèces les plus fragiles.

Etant donné l'atteinte de la condition des animaux, notamment de leurs capacités de survie aux collisions ou bien de leurs capacités reproductrices, il se pourrait que les AVK finissent par accepter la dynamique des populations. Plus concrètement encore, par des épisodes de mortalité massive, l'exposition peut compromettre la santé des populations. C'est ce qui a été supposé en France suite à des mortalités de très nombreux milans royaux en 1998 dans le Doubs mais surtout en 2011 dans le Puy-de-Dôme (Berny and Gaillet, 2008; Coeurdassier et al., 2014). En Auvergne, un impact sur la population nicheuse de la zone a été suggéré et a inquiété pour la conservation de cette espèce qui est classée « vulnérable » par l'UICN à l'échelle nationale. Les empoisonnements à la bromadiolone sont d'ailleurs cités comme l'une des causes du léger déclin de l'espèce, d'après l'UICN France en 2016 (Dupouy, 2016). L'impact des AVK est aussi considéré alarmant pour d'autres populations de rapaces, notamment le grand-duc d'Amérique. D'après les concentrations d'AVK retrouvées chez les individus collectés au Canada, au moins 11% d'entre eux serait à risque d'être tué par l'exposition aux AVK (Thomas et al., 2011). Cette estimation témoigne du fort impact que les mortalités liées aux AVK sont susceptibles de causer sur certaines populations.

De plus, il a été observé une corrélation négative entre la concentration hépatique moyenne annuelle de bromadiolone ainsi que de SGAR totale chez les faucons crécerelles et l'index d'abondance de l'espèce au Royaume-Uni entre 1997 et 2012 (Roos et al., 2021). Cette corrélation suggère ainsi un effet potentiel des AVK sur la dynamique de la population, en limitant son évolution. Ainsi l'empoisonnement involontaire des espèces non-cibles aux AVK est susceptible de se surajouter à d'autres empoisonnements (principalement intentionnels (carbamates) mais aussi des polluants anthropogéniques (plomb)) et participer au déclin de certaines populations de rapaces, comme à celui du milan royal en Espagne par exemple (Mateo-Tomás et al., 2020).

Chez les mammifères carnivores, quelques études ont également suggéré un effet des AVK sur la dynamique des populations. Suite aux traitements à la bromadiolone contre le campagnol des champs dans le Doubs, une réduction des populations de renards a été observée pendant plusieurs mois (Jacquot et al., 2013). L'index d'abondance communale des renards était corrélé négativement à l'intensité des traitements réalisés l'année précédente. Cet effet peut s'expliquer par la mortalité massive de renards, observée en France par le passé (Berny et al., 1997). Une autre explication réside dans l'efficacité des traitements ayant réduit fortement les populations de campagnols (et probablement d'autres rongeurs non-cibles comme le campagnol des champs) et ainsi privé les renards de ressources alimentaires. Nous retrouvons ainsi une combinaison probable d'effets directs et indirects d'utilisation des AVK.

Dans le massif du Jura, les traitements à la bromadiolone semblent avoir affecté également l'abondance des petits mustélidés entre le printemps et l'automne lors d'une étude récente (Fernandez-de-Simon et al., 2019). L'abondance de ces derniers a en effet diminué uniquement sur les sites traités durant l'été. Au contraire, l'abondance des campagnols a été plus importante à l'automne sur les sites traités, suggérant un effet contre-productif des traitements qui impactent finalement davantage les prédateurs des nuisibles que les nuisibles eux-mêmes. Une explication à ce phénomène résiderait dans la très grande prolificité des rongeurs qui peuvent rebondir rapidement dès la fin des traitements alors que leurs prédateurs sont impactés de manière plus durable. Cet exemple illustre la possibilité d'un effet marqué des AVK sur les populations de prédateurs.

Bilan de la première partie

Le lynx est présent en France sous la forme de trois populations de taille différente comptabilisant au total 150 individus. Cet animal solitaire et territorial subit de nombreuses pressions justifiant son classement « en danger » sur la liste rouge nationale de l'UICN.

Les rodenticides AVK sont très largement utilisés pour lutter contre de multiples espèces de rongeurs à travers le monde. Leur usage expose involontairement de très nombreux animaux, autres rongeurs, oiseaux, mammifères, invertébrés. Une grande attention est portée à l'exposition des espèces prédatrices (mammifères carnivores terrestres, rapaces) qui, du fait de la longue persistance des molécules toxiques dans les tissus, peuvent se nourrir à plusieurs reprises de proies contaminées et accumuler une quantité importante de résidus dans leur organisme. Selon, entre autres, la quantité accumulée, la sensibilité de l'individu, la nature de la molécule présente, cette exposition peut causer des effets allant de discrètes perturbations de l'hémostase jusqu'au décès suite à de sévères hémorragies. La présence d'effets subléthaux est particulièrement étudiée par les chercheurs puisque ces effets pourraient représenter un moyen de nocivité détourné et peu visible des AVK, se rajoutant dangereusement à la mortalité directe. Le diagnostic d'une intoxication létale ou subléthale est rendu très compliqué en faune sauvage par l'absence de connaissance du passé de l'animal, la qualité de conservation du cadavre parfois limitée, l'existence de lésions confondantes et par l'absence d'existence d'un seuil hépatique toxique commun et robuste pour toutes les espèces. Finalement, avec la prise en compte des effets létaux suspectés ou confirmés par l'autopsie et celle des effets subléthaux, sans oublier les effets indirects (réduction des proies), les AVK pourraient agir sur les dynamiques de populations dans certaines circonstances. C'est par exemple le cas lors de traitements importants en plein champ (renards/mustélidés en France). De plus, l'inquiétude représentée par ces effets populationnels est accrue lorsqu'il s'agit de petites populations et d'espèces rares (milan royal en France et en Espagne, pékan en Californie par exemple). Dans le cas de ces espèces à enjeux de conservation, la problématique AVK peut devenir une menace supplémentaire pour l'avenir des populations.

Dans la partie suivante, nous allons nous intéresser à l'exposition aux AVK du lynx boréal en France à partir de données du réseau SAGIR afin de la caractériser et d'identifier d'éventuels facteurs de risque. La conservation de l'espèce étant un enjeu majeur en France, du fait des effets causés par l'utilisation de ces rodenticides, il apparaît dès lors essentiel d'acquérir une connaissance du phénomène d'exposition chez cette espèce afin d'évaluer la menace représentée pour la population.

**PARTIE 2 – ANALYSE EXPLORATOIRE DE
L'EXPOSITION AUX AVK CHEZ LE LYNX
BOREAL ENTRE 2018 ET 2022 GRACE AUX
DONNEES DU RESEAU SAGIR**

I. Contexte de l'étude

L'étude présentée dans cette partie a été réalisée dans le cadre d'un stage de master 2 de cinq mois de janvier à juin 2023, au sein du Service SantéAgri de l'Office français de la Biodiversité basé à Orléans. Le stage était encadré par Olivier Cardoso, chef de projet « Ecotoxicologie et santé de la faune sauvage ». Cette étude s'est effectuée dans le cadre de la surveillance épidémiologique du lynx boréal en France par le réseau SAGIR. Les données analysées sont des données collectées par le réseau entre 2018 et 2022.

En France, la population française de lynx boréal, au même titre que l'ensemble des mammifères et oiseaux sauvages sur le territoire national, est surveillée par le réseau pour ce qui concerne les processus morbides et les mortalités. Dans le même temps, l'espèce est suivie par le réseau Loup-Lynx afin d'étudier son évolution et de documenter son état de conservation.

1. Réseau SAGIR

La surveillance épidémiologique des populations sauvages consiste en un suivi de leur situation sanitaire et en une volonté de détection de l'apparition de processus morbides dans ces populations, notamment afin d'adopter des mesures de gestion adaptées. L'objectif est d'acquérir une connaissance des phénomènes sanitaires se déroulant dans le compartiment sauvage en mettant en évidence des mortalités anormales pouvant menacer la dynamique de population des espèces sauvages ou bien en diagnostiquant la présence d'agents pathogènes émergents, dangereux pour la production agricole ou bien directement pour la santé humaine (zoonose). La surveillance de la santé de la faune sauvage est donc cruciale dans le concept de « One Health » (Decors et al., 2022).

Cette surveillance sanitaire peut se faire de manière passive, « surveillance événementielle » qui est une surveillance généraliste dont l'objectif est la détection précoce et le suivi spatio-temporelle de maladies ou d'agents pathogènes, en s'appuyant sur l'autopsie et examens complémentaires éventuels menés sur les individus collectés dans la nature suite au signalement des observations de mortalités. Ce type de surveillance peut être « renforcée », c'est à dire qu'un effort supplémentaire est fait pour détecter ou documenter la circulation d'un pathogène, d'un toxique ou d'une maladie. La surveillance peut être renforcée soit en réalisant systématiquement un dépistage sur les cadavres collectés, soit en augmentant le nombre de cadavres collectés (recherche active de cadavre ou absence de filtre avant la collecte des cadavres signalés). De plus, la surveillance peut être « active » et se concentrer, via un protocole et un échantillonnage établie au préalable, sur une ou quelques espèces uniquement afin d'étudier finement le statut épidémiologique (prévalence, distribution géographique des individus atteints) de ces espèces vis-à-vis d'un petit nombre d'agents pathogènes (Decors et al., 2022).

En France, la surveillance épidémiologique de la faune sauvage est majoritairement menée par le réseau SAGIR, dispositif national existant depuis plus de 35 ans et reposant sur la collaboration entre l'Office français de la biodiversité, les laboratoires vétérinaires et les fédérations de chasseurs. Le réseau réalise principalement une surveillance événementielle. Le réseau s'attache aussi bien au suivi des maladies déjà existantes (statut épidémiologique : prévalence, incidence, spectre d'espèces atteintes, sévérité clinique) qu'à la détection la plus précoce possible d'un nouvel agent pathogène circulant sur le territoire national au sein des espèces sauvages.

Sur le terrain, deux interlocuteurs techniques départementaux (ITD), un agent de l'OFB et un agent de la fédération des chasseurs, collectent les cadavres découverts sur le territoire du département par une variété d'observateurs (chasseurs, naturalistes, promeneurs, agriculteurs, etc.). Selon les contextes et les espèces, tous les cadavres ne sont pas collectés (filtres de collecte). C'est en revanche le cas pour l'espèce lynx boréal qui fait l'objet d'une surveillance renforcée en lien avec son statut de protection et l'état actuel des populations françaises. Lors de la collecte, une fiche SAGIR avec un numéro unique est renseignée pour suivre le cadavre au cours des différentes étapes de traitement jusqu'à la bancarisation des données. Les cadavres sont ensuite acheminés au laboratoire vétérinaire départemental ou au laboratoire d'analyses vétérinaires le plus proche, qui réalisera alors les autopsies. Lors de cette autopsie, la réalisation d'examens complémentaires requiert la collaboration de laboratoires spécialisés et de laboratoires de référence pour certains agents pathogènes ou certains toxiques. Tous les résultats d'autopsie et des examens sont par la suite centralisés dans la banque de données Epifaune administrée par l'OFB depuis 2014.

2. Réseau Loup-Lynx

En parallèle du suivi de la fraction décédée de la population, les lynx vivants sont rigoureusement étudiés par le réseau Loup-Lynx. Ce réseau existe dans sa forme actuelle depuis 2001 après la fusion du réseau Loup et du réseau Lynx. Il repose sur la collaboration de plus de 4000 correspondants répartis dans 40 départements (principalement dans l'Est, le Sud-Est et le Massif central) (Réseau Loup-Lynx, 2019). Son objectif est de repérer les indices de présence du lynx et du loup sur le territoire. Pour le lynx, le réseau réalise le suivi de l'espèce grâce à la combinaison d'indicateurs géographiques et démographiques (pièges photographiques, excréments, etc.). Ce travail multipartenaire permet notamment la mise à jour régulière de la carte de l'aire de présence de l'espèce sur le territoire national (cf. **Figure 2**). Ce suivi rapproché permet d'estimer au mieux la dynamique de population de l'espèce et constitue un élément crucial pour la conservation de l'espèce, en particulier pour la réalisation des missions du plan national d'action lancé en 2019 (DREAL BFC, 2021).

Le réseau SAGIR et le réseau Loup-Lynx collaborent pour assurer un suivi précis de l'état des populations de lynx en France et pour caractériser les menaces pesant sur celles-ci. La surveillance des processus morbides et le diagnostic des causes de mortalité des lynx représentent un enjeu crucial pour la conservation de l'espèce.

3. Objectifs de l'étude

Comme présenté précédemment dans ce travail, le réseau SAGIR détecte depuis plusieurs décennies des cas d'intoxications aux rodenticides AVK dans la faune sauvage, notamment chez le lynx (Berny and Gaillet, 2008; Berny et al., 1997; Coeurdassier et al., 2014). Ces molécules ont particulièrement été utilisées, dans un contexte agricole, pour lutter contre le campagnol terrestre en Franche-Comté (Doubs, Jura), zone où se retrouvent une grande partie des lynx en France. Bien que cet usage PPP ait diminué depuis le début des années 2000, les AVK sont en revanche toujours utilisés comme produits biocides et cet usage est supposé avoir augmenté en volume ces dernières années, si l'on considère le nombre croissant de produits autorisés sur le marché européen (European Chemicals Agency, 2023). Au vu des nombreuses questions que posent l'emploi de ces molécules en termes de conséquences pour les espèces sauvages, il a été décidé de mettre l'accent sur la détection de ces composés chez les lynx collectés par le réseau. Dès lors, depuis 2018, les cadavres de lynx sont systématiquement analysés pour une recherche d'AVK dès lors que l'état de conservation du cadavre le permet. De plus, au cours de ces dernières années, le nombre de cadavres collectés a augmenté, ce qui a permis l'acquisition d'une quantité notable de données d'exposition chez l'espèce.

L'accumulation de ces données a motivé la réalisation de la présente étude. Les objectifs généraux en étaient les suivants :

- décrire l'exposition de l'espèce : répartition spatiale, évolution temporelle, molécules détectées ;
- mettre en évidence d'éventuels facteurs de risque de l'exposition : facteurs individuels, environnementaux, etc. ;
- explorer le lien éventuel entre les résultats et les données contextuelles existantes (changements de réglementation, contexte d'exposition biocide ou PPP, évolution des chiffres de vente, dégâts agricoles) ;
- étudier la présence éventuelle d'une association entre l'exposition (prévalence, niveau de concentration) et la survenue de collisions.

Au travers d'une analyse descriptive et exploratoire, à la manière d'un détective (Tukey, 1977), nous avons testé certaines hypothèses. Parmi ces hypothèses de travail, nous pouvions envisager que l'exposition ait évolué au cours de la période suite aux changements réglementaires. De plus, nous nous attendions à ce que l'environnement du lynx, notamment la densité urbaine, soit un facteur de risque d'exposition. Enfin, dans la mesure où la présence d'AVK chez le lynx perturberait sa vigilance, il était envisagé que la proportion de lynx exposés soit plus importante parmi les animaux victimes de collision.

II. Matériel et Méthodes

1. Construction des données du réseau SAGIR

A. Collecte du cadavre et évènement SAGIR

D'après la définition de SAGIR, un « évènement » constitue un épisode de mortalité concernant une espèce, sur une journée et sur une surface géographique de 1km². Un « échantillon » correspond à un cadavre, un évènement pouvant compter 1 à n échantillons. Dans le cas des lynx, un évènement représente presque systématiquement un seul individu.

Lors de la collecte du cadavre, une fiche SAGIR avec un numéro unique est remplie par l'ITD afin d'apporter le plus d'informations possibles sur la collecte. Ces informations sont notamment des précisions sur la découverte et la collecte du cadavre (identité des personnes, position GPS, date de découverte et date de collecte), la description de l'évènement (nombre d'échantillons, conditions de conservation, espèce incriminée ; puis pour chaque échantillon : sexe, âge, état du cadavre), les commémoratifs de l'évènement (environnement du cadavre : présence de routes, d'habitations ; végétation environnante), la description de l'échantillon (signes externes particuliers (e.g., présence de sang), signes cliniques dans le cas d'un animal vivant moribond). D'après ces observations et les échanges avec le découvreur, l'ITD est invité à émettre une hypothèse sur la cause de la mort (ou de l'état moribond) de l'animal, afin d'orienter les investigations.

B. Examen nécropsique : réalisation de l'autopsie

La collecte terminée, le cadavre est amené au laboratoire vétérinaire départemental pour être autopsié. L'examen est complet et standardisé afin d'assurer une homogénéité entre les différents départements. Il se déroule en trois ou quatre temps, en fonction de l'ouverture ou non de la boîte crânienne. Les trois temps principaux sont ainsi :

- l'examen macroscopique externe avec pesée et mobilisations musculosquelettiques à la recherche de signes de traumatisme ;
- le dépouillement ;
- la dissection complète et la séparation de chaque système : pulmonaire, cardiovasculaire, digestif, reproducteur et urinaire.

Selon les découvertes faites à l'autopsie, des examens complémentaires peuvent être réalisés. Parmi ces examens, nous avons les examens virologiques, principalement des analyses sérologiques ou des identifications de l'agent viral par (RT)-PCR (parvovirus félin, paramyxovirus, virus de l'immunodéficience féline, virus de la leucose féline), des analyses bactériologiques, parasitologiques (analyse coproscopique) ou bien histologiques (en cas d'observation de lésions anatomopathologiques particulières).

Néanmoins, l'examen complémentaire qui va principalement nous intéresser dans ce travail, et qui est systématiquement réalisé depuis 2018 pour les lynx, est l'analyse des composés toxiques. La matrice principale d'analyse est le contenu gastrique (contexte de suspicion d'intoxications volontaires) mais pour les AVK, il s'agit plutôt du foie.

C. Analyses toxicologiques

Le recours aux analyses toxicologiques se décide selon le contexte de collecte du cadavre et les lésions présentes à l'autopsie. Ces analyses sont réalisées par le laboratoire vétérinaire de toxicologie vétérinaire ToxLab de l'école vétérinaire de Lyon Vetagro-sup.

Parmi les classes de molécules étudiées, nous retrouvons notamment :

- les organochlorés ;
- les insecticides inhibiteurs de cholinestérases (organophosphorés et carbamates) ;
- le chloralose (rodenticide hypnotique)

Les rodenticides AVK sont également analysés, principalement les sept molécules suivantes : brodifacoum, bromadiolone, chlorophacinone, coumatétralyl, difénacoum, diféthialone et flocoumafène. Ces molécules sont recherchées sur le foie. Il faut noter qu'au cours de la période sur laquelle les données étaient disponibles (2014-2022), un changement notable dans le protocole a eu lieu. En effet, après une réforme du protocole d'analyses menée en 2017 en collaboration entre l'OFB, l'ADILVA (Association des Directeurs et cadres des Laboratoires Vétérinaires publics d'Analyses) et VetDiagnostics (anciennement Faunapath, un laboratoire d'anatomie pathologique vétérinaire), **les analyses toxicologiques sont devenues systématiques sur tout cadavre de lynx collecté à partir de 2018**, dès lors que les conditions de conservation le permettaient. Les molécules concernées par ce dosage systématique sont les AVK, les inhibiteurs de cholinestérase et le chloralose.

Entre 2014 et 2022, des évolutions dans la méthodologie analytique ont eu lieu. De 2014 à 2016 inclus, le dosage des AVK dans le foie était effectué par la méthode HPLC (High Performance Liquid Chromatography), associant une détection par fluorescence et UV (Meiser, 2005). La limite de quantification (LOQ) était alors au mieux de 0.01 µg/g pour toutes les molécules. A partir de 2017, la technique LC-MSMS (Chromatographie liquide associée à une double spectrométrie de masse) a été utilisée (Petrović et al., 2005). Entre janvier 2017 et mars 2019, la LOQ était variable selon les molécules considérées, entre 0,001 et 0,05 µg/g. Depuis mars 2019, la LOQ est unique pour toutes les molécules, soit 0,01 µg/g, avec une limite de détection (LOD) variant de 0,002 à 0,005 µg/g selon les composés.

Dans un souci d'homogénéité et afin de considérer les changements de sensibilité analytique entre les périodes, nous utiliserons dans la suite de ce travail la LOQ de 0,01 µg/g comme LOQ de référence pour toute la période considérée (2014-2022). Toutes les concentrations inférieures à 0,01 µg/g seront considérées nulles, quelle que soit la molécule AVK.

Un individu sera considéré positif si et seulement si au moins une molécule AVK est quantifiée à une concentration hépatique supérieure ou égale à 0,01 µg/g. Afin de limiter les répétitions, nous utiliserons de manière équivalente les termes « détecté » et « quantifié » pour considérer les molécules quantifiées à de telles concentrations.

D. Bancarisation des données sur Epifaune

Les données issues de la collecte puis du processus d'analyse (résultats d'autopsie et d'examen complémentaires) des cadavres du réseau SAGIR sont stockées sur la base de données Epifaune. Les commémoratifs de l'événement sont renseignés par les ITD. Concernant chaque action réalisée lors de l'analyse du cadavre (autopsie, analyse toxicologique), les informations sont saisies par le laboratoire en différents plans d'analyse (plan autopsie, plan radiologie, plan toxicologie, plan virologie, etc.). Les résultats de chaque plan sont présentés sous la forme d'un triplet Matrice-Analyte-Méthode, puis sont mentionnés la description de la lésion ou le résultat du dosage toxique par exemple. En guise d'illustration, un dosage de brodifacoum est répertorié sur Epifaune de la manière suivante : « Plan Toxicologie Standard - Foie – Brodifacoum – LC-MSMS – [résultat qualitatif] - [résultat quantitatif] ». Après la saisie des résultats complets, le laboratoire fait une synthèse sous la forme d'un « Plan de conclusion définitive » qui contient quatre champs :

- la cause définitive de la mort ;
- le processus pathologique principal/comorbidité majeure ;
- les processus pathologiques accessoires /comorbidités mineures ;
- les découvertes d'autopsie (supposées sans impact sur la mortalité).

Un niveau de confiance est donné au processus pathologique principal, de 1 (conclusion impossible ou cause indéterminée) à 5 (cause de certitude).

2. Information sur les données collectées

L'extraction des données fut réalisée depuis la base de données Epifaune grâce au logiciel Qlikview. L'extraction a concerné tous les lynx collectés par le réseau SAGIR entre le 1^{er} janvier 2014 et le 31 décembre 2022 et pour lesquels une analyse AVK sur foie a eu lieu. Certains lynx collectés dans un contexte d'enquête de police (suspicion de destruction illégale) n'ont pas pu être intégrés à l'étude. Au total, ce sont 110 lynx qui ont été récupérés sur la période.

Parmi ces 110 lynx, les commémoratifs d'un individu relataient un séjour en centre de soins puis en parc zoologique sur une période de plusieurs mois, séjour s'étant achevé par son relâcher seulement un mois avant sa mort. Dans un souci d'homogénéité du contexte d'exposition des individus aux AVK, cet individu a donc été exclu. De plus, l'objectif de cette étude rétrospective étant de caractériser l'exposition involontaire de l'espèce aux molécules utilisées pour lutter contre les rongeurs, il a été décidé d'exclure les animaux pour lesquels un acte malveillant ayant entraîné la mort de façon aiguë a pu être prouvé ou était très fortement suspecté. Ce fut le cas pour deux lynx (le premier a été retrouvé mort dans une cour de maison dans un contexte d'enquête de gendarmerie pour empoisonnement de chiens et de chats dans

le secteur. Le second a été attrapé vivant, moribond. Après sa mort rapide, il présentait des plombs dans la peau des flancs, ainsi qu'une très forte concentration toxique en AVK dans le contenu stomacal).

Enfin, deux périodes distinctes ont été considérées : 2014-2017 et 2018-2022. En effet, la systématisation des analyses AVK s'appliquant uniquement à partir de 2018, les données d'exposition de la période 2014 – 2017 n'ont pas été utilisées dans les analyses. Ces données seront uniquement présentées dans ce travail afin décrire qualitativement les molécules détectées sur la période, et d'observer d'éventuels changements dans la nature précise des molécules AVK retrouvés entre 2014 et 2022.

3. Estimation de la classe d'âge

Dans la littérature, la méthode de choix pour estimer l'âge de nombreux animaux sauvages est la cémentochronologie, soit le dénombrement des dépôts annuels de ciment sur la première prémolaire maxillaire (Matson et al., 1993). Cette technique est utilisée pour les lynx en Suisse (Marti and Ryser-Degiorgis, 2018b). Néanmoins, cette technique n'est pas employée à ce jour par le réseau SAGIR. En effet, lors de la découverte du cadavre, le collecteur est invité à renseigner la classe d'âge de l'animal au vu de sa conformation (jeune, adulte, indéterminé). Cette classe d'âge est ensuite ré-évaluée lors de l'autopsie par le vétérinaire, qui se base alors sur la table d'usure dentaire. Néanmoins, cette évaluation n'est pas considérée comme très fiable (Decors, communication personnelle).

Ainsi, nous avons collaboré avec le réseau Loup-Lynx qui récupère les crânes de lynx après les autopsies. Un scientifique du réseau, J.M. Vandel, a établi une méthodologie pour estimer l'âge à partir du crâne et d'autres paramètres. Une combinaison de trois éléments a été prise en compte pour classer les individus :

- la date de découverte en considérant la naissance estimée en mai-juin d'une année N (Mattisson et al., 2022) ;
- le degré de fermeture du foramen apical des canines, sachant que cette fermeture intervient entre le 10^{ème} et le 18^{ème} mois. Nous avons considéré que la probabilité d'une fermeture avant le 12^{ème} mois était très faible. Par exemple, un individu avec un foramen fermé collecté en février de l'année N était supposé être au moins dans sa seconde année (naissance en mai de l'année N-2), et non sa première ;
- la photographie de la dentition, analysée avec un système de notation de l'usure dentaire développé par une équipe suisse (Marti and Ryser-Degiorgis, 2018a).

Grâce à la combinaison de ces trois éléments, J.M. Vandel a pu faire une estimation relativement précise l'âge des individus (au mois près pour les plus jeunes, puis une fourchette de quelques mois pour les subadultes, par exemple «13-15 mois », et enfin donner un ordre d'idées du nombre d'années des plus vieux, e.g. « 3-6 ans »). Néanmoins, cette estimation demeurait incertaine pour un nombre conséquent de lynx, donc nous nous sommes satisfait d'une classification plus robuste en trois classes (jeune, subadulte, adulte) pour la réalisation de cette étude. Nous rappelons que dans l'écologie du lynx, la classes « jeune » correspond à des individus de 0 à 12 mois, que les « subadultes » sont des femelles de 13 à 24 mois ainsi que des mâles de 13 à 36 mois, tandis que les « adultes » sont tous les individus plus âgés.

Seulement une partie des lynx de notre jeu de données a pu subir cette estimation de l'âge grâce à l'analyse du crâne (les crânes de certains lynx n'ayant pas été récupérés). Parmi ceux-ci, tous n'ont pas pu se voir assigner une classe d'âge avec précision (combinaison

d'éléments ne permettant pas de trancher entre subadulte et adulte). Pour ces derniers ainsi que ceux non-analysés par la méthode, nous avons dès lors utilisé des informations morphométriques relevées lors de l'autopsie, à savoir le poids et la longueur en position étirée (de la pointe du museau à la première vertèbre caudale). Pour cela, nous avons là encore eu recours à un travail de Marti et Ryser-Degiorgis (Marti and Ryser-Degiorgis, 2018b). Dans cet article utilisant une cohorte de lynx collectés en Suisse, les chercheuses connaissaient l'âge précis de chaque lynx grâce à l'analyse cémentochronologique, et ont ainsi défini des intervalles de poids et de longueur étirée pour chaque classe d'âge, et pour chaque sexe. Nous avons comparé tout d'abord le poids de nos individus car les intervalles étaient nettement moins recoupants que pour la longueur étirée. Nous avons pris soin d'utiliser ce critère uniquement pour les animaux estimés étant en bon état corporel par le laboratoire (voir ultérieurement pour la définition). Ainsi, lorsque la valeur de poids n'était pas comprise dans deux intervalles différents, nous avons pu grâce à cette méthode attribuer une classe d'âge à plus de la moitié des lynx restants. L'utilisation de la longueur étirée a permis d'arbitrer pour un lynx supplémentaire. Un schéma du protocole est disponible en annexe (**Annexe 1**).

Finalement, la majorité des lynx ont pu être classés en trois classes « jeune », « subadulte » et « adulte ». Une part importante d'individus d'âge incertain (« subadulte » ou « adulte ») demeurant malgré nos efforts de précision, nous avons fait le choix de ne conserver que deux classes lors des analyses multivariées en fusionnant « subadulte » et « adulte » en une seule catégorie de « sub(adulte) ». La variable d'âge en trois classes sera présentée pour étudier plus finement un effet éventuel de l'âge sur l'exposition.

4. Modélisation du domaine vital

Afin de pouvoir étudier l'influence de l'environnement du lynx dans l'exposition, il fallait prendre en compte le domaine vital (abrévié DV pour la suite du paragraphe) de l'individu. Les animaux n'étant pas équipés d'outils de télédétection (ex : collier avec émetteurs GPS), nous n'avons pas pu obtenir une estimation de celui-ci en prenant en compte le polygone minimal convexe des positions GPS, méthode utilisée dans d'autres études (Serieys et al., 2015). Ainsi nous avons dû avoir recours à une approche de modélisation pour appréhender un DV théorique.

Pour cela, premièrement, concernant sa taille, plusieurs valeurs sont rapportées dans la littérature, comme mentionné en partie 1. Les tailles varient selon de multiples paramètres, néanmoins il faut se souvenir que celui des mâles est toujours plus grand que celui des femelles. Nous avons conservé cette réalité dans notre estimation. Néanmoins concernant la valeur numérique, du fait de l'approximation totale sur le véritable espace de vie de l'individu, nous n'avons pas souhaité utiliser les valeurs citées par le réseau Loup-Lynx pour l'espèce dans le Jura (160-170 km² pour la femelle, 260-280km² pour les mâles). Nous voulions réduire le risque d'intégrer des zones qui n'ont jamais été visitées par le lynx dans nos DVx modélisés. De plus, J.M. Vandel nous a conseillé d'utiliser une approximation de 150 km² pour les mâles et 100 km² pour les femelles.

Dans l'idéal, il aurait été préférable de mettre de côté les subadultes car ceux-ci n'ont pas de domaine vital stable. Ils sont en effet en dispersion. Néanmoins, le nombre d'individus « subadulte » en dispersion et de « subadulte ou adulte » représentant une part conséquente de notre jeu de données, nous ne pouvions nous passer de ces animaux pour réaliser l'étude. Ainsi, nous nous sommes résolus à utiliser la catégorisation d'âge en deux classes « jeune » / « (sub)adulte » et à modéliser également un domaine de vie à tous les « (sub)adulte » en dépit de la présence de subadultes en dispersion au sein de cette catégorie. **Ainsi, pour la suite de l'étude, nous avons considéré un DV de 100 km² pour tous les « jeune » et pour les femelles « (sub)adulte », et de 150 km² pour les mâles « (sub)adulte ».**

Deuxièmement, pour la localisation du DV, puisque les coordonnées GPS du lieu exact de collecte des lynx n'étaient pas toujours renseignées, nous avons considéré que le lynx était mort au barycentre de la commune de collecte (**Figure 13, étape A**). Nous disposions ainsi des coordonnées GPS de tous ces barycentres. Etant très improbable que ce barycentre représente le milieu du DV réel, nous avons considéré qu'il représentait un point aléatoire de celui-ci. Ensuite, plutôt que de sélectionner aléatoirement un DV potentiel comprenant ce barycentre, nous avons essayé de sélectionner la zone géographique représentant l'espace le plus favorable à la présence réelle du lynx. Comme proxy de cette « favorabilité », nous avons utilisé un excellent travail réalisé par S. Bauduin et ses collègues (Bauduin et al., En cours de publication). Ces chercheurs ont créé un modèle individuel d'habitat pour la population de lynx en Europe de l'Ouest (France, Suisse, Ouest de l'Allemagne (Forêt Noire- Palatinat)). Le modèle prédit notamment la probabilité d'occupation du lynx de chaque cellule de 1km² dans la zone d'étude, en considérant les différents types d'occupation du sol dans l'environnement, la densité humaine et la distance aux autoroutes. S. Bauduin nous a ainsi fourni la couche au format raster codant pour cette probabilité (minimum : $8,22731.10^{-9}$ - maximum : 0,901599) (**Annexe 2**).

Ainsi, nous avons commencé par simuler 200 DVx circulaires potentiels comprenant le barycentre de la commune de collecte du lynx (**Figure 13, étape B**). Le centre de chacun de ces DVx, tiré aléatoirement, était situé à une distance comprise entre 0 mètres et R (rayon estimé du DV, 5,94 km ou 6,91km selon sexe/âge de l'individu). Ensuite, nous avons superposé la couche raster de probabilité d'occupation sur ces 200 DVx. Nous avons extrait la probabilité moyenne d'occupation de chaque DV (moyenne de la probabilité de chaque cellule de celui-ci) (**Figure 13, étape C**). Enfin, nous avons conservé le DV avec la plus grande probabilité moyenne, DV considéré comme le plus favorable et donc le plus probable pour l'individu (**Figure 13, étape D**).

Sur la **figure 14**, nous pouvons voir la différence de localisation du DV ainsi modélisé par rapport à la localisation du barycentre de la commune de collecte. Puisque que nous avons besoin à la fois du sexe et de l'âge de l'animal pour cette méthodologie et que ces informations manquaient pour six individus, **nous n'avons pu modéliser un DV que pour 80 lynx uniquement**. A partir de ces DVx, nous avons pu notamment calculer les proportions des différentes classes d'utilisation du sol.

La modélisation du DV a été réalisée sur le logiciel R 4.2.1. avec l'interface graphique RStudio 2022.07.2+576 (R Core Team., 2022), grâce aux packages *raster* (Hijmans et al., 2023), *sp* (Pebesma et al., 2023b) et *sf* (Pebesma et al., 2023a). La carte a été produite grâce au package *ggplot2* (Wickham et al., 2023).

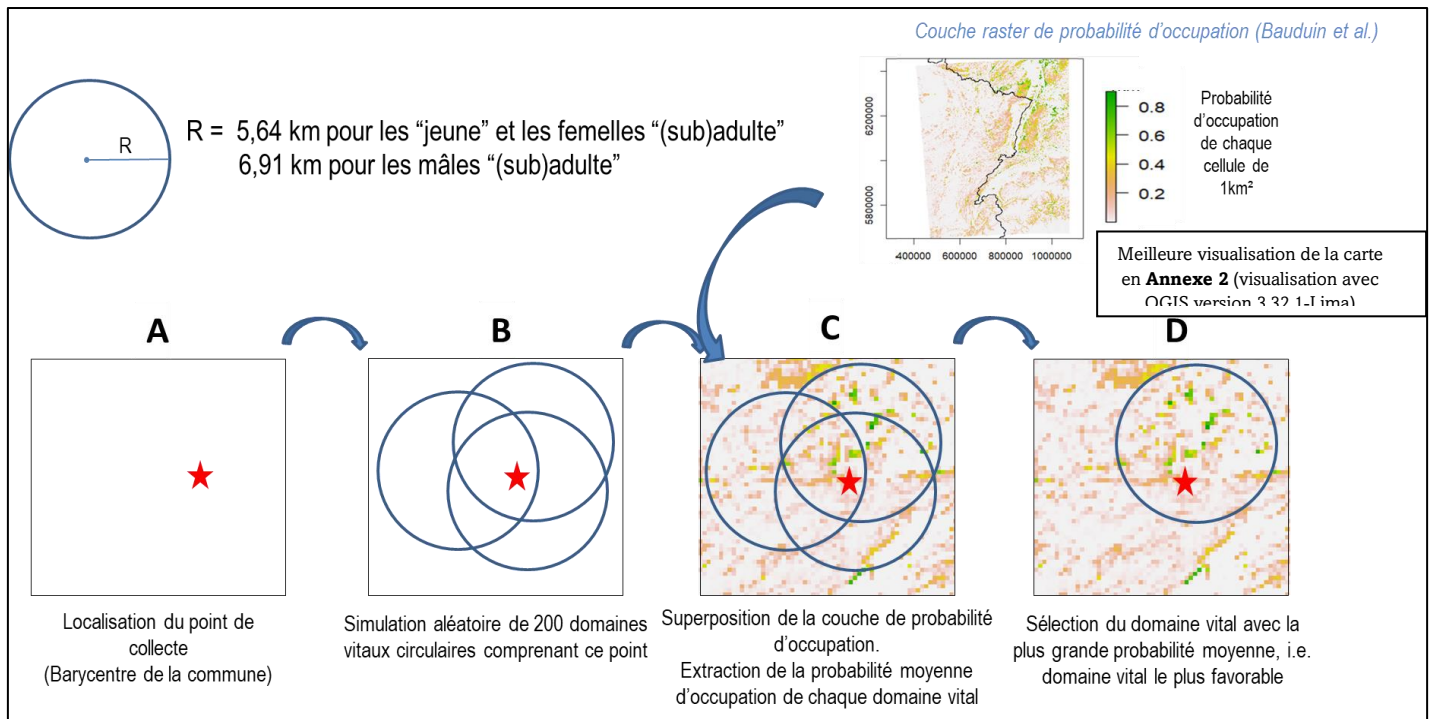


Figure 13 - Méthodologie d'estimation du domaine vital individuel. A partir du travail de Bauduin et al., en cours de publication.

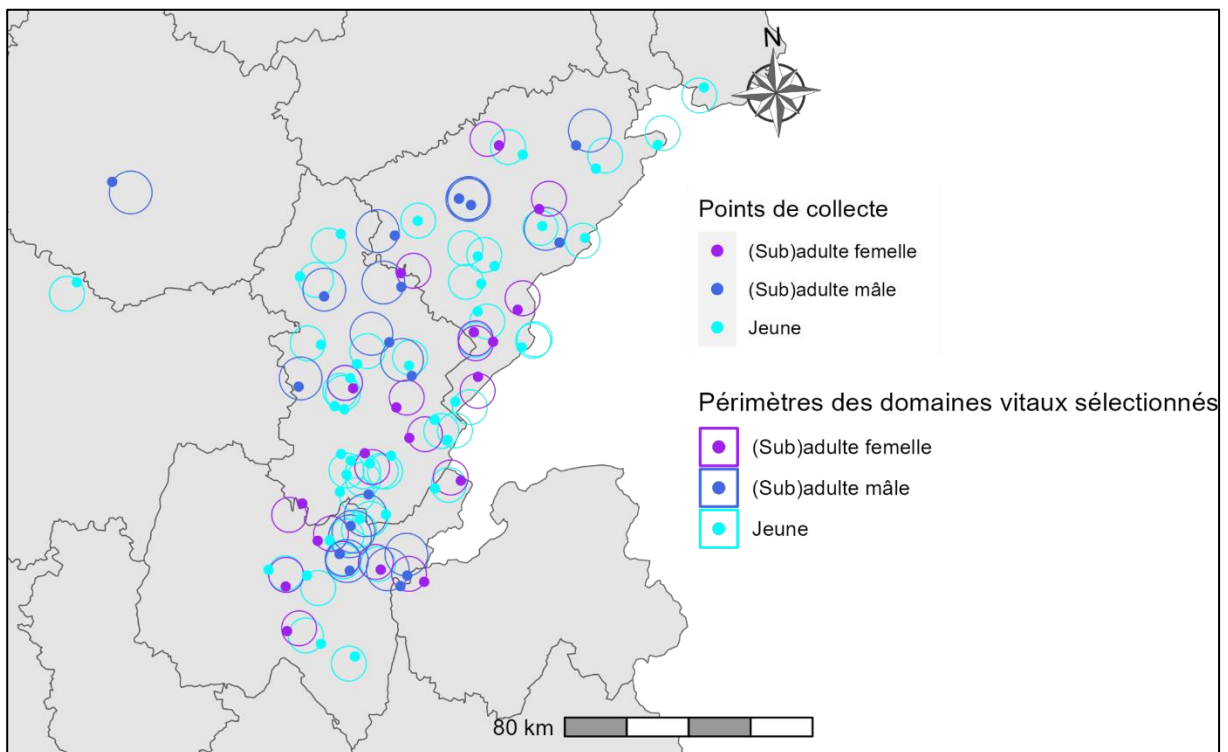


Figure 14 - Localisation des points de collecte des lynx et projection du domaine vital individuel sélectionné par notre méthodologie. Un total de 80 individus est représenté sur la carte, le domaine vital n'ayant pu être modélisé pour six individus d'âge et/ou de sexe inconnus. Carte réalisée avec le package ggplot2 sur R.

5. Analyse des données

Les analyses effectuées peuvent être découpées en deux temps. Le premier temps, temps principal, est celui de la caractérisation de l'exposition et la recherche de facteurs de risque majorant le risque d'exposition. Ce premier temps a consisté en une démarche exploratoire : identification de facteurs de risque potentiels à l'aide des données en notre possession et réalisation d'analyses successives en fonction des observations et des résultats obtenus, à la manière d'un enquêteur. Un second temps fut celui des questions subsidiaires s'étant posées à la fin du schéma d'analyse principal. Parmi ces questions, deux points ont été investigués :

- la présence d'une éventuelle corrélation positive entre l'exposition aux AVK et la survenue de collisions ;
- la présence d'un effet de l'usage particulier des AVK dans les bâtiments agricoles (à l'interface entre l'usage « biocide » urbain et l'usage PPP agricole sur l'exposition).

Ces deux questions ont été traitées de manière indépendante et n'ont pas subi la même démarche exploratoire que pour l'étude initiale des facteurs de risque d'exposition, à savoir : analyses descriptives, analyses factorielles, tests statistiques et enfin modèles généralisés linéaires.

A. Modélisation de l'exposition

Nous avons modélisé l'exposition avec trois types de variables réponse à partir de la détection de molécules AVK dans le foie :

1. Occurrence des molécules : occurrence d'au moins une molécule AVK « occurrence AVK », occurrence de bromadiolone, occurrence de brodifacoum.

Il s'agit de trois variables binaires. La première variable consiste en la présence ou l'absence de n'importe quel composé chez l'individu dans le foie. Elle détermine la positivité globale de l'individu aux AVK et codée « positif/négatif ». Deux variables de présence/absence ont également été créées pour la bromadiolone, qui représente la seule substance possédant un double usage, ainsi que le brodifacoum qui est un AVK biocide très utilisé. C'est de plus l'AVK avec la plus forte toxicité donc le plus préoccupant pour l'exposition des lynx. Ces deux variables sont codées « présence/absence ».

2. Nombre de composés détectés :

Il s'agit d'une variable quantitative discrète. Nous avons utilisé le nombre total de molécules détectées. Cette variable des modalités entre 0 et 5. Elle modélise la multi-exposition des individus.

3. Concentrations hépatiques en AVK ($\mu\text{g/g}$) : concentration totale et concentration de bromadiolone

Nous avons mesuré la concentration hépatique totale en AVK en sommant les concentrations détectées pour chaque AVK séparément. Cela se fait couramment dans la littérature pour les SGARs (López-Perea et al., 2019; Sainsbury et al., 2018; Serieys et al., 2015). En effet, les substances ont toutes le même mécanisme d'action. En première hypothèse, il est donc acceptable de considérer que les effets d'un mélange suivent un

modèle additif. Nous avons choisi de le faire également avec les FGARs lors de leurs rares détections (quatre détections seulement). Nous avons également étudié la concentration en bromadiolone. Pour ces deux variables, nous n'avons considéré que les individus positifs, i.e. concentrations supérieures ou égales à 0,01µg/g.

B. Variables explicatives : facteurs de risque potentiels

a. La classe d'âge

Les trois classes d'âge sont associées à des comportements distincts, influant probablement sur le risque d'exposition. Premièrement, puisque l'exposition de ce prédateur se fait par consommation d'une proie contaminée, la nature de son régime alimentaire est déterminante. Or bien que celui-ci comprenne majoritairement des ongulés, les lièvres et rongeurs peuvent néanmoins en faire partie. Ces dernières espèces sont davantage susceptibles de consommer des rodenticides que des ongulés. Leur consommation semble augmenter chez les jeunes lynx, au moment du début de dispersion lors de l'apprentissage de la chasse en solitaire. Cela peut également être le cas pour les très jeunes individus à la sortie de la tanière à l'été. Les femelles cherchent alors des premières proies solides pour nourrir leur portée, des petites proies peuvent alors faire l'affaire. De plus, à cette période il est plus délicat de chasser les ongulés qui sont moins regroupés qu'en hiver. De manière générale, nous pouvons faire l'hypothèse que les jeunes lynx sont davantage amenés à consommer des rongeurs (cibles ou non-cibles de l'usage d'AVK) et de lièvres, et pourraient donc être plus exposés que les individus plus âgés (en termes de proportion d'individus positifs comme de concentration moyenne par individu).

Deuxièmement, les subadultes en dispersion, après avoir quitté leur mère, découvrent de nouvelles zones sans avoir de repères. On peut penser que durant cette période d'errance ils vont passer plus de temps dans des zones peu favorables, notamment à proximité des installations humaines et des zones d'élevage. La période de dispersion peut donc être considérée comme la période principale de risque d'exposition

Enfin, discriminer les jeunes permet d'avoir accès au taux d'incidence annuel de l'exposition dans la population d'étude. Cette information était particulièrement intéressante afin de mettre en évidence une évolution temporelle en lien avec des changements de réglementation ou de chiffres d'usage.

b. La proportion de milieux urbains et la proportion de milieux agricoles dans l'environnement du lynx

Afin de caractériser l'environnement du lynx, nous voulions estimer le pourcentage de surfaces urbaines, de surfaces agricoles, et de surfaces forestières dans le domaine vital. En effet, plusieurs études dans la littérature ont révélé le rôle du milieu urbain ainsi que celui du milieu agricole dans l'exposition (densité urbaine, densité d'élevages). Nous faisons d'ailleurs l'hypothèse que le degré d'anthropisation du milieu de vie favorisait la présence de résidus AVK chez le lynx puisque les AVK sont principalement utilisées comme biocides en zones urbaines et péri-urbaines. Afin de tester cela, nous avons utilisé une base de données d'occupation des sols, la carte OSO du pôle de données Theia, dénommée « Carte d'occupation des sols de France métropolitaine », millésime 2021 (Thierion et al., 2022). Cette carte offre une résolution spatiale de 10 mètres. Elle est composée d'une nomenclature en 23 classes (**Figure 15**).

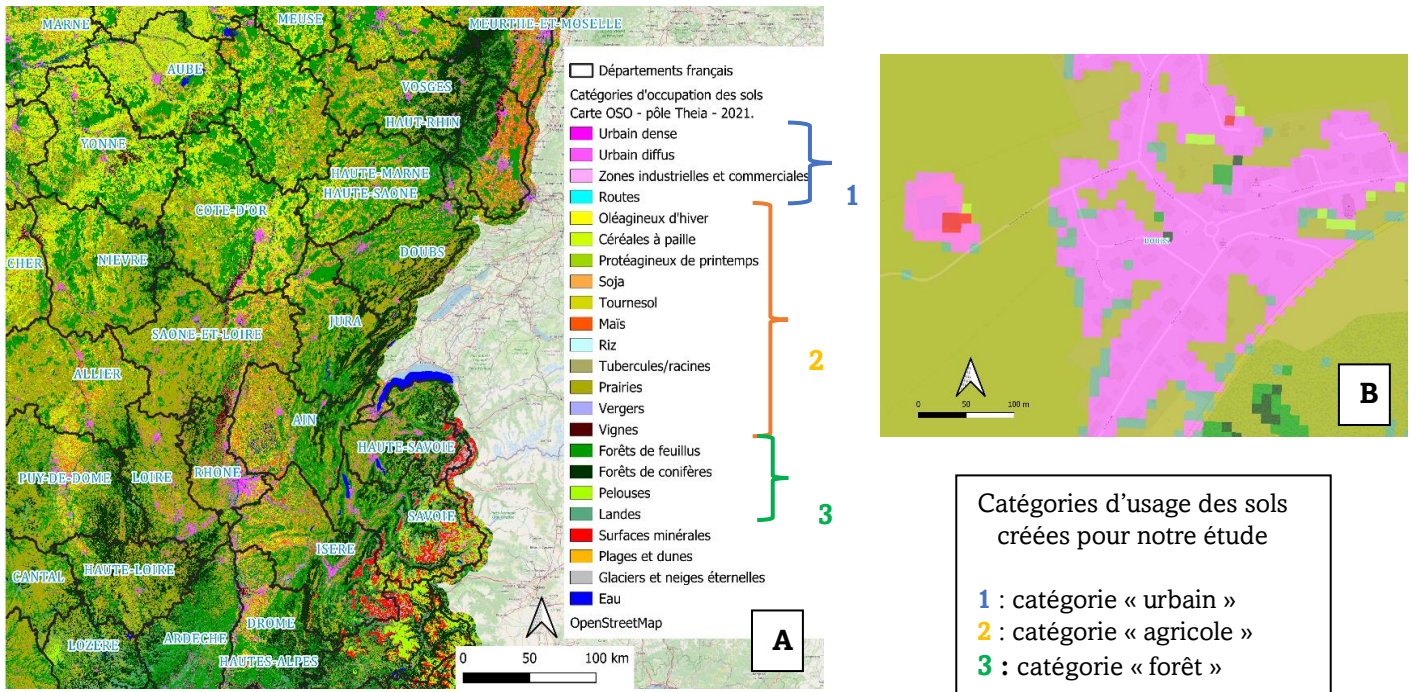


Figure 15 - Carte d'occupation des sols du pôle Theia, France métropolitaine millésime 2021. **A.** Vue centrée sur l'Est de la France. **B.** Vue rapprochée à l'échelle d'un village. La carte a une résolution spatiale de 10 mètres. (Thierion et al. 2022). Nous avons regroupé les 23 classes d'usage des sols en trois grandes catégories puis, en calculant la proportion de chacune de ces catégories dans le domaine vital du lynx, nous avons ainsi obtenu trois variables pour étudier l'effet de l'environnement sur l'exposition du lynx. Carte réalisée avec QGIS 3.32.1.

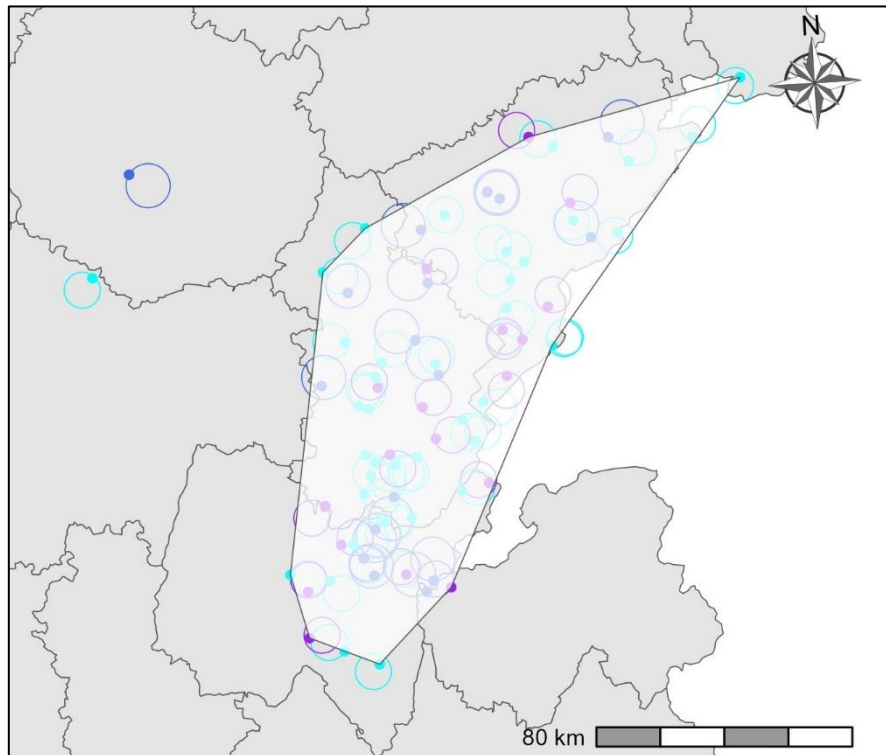


Figure 16 - Positionnement du polygone dessiné afin de calculer les proportions moyennes de milieux urbains, agricoles et forestiers sur la zone d'étude. Pour la légende de la carte, voir figure 14. Carte réalisée avec le package ggplot2 sur R.

Nous avons créé une catégorie « urbain » en regroupant les classes « urbain dense », « urbain diffus », « zones industrielles et commerciales » et « routes » ; une catégorie « agricole » en regroupant les classes « oléagineux d'hiver » à « vignes », ainsi qu'une variable « forêt » en fusionnant les classes « forêts de feuillus », « forêts de conifères », « landes » et « pelouses » (**Figure 15**). Enfin, en superposant les domaines vitaux modélisés sur cette carte, et en comptant le nombre de cellules de 10m² de chaque grande catégorie au sein du domaine vital, nous avons calculé la proportion de chacune des trois catégories dans le domaine vital modélisé des lynx. Nous avons ainsi obtenu trois variables numériques continues : proportion de milieux urbains « urbain_PB », proportion de milieux agricoles « agricole_PB » et proportion de milieux « forestiers », « forêt_PB ». Lorsque le domaine vital débordait sur la Suisse (non-couverte par la carte Theia OSO), les proportions des différents milieux dans celui-ci ont été calculées uniquement à partir de sa fraction contenue dans la carte.

La démarche a été réalisée sur le logiciel R avec le package raster (Hijmans et al., 2023). La **figure 15** a été construite avec le logiciel QGIS 3.32.1 (QGIS Development Team, 2023).

De plus, les proportions des trois catégories de milieux moyennes de la zone d'étude de l'exposition ont été calculées en créant un polygone à huit sommets, ces huit sommets correspondant à huit localisations de lynx collectés entre 2018 et 2022 délimitant la zone de collecte de la quasi-totalité des lynx (zone excluant les trois lynx collectés respectivement en Meurthe et Moselle, en Côte d'Or et en Saône et Loire, animaux éloignés du reste de la population d'étude) (**Figure 16**). Ainsi sur cette zone, la proportion moyenne de milieux forestiers était de 0,552, celle de milieux agricoles de 0,403 et enfin celle de milieux urbains valait 0,038.

c. L'état corporel

Lors d'une étude sur des mustélidés, les animaux avec un état corporel dégradé (faible taux de masse grasseuse) avaient significativement une plus forte concentration en bromadiolone (Elmeros et al., 2011). Cela pourrait être également observable chez les lynx. Les individus plus maigres pourraient davantage consommer de rongeurs et donc bioaccumuler une certaine quantité de résidus AVK dans leur organisme. Nous pouvons également penser que la prévalence d'exposition serait plus élevée chez ces lynx d'état corporel dégradé.

Au cours de l'autopsie, l'état corporel de l'individu est estimé en fonction de la présence de réserves grasseuses au niveau sous-cutané, viscéral et au sein de la moëlle osseuse. Les individus sont notés de 1 à 5 : état de misère physiologique, maigre, moyen, satisfaisant, état d'engraissement exceptionnel. Afin de conserver suffisamment d'animaux par modalité, nous avons reclassé les individus en état « bon » ou « dégradé ». Les individus « moyen » ont été classés dans l'une ou l'autre des catégories selon la présence de graisses péritonéales. Si celles-ci étaient présentes, alors l'individu a été considéré en « bon » état corporel.

d. Le sexe

Suite à l'autopsie du cadavre, nous avons connaissance du sexe de l'individu, à l'exception de quelques cas. Nous avons retenu cette variable comme un potentiel facteur de risque. En effet, des différences comportementales (exploration du domaine vital) et alimentaires existent entre les deux sexes (Breitenmoser et al., 2015). Les femelles sont censées passer plus de temps au centre de leur domaine vital, favorable à l'élevage des jeunes, et donc être moins en contact avec les milieux urbains que les mâles, d'où une exposition potentiellement réduite par rapport à ceux-ci.

e. L'année (et la période) de collecte

Afin de décrire les molécules retrouvées sur la période 2014-2022, nous avons étudié l'année de façon individuelle. Nous avons également conservé une modalité par année afin de pouvoir suivre l'évolution de l'incidence annuelle et d'éventuellement mettre en évidence des changements dans l'exposition de l'espèce, en réponse à la mise en place d'une régulation, à la survenue d'une pullulation de campagnols, ou à l'augmentation de l'usage biocide par exemple. Néanmoins, nous avons également créé une variable de période avec deux modalités : 2018-2020 et 2021-2022. Ce regroupement permettait de tester un éventuel changement dans l'exposition selon l'autorisation ou non de la bromadiolone comme PPP. Il faut rappeler que cette interdiction est en effet intervenue à la fin d'année 2020. C'est cette variable période qui sera conservée pour les analyses multivariées, afin de conserver suffisamment de cas par modalité.

f. La « saison lynx »

Comme présenté dans la partie I, le cycle écologique annuel de l'espèce lynx peut être découpée en trois grands tiers correspondant à des périodes distinctes en termes de comportement : émancipation et saison de reproduction entre janvier et avril, naissance et élevage des jeunes entre mai et août, exploration du domaine vital de la mère et de ses jeunes entre septembre et décembre. Le régime alimentaire pouvant également varier entre ces périodes (plus d'ongulés en hiver, plus de petites proies en été), il s'agit d'une variable pouvant moduler l'exposition. Toutefois, du fait de la longue persistance des AVK dans le foie et de l'impossibilité de déterminer précisément la période initiale d'exposition, les éventuels résultats concernant cette variable devront faire l'objet d'une interprétation prudente et d'éventuelles confirmations par des études spécifiques.

C. Etapes de l'analyse

a. Statistiques descriptives des variables

Dans un premier temps, nous avons réalisé une analyse descriptive des principaux facteurs de risque proposés. Cela a permis de caractériser le jeu de données en notre possession. Nous avons également décrit nos différentes variables d'exposition. Nous avons compilé le nombre de détections de chaque molécule sur la période 2014-2022, en utilisant à cette fin-là (analyse semi-quantitative et indicative) les données collectées avant 2018 (analyses toxicologiques non systématisées), qui ne sont par la suite plus utilisées. La nature des molécules détectées après 2018 a été étudiée spatialement et temporellement pour mettre en évidence d'éventuelles observations notables.

b. Analyses univariées et multivariées

L'objectif final était d'identifier les facteurs de risque de l'exposition et de modéliser les différentes variables réponses d'intérêt à l'aide de modèles linéaires généralisés (GLMs). Afin de réduire le nombre de variables explicatives à considérer dans les modèles, notamment du fait de la taille réduite du jeu de données (<100 individus), nous avons choisi de présélectionner les variables pertinentes en effectuant des analyses factorielles ainsi que des tests statistiques et en conservant les variables les plus associées à chaque variable réponse, variables non corrélées entre elles.

Afin de comprendre les relations entre les différentes variables explicatives, et leurs associations potentielles avec nos variables réponse, de multiples analyses factorielles ont dans un premier temps été réalisées pour comprendre la structuration du jeu de données. Puisque des variables qualitatives et quantitatives ont été étudiées ensemble, nous avons réalisé à chaque fois

des analyses factorielles de données mixtes (AFDM) (Thioulouse et al., 2018). Les variables sélectionnées dans chaque AFDM étaient donc :

variable réponse X + classe d'âge + sexe + état corporel + saison lynx + période de collecte + proportion de milieux urbains + proportion de milieux agricoles

Suite aux associations observées lors de l'AFDM pour chaque variable réponse, des tests statistiques univariés ont été réalisés pour vérifier ces associations graphiques. Afin de tester l'association de deux variables qualitatives, un test du Chi² a été réalisé lorsque le nombre de lynx par modalité était égal ou supérieur à 5, un test de Fisher étant réalisé dans le cas contraire. Afin de tester l'association d'une variable qualitative avec une variable quantitative, un test de la somme des rangs de Wilcoxon a été réalisé, aucune variable quantitative (explicative comme réponse) du jeu de données n'ayant une distribution normale. Enfin, afin de tester l'association de deux variables quantitatives entre elles, un test du coefficient de Spearman a été réalisé.

Afin d'illustrer la méthodologie suivie, nous présenterons les résultats d'AFDM uniquement pour la variable réponse « occurrence AVK » avec l'ensemble des facteurs de risque potentiels présentés précédemment. Nous décrirons les deux dimensions contribuant le plus à la variance globale des données et présenterons la contribution des différentes modalités à ces dimensions.

Les variables pour lesquelles l'association avec la variable réponse était significative avec un seuil de significativité de 0,25 (p.value du test > 0.25) ont été retenues pour la réalisation des GLMs. Utiliser un seuil de significativité relativement haut a permis de conserver des variables qui ne sont pas significatives au seuil habituel de 0,05 mais qui pourrait tout de même agir sur l'exposition en combinaison avec d'autres variables. Lorsque le nombre de variables remplissant cette condition était supérieur au nombre maximal M de variables sélectionnables pour la modélisation (règle du nombre d'observations, voir juste après), seules les M variables les plus statistiquement associées ont été conservées. De plus, il a été vérifié l'absence d'association statistique de colinéarité entre les variables sélectionnées pour les GLMs.

Les analyses factorielles et les tests statistiques ont été réalisés avec R 4.2.1 et RStudio 2022.07.2+576 avec les packages *FactoMineR* (Husson et al., 2023), *Factoextra* (Kassambara and Mundt, 2020) et *rstatix* (Kassambara, 2023).

Nous avons poursuivi l'étude des facteurs d'exposition en réalisant trois types de GLMs (pour six variables d'exposition modélisées au total), en fonction de la distribution des données:

- (1) pour les variables présence/absence (« occurrence AVK », occurrence de bromadiolone, occurrence de brodifacoum), nous avons utilisé une régression logistique ;
- (2) pour la variable nombre de composés détectés, nous avons utilisé une régression de Poisson ;
- (3) pour les variables concentration totale hépatique et concentration de bromadiolone hépatique, nous avons utilisé une régression Gamma.

Pour chaque sélection de modèles, le nombre maximal de variables explicatives incluses dans les modèles initiaux a été fixé selon la règle d'une variable pour 10 observations. Au début de chaque sélection, nous avons exclu les individus pour lesquels la modalité sur au moins une variable était inconnue (principalement pour la classe d'âge, le sexe ou l'état corporel, mais également pour les proportions de milieux urbains et agricoles).

Ainsi, pour les modèles (1) et (2), le nombre d'observations restantes était de 80 lynx. Sept variables au maximum ont pu alors être retenues au départ de la sélection. Pour le modèle (3), le nombre d'observations était de 21 (i.e., 21 lynx avec une concentration totale $\geq 0,01\mu\text{g/g}$) pour la variable concentration totale et 15 (i.e., 15 lynx avec une concentration en bromadiolone $\geq 0,01\mu\text{g/g}$) pour la variable concentration en bromadiolone. Deux variables au maximum ont pu alors être retenues au départ du processus de sélection dans ces deux derniers cas.

Les variables présentes (prédicteurs) dans les GLMs finaux ont été sélectionnées par une sélection descendante en utilisant le test du rapport de vraisemblance (LRT) pour comparer deux à deux les modèles emboîtés. A partir du modèle 1 contenant toutes les variables explicatives présélectionnées, la variable la moins significative (p. value la plus élevée) a été retirée pour créer le modèle 2. Si la p.value du test LRT était supérieure à 0,05, signifiant que le modèle 1 avec plus de variables n'est pas plus informatif que le 2, alors selon le principe de parcimonie, le modèle 2 était retenu et considéré comme meilleur modèle. Puis le modèle 3 était créé en retirant la variable la moins significative du modèle 2. Le même test et processus de retrait d'une variable ont été répétés jusqu'à ce que le résultat du test LRT (pvalue $<0,05$) indique que le modèle avec moins de variables était moins vraisemblable que le modèle précédent, et donc qu'il n'était plus possible de retirer aucune variable au modèle sans dégrader la vraisemblance totale. Ce dernier modèle était donc retenu comme étant le meilleur modèle (i.e. le plus parcimonieux et vraisemblable).

Pour chaque meilleur modèle, l'absence de colinéarité entre prédicteurs a été vérifiée grâce au calcul du « Variance Inflation Factor » (VIF) pour tous les prédicteurs (variables sélectionnées) présents dans ce meilleur modèle. L'absence de colinéarité a été acceptée si le VIF était inférieur à 3 pour tous les prédicteurs. L'adéquation des modèles (homoscédasticité, normalité des résidus) a également été vérifiée graphiquement.

Les modèles ainsi que les opérations de comparaison et de vérification ont été réalisés sur R 4.2.1 avec RStudio 2022.07.2+576, via les packages *sjplot* (Lüdecke et al., 2023), *DHARma* (Hartig and Lohse, 2022), *MuMin* (Bartoń, 2023) et *car* (Fox et al., 2023).

D. Questions subsidiaires

a. Effet de l'exposition : Association avec le risque de collisions ?

A la différence d'autres prédicteurs qui seraient des causes d'exposition, la présence de signes de collisions a été plutôt pensée comme une conséquence de l'exposition. Son association potentielle avec les variables d'exposition a donc été traitée à part.

Comme présenté dans la partie 1, les collisions routières sont une menace sérieuse pour l'espèce et représentent la première cause de mortalité des lynx collectés par le réseau SAGIR (Lena, 2020). Puisqu'un des effets subléthaux potentiels d'une exposition aux AVK serait une altération de la vigilance, nous pouvons imaginer que la proportion d'exposés serait plus élevée chez les animaux victimes de collisions, et que ceux-ci présenteraient peut-être des concentrations hépatiques plus élevées. Les animaux ont été confirmés ou suspectés avoir été victime de collision soit par la confirmation par le découvreur (témoignage de l'automobiliste impliquée), le contexte de collecte très en faveur (retrouvé en bord de route, sang sur la chaussée), ou encore par la présence de signes cliniques évidents (fractures, écrasement, cadavre disloqué). Dans certains cas, il n'a pas été possible de déterminer ni d'exclure la probabilité d'une collision et ces cas ont été exclus.

Pour étudier l'association entre la survenue de collisions et l'exposition aux AVK, nous nous sommes restreints aux variables « occurrence AVK » et concentration totale hépatique afin de documenter un effet global de l'exposition aux AVK, et du fait d'un manque de données pour les autres variables réponse. Les éventuelles associations furent évaluées, respectivement, avec un test du Khi^2 d'indépendance et un test des rangs signés de Wilcoxon.

b. Usage biocide dans et autour des bâtiments agricoles : approximation par la densité de probabilité de présence d'exploitations agricoles sur la zone Ain-Doubs-Jura

Dans un premier temps, nous avons voulu tester l'effet de l'environnement du lynx sur son risque d'exposition. Pour cela, nous avons calculé deux proportions d'usage des sols dans le domaine vital du lynx : la proportion de milieux urbains, reflétant l'usage AVK « biocide », et la proportion de milieux agricoles, reflétant l'usage de bromadiolone en plein champ en tant que PPP. Nous nous sommes ensuite interrogés sur la pertinence de ces variables pour retranscrire un usage majeur des AVK, qui est celui de produit biocide dans et autour des bâtiments agricoles. En effet, les agriculteurs sont des utilisateurs fréquents d'AVK « biocide » afin de protéger leurs récoltes stockées et les aliments à destination du bétail. L'effet de cet usage particulier sur l'exposition de la faune sauvage a d'ailleurs déjà été démontré à quelques reprises (Geduhn et al., 2015). Ainsi, nous avons voulu trouver étudier précisément l'effet potentiel de cet usage biocide particulier sur l'exposition des lynx. Il nous est apparu que la dichotomie entre milieux urbains et milieux agricoles, et donc l'utilisation des proportions de ces milieux n'étaient pas adaptées afin d'étudier précisément cet usage.

Nous avons donc souhaité obtenir une variable permettant d'évaluer l'intensité de cet usage sur le territoire. Puisqu'aucun chiffre de vente ni encore moins d'utilisation des AVK dans ce contexte ne sont disponibles, nous avons choisi de recourir à la fonction de densité de probabilité de présence d'exploitations agricoles sur le territoire comme proxy de cette intensité d'usage. En effet, nous avons considéré que le nombre d'exploitations était un bon proxy du nombre de bâtiments agricoles et donc un bon proxy de l'ampleur de l'usage AVK biocide dans ce contexte. Nous nous sommes restreints aux trois départements principaux où les lynx sont collectés (Ain-Doubs-Jura) comme zone d'étude sur laquelle estimer cette fonction de densité de probabilité. Dans un premier temps, nous avons récupéré sur les données du Recensement Agricole de 2020 le nombre d'exploitations agricoles présentes dans chaque commune des trois départements ([“Recensement agricole 2020 - Rapports et portraits de territoires.”](#)) Nous n'avons pas fait de séparation entre les différentes exploitations agricoles et avons conservé tous les types d'organisation technico-économique d'exploitation (17 au total). En effet, selon une logique conservatrice, nous ne pouvions pas a priori exclure un type d'exploitations qui n'utilise pas d'AVK « biocide ». Nous ne pouvions pas davantage identifier à ce stade des types d'exploitations agricoles y ayant davantage recours que les autres, et donc raffiner notre approche cartographique.

Nous avons placé aléatoirement la position de chaque exploitation au sein des limites de chaque commune, ce qui nous a permis d'obtenir un semis de points (les exploitations) sur la zone d'étude. A partir de ces points, nous avons utilisé la méthode du noyau (*kernel method*, Silverman 1986) pour estimer la fonction bivariée – c'est-à-dire la fonction des deux coordonnées spatiales x et y – donnant, en chaque point (x, y) de la zone d'étude, la densité de probabilité de présence d'une exploitation agricole. Le paramètre de lissage h de la méthode du noyau, qui contrôle le degré du lissage, a été fixé subjectivement à une valeur de 1000 mètres. Nous associons ainsi à chaque exploitation agricole une zone d'influence circulaire d'un rayon de 1000 mètres. Par ce lissage, nous représentons une exposition du lynx possible dans un rayon de 1000

mètres autour des exploitations, tout en tenant compte de la densité des exploitations : en effet un point localisé à 500 mètres de deux exploitations sera caractérisée par une densité de probabilité de présence estimée deux fois plus importante qu'un point localisé à 500 mètres d'une seule exploitation, Cette zone d'influence des exploitations permet de tenir compte du déplacement des individus d'espèces consommatrices d'appâts en périphérie de l'exploitation, ainsi que des relais trophiques (renard qui se contamine en mangeant un rongeur tout près de l'exploitation et qui s'en éloigne en « étendant » donc la zone de présence de l'AVK dans l'espace et donc la zone potentielle d'exposition du lynx).

Cette fonction de densité de probabilité a été estimée pour chaque pixel d'une carte raster de la zone d'étude (résolution : 1 pixel = 10km²). Certaines communes étant caractérisées par un nombre extrême d'exploitations (par exemple, 67 exploitations dans la commune d'Arbois, alors que le nombre moyen d'exploitations par commune est de 5 sur la zone), nous avons log-transformé la fonction de densité de probabilité estimée par notre approche dans nos analyses ultérieures, cela afin de réduire la longueur de la « queue de distribution » pour cette variable (et donc réduire l'effet de quelques pixels qui détermineraient à eux seuls la densité de probabilité sur la zone d'étude).

Nous avons ensuite calculé, pour chaque domaine vital théorique de lynx collecté sur la zone d'étude, la log-densité de probabilité moyenne de présence d'une exploitation agricole. Lorsque le domaine vital débordait de la zone d'étude (par exemple : domaine vital théorique en partie localisé en Suisse), la densité de probabilité moyenne a été calculée uniquement à partir de la partie de ce domaine vital contenue dans la zone d'étude. La démarche a été réalisée sur le logiciel R 4.2.1 avec RStudio 2022.07.2+576, à l'aide des packages *raster*, *sf* et *ggplot2*. Finalement, nous avons étudié la relation de cette variable quantitative continue avec les différentes variables d'exposition à l'aide d'analyses univariées (test des rangs signés de Wilcoxon avec les variables qualitatives, test de corrélation de Spearman avec les variables quantitatives).

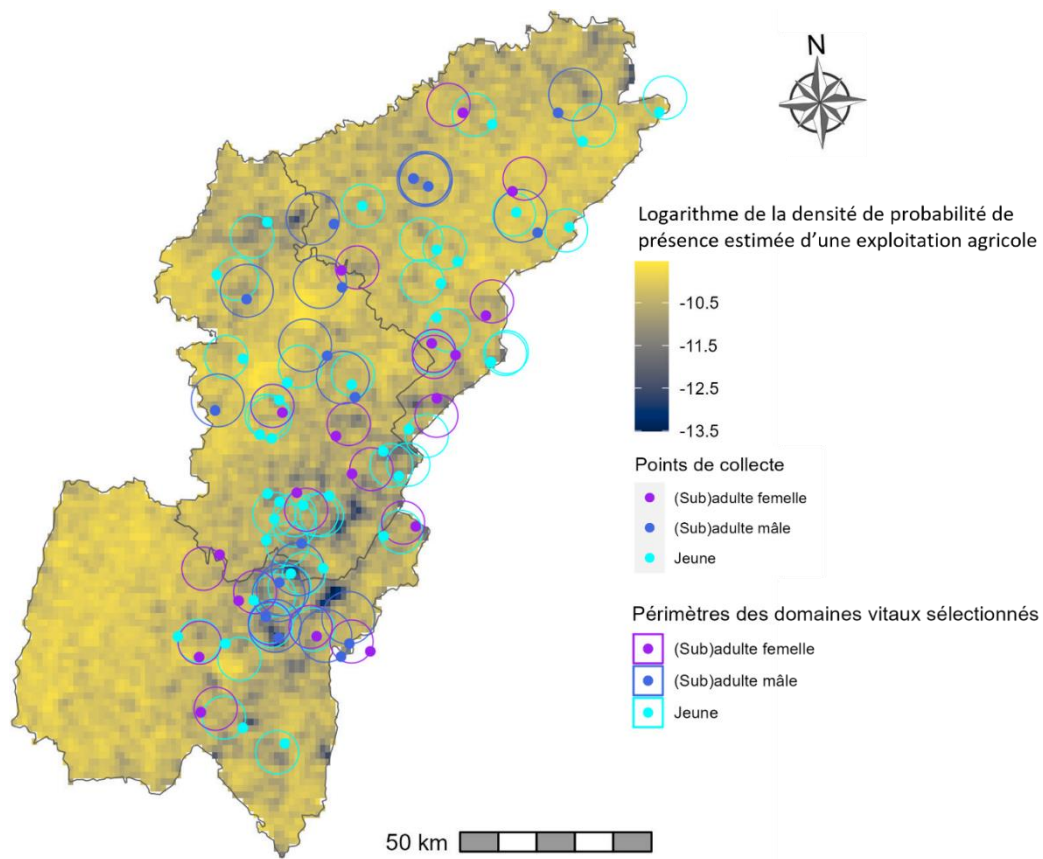


Figure 17 - Localisation des lynx et de leurs domaines vitaux superposés à la carte de densité de probabilité de présence d'une exploitation agricole sur les trois départements Ain, Doubs et Jura. Carte réalisée avec R.

III. Résultats

1. Présentation du jeu de données étudié

Sur la période 2014 – 2022, comme présenté précédemment, un total de 107 lynx a constitué le jeu de données original. Ces lynx ont été quasi exclusivement collectés dans la région Bourgogne-Franche-Comté et Auvergne-Rhône-Alpes, avec 102 individus issus des départements de l’Ain, du Doubs ou du Jura (**Annexe 3**).

En nous restreignant à la période où les analyses AVK sont systématisées (à partir de 2018), dont l’étude qualitative et quantitative complète a représenté la quasi-totalité de notre travail, nous avons étudié l’exposition de l’espèce à partir de 86 individus.

Parmi ces 86 lynx, 43 individus ont été classés comme « jeune », 13 comme « subadulte » et 9 comme « adulte » (**Annexe 1**). 21 étaient d’âge incertain. Parmi ceux-ci, 17 animaux ont été classés « subadulte ou adulte » et 4 avaient un âge inconnu. Selon les analyses réalisées par la suite, cette classification en trois classes a été conservée avec les 21 d’âge incertain étant exclus dans ce cas précis. Néanmoins, du fait de la forte proportion d’incertitude que cela représentait (24,4%) en dépit de nos efforts de précision, nous avons fait le choix de ne conserver que la deux classes lors des analyses multivariées en fusionnant « subadulte », « adulte » et « subadulte ou adulte » en « (sub)adulte ». **Nous obtenons alors un jeu de données composé de 43 individus « jeune », 39 « (sub)adulte » et 4 avec un âge inconnu.**

La description des 86 lynx par rapport aux autres variables qualitatives est disponible dans le **tableau VI**. Nous nous apercevons que de plus en plus de lynx ont été collectés au cours des quatre dernières années. De plus, moins de lynx sont collectés dans le deuxième tiers de l’année. Enfin, 75% des individus autopsiés ont été considérés en « bon » état corporel par le vétérinaire.

Tableau VI - Présentation du jeu de données utilisé sur la période 2018-2022. Les totaux par variable peuvent différer de 86 en raison de la méconnaissance d’informations chez certains individus ou l’impossibilité de les classer.

Variable	Modalités	Effectif	Variable	Modalités	Effectif
Année	2018	16	Période	2017-2020	40
	2019	11		2021-2022	46
	2020	13	« Saison lynx »	Janv-Avril	28
	2021	21		Mai-Août	14
	2022	25		Sept-Décembre	44
Sexe	femelle	39	Etat corporel	bon	62
	mâle	45		dégradé	20

Les facteurs de risque quantitatifs liés au type de milieux au sein du DV et leur distribution dans le jeu de données sont présentés sur la **figure 18** et dans le **tableau VII**. Nous voyons que les proportions varient assez significativement selon les lynx (écart type de 0,13 pour la proportion de milieux agricoles et forestiers). Le milieu urbain représente en moyenne 5% du domaine vital des lynx (**Tableau VII**).

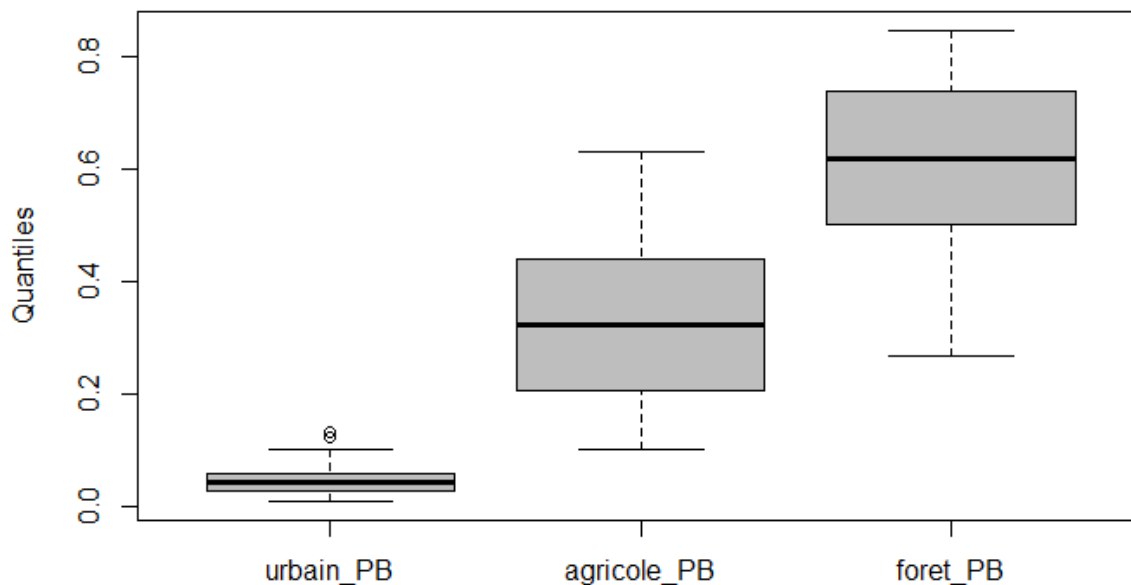


Figure 18 - Représentation des quantiles des trois variables de proportion de milieux chez les 80 individus du jeu de données dont le domaine vital a pu être estimé par notre méthodologie.

Tableau VII - Distribution des trois variables de proportion de milieux chez les 80 individus du jeu de données dont le domaine vital a pu être estimé par notre méthodologie.

Variable	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum	Ecart-type
Proportion de milieux urbains	0,011	0,044	0,048	0,133	0,025
Proportion de milieux agricoles	0,102	0,324	0,319	0,632	0,136
Proportion de milieux forestiers	0,268	0,620	0,624	0,848	0,132

2. Statistiques descriptives et démarche exploratoire

A. Nature des molécules détectées sur la période 2014-2017

Sur la période 2014-2017 21 lynx ont été collectés et analysés pour la présence d'AVK, bien souvent suite à une forte suspicion d'intoxication. Des AVK ont pu être détectés chez sept individus pour un total de neuf quantifications (**Figure 19**). La bromadiolone a été détectée sur trois années tandis que le difénacoum n'a été observé qu'en 2014, mais sur 100% des individus positifs cette année-ci.

Dans la suite des résultats nous nous intéresserons seulement aux lynx collectés à partir de 2018 (pour rappel: année de début de la systématisation des recherches AVK chez les lynx par le réseau SAGIR).

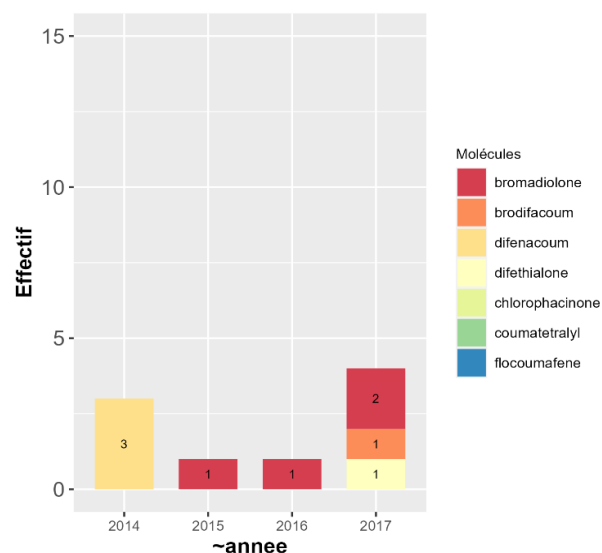


Figure 19- Molécules détectées entre 2014 et 2017 chez les lynx analysés par le réseau SAGIR

B. Résultats d'exposition sur la période 2018-2022

a. Prévalence de l'exposition

Entre 2018 et 2022, 26,7% des lynx ont été retrouvés avec au moins une molécule AVK dans le foie (**Tableau XIII**). La bromadiolone et le brodifacoum ont été les deux molécules les plus fréquemment rencontrées, avec respectivement 16 et 10 occurrences. Le difénacoum a été détecté chez 7% des individus analysés tandis que le coumatétralyl, la diféthialone et la chlorophacinone n'ont été que très rarement détectés. Le flocoumafène n'a même jamais été détecté (**Tableau XIII**). Huit lynx étaient positifs à deux molécules ou plus, soit un pourcentage de multi-exposition de 9,3%. Concernant les concentrations, la fourchette des résidus totaux détectés dans le foie était comprise entre 0,011 et 0,576 µg/g chez les 23 individus positifs, avec une médiane à 0,051 µg/g. Les concentrations les plus élevées ont été obtenues pour la bromadiolone, avec huit individus sur 16 positifs présentant une concentration supérieure à 0,1 µg/g et trois supérieurs au seuil toxique communément accepté de 0,2 µg/g (voir partie I). Seule la bromadiolone a d'ailleurs été détectée au-delà de ce seuil toxique théorique (**Figure 20**). Néanmoins, la différence avec les concentrations en brodifacoum, deuxième composé le plus fréquemment détecté, n'était pas statistiquement significative au seuil de 5% (test des rangs signés de Wilcoxon, W=115, pvalue =0,069).

Tableau VIII - Présentation des résultats des variables d'exposition : prévalence d'exposition à chacune des molécules et d'exposition totale (présence/absence d'au moins un composé), distribution des concentrations hépatiques par molécule et de la concentration totale (addition des concentrations individuelles) ainsi que distribution du nombre de composés détectés par individu (effectif par valeur, médiane et moyenne).

Molécule	Effectif (% de la population d'étude) avec des résidus détectés	Concentration hépatique (minimum - maximum) en µg/g	Concentration totale médiane	Nombre de composés détectés par individu	Effectif
Bromadiolone	16 (18,6%)	0,098 (0,012 – 0,460)		0	63
Brodifacoum	10 (11,6%)	0,025(0,010 – 0,147)		1	15
Difénacoum	6 (7%)	0,013(0,011 – 0,084)		2	4
Coumatétralyl	3 (3,5%)	0,014 (0,014 – 0,018)		3	2
Diféthialone	2 (2,3%)	0,394 (0,0178 – 0,061)		4	1
Chlorophacinone	1 (1,2%)	0,103		5	1
Flocoumafène	0	0,000		Médiane = 0,000	
Total	23 (26,7%)	0,051 (0,011 – 0,576)		Moyenne = 0,440	

b. Distribution spatiale et temporelle des molécules détectées

La **figure 21** présente la distribution spatiale des lynx collectés entre 2018 et 2022. On s'aperçoit que les lynx sont principalement découverts dans l'Ain, le Jura et le Doubs. Il semble que davantage d'individus positifs sont retrouvés au sud-ouest du massif jurassien, à la frontière entre le Jura et l'Ain (zone dénommée « hot spot de positivité » par la suite). De plus, les lynx en bordure de l'aire de collecte sont nombreux à être positifs : au sud-ouest au début

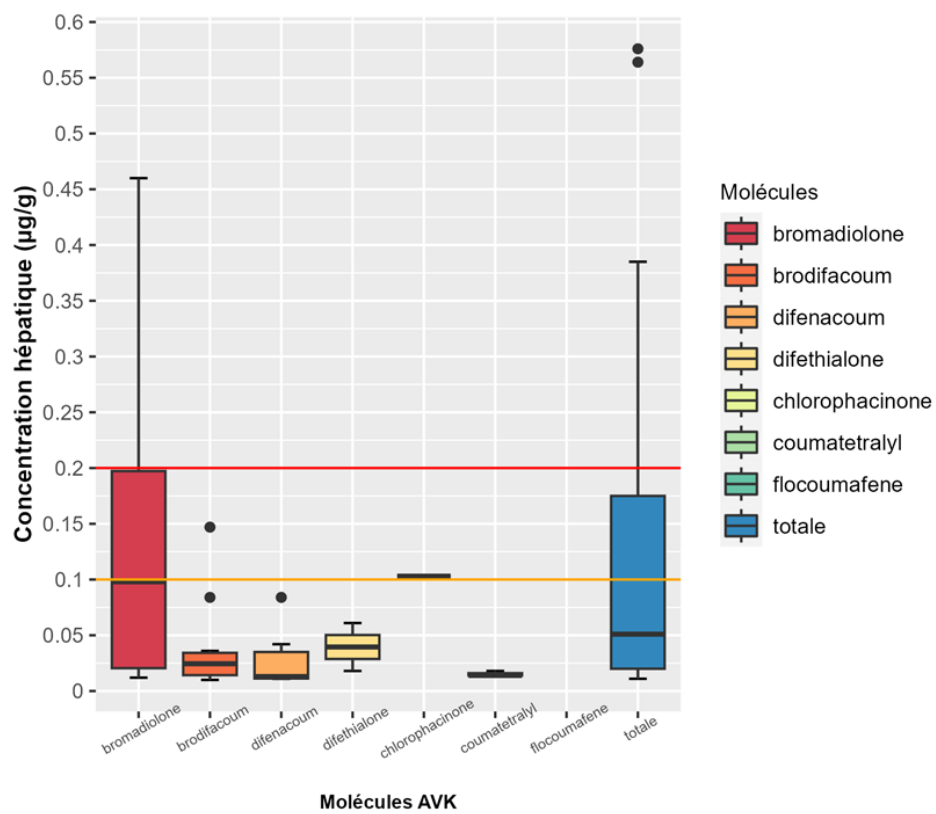


Figure 20 - Concentrations hépatiques des différentes molécules AVK détectées et concentration totale

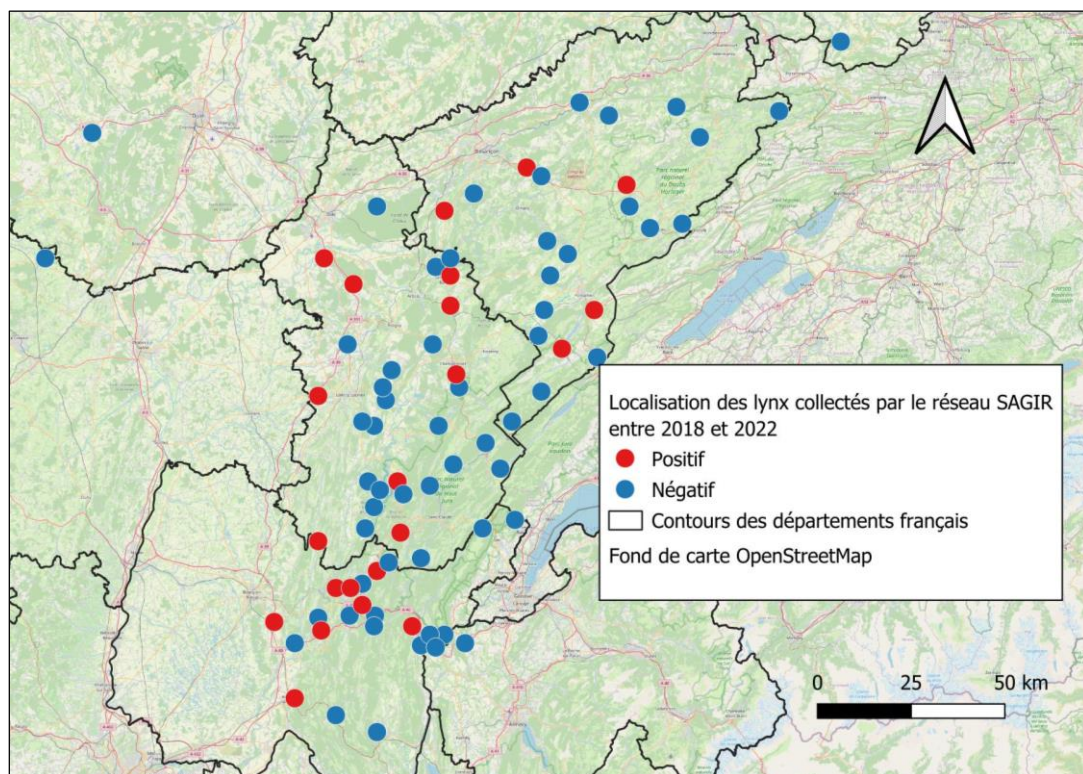


Figure 21 - Distribution géographique des lynx collectés et analysés pour la présence d'AVK par le réseau SAGIR entre 2018 et 2022. Un individu (positif) collecté en Meurthe et Moselle n'est pas visible sur cette carte. Carte réalisée avec QGIS 3.32.1.

de la plaine de l'Ain ainsi qu'à l'ouest du Jura (trois des quatre lynx collectés sur des communes traversées par l'autoroute A39 sont positifs).

La **figure 22** représente la répartition géographique des lynx étudiés en fonction des différentes variables d'exposition. Nous pouvons par exemple y apprécier la localisation des lynx positifs pour chacune des molécules, ou bien encore la distribution géographique des concentrations totales mesurées. Nous observons que les molécules sont découvertes de manière à peu près homogène sur le territoire. Par exemple, le coumatétralyl est détecté seulement à trois reprises, mais dans des zones très éloignées. Seule la diféthialone est retrouvée sur une petite surface de la zone d'étude, au sein du « hot spot de positivité ».

En comparant les cartes de présence /absence des molécules et la carte du nombre de molécules, nous pouvons voir que le coumatétralyl n'est jamais détecté seul, mais toujours en association avec le brodifacoum et la bromadiolone. De plus, sur les huit mélanges, sept contiennent de la bromadiolone, qui, dans chaque cas s'avère être la molécule la plus concentrée. Concernant les concentrations totales, il s'avère que les 25% les plus élevées (disques rouges les plus larges) sont réparties plutôt vers le sud de zone d'étude avec notamment deux concentrations parmi les six supérieures à 0,175 µg/g (3^{ème} quantile) mesurées chez des lynx au niveau du « hot spot de positivité » (**Figure 22**).

Nous pouvons apprécier la distribution temporelle des molécules détectées entre 2018 et 2022 sur la **figure 23**. La seule quantification en 2018 concernait la chlorophacinone qui n'a plus été mise en évidence depuis. Les années suivantes, la bromadiolone a été la molécule la plus fréquemment détectée jusqu'en 2022 où le brodifacoum mais surtout le difénacoum ont été davantage retrouvés (quatre occurrences chacune pour ces deux molécules contre « seulement » trois pour la bromadiolone). Les premières quantifications de diféthialone et de coumatétralyl datent respectivement de 2020 et 2021 et leur détection reste minoritaire sur la période.

c. Incidence annuelle apparente

Pour mesurer l'incidence annuelle de l'exposition dans la population, nous nous sommes restreints aux individus « jeunes » dont nous étions quasiment certains qu'ils soient d'un âge inférieur à un an. La **figure 24** présente les nombres de jeunes positifs et négatifs collectés chaque année entre 2018 et 2022. Nous y voyons que le taux d'incidence annuelle a oscillé entre 0% et 25% des jeunes lynx sur la période. C'est en 2020 que les jeunes ont été les plus nombreux à être exposés, rapporté à la population collectée. Cette figure met également en évidence que jusqu'à 25% de la nouvelle génération peut être exposée dès sa première année (**Figure 24**).

d. Modélisation de l'exposition : Analyse exploratoire des facteurs de risque

Comme présenté précédemment, dans cette partie, nous avons suivi la même démarche exploratoire pour chacune des variables réponse de l'exposition. Nous présenterons la démarche complète uniquement pour la variable « occurrence AVK », codant pour la positivité ou négativité d'un lynx aux AVK (présence/absence d'un composé quantifiable dans le foie).

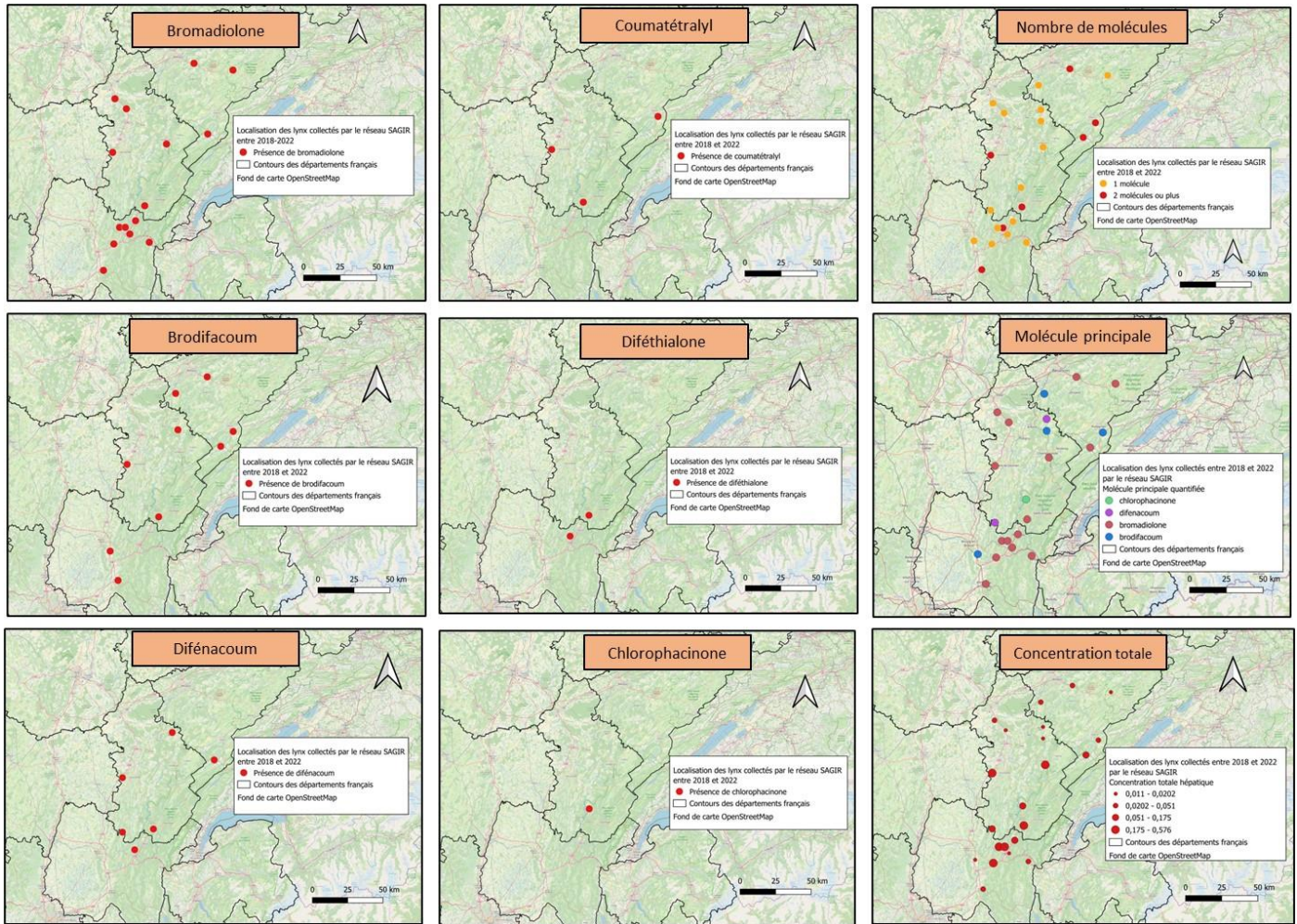


Figure 23 - Représentation de la localisation des lynx en fonction de différentes variables d'exposition : occurrence de bromadiolone, de brodifacoum, de difénacoum, de coumatétralyl, de diféthialone et de chlorophacinone ; nombre de molécules détectées (1 ou plus), molécule principale détectée (molécule avec la concentration hépatique la plus élevée en cas de mélange) et concentration totale hépatique (quatre catégories représentant les quatre quantiles de la variable, basée uniquement sur les individus avec une concentration positive, soit $> 0,01 \mu\text{g/g}$). Cartes réalisées avec QGIS 3.32.1.

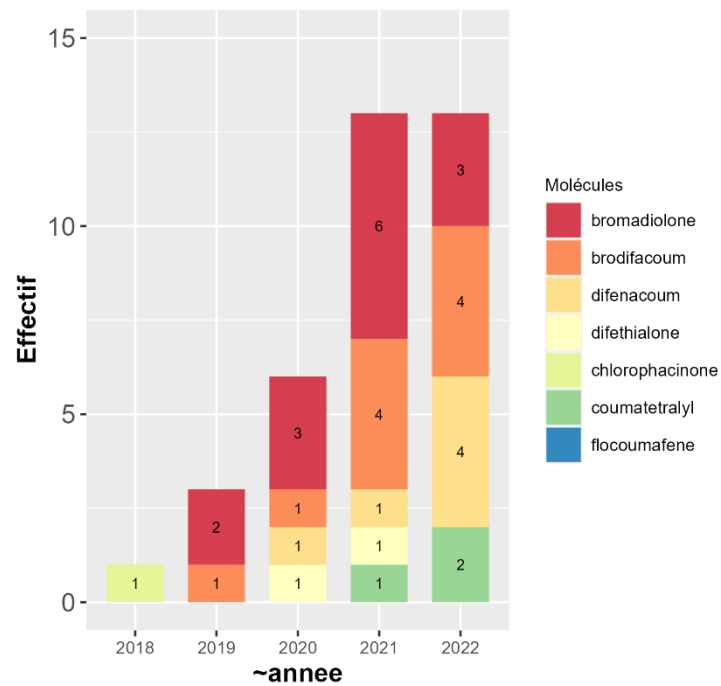


Figure 22 - Molécules détectées entre 2018 et 2022 chez les lynx analysés

Les résultats de l'AFDM sont présentés dans la **figure 25**. Les deux premières dimensions expliquent 35 % de la variance totale (**Figure 25. A**). La classe d'âge (30,1%), la variable « occurrence AVK » (29,4%) et la proportion de milieux urbains (17,4%) contribuent le plus significativement à la première dimension (**Tableau XIX**). La proportion de milieux agricoles (22,9%) et la période de collecte (27,6%) sont les variables contribuant le plus à la seconde dimension (**Tableau XIX**). En étudiant le panel **B**, nous pouvons observer que la modalité « positif » de la variable « occurrence AVK » est dans la même zone du plan que la modalité « (sub)adulte ». De plus il semblerait que la modalité « 2021-2022 » de la période et « 2 » de la « saison lynx » soient associées également légèrement avec la modalité « positif ». De plus, sur le panel **C**, il apparaît que la proportion des milieux urbains se dirige dans la même direction que la variable « occurrence AVK » sur le plan des deux premières dimensions. Sur les panels **D**, **E**, **F** et **G**, nous pouvons observer la répartition des 86 individus lynx en fonction de la variable « occurrence AVK », de la classe d'âge, de la période de collecte et de la « saison lynx » respectivement. Nous pouvons ainsi remarquer en comparant un à un le positionnement des ellipses de chaque panel **E** à **G** avec l'ellipse « positif » du panel **D**, que les individus « positifs » semblent être majoritairement des « (sub)adultes », collectés en « 2021-2022 ».

Suite à cette première analyse graphique, nous avons choisi de tester l'association des variables explicatives révélées avec la variable réponse « occurrence AVK », à l'aide de tests statistiques. Les résultats sont présentés au sein des **tableaux X et XI**. La classe d'âge et la proportion de milieux urbains sont associées statistiquement avec la variable réponse au seuil de 0,05 (**Tableau X**). Il n'y a pas d'association statistique à ce seuil avec la période de collecte mais la p-value étant inférieure à 0,25, nous conservons également cette variable comme facteur de risque pouvant également agir sur la variable réponse. Il n'y a pas non plus d'association avec la « saison lynx ». Enfin, nous avons également réalisé un test statistique avec la variable de proportions de milieux agricoles, en dépit d'une absence d'association suggérée par l'AFDM. Cette entorse au déroulement de l'exploration permettait d'être certain de ne pas passer à côté d'une association et de vérifier notre bonne interprétation de l'AFDM. Le test s'est avéré fortement non significatif, nous confortant sur la fiabilité de notre procédé pour identifier correctement les facteurs de risque d'exposition.

Pour les autres variables d'exposition, nous avons procédé de la même manière pour identifier les variables à intégrer dans la sélection du meilleur modèle. Les **tableaux XII et XIII** présentent les résultats des tests statistiques d'association significatifs au seuil de 0,05 ou quasi-significatifs (p-value inférieure à 0,25) entre les différentes variables réponse et les variables explicatives. Nous pouvons observer que la proportion de milieux urbains est très associée avec l'occurrence de bromadiolone et avec le nombre de composés détectés (p-value < 0.01) mais nettement moins avec l'occurrence de brodifacoum (p-value > 0.05). De plus, l'âge est significatif pour les variables d'occurrence et celle du nombre de composés détectés mais n'apparaît pas pour les variables de concentration, à la différence de l'état corporel qui semble associé à la concentration totale (bien que cette association ne soit pas statistique au seuil de 0,05, p-value = 0,062) (**Tableau XII, XIII**).

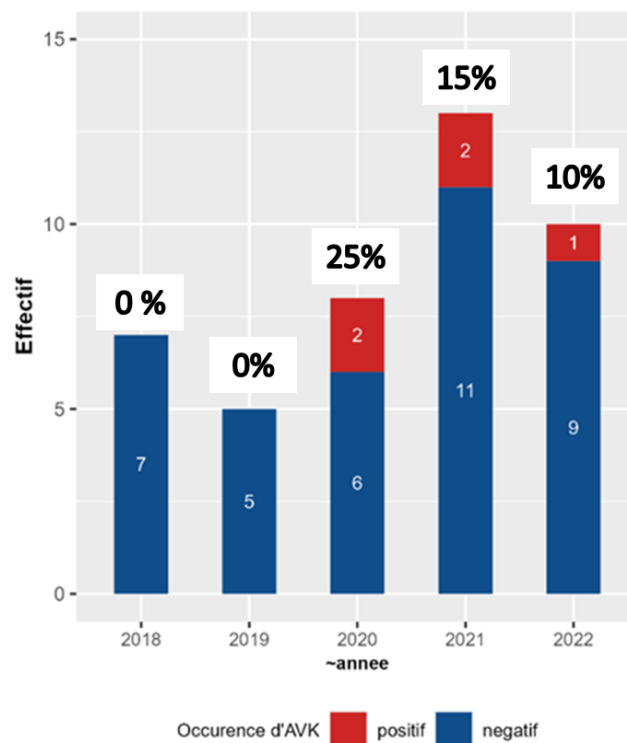


Figure 24- Représentation de l'effectif de lynx "jeune" collectés entre 2018 et 2022 en fonction de leur positivité aux AVK. Les étiquettes indiquent le % de positivité annuel.

Nous avons ensuite réalisé la sélection du meilleur modèle pour chaque variable réponse. Lorsque les proportions de milieux ont été intégrées, elles ont préalablement été centrées-réduites afin de faciliter par la suite l'interprétation de leurs coefficients dans le modèle. Les caractéristiques des meilleurs modèles sont présentées dans le **tableau XIV**.

« Occurrence AVK » (80 individus)

Le meilleur modèle inclue la classe d'âge et la proportion de milieux urbains dans le domaine vital (**Tableau XIV**). La probabilité de quantifier au moins une molécule AVK est 6,5 fois plus élevée chez les (sub)adultes que chez les jeunes. De plus, cette probabilité est multipliée par 2,36 lorsque la proportion de milieux urbains dans le domaine vital augmente d'un écart-type soit de 0,025 (**Tableau XIV**). Les autres variables explicatives ne semblent pas être des facteurs de risque significatifs pour cette variable réponse.

Occurrence de bromadiolone (80 individus)

Le meilleur modèle inclue la classe d'âge et la proportion de milieux urbains dans le domaine vital (**Tableau XIV**). La probabilité de quantifier de la bromadiolone est 4,6 fois plus élevée chez les (sub)adultes que chez les jeunes. De plus, cette probabilité est multipliée par 2,68 lorsque la proportion de milieux urbains dans le domaine vital augmente d'un écart-type, soit de 0,025 (**Tableau XIV**).

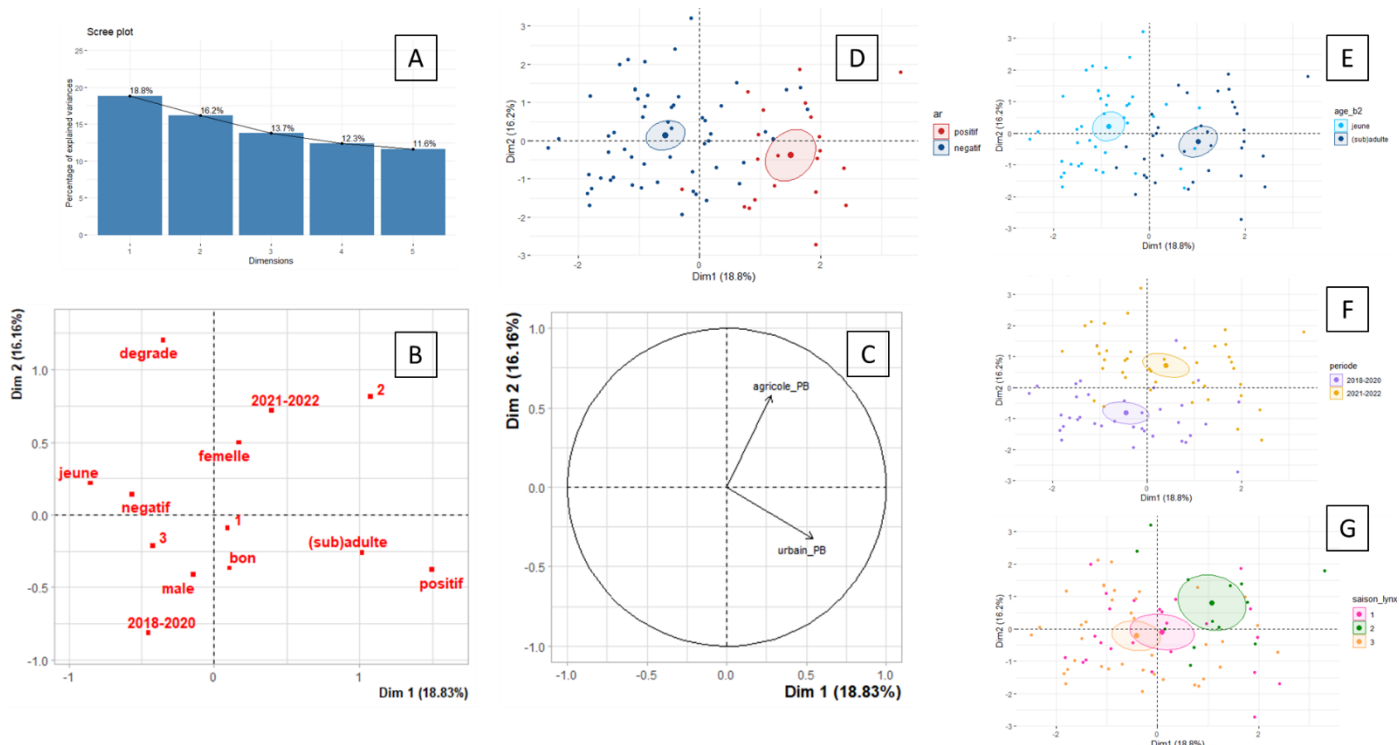


Figure 25- Analyse factorielle de données mixtes (AFDM) réalisée pour l'analyse de la variable "occurrence AVK" (positif/négatif) avec comme variables actives : classe d'âge (2 catégories), "saison lynx", sexe, état corporel, période de collecte, proportion de milieux urbains (urbain_PB), proportion de milieux agricoles (agricole_PB) et « occurrence AVK ». **A.** Graphique des valeurs propres de l'AFDM. **B.** Graphique des modalités sur les axes 1 et 2. **C.** Cercle de corrélation des variables qualitatives sur les axes 1 et 2. **D.** Représentation des individus sur les axes 1 et 2 selon leur modalité sur la variable "Occurrence AVK" avec les ellipses de confiance associées. **E.** Représentation des individus sur les axes 1 et 2 selon leur modalité sur la variable classe d'âge avec les ellipses de confiance associées. **F.** Représentation des individus sur les axes 1 et 2 selon leur modalité sur la variable période avec les ellipses de confiance associées. **G.** Représentation des individus sur les axes 1 et 2 selon leur modalité sur la variable « saison lynx » avec les ellipses de confiance associées.

Tableau IX - Contribution des différentes modalités aux trois premières dimensions de l'AFDM, expliquant 35% de la variance.

Variables	Modalités	Dimension 1	Dimension 2
		Contribution (%)	Contribution (%)
Période	2018-2020	3,3	14,7
	2021-2022	2,9	12,9
« Saison lynx »	1	0,0	0,1
	2	6,8	5,3
	3	3,1	1,1
Etat corporel	bon	0,3	4,9
	dégradé	1,0	16,0
Sexe	femelle	0,5	5,3
	mâle	0,4	4,4
Occurrence AVK	positif	21,4	1,8
	négatif	8,0	0,7
Proportion de milieux urbains		17,4	7,1
Proportion de milieux agricoles		4,6	22,9
Classe d'âge	jeune	13,7	1,2
	(sub)adulte	16,4	1,5

Occurrence de brodifacoum (80 individus)

À la différence des deux variables précédentes de présence/absence, le meilleur modèle n'inclue dans de cas que la classe d'âge. Dès lors, la probabilité de quantifier du brodifacoum chez les (sub)adultes est 9,8 fois plus importante que chez les jeunes (**Tableau XIV**). Les autres variables, dont la proportion de milieux urbains, ne ressortent pas comme facteurs de risque de quantification de cette molécule chez le lynx.

Nombre de composés détectés (80 individus)

Pour cette variable quantitative, le meilleur modèle contient la classe d'âge, la proportion de milieux urbains mais également la période de collecte (**Tableau XIV**). Le nombre de composés détectés augmente en moyenne de 4,12 lorsque l'individu est (sub)adulte, de 1,87 lorsque la période de collecte est 2021-2022 et enfin de 2,11 lorsque la proportion de milieux urbains dans le domaine vital croît d'un écart type, soit de 0,025 (**Tableau XIV**).

Concentration totale hépatique (21 individus)

Le meilleur modèle inclut uniquement la proportion de milieux urbains dans le domaine vital mais cette variable n'est pas significative au seuil de 0,05 (p.value = 0,057, Tableau 15). Ainsi pour cette concentration, aucun facteur de risque n'a été mis en évidence bien qu'il semblerait que plus la proportion de milieux urbains est importante, plus la concentration totale prend des valeurs élevées (**Tableau XIII**). De plus, il apparaît que les individus en mauvais état corporel exhibent de plus fortes concentrations totales hépatiques (**Tableau XIII**).

Concentration de bromadiolone hépatique (15 individus)

Aucune variable explicative n'a été conservée dans le meilleur modèle lors du processus de sélection. Aucun modèle n'explique mieux les résultats en concentration de bromadiolone que le modèle nul (**Tableau XIV**). Néanmoins, d'après les résultats des tests statistiques (**Tableau XIII**), les concentrations en bromadiolone auraient tendance à être plus élevées chez les individus mâles et chez les individus en état corporel dégradé.

C. Résultats complémentaires : collisions et densité d'exploitations agricoles

a. Eventuelle association de l'exposition avec la survenue de collisions

La présence d'une association avec l'exposition a été évaluée à l'aide des deux variables d'exposition les plus générales : « occurrence AVK » et concentration totale. La **figure 26** montre le nombre d'individus positifs et négatifs selon la présence ou non de signes de collision. Les pourcentages de positifs sont respectivement 26,7 et 25,9%. Il n'y a pas de différence statistique au seuil de 0,05 (Khi², statistique = 0,007, p.value = 0,934) (**Figure 26**). La distribution des concentrations totales chez les deux groupes de lynx est représentée sur la **figure 27**. Les concentrations paraissent plus élevées chez les individus non-collisionnés. Néanmoins, la différence n'est pas significative au seuil de 0,05 (Test des rangs signés de Wilcoxon, W=30,5, p.value = 0,13).

Tableau X - Tests d'association entre les variables explicatives suggérées par l'analyse factorielle et la variable réponse "Occurrence AVK".

Variable testée = Occurrence AVK (N=80 / N+= 21)						
Variable explicative	Modalité	Effectif total	Effectif +	Test	Statistique	p.value
Période de collecte	2018-2020	38	7	Khi ²	2,29	0,130
	2021-2022	42	14			
Classe d'âge	jeune	43	5	Khi ²	10,27	0,001
	(sub)adulte	37	16			
		Médiane -	Médiane +	Test	Statistique	p.value
Proportion de milieux urbains		0,040	0,053	Wilcoxon	885	0,004
Proportion de milieux agricoles		0,310	0,344	Wilcoxon	667	0,607

Tableau XI - Tests statistiques d'association entre la variable "saison lynx" et la variable réponse "Occurrence AVK".

Variable testée = Occurrence AVK						
	Modalité	Effectif total	Effectif +	Test	Statistique	p.value
« Saison lynx »						
1 vs 2	1	25	8	Fisher	2,754	0,275
	2	14	2			
1 vs 3	1	25	8	Fisher	1,278	0,781
	3	41	11			
2 vs 3	2	14	2	Fisher	0,46	0,477
	3	41	11			

b. Potentielle association entre l'exposition et la densité de probabilité estimée d'exploitations agricoles dans le domaine vital sur les trois départements Ain-Jura-Doubs

La variable log-densité de probabilité estimée d'exploitations agricoles était très associée statistiquement avec la proportion de milieux agricoles dans le domaine vital (Test de corrélation de Spearman, Statistique = 11943, p.value <2.e-16, **Annexe 4**). Ainsi, tout comme avec la proportion de milieux agricoles, aucune association statistique n'a été mise en évidence entre cette nouvelle variable explicative et les variables d'exposition (**Tableau XV**).

Tableau XII- Tests statistiques d'association entre les variables réponse et leurs variables explicatives les plus significatives.

Variable réponse	Variable explicative	Modalité	Effectif total	Effectif +	Test	Statistique	p.value
Occurrence de bromadiolone							
	Période de collecte	2018-2020	38	5	Khi ²	1,49	0,223
		2021-2022	42	10			
	Classe d'âge	jeune	43	4	Khi ²	5,447	0,020
		(sub)adulte	37	11			
			Médiane -	Médiane +			
	Proportion de milieux urbains		0,042	0,068	Wilcoxon	263	0,006
Occurrence de brodifacoum							
	Classe d'âge	jeune	43	1	Fisher	0,1046	0,022
		(sub)adulte	37	7			
			Médiane -	Médiane +			
	Proportion de milieux urbains		0,042	0,059	Wilcoxon	183	0,094
Concentration totale			Effectif	Médiane			
	Etat corporel	bon	16	0,035	Wilcoxon	17	0,062
		dégradé	5	0,160			
	Proportion de milieux urbains				Test de corrélation de Spearman	1008	0,125
Concentration de bromadiolone			Effectif	Médiane			
	Etat corporel	bon	11	0,029	Wilcoxon	10	0,135
		dégradé	4	0,238			
	Sexe	femelle	6	0,028	Wilcoxon	17	0,133
		mâle	9	0,197			

Tableau XIII- Tests statistiques d'association entre la variable "nombre de composés détectés" et les variables explicatives les plus significatives. « p » : pvalue.

Nombre de composés détectés			1	2	3	4	5	Test	Statistique	p
Période	2018-2020	38	5	1	1	0	0	Wilcoxon	537	0,001
	2021-2022	42	9	2	1	1	1			
Classe d'âge	jeune	43	4	0	1	0	0	Wilcoxon	674	0,123
	(sub)adulte	37	10	3	1	1	1			
		Médiane 0	Médianes							
Proportion de milieux urbains		0,040	0,050	0,062	0,075	0,093	0,073	Test de corrélation de Spearman	56547	0,002

IV. Discussion

Cette étude s'appuyait sur des données de surveillance opportuniste pour évaluer pour la première fois en France l'exposition du lynx boréal aux AVK. Nous avons pu alors estimer la proportion d'individus contaminés par les différentes molécules et mettre en évidence certains facteurs de risque favorisant cette exposition.

1. Prévalence de l'exposition

Au total, 26,7% des lynx analysés entre 2018 et 2022 étaient positifs pour au moins une molécule AVK. Cela constitue le premier résultat de prévalence pour cette espèce dans le monde à notre connaissance. Celui-ci pourra servir de référence pour les prochaines études à venir sur cette problématique.

Ce chiffre, 26,7%, est important et traduit le fait que la contamination des lynx n'est pas anecdotique dans la nature. Cela illustre également le fait qu'il existe un passage entre l'appât AVK et les top-prédateurs. Ce chiffre témoigne également du fait que, plus globalement, les mesures de réduction des risques lors de l'usage des appâts « biocide » (stations d'appât) et PPP (enfouissement, quantités limitées) sont insuffisantes pour prévenir l'exposition de la faune sauvage non-cible. Une grande diversité d'espèces semble donc pouvoir être exposée à ces toxiques et éventuellement souffrir de cette exposition. C'est le cas pour des espèces protégées avec un fort enjeu de conservation telles que le lynx boréal.

Notre étude et les données disponibles ne permettaient pas d'investiguer la ou les voies de transferts trophiques, et notamment les « espèces relais ». Néanmoins plusieurs pistes seraient à investiguer pour la population étudiée. Les proies préférentielles du lynx sur le massif jurassien sont le chevreuil et le chamois ($\approx 90\%$) (Jobin et al., 2000). Il semble peu probable que les lynx se contaminent en consommant ces ongulés puisque ces espèces ne se nourrissent pas directement d'appâts biocides (protégés dans des stations) ni d'appâts PPP (enfoués sous terre et surtout interdits depuis fin 2020). Néanmoins, un usage détourné d'AVK « biocide » directement en plein champ ou bien autour des bâtiments sans la protection réglementaire ne peut être exclu et pourrait représenter une voie de contamination pour ces ongulés, puis pour le lynx.

Par ailleurs, parmi les autres proies potentielles, se retrouvent le renard ou encore le chat domestique. Ces espèces pourraient représenter un relais-clé du transfert trophique, notamment le renard qui est une espèce fortement consommatrice de rongeurs à la fois en milieu agricole comme en milieu urbain (Goldyn et al., 2003) et qui a été observée comme très fortement exposée dans divers études (Nakayama et al., 2019). Le chat domestique a également été démontré contaminé aux AVK (Mahjoub et al., 2022). Il pourrait d'ailleurs être intéressant d'étudier l'exposition du renard roux sur le massif jurassien en collectant et analysant tous les cadavres découverts, comme cela est fait pour le lynx. Il serait alors possible de comparer l'exposition entre les deux espèces et éventuellement d'obtenir des observations abondant dans le sens d'une transmission de résidus AVK.

D'autre part, il est possible d'imaginer une contamination des lynx directement via la consommation des rongeurs. De plus, il est possible que les rongeurs contaminés soient plus facilement chassables par les lynx, du fait d'un comportement altéré (léthargie, présence accrue en milieu ouvert) (Buckle and Smith, 2015). Si nous rajoutons le fait qu'un rongeur résistant peut consommer deux à cinq fois plus d'appât qu'un rongeur sensible et ainsi bioaccumuler une

Tableau XIV- Paramètres estimés des variables prédictives incluses dans les modèles finaux Le type de distribution est indiqué entre parenthèses.

Modèle final et prédicteurs	Odds Ratios	Intervalle de confiance à 95%	p.value
« Occurrence AVK » ~ classe d'âge + proportion de milieux urbains (binomiale)			
classe d'âge (sub)adulte (référence = jeune)	6,5	2,00 - 25,51	0,003
proportion de milieux urbains	2,36	1,37 - 4,45	0,004
Occurrence de bromadiolone ~ classe d'âge + proportion de milieux urbains (binomiale)			
classe d'âge (sub)adulte (référence = jeune)	4,6	1,23 - 21,66	0,032
proportion de milieux urbains	2,68	1,49 - 5,36	0,002
Occurrence de brodifacoum ~ classe d'âge (binomiale)			
classe d'âge (sub)adulte (référence = jeune)	9,8	1,62 - 118,25	0,037
	Incidence Rate Ratios	Intervalle de confiance à 95%	p.value
Nombre de composés détectés ~ classe d'âge + proportion de milieux urbains + période (poisson)			
classe d'âge (sub)adulte (référence = jeune)	4,12	1,89 - 10,29	0,001
proportion de milieux urbains	2,11	1,04 - 4,63	0,047
période 2021-2022 (référence = 2018-2020)	1,87	1,38 - 2,51	<0,001
Concentration totale ~ proportion de milieux urbains (gamma)			
proportion de milieux urbains	1,64	1,03 - 2,67	0,057
Concentration de bromadiolone ~ 1 (gamma)			

quantité significative d'AVK , il se pourrait que la consommation de rongeurs représente une source majeure de contamination du lynx. A condition que celui-ci se rapproche des lieux de vie des rongeurs contaminés par les appâts biocides. Le lynx est en effet connu pour sa discrétion, pour être plutôt anthropophobe et pour fuir les lieux de présence humaine. Néanmoins, ces derniers temps, de plus en plus de rencontres entre humains et lynx sont rapportées par la presse et pourraient traduire une diminution de la crainte des lynx envers les hommes, qui se rapprochent alors des lieux de vie et installations humains et pourraient consommer directement des rongeurs vivant dans et autour de celles-ci ([Francetvinfo, 2023](#)). L'hypothèse de la contamination du lynx par la consommation directe des rongeurs demande en effet une proximité accrue des prédateurs avec les zones d'appâtage puisque ces rongeurs sont des micromammifères ayant de faibles domaines vitaux. Lors d'études sur l'exposition des rongeurs, il a été montré qu'au-delà de quelques dizaines de mètres des bâtiments, il était très rare de trouver un rongeur avec des AVK (Geduhn et al., 2014). Dans le cas d'une exposition du lynx par la consommation d'autres espèces que celle de rongeurs (consommation de prédateurs de rongeurs, d'oiseaux), la dispersion et la taille accrue du domaine vital de ces espèces sont deux paramètres élargissant grandement la zone de contamination potentielle du lynx à partir de la source d'utilisation d'AVK. C'est d'ailleurs ce phénomène qui favorise l'exposition de l'espèce et rend la source de celle-ci encore plus difficilement identifiable.

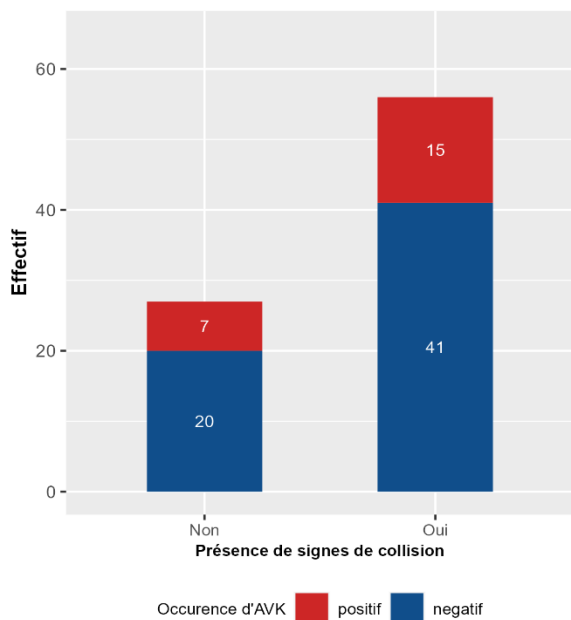


Figure 26- Représentation des lynx selon leur modalité sur la variable "occurrence AVK" et la présence ou non de signes de collision. (N=83).

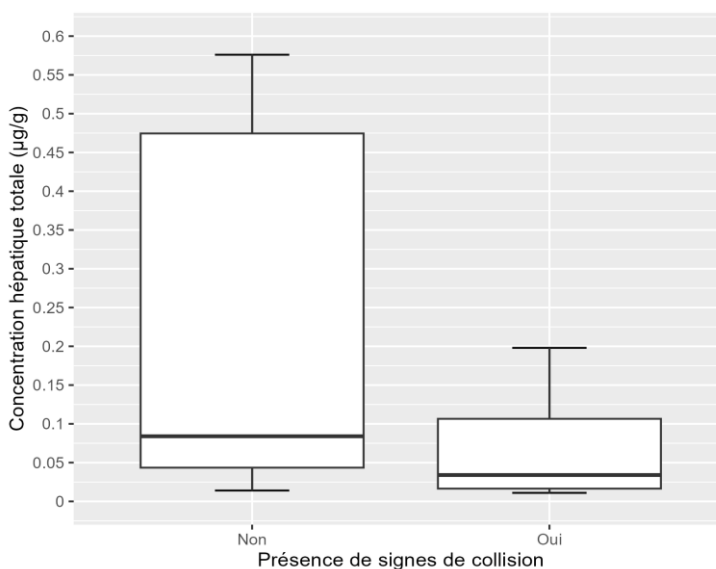


Figure 27- Boxplot de la concentration hépatique totale chez les individus avec et sans signes de collision (N= 83).

Tableau XV- Tests statistiques d'association entre la variable « logarithme de la densité de probabilité estimée de présence d'exploitations agricoles » et les différentes variables d'exposition.

Variable explicative testée : logarithme de la densité de probabilité estimée de présence d'exploitations agricoles				
Variable d'exposition	Effectif	Test	Statistique	pvalue
"Occurrence AVK"	77	Wilcoxon	607	0,8324
Occurrence de bromadiolone	77	Wilcoxon	452	0,8723
Occurrence de brodifacoum	77	Wilcoxon	314	0,5313
Nombre de composés détectés	77	Test de corrélation de Spearman	74168	0,8286
Concentration totale hépatique	21	Test de corrélation de Spearman	1858	0,3675
Concentration de bromadiolone	15	Test de corrélation de Spearman	602,04	0,7903

Il peut être intéressant de comparer la prévalence estimée obtenue dans notre étude à des résultats d'autres espèces prédatrices. Une seule étude de prévalence avait été conduite auparavant sur le Doubs et relatait 85% de renards roux exposés suite à des traitements de bromadiolone (Sage, 2008). Une autre étude française entre 2008 et 2019, a montré une prévalence de 82,5% de rapaces consommateurs de rongeurs (principalement milans royaux). Ces deux chiffres sont bien supérieurs au nôtre et pourraient s'expliquer par le régime alimentaire différent entre le lynx et le duo renard roux-milan royal. Ces deux espèces peuvent en effet être considérées comme des spécialistes de rongeurs (Coeurdassier et al., 2012; Gołdyn et al., 2003). De plus, Lestrade et al. (2021) ont montré dans leur étude que le caractère « spécialiste de rongeurs » du régime alimentaire était un facteur de risque d'exposition des espèces de la faune sauvage dans le parc national des Pyrénées (Lestrade et al., 2021). D'autre part, dans le travail de synthèse de l'exposition des prédateurs mammifères carnivores et rapaces (présenté dans la partie 1, II), López-Perea et al. (2018) avaient obtenu une prévalence globale de 58% des individus analysés (López-Perea and Mateo, 2018). Ainsi, notre résultat de 26,7% des lynx exposés à au moins une molécule AVK est plus faible (bien que significatif) et s'explique probablement par le fait que le lynx n'ait notamment pas d'espèces-cibles d'AVK parmi ses proies principales.

2. Variation dans la nature des molécules détectées

Parmi les 23 lynx pour lesquels au moins une molécule a été détectée, la bromadiolone l'a été chez 16 d'entre eux contre 10 pour le brodifacoum et 6 pour le difénacoum, et encore moins pour les autres molécules (**Tableau VIII**). Ces trois composés sont des SGARs tandis que les FGARs (coumatétralyl et chlorophacinone) n'ont été détectés qu'à quatre reprises. Une première explication pourrait résider dans la plus faible persistance des FGARs qui passent alors sous nos radars. Néanmoins, le plus probable réside dans la différence de l'ampleur de l'utilisation de chacune des molécules AVK. Il convient de rappeler qu'il n'existe pas de donnée chiffrée accessible de vente ni d'usage des AVK « biocide » sur le territoire national. En revanche, au regard du nombre de produits AVK « biocide » ayant une AMM dans l'Union Européenne, il s'avère que les trois molécules les plus fréquemment détectées sont les molécules qui constituent la majorité de ces produits. D'après l'ECHA, à la fin 2022, 549 produits commercialisés contenaient de la bromadiolone, 559 du brodifacoum et 507 du difénacoum, contre 20 du coumatétralyl et 16 de la chlorophacinone (European Chemicals Agency, 2023). Ces nombres ont restés globalement stables sur toute la période d'étude. En faisant l'hypothèse que plus il y a de produits avec une molécule précise, plus l'usage global de cette molécule est conséquent (au moins relativement aux autres molécules avec moins de produits homologués) les principales molécules retrouvées chez le lynx semblent cohérentes avec les principales molécules utilisées en Europe.

Il est néanmoins surprenant de constater que la bromadiolone est assez nettement plus fréquente que le brodifacoum. D'ailleurs, dans les études s'intéressant uniquement à l'exposition de la faune sauvage dans un contexte « AVK biocide », c'est le brodifacoum qui est le plus fréquemment détecté (Geduhn et al., 2015; Serieys et al., 2015). C'est également le brodifacoum pour lequel les concentrations les plus élevées furent détectées chez les espèces sauvages étudiées en Espagne (López-Perea et al., 2019), à la différence de notre étude où il s'agissait de la bromadiolone (sur les neuf concentrations dépassant 0,1 µg/g, huit sont de la bromadiolone dont les six plus élevées (>0,15µg/g)).

Cette domination de la bromadiolone pourrait être expliquée par une différence dans la part de marché représentée par chaque molécule dans les habitudes d'usages entre les pays étudiés. La double utilisation de cette molécule à la fois comme PPP jusqu'en 2020 et comme

biocide pourrait notamment être un facteur d'explication. Le massif du Jura et notamment les plateaux du Doubs ont été le théâtre d'une utilisation encadrée mais fréquente de bromadiolone PPP pour lutter contre les campagnols. D'ailleurs dans des études portant sur des territoires de culture (terres cultivées, à la différence de prairies d'élevage), c'est bien la bromadiolone qui fut détectée majoritairement, par exemple en Ecosse (Sainsbury et al., 2018). Bien que les quantités utilisées en Franche-Comté aient fortement diminué jusqu'à l'interdiction des traitements en 2020, il se peut que certains des lynx exposés à la bromadiolone l'aient été suite à l'utilisation de cette molécule contre les campagnols. Du fait de la longue persistance de la bromadiolone dans les tissus (temps de demi-vie de 28 jours chez la souris, de 170 à 350 jours chez le rat, **Tableau IV**), il est en fait possible de considérer qu'en cas de respect de son interdiction à partir de fin 2020, on peut estimer qu'il n'y avait plus de bromadiolone dans le milieu et dans les organismes sauvages qu'à partir seulement de juin 2021. Après cette date, la bromadiolone a été détectée à plusieurs reprises. Celle-ci provient très probablement de l'usage de produits biocides à base de bromadiolone dans ou autour des bâtiments. Au même titre que tous les produits biocides, nous pouvons nous demander si ces contaminations proviennent d'usages conformes (respect des mesures de réduction des risques), d'usages non conformes (par exemple : absence d'utilisation stations d'appât) dans et autour des bâtiments, ou bien d'un détournement d'usage de ces produits directement dans les champs. On ne peut pas non plus exclure l'utilisation non-conforme des derniers produits PPP, bien que cette utilisation soit très réglementée. D'ailleurs, c'est en 2021 que la bromadiolone a été la plus fréquemment détectée : y aurait-il eu un surplus d'utilisation d'appâts PPP fin 2020 avant que cela soit interdit ? De plus, la bromadiolone n'était plus la plus fréquente en 2022 alors que le nombre de quantifications (13) était resté identique à 2021 et demeurait largement supérieur aux autres précédentes années (**Figure 23**). Nous pouvons nous demander si cela est dû à ce changement réglementaire et si la tendance va se confirmer dans les années à venir, afin de valider l'implication de l'usage AVK « biocide » dans l'exposition du lynx.

Si nous nous intéressons plus globalement à l'évolution temporelle des molécules détectées, nous observons que leur nombre a augmenté sur la période 2018-2022, principalement depuis 2021 (13 détections en 2021 contre 6 en 2020). Le brodifacoum est davantage détecté sur la fin de la période tandis que le difénacoum devient très présent en 2022. Les premiers lynx positifs au coumatétralyl sont collectés en 2021. Il apparaît donc que davantage de molécules différentes sont retrouvées chez le lynx et que cela traduit peut être la diversification des usages d'AVK « biocide » sur le territoire. Cette diversification des usages, tant en termes d'ampleur que de substances employées, devra être plus précisément investiguée lors des prochaines études car nos effectifs restent pour le moment trop faibles pour obtenir une vision représentative du phénomène.

D'un point de vue spatial, nous avons pu voir que les molécules étaient détectées à peu près de manière homogène sur la principale zone de collecte des individus (Ain-Doubs-Jura) (**Figure 21**). Il y a toutefois un amas de détection positive avec de nombreux lynx positifs à la frontière Jura-Ain le long de l'A404 et des vallées notamment du fleuve de l'Ain (« hot spot de positivité »). Il s'agit de zones particulières, densément peuplées, avec de nombreuses villes de taille conséquente. De plus, la densité du réseau routier, notamment les autoroutes, a sans doute créé un biais de collecte des individus puisque la collecte, opportuniste, est plus aisée lors de lynx collisionnés (présence de témoin de la collision, présence du cadavre à découvert, dans un milieu accessible). Cette zone est également une voie de dispersion des lynx subadultes qui essaient en périphérie du massif jurassien vers le sud et l'ouest. Ces deux derniers éléments expliquent certainement la relative abondance de lynx collectés sur la zone en 5 ans (six individus). Néanmoins, ils n'expliquent pas la forte prévalence observée de positivité (67%). Cette forte prévalence pourrait refléter un usage accru des AVK dans cette zone du fait de la simple densité de milieux urbains (facteur de risque de l'exposition) ou bien d'un autre processus plus local non identifiable. Sur ce « hot spot de positivité », c'est d'ailleurs la bromadiolone qui

est impliquée sur les quatre cas (dont un individu positif également au difénacoum et à la diféthialone).

De manière générale, nous pouvons remarquer que les lynx les plus à l'ouest de l'aire de collecte globale (ouest du Jura, sud-ouest de l'Ain, à l'exception du lynx de Côte d'Or et de celui de Saône et Loire) sont majoritairement positifs. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il soit en bordure du massif et rencontrent des milieux plus anthropisés (plaine de l'Ain notamment) avec un usage potentiellement plus intense des AVK « biocide ». Néanmoins, ces lynx sont collectés le long d'autoroutes (A39 et A40). Ces autoroutes peuvent révéler la positivité d'individus alors que d'autres congénères sont également positifs plus à l'est, loin de ces voies rapides très fréquentées, et sont non détectés car non percutés par un véhicule automobile. Il est ainsi, de manière générale, très délicat d'interpréter la distribution géographique des lynx positifs et négatifs et encore plus la distribution des différentes molécules détectées. Ce qui marque néanmoins sur la **figure 22**, et ce qui est à retenir, est la détection des molécules à divers endroits, témoignant que les différentes substances AVK sont utilisées par de multiples acteurs en de multiples lieux du territoire et que les lynx sont globalement exposés sur l'ensemble de leur aire de répartition sur le massif jurassien.

Nous avons observé huit lynx multi-contaminés. Ces individus ont donc été exposés à plusieurs reprises aux AVK puisque chaque produit utilisé ne contient qu'une seule substance (bien qu'il soit possible que le lynx ait ingéré des AVK une seule fois en consommant une seule proie elle-même multi-contaminée). Sur la **figure 22**, ces lynx sont situés à des localisations différentes sur le territoire, soulignant une fois de plus l'utilisation ubiquitaire des molécules sur la zone. Le fait que la bromadiolone soit présente chez sept d'entre eux montre la grande utilisation de cette molécule sur le territoire. De plus, cette molécule est à chaque fois la plus concentrée lorsqu'elle est présente. Puisque les concentrations des appâts biocides sont similaires quelle que soit la substance utilisée et que les demi-vies sont semblables entre SGARs, cette différence de concentration individuelle au sein des individus multi-contaminés pourrait s'expliquer par une plus grande quantité de bromadiolone consommée relativement aux autres molécules, du fait d'une plus forte utilisation de cette molécule sur le territoire comme supposé précédemment.

Enfin, concernant la répartition spatiale des hautes concentrations, celles-ci se retrouvent principalement dans les zones où le plus de lynx positifs ont été retrouvées, ce qui témoigne de l'intensité probable de l'utilisation AVK dans cette zone. Néanmoins, comme précédemment, il ne faut pas oublier le fait que ce soit lié à la caractéristique très anthropisée de la zone (plus d'autoroutes donc plus de chances de révéler un individu positif et concentré) plus qu'à un réel « hot spot » de hautes concentrations par rapport au reste du territoire.

3. Facteurs de risque de l'exposition

La réalisation d'analyses univariées puis multivariées a permis de faire ressortir les facteurs de risque les plus significatifs pour les différentes variables d'exposition. Nous commencerons par discuter des prédicteurs retenus dans les meilleurs modèles puis aborderons quelques points de réflexion sur les observations concernant les autres facteurs de risque envisagés. Nous avons choisi de séparer cette partie selon les différentes variables d'exposition. Nous discuterons exhaustivement les résultats obtenus uniquement pour le premier groupe de variables d'exposition : les variables de présence/absence. Pour les variables d'exposition suivantes, nous présenterons uniquement les points de discussion qui apportent de nouveaux éléments sur la connaissance de l'exposition du lynx aux AVK.

A. Variables de présence/absence : « occurrence AVK », occurrence de bromadiolone et occurrence de brodifacoum

a. La classe d'âge

Il nous semblait intéressant de construire trois variables d'occurrence afin de comparer la probabilité de détecter au moins un AVK quel qu'il soit avec celle de détecter un AVK mixte ou encore avec celle de détecter un AVK uniquement « biocide ». Il s'est avéré que dans les trois cas, la classe d'âge était le principal facteur de risque (**Tableau XIV**). Le même constat est d'ailleurs retrouvé pour des mustélidés chez qui l'âge a même pu être estimé par une variable quantitative discrète (mois) (Sainsbury et al., 2018). Plus les individus étaient âgés, plus la probabilité de détecter un AVK était proche de 1. Cela n'est pas très surprenant puisque du fait de la persistance des AVK dans les tissus, les individus « (sub)adultes » (de plus d'un an) ont une fenêtre d'exposition plus longue (davantage de mois de vie) ce qui leur confère un plus grand risque d'être contaminé à une ou plusieurs reprises.

Une autre explication pourrait résider dans le fait que les jeunes évoluent dans des milieux plus favorables que les « (sub)adultes ». Les premiers restent en effet avec leur mère dans des zones relativement restreintes jusqu'à leur indépendance tandis que les « (sub)adultes » doivent probablement traverser des zones davantage anthropisées lors de leur dispersion, ce qui a accru leur risque d'exposition. Lors de l'approche de cette variable de l'âge, la dispersion nous semblait d'ailleurs être la principale période à risque pour l'exposition du fait de ce rapprochement des individus en quête d'un territoire avec les installations humaines. D'ailleurs, lors des rencontres entre humains et lynx rapportées par le presse, ce sont des subadultes en dispersion qui ont été identifiés ([Francetvinfo, 2023](#); [France3-regions.francetvinfo, 2023](#)). A cette période de leur vie, ces individus « peu expérimentés » pourraient éprouver des difficultés à se nourrir et se rabattre par défaut sur des petits mammifères au détriment des ongulés.

Nous avons également regardé rapidement la distribution de l'exposition sur la variable d'âge en trois classes (jeune, subadulte, adulte, N=43+13+9, **Annexe 1**). Ainsi, quel que soit la variable de présence/absence, la proportion d'exposés était légèrement plus élevée chez les adultes que chez les subadultes sauf pour la bromadiolone, mais ces différences n'étaient jamais significatives. D'autre part, la proportion d'exposés était plus élevée chez les subadultes que chez les jeunes, sans que les différences ne soient significatives. Ainsi, au vu de ces observations, il semblerait que la différence majeure de l'effet de l'âge sur l'exposition s'effectue davantage entre les jeunes et les subadultes, plutôt qu'entre les subadultes et adultes. Cela nous permet de fortement suggérer que la période de dispersion est la plus à risque pour les lynx concernant l'exposition aux AVK.

Dans ce travail, nous avons observé que des animaux avaient été exposés au cours de leur première année. L'âge du plus jeune lynx positif a été estimé 6 mois par J.M. Vandel (individu retrouvé en novembre, avec un foramen apical ouvert). A cet âge, la contamination est supposée plutôt provenir de la consommation d'une proie contaminée. Néanmoins, l'exposition via transfert fœtal ne peut pas être exclue, puisqu'elle a déjà été démontrée chez plusieurs espèces dont les lynx roux en Californie (Serieys et al., 2015). Il pourrait être intéressant de déterminer si des individus encore plus jeunes sont exposés. Néanmoins, puisqu'ils restent dans la tanière ou très proche de celle-ci lors de leurs premières semaines, il est très improbable de les collecter mort. Il faudrait envisager des études plus invasives sur animaux vivants, ce qui semble peu réalisable.

En comparant les trois variables de présence/absence, nous pouvons noter que l'effet de la classe d'âge est plus fort pour la probabilité de détecter du brodifacoum (9,8 fois plus probable

pour un « (sub)adulte », **Tableau XIV**), que pour détecter un quelconque AVK ou encore moins de la bromadiolone. En effet, sur les 80 individus utilisés pour les modèles, sept des huit positifs au brodifacoum sont des « (sub)adultes ». Cela semble traduire le fait que le brodifacoum est plus inaccessible aux jeunes que la bromadiolone, ce qui s'expliquerait peut-être par la restriction d'usage du brodifacoum à des milieux urbains où les jeunes sont moins susceptibles d'être présents avant leur indépendance et leur dispersion. Néanmoins, sans donnée de vente ni d'usage, il nous est impossible de proposer des hypothèses sérieuses pour expliquer cette observation.

b. La proportion de milieux urbains dans le domaine vital

La proportion de milieux urbains est un facteur de risque significatif pour la probabilité de détecter au moins un AVK et de détecter la bromadiolone (**Tableau XIV**). En effet, plus les lynx ont un domaine vital anthropisé, plus ces probabilités augmentent. Cela valide notre hypothèse selon laquelle les lynx vivant plus près des installations urbaines, où les AVK sont utilisés comme « biocide », ont plus de chances d'être exposés. Ce résultat avait déjà été obtenu avec des coyotes et des lynx roux aux Etats-Unis (Nogeire et al., 2015; Riley et al., 2007). Une association positive entre la probabilité de détection d'un AVK et la densité humaine de la zone de collecte avait également été démontrée en Espagne et en Allemagne (Geduhn et al., 2015; López-Perea et al., 2019, 2015). Bien qu'attendu, ce résultat démontre que la probabilité d'exposition n'est pas la même partout pour les lynx et qu'il y a un lien réel entre la source humaine d'utilisation des AVK et la contamination du prédateur. Cette contamination ne se fait probablement pas au hasard mais résulte de la présence du lynx dans des milieux anthropisés. Ce résultat témoigne également du danger potentiel que peuvent représenter ces usages AVK en milieu urbain puisqu'ils se répercutent jusqu'au sommet de la chaîne alimentaire, et probablement à distance de leurs lieux d'utilisation. Cela démontre que les mesures de réduction des risques lors d'utilisation des produits biocides sont insuffisantes pour empêcher la contamination de cette espèce et que des mesures complémentaires paraissent nécessaires si nous souhaitons restreindre cette exposition, et ses conséquences éventuelles (discutées plus loin). Il serait envisageable par exemple durcir l'encadrement des usages AVK « biocide » en interdisant la vente libre aux particuliers, comme le propose l'ANSES (ANSES, 2022).

Ce résultat demande également à être vérifié et approfondi en utilisant d'autres variables spatiales plus précises. En effet, dans cette première étude, nous avons créé deux grandes catégories d'espaces, les milieux urbains et les milieux agricoles, à partir de la détermination de la couche Theia-OSO (Thierion et al., 2022). Derrière ces grandes classes se cachent une multitude de types d'espaces avec leurs caractéristiques, notamment au sein des « milieux urbains ». Au sein de ceux-ci se retrouvent notamment les bâtiments agricoles où l'utilisation d'AVK « biocide » est fréquente pour protéger le bétail et les denrées stockées des nuisibles. Afin d'isoler ce type d'espaces, nous avons créé dans un second temps la carte de densité de probabilité d'exploitations agricoles sur la zone Ain-Jura-Doubs, qui ne s'est pas avérée être associée à la moindre variable d'exposition (voir discussion à ce propos ci-après). Néanmoins, il pourrait être intéressant de calculer la proportion de ce type de bâtiments dans le domaine du lynx. D'autres études ont par exemple identifié précisément des types d'habitations (lotissements individuels) ou des installations spécifiques (terrains de golf) comme déterminants de l'exposition (Nogeire et al., 2015; Serieys et al., 2015). Il pourrait être intéressant d'entreprendre une démarche similaire au cours d'études futures.

Enfin, un point intéressant à soulever réside dans le fait que le meilleur modèle pour l'occurrence de brodifacoum ne contient pas cette proportion de milieux urbains. L'association entre les deux variables n'était pas significative lors des tests univariés (p -value = 0,094, **Tableau XII**). Ceci est étonnant car le brodifacoum est, à l'inverse de la bromadiolone, restreint à un

usage « biocide » donc plutôt à un usage en milieu urbain (logements, bâtiments publics, bâtiments industriels, etc.). Ce résultat met peut-être en évidence justement que les usages d'AVK « biocide » sont réalisés également dans d'autres lieux, plutôt isolés (refuges de montagne, bâtiments agricoles disséminés dans la campagne) et non inclus dans le milieu urbain en tant que tel. Du fait que le brodifacoum soit la molécule avec le plus de spécialités, il se pourrait que son usage soit encore plus ubiquitaire, notamment dans ces lieux isolés, et qu'ainsi le recouvrement de son aire d'utilisation avec les milieux urbains soit moins net. Alternativement, il se pourrait que ce soit la taille restreinte des données (uniquement huit individus positifs au brodifacoum utilisés dans les analyses multivariées) qui empêche la mise en évidence d'une association avec les milieux urbains, comparé aux deux autres variables d'occurrence.

c. Les facteurs non significatifs sur la probabilité de détection des molécules

La « saison lynx »

La « saison lynx » n'a pas été observée comme associée à la probabilité de quantification d'AVK chez le lynx, notamment à la variable « occurrence AVK » (**Tableau XI**). Une différence significative entre les périodes de l'année aurait pu être cependant présente comme ce fut le cas pour les mustélidés à l'automne et à l'hiver (correspondant partiellement à la modalité 3 « Sept-Déc » dans notre étude) au Danemark mais également en France (Elmeros et al., 2011; Fournier-Chambrillon et al., 2004). Cette période correspond en effet au pic démographique des rongeurs et ainsi aux traitements AVK, notamment PPP (Couval et al., 2013b; Fournier-Chambrillon et al., 2004). L'absence d'association dans notre cas pourrait s'expliquer par plusieurs raisons : (1) les lynx se nourrissant très peu de rongeurs, l'évolution démographique de ces micromammifères n'a pas de répercussion sur la diète et donc sur l'exposition de l'espèce ; (2) la persistance des AVK pendant plusieurs mois nivellent l'exposition dans l'année et ne permet pas d'identifier des périodes de l'année (périodes de traitements) plus à risque que d'autres ; (3) la séparation de l'année en trois tiers avec des effectifs très variables (1^{er} tiers : 28 , 2^{ème} tiers : 14, 3^{ème} tiers : 44) ne permet pas d'étudier correctement un éventuel changement du risque d'exposition au cours de l'année.

Le sexe

Le sexe de l'individu n'est jamais ressorti comme significatif dans l'exposition aux AVK en termes de probabilité d'occurrence. Ce résultat est quelque peu surprenant. Du point de vue du régime alimentaire, il est vrai peu de différences existent entre mâles et femelles en ce qui concerne le risque d'exposition (on rappelle seulement la tendance à la consommation de proies plus grosses pour les mâles et la fréquence de prédation plus élevée chez les femelles suitées). Néanmoins, une différence aurait pu être causée par le fait que les mâles sont censés disperser plus loin et plus longtemps que les femelles et qu'ils arpentent davantage les limites de leur domaine vital (Zimmermann et al., 2005). Ces deux éléments auraient tendance à faire que les mâles fréquentent davantage de milieux anthropisés que les femelles et puissent être plus régulièrement exposés. Nous n'en observons en revanche aucune évidence dans ce travail.

L'état corporel

L'état corporel ne semble jouer aucun rôle dans la probabilité de présence d'AVK chez les lynx collectés. Cette observation est probablement due au fait que la bonne ou mauvaise santé des individus n'a pas d'influence sur leur degré de fréquentation ou non des milieux urbains et que les lynx en état dégradé ne consomment pas davantage de rongeurs que ceux en bon état. Néanmoins, une explication majeure de l'absence de significativité de cette variable pourrait être son hétérogénéité entre les classes d'âge, et sa mauvaise définition. En effet, sur les

18 individus (parmi 80) en état dégradé, 13 étaient des jeunes et seulement cinq des « (sub)adultes ». Il y a donc une association entre les variables classe d'âge et état corporel bien que celle-ci ne soit pas significative (K_{hi}^2 , p -value = 0,085). Puisque la majorité des individus en état corporel dégradé sont des jeunes et que ceux-ci sont peu exposés, l'état corporel ne ressort ainsi pas associé avec aucune variable de présence/absence. Néanmoins, en se restreignant uniquement aux individus (sub)adultes avec un état corporel évaluable ($N=35$), quatre individus « dégradé » sur cinq étaient positifs pour au moins un AVK, dont trois individus à la bromadiolone et au brodifacoum (tests de Fisher non significatifs pour les trois variables d'occurrence au vu des trop faibles effectifs).

Ainsi, l'état corporel pourrait être un facteur significatif de la probabilité de détecter des molécules AVK chez les lynx mais le design de notre étude n'a pas permis de le mettre clairement en évidence.

La période de collecte

La période de collecte n'est pas non plus ressortie significative dans les meilleurs modèles ni même dans les tests statistiques univariés pour aucune variable de présence/absence, bien qu'il y ait deux fois plus de lynx positifs à au moins un AVK en 2021-2022 qu'en 2018-2020 (**Tableau X**). Cette tendance est d'ailleurs quelque peu contraire à ce que nous aurions pu attendre si les traitements PPP jouaient un rôle dans l'exposition. En effet, après leur arrêt en 2020, nous aurions pu penser que la probabilité de quantifier un AVK chez les lynx diminuerait en 2021-2022 par rapport à la précédente période. L'absence d'une telle observation pourrait traduire le fait que les traitements contre les campagnols n'ont jamais réellement exposé les lynx aux AVK, du fait d'une ampleur limitée sur la période 2018-2020, ce qui fut probablement le cas suite à l'instauration des mesures réglementaires de réduction des usages et l'avènement de la lutte raisonnée (Coourdassier et al., 2016). Cette hypothèse est renforcée par l'absence d'association entre l'exposition globale (quelle que soit la variable) et la proportion de milieux agricoles dans le domaine vital (voir discussion ci-après).

A l'inverse, la présente tendance semble signifier une augmentation de l'usage AVK sur le territoire, avec donc une augmentation de l'usage « biocide ». Néanmoins, une fois encore, aucun chiffre de vente ou rapport d'utilisation par un quelconque acteur n'est disponible pour étayer cette hypothèse. Enfin, une dernière hypothèse de l'augmentation (non-significative) de la proportion de lynx positifs aux AVK pourrait résider dans l'accroissement des effectifs collectés annuellement, en corrélation avec l'accroissement de la population jurassienne (**Tableau I**, [Kaczęński et al., 2021](#)). Il pourrait ainsi y avoir une expansion des jeunes individus vers de nouveaux territoires plus urbains avec davantage de risques de collisions, ce qui augmenterait ainsi la proportion de lynx positifs parmi les collectés.

La proportion de milieux agricoles dans le domaine vital

Nous avons souhaité modéliser l'usage PPP en estimant la proportion de parcelles agricoles susceptibles de recevoir des traitements dans le domaine vital du lynx. Nous pensions que plus cette proportion serait élevée, plus la risque d'exposition de l'individu serait important. Néanmoins, un des principaux résultats de notre étude est l'absence d'influence de la proportion de milieux agricoles sur la présence d'AVK. Absent dans les meilleurs modèles, la variable environnementale était même très fortement non-associée à « occurrence AVK » (**Tableau X**). Cela semble signifier que les surfaces agricoles ne sont pas à risque pour le lynx. Sous réserve que notre proxy soit adapté pour traduire l'usage de bromadiolone comme PPP, nous pouvons donc dire que l'usage PPP ne représente pas une menace pour le lynx.

Cela peut s'expliquer par le fait que cet usage était très limité en termes d'ampleur sur la période et la zone d'étude, ou bien par exemple, que ces traitements ne se répercutaient pas par transfert dans la chaîne alimentaire jusqu'au lynx (peu de consommation de campagnols ou de proies ayant consommées des campagnols intoxiqués par le félin). Nous ferons la remarque que cette absence de significativité de la proportion de milieux agricoles sur l'exposition, couplée, à l'inverse, à une significativité de la proportion de milieux urbains rejoint et renforce le constat réalisé en Espagne sur la faune sauvage en général (López-Perea et al., 2019).

La densité de probabilité d'exploitations agricoles dans le domaine vital

L'étude de cette variable, réalisée dans un second temps, avait pour objectif de parvenir à détecter un éventuel effet de l'usage AVK comme « biocide » au sein des exploitations agricoles. Plus la densité de probabilité était forte dans le domaine vital, plus cet usage AVK était modélisé comme intense. Il s'est avéré que cette variable n'avait d'influence sur aucune des variables d'exposition (**Tableau XV**). Néanmoins, cette absence d'influence pouvait sembler inattendue de prime abord car les exploitations agricoles sont un lieu privilégié d'utilisation d'AVK « biocide ». De plus, comme mentionné lors de la présentation de la méthodologie, plusieurs études ont mis en évidence l'effet de cet usage en particulier sur l'exposition de la faune sauvage, même si les proxy utilisés (densité de bétail dans le district de collecte de l'animal exposé) n'étaient pas identiques (Geduhn et al., 2015; López-Perea et al., 2019). L'absence d'association dans notre cas pourrait résider dans le fait que malgré des différences géographiques réelles de densité d'exploitations agricoles sur le territoire, et donc entre les domaines vitaux des différents lynx, les exploitations agricoles représentent malgré tout une trop faible surface dans le domaine vital des lynx pour que cela se répercute en une variation de la pression d'utilisation d'AVK « biocide » dans le milieu et agisse ainsi sur l'exposition globale. C'est davantage la variation de la densité de l'ensemble des installations humaines (bâtiments agricoles mais surtout bâtiments publics, logements, bâtiments industriels, etc.) qui peut grandement faire varier la pression d'utilisation en AVK sur le territoire et qui est donc plus en mesure de moduler le risque d'exposition, d'où l'association démontrée avec la proportion de milieux urbains.

Néanmoins, il est également fort possible que la raison principale de l'absence d'influence de la variable sur l'exposition soit le résultat d'une méthodologie non adaptée pour modéliser cet usage. D'autres proxys pourraient être privilégiés pour tenter de mieux évaluer l'effet de l'usage AVK « biocide » dans les bâtiments agricoles.

B. Nombre de composés détectés

Les résultats pour cette variable sont similaires à ceux obtenus pour la variable « occurrence AVK » puisque le « plus grand saut » correspond au passage entre les individus sans aucun composé détecté (N=67) et les individus avec un composé détecté (N=15) (sur les 86 lynx totaux). Ainsi, les facteurs de risque influençant cette variable sont ceux qui expliquent la probabilité de quantifier un composé par rapport à celle de n'en quantifier aucun. Nous retrouvons donc dans le meilleur modèle la classe d'âge et la proportion de milieux urbains comme prédicteurs significatifs du nombre de composés détectés. Mais encore, nous retrouvons également la période de collecte. En effet, sur un effectif total de 80 lynx, cinq des sept lynx multi-contaminés ont été collectés en 2021-2022 (**Tableau XIII**). Avec cette variable, le caractère significatif de la période de collecte ressort, à la différence des variables d'exposition précédentes, et retranscrit sans doute l'augmentation de l'usage d'AVK « biocide » dans les dernières années. De la même façon que pour les variables de présence/absence, les autres variables explicatives ne sont pas des facteurs de risque.

C. Les concentrations

Une troisième façon de modéliser l'exposition fut de nous intéresser aux concentrations hépatiques positives ($> 0,01 \mu\text{g}$), concentrations totales ou bien uniquement de bromadiolone, et d'identifier les facteurs expliquant les plus hautes concentrations. Il s'avère qu'aucun facteur de risque n'a été identifié comme significatif dans le meilleur modèle pour chaque variable (**Tableau XIV**). Plus encore, aucun test univarié avec les variables explicatives n'était même significatif (**Tableau XII**).

L'état corporel

Il semblerait que les concentrations en bromadiolone soient plus élevées chez les individus en état corporel dégradé, et que cette tendance soit encore plus forte pour les concentrations totales (**Tableau XII**). Cela pourrait s'expliquer par le fait que les individus affaiblis se rabattent sur des proies plus faciles et consomment potentiellement davantage de rongeurs contaminés. Une autre hypothèse serait que les animaux maigres exhibent des concentrations hépatiques anormalement élevées à cause de la perte de graisse dans le foie et du relargage des AVK lipophiles des graisses périphériques vers ce même foie, concentrant alors les résidus dans l'organe (Horak et al., 2018). D'ailleurs, l'absence totale d'association de la classe d'âge avec les concentrations renforce cette deuxième explication : les jeunes étant plus maigres, ils sont dès lors susceptibles d'exhiber plus aisément des concentrations élevées.

Enfin, nous pouvons nous demander si cette tendance ne pourrait pas s'entendre dans l'autre sens, à savoir qu'une concentration élevée en AVK ait entraîné un dépérissement de l'animal. Il a en effet été montré que l'ingestion alimentaire diminue chez les rongeurs contaminés à la warfarine (Townsend et al., 1984). Dans ce cas, l'état corporel « dégradé » serait une conséquence de l'exposition et non un facteur de risque de celle-ci.

Le sexe

Son association avec la concentration de bromadiolone n'est pas significative bien que la plupart des concentrations les plus élevées soient retrouvées chez des individus mâles (médiane nettement supérieure que les femelles, **Tableau XII**). Cette tendance pourrait s'expliquer par le fait que les mâles consomment davantage de proies contaminées que les femelles et bioaccumulent des quantités plus importantes que celles-ci. Néanmoins, sous cette hypothèse, le sexe devrait être apparu comme facteur associé à la probabilité de quantifier de la bromadiolone, ce qui n'était pas le cas. Une autre hypothèse serait, à la manière de ce qui a été démontré chez l'Homme pour de nombreux polluants lipophiles, qu'il existe une déperdition de la charge polluante en AVK chez les femelles, qui la transfère à leur progéniture par passage transplacentaire et/ou par allaitement (Bloom et al., 2022). Cela a également été observé chez des mammifères marins pour les biphényles polychlorés (PCB) (Desforges et al., 2012). Cela reste à démontrer pour les AVK et nécessiterait des études plus poussées. Bien que protégeant, d'une certaine manière, les mères de l'atteinte du seuil de déclenchement des effets hémorragiques, ce phénomène serait particulièrement problématique pour les jeunes individus, et expliquerait leur contamination précoce.

4. Conséquences de l'exposition : collisions et mortalité

A. L'absence d'association avec la survenue de collisions

Au cours de ce travail, il n'a pas été mis en évidence une quelconque association entre l'exposition aux AVK et les collisions routières. La proportion de positifs était quasiment

identique chez les animaux ayant subi ce traumatisme et chez les autres. De plus, les concentrations étaient plutôt supérieures chez les animaux non-collisionnés que chez ceux victimes de collision. Les mêmes observations avaient été faites dans l'étude sur les mustélidés au Danemark (Elmeros et al., 2011). Cependant, dans notre étude, les animaux qui meurent de cause non traumatique sont surtout des animaux en mauvais état corporel, ce qui pourrait cacher l'effet réel dans la contamination d'AVK sur la vigilance et donc le risque de collisions. Afin de mieux évaluer cette éventuelle association, il faudrait pouvoir collecter davantage d'individus pour ensuite se restreindre uniquement aux animaux en bon état corporel et comparer l'exposition des collisionnés et non-collisionnés sur cette échantillon uniquement. Il pourrait sinon être pertinent de se focaliser sur une autre espèce modèle (renard) pour laquelle nous pouvons obtenir un échantillonnage conséquent d'animaux collisionnés et non-collisionnés (animaux piégés ou abattus).

B. Manifestations cliniques et intoxications létales

Parmi les 88 lynx collectés entre 2018-2022, nous en avons exclu deux qui avaient probablement été empoisonnés intentionnellement. Il s'avère que les AVK semblent pouvoir tuer les lynx également de manière non-intentionnelle. En effet, deux autres individus remplissent plusieurs critères pour considérer les AVK comme cause de leur mort : pas d'autre cause de mort mise en évidence, difficulté à évaluer la coagulation sanguine (conservation altérée du cadavre) et concentration hépatique supérieure à 0,2 µg/g.

D'autres animaux avec une concentration supérieure à 0,1 µg/g ont subi de graves collisions empêchant l'examen correct d'éventuelles perturbations hémorragiques liées aux AVK. Tous présentaient des saignements dans les cavités et un individu n'avait pas de caillots sanguins dans le cœur. Il est impossible d'affirmer si ces observations sont dues à la présence d'AVK. Cela montre la difficulté de diagnostiquer la mortalité due à cette exposition, et ce, même si les autopsies sont de bonne qualité et réalisées précocement. De plus, le seuil de 0,2 µg/g n'est peut-être pas pertinent pour attribuer la mort aux AVK des suites de manifestations hémorragiques puisque les félidés sont considérés comme étant moins sensibles que d'autres espèces prédatrices (rapaces, par exemple) (Kopanke et al., 2018).

5. Limites de l'étude et perspectives

Notre étude doit être considérée avec prudence car plusieurs biais, liés au processus d'acquisition de la donnée et des matrices analysées, peuvent impacter la fiabilité des résultats obtenus. Tout d'abord, la collecte des données est opportuniste, il n'y a pas de recherche prospective des cadavres et seuls ceux détectés fortuitement par un civil ou un ITD sont collectés. En revanche, grâce à la mise en place d'un protocole systématique d'autopsie et d'analyses toxicologiques des cadavres de lynx depuis 2018, nous avons un contrôle sur le processus de décision puisque chaque cadavre détecté était analysé (sauf impossibilité). Il n'y a pas de contrôle de la répartition spatiale et temporelle ni de contrôle sur le processus d'observation (par exemple, l'effort de prospection des milieux). De ce fait, il y a un fort biais de collecte envers les cadavres présents dans des milieux fréquentés (zones urbaines, bords de route, chemins forestiers) tandis que les animaux morts dans des milieux plus reculés et plus couverts ont moins de chance d'être collectés. De ce fait, l'échantillon en notre possession ne reflète pas la population totale. La part des animaux vivant en milieux anthropisés et morts de cause traumatique est très probablement surestimée par rapport à la population totale. De ce fait, les résultats d'exposition sont difficilement extrapolables à la population totale, nous pouvons penser que la prévalence globale de la population est plus faible que celle estimée dans notre étude. Nous accédons alors ici à une « prévalence relative ». Néanmoins, cela reste très

intéressant et nous pourrions comparer l'évolution de cette valeur lors de futurs travaux, afin d'étudier si celle-ci augmente ou diminue, sous réserve que les biais de collecte énoncés précédemment demeurent identiques.

De plus, il semble peu probable que ce biais de collecte remette en cause la fiabilité des facteurs de risque d'exposition identifiés, puisque l'âge n'a vraisemblablement peu à voir avec le degré d'isolement des lynx vis-à-vis des milieux humains, et que ces lynx plus isolés devraient avoir une proportion de milieux urbains relativement faible dans leur domaine vital et donc être peu exposés.

Une autre limite de notre étude à discuter réside dans la création des variables explicatives. L'importance de l'âge dans l'exposition nous incite à améliorer sa détermination chez les lynx afin de pouvoir étudier avec plus de précision la période à risque majeure pour l'espèce. Pour cela, il serait intéressant d'utiliser la cémentochronologie à partir des canines (Marti and Ryser-Degiorgis, 2018b; Matson et al., 1993). Cela permettrait de séparer plus facilement les trois grandes classes, voire de pouvoir étudier l'âge comme une variable quantitative discrète (Sainsbury et al., 2018).

Concernant l'état corporel, refaire les analyses sur la base d'un effectif plus étoffé (i.e. après quelques années supplémentaires de collecte) pourrait permettre de séparer les jeunes et les « (sub)adultes » et ainsi d'étudier l'effet potentiel de cette variable uniquement sur cette deuxième classe pour plus d'homogénéité. Eventuellement, une redéfinition de la variable pourrait être entreprise pour la rendre plus robuste. Nous pouvons penser à utiliser les informations de poids et de taille recueillies lors de l'autopsie afin de créer une variable quantitative de l'état corporel comme réalisé dans l'étude danoise sur les mustélidés (Elmeros et al., 2011).

Concernant les variables de proportion des milieux, il pourrait être intéressant d'utiliser une autre couche que Theia-OSO pour les calculer, bien que celle-ci nous ait été recommandée par plusieurs experts au vu de ses caractéristiques adaptées. Nous pourrions également avoir recours à d'autres proxys pour tester l'effet de l'environnement du lynx sur son risque d'exposition, comme par exemple, collecter des métriques d'usages « biocide » plus précises (comme des enquêtes d'usage auprès du grand public et/ou des professionnels). Néanmoins, quel que soit les proxys utilisés, l'incertitude primaire résiderait toujours dans l'identification-même de l'environnement du lynx. En effet, pour cette étude, nous ne connaissions que la localisation du point de collecte de l'individu sans n'avoir aucune information sur son lieu de vie préalable. Ainsi, nous ne pouvions accéder, au travers d'une démarche de modélisation, qu'à un domaine vital théorique pour chaque individu, et cela a demandé d'élaborer de multiples hypothèses discutables. En effet, nous avons considéré que chaque individu avait un domaine de vie stable, circulaire, de 100 ou 150km² selon son âge/sexe, et nous n'avons pas pris en compte la présence d'éventuels obstacles au déplacement (altitude, voies ferrées, routes). Ce domaine vital a été localisé grâce au travail de Bauduin et al. (en cours de publication) mais la probabilité qu'il reflète exactement la zone de vie, et donc de contamination de l'individu est quasiment nulle (Bauduin et al., En cours de publication). En effet, ne pouvant faire autrement, nous avons attribué une zone de vie à un lynx qu'il n'a peut-être jamais fréquenté. Ainsi nous avons probablement augmenté ou réduit artificiellement les véritables proportions de milieux urbains et agricoles dans l'environnement du lynx. Pour réduire cette incertitude, il serait intéressant d'équiper des lynx avec des colliers GPS pour pouvoir connaître les domaines vitaux précis d'une partie de la population du territoire national. Ainsi, nous pourrions davantage explorer les caractéristiques environnementales de ces domaines vitaux qui influencent l'exposition (Samelius et al., 2012; Serieys et al., 2015; Zimmermann et al., 2005). Néanmoins, cela représenterait une manipulation invasive (capture et anesthésie d'animaux sauvages) et aurait un coût important. Devant ces freins économiques et éthiques, une autre piste serait d'utiliser les données du suivi par indices de présence (déjections, pièges photographiques) réalisé par le

Réseau Loup-Lynx afin d'estimer grossièrement les domaines vitaux des individus ou bien d'affiner le travail de modélisation effectué. Bien que rudimentaire et imprécise, cette perspective apporterait déjà une plus-value significative par rapport à notre étude.

Nous avons choisi de ne considérer « positif » pour une molécule uniquement les individus ayant une concentration supérieure à la plus haute LOQ utilisée sur la période soit 0,01 µg/g. Ainsi, nous pouvons légitimement penser que certains individus possédaient des résidus d'AVK dans le foie à des valeurs inférieures à cette LOQ mais supérieures à la limite de détection (LOD, 0,005 µg/g) et attribuer cette valeur de LOD à ces cas intermédiaires, et 0.000 aux cas en deçà de la LOD. De plus, ces individus en deçà de la LOD ont peut-être été exposés mais la sensibilité de la technique analytique n'a pas permis de rendre compte de cette exposition. De la même façon, nous aurions pu modéliser les variables de concentration en prenant en compte à la fois les concentrations supérieures à la LOQ (les « positifs ») et les concentrations inférieures (les « négatifs »). Nous aurions pu donner une valeur égale à la LOQ/2, LOD ou bien LOD/2 afin de modéliser l'ensemble des concentrations, ce qui n'aurait malgré tout pas obligatoirement permis de gagner en robustesse. Ainsi, nous aurions pu avoir recours à d'autres types de modèles généralisées linéaires pour modéliser ces variables de concentration. Une telle approche pourrait être entreprise dans les prochaines études.

Finalement, nous n'avons étudié qu'un seul effet subléthal de l'exposition aux AVK sur le lynx, à savoir la perturbation potentielle de la vigilance et l'augmentation du risque de collisions. La surveillance passive à partir de cadavres collectés en bord de route ne permet pas réellement d'étudier cet effet potentiel de troubles comportementaux de ce type, notamment car la grande majorité des animaux sont collectés après collision. Il faudrait dans un premier temps exercer une surveillance plus active afin d'obtenir un jeu de données plus comparable entre animaux collisionnés et non-collisionnés. De plus, nous pourrions utiliser une autre espèce plus commune telle que le renard pour avoir un jeu de données plus important. Pour faire encore mieux, il faudrait mener une expérience prospective en conditions contrôlées (exposition volontaire des lynx), ce qui n'est ni réaliste ni éthiquement acceptable sur une espèce comme le lynx. Ces études sont même très rares toutes espèces confondues, hormis une récente étude s'étant entachée à intentionnellement nourrir des rapaces avec des rongeurs contaminés puis à étudier leur devenir après relâcher (Vyas et al., 2022). Dans cette étude, les chercheurs ont observé que quatre des six oiseaux relâchés présentaient un trouble de la régulation thermique (piloérection).

A l'inverse de l'étude irréaliste de ces effets subléthaux de l'exposition, nous aurions pu nous intéresser à l'analyse des comorbidités retrouvées chez les lynx collectés (portage viral, maladie chronique, infection bactérienne, parasitisme). En effet, l'exposition aux AVK a déjà été préalablement démontrée comme associée positivement à la sévérité du parasitisme (voir partie 1, II, (Lemus et al., 2011; Riley et al., 2007)). Cependant, les données à notre disposition n'étaient pas suffisamment homogènes entre les laboratoires départementaux ayant autopsié les lynx, et ni au cours de la période d'autopsie (changement du protocole au cours du temps), afin d'obtenir un jeu de données significatif et mener de telles analyses. Dans une prochaine étude, il pourrait être pertinent d'étudier par exemple si les lynx exposés sont davantage parasités (en proportion comme en intensité) que les lynx non-exposés. De plus, puisqu'un des effets subléthaux principalement documentés de l'exposition aux AVK est un effet reprotoxique, il serait pertinent de suivre avec attention la dynamique de population de l'espèce afin de déceler une éventuelle baisse du succès reproducteur. L'implication des expositions chroniques aux AVK sur ce paramètre pourrait, dans ce cas, être une piste à creuser pour les prochaines études.

CONCLUSION

Les AVK sont très fréquemment utilisés pour lutter contre les rongeurs nuisibles à travers le monde et notamment en France. Au-delà des rongeurs-cibles, de nombreuses espèces sont contaminées par ces polluants persistants, notamment les espèces de prédateurs. Celles-ci s'exposent en consommant diverses proies contaminées. Le lynx fait partie des prédateurs dont la conservation est un enjeu sur le territoire national. Cette espèce revenue en France après des épisodes de réintroduction en Suisse dans les années 1970 compte actuellement environ 150 individus et sa dynamique de population n'est pas favorable comme en témoigne son statut « en danger » sur la liste rouge nationale de l'UICN. L'espèce est victime de la fragmentation de son habitat qui favorise la survenue d'incidents avec les activités humaines (collisions routières et destruction illégale). Une autre menace anthropique pourrait être l'exposition aux AVK. En effet, ces molécules peuvent à la fois déclencher des manifestations hémorragiques létales mais aussi bien créer de multiples perturbations sublétales affaiblissant l'individu. De ce fait, dresser un bilan de l'exposition chez cette espèce menacée et identifier d'éventuels facteurs de risque revêtait un intérêt particulier afin de documenter une possible nouvelle pression agissant sur la conservation de l'espèce.

Pour cela, grâce aux analyses toxicologiques réalisées sur des cadavres collectés par le réseau SAGIR entre 2018 et 2022, nous avons mis en évidence une prévalence observée égale à 26,7% sur 86 individus, ce qui représente le premier résultat de prévalence pour cette espèce au monde. Les molécules les plus fréquemment détectées étaient la bromadiolone (16 occurrences) et le brodifacoum (10 occurrences). De plus, les probabilités de détecter une quelconque molécule AVK, de la bromadiolone ou du brodifacoum étaient significativement plus élevées chez les individus « (sub)adultes » que chez les jeunes. Ces individus plus âgés ont eu une fenêtre d'exposition plus longue et ont pu bioaccumuler une quantité significative d'AVK au cours de leur existence. Néanmoins, la présence d'un individu positif dès l'âge de 6 mois est un constat alarmant, illustrant une exposition dès le plus jeune âge, et ce avant la période de dispersion considérée comme la période la plus à risque.

La proportion de milieux urbains dans le domaine vital théorique, à la différence de la proportion de milieux agricoles, était un facteur de risque significatif pour l'exposition globale aux AVK et à la bromadiolone. Ce résultat plaide pour l'implication des usages AVK « biocide » réalisé par le grand public et les professionnels autour et dans les bâtiments comme source d'exposition. Une analyse subsidiaire n'a pas permis d'isoler les bâtiments agricoles (utilisation d'AVK « biocide » pour protéger les denrées stockées) comme associée à l'exposition.

Les effets de l'exposition ont difficilement pu être évalués à partir des données en notre possession. Aucune association avec l'augmentation du risque de collisions n'a pu être mise en évidence. De plus, quatre individus (dont deux soupçonnés d'avoir subi un empoisonnement volontaire) sont visiblement morts d'une intoxication aux AVK. Il est donc à ce stade délicat d'estimer la menace que représente l'exposition aux AVK pour la dynamique de la population française.

Nos résultats suggèrent que l'usage AVK « biocide » réalisé dans le milieu urbain atteint les plus hauts niveaux de la chaîne trophique, ce qui illustre que les mesures d'atténuation des risques requises ne sont pas suffisantes pour empêcher cette contamination d'espèces non-cibles. Une meilleure sensibilisation des utilisateurs pourrait être entreprise pour réduire ce phénomène. De nouvelles études seraient souhaitables afin de confirmer les tendances observées ici (rôle de l'âge et du degré d'urbanisation du domaine vital), d'identifier de nouveaux facteurs de risque et pourquoi pas d'étudier d'éventuels effets de l'exposition (association avec des comorbidités infectieuses ou parasitaires).

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Ain : un lynx s'invite devant la maison d'un habitant de Leyssard [WWW Document], 2023. . Franceinfo. URL https://www.francetvinfo.fr/animaux/ain-un-lynx-s-invite-devant-la-maison-d-un-habitant-de-leyssard_5961608.html (accessed 9.17.23).
- [2] Albert, C.A., Wilson, L.K., Mineau, P., Trudeau, S., Elliott, J.E., 2010. Anticoagulant Rodenticides in Three Owl Species from Western Canada, 1988–2003. *Arch Environ Contam Toxicol* 58, 451–459. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9402-z>
- [3] Alomar, H., Chabert, A., Coeurdassier, M., Vey, D., Berny, P., 2018. Accumulation of anticoagulant rodenticides (chlorophacinone, bromadiolone and brodifacoum) in a non-target invertebrate, the slug, *Deroceras reticulatum*. *Science of The Total Environment* 610–611, 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.117>
- [4] Amori, G., Clout, M., 2003. Rodents on islands: a conservation challenge, in: *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Australian Centre for International Agricultural Research, pp. 62–68.
- [5] Andrén, H., Liberg, O., 2015. Large Impact of Eurasian Lynx Predation on Roe Deer Population Dynamics. *PLOS ONE* 10, e0120570. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120570>
- [6] Andrén, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P.F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzén, R., Segerström, P., 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.025>
- [7] ANSES, 2022. Produits biocides : proposition de critères pour la restriction de leur vente en libre-service [WWW Document]. Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. URL <https://www.anses.fr/fr/criteres-produits-biocides-libre-service> (accessed 10.5.23).
- [8] Arrêté du 4 janvier 2005 relatif à la lutte contre le campagnol terrestre, en particulier aux conditions d'emploi de la bromadiolone, n.d.
- [9] Arrêté du 14 mai 2014 relatif au contrôle des populations de campagnols nuisibles aux cultures ainsi qu'aux conditions d'emploi des produits phytopharmaceutiques contenant de la bromadiolone, n.d.
- [10] Arrêté du 14 mai 2014 relatif au contrôle des populations de campagnols nuisibles aux cultures ainsi qu'aux conditions d'emploi des produits phytopharmaceutiques contenant de la bromadiolone, n.d.
- [11] Arrêté du 20 avril 2017 pris en application de l'article R. 522-16 du code de l'environnement et relatif aux conditions d'utilisation de certaines catégories de produits biocides, n.d.
- [12] Atkinson, I. a. E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. (No Title) 35.
- [13] Atkinson, I.A.E., 2006. Introduced Mammals in a New Environment, in: Allen, R.B., Lee, W.G. (Eds.), *Biological Invasions in New Zealand*, Ecological Studies. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 49–66. https://doi.org/10.1007/3-540-30023-6_4
- [14] Ayral, F., n.d. Vers une surveillance des zoonoses associées aux rats (*Rattus norvegicus*).
- [15] Badry, A., Schenke, D., Treu, G., Krone, O., 2021. Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environ Res* 193, 110602. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602>
- [16] Barten, R., 2009. Feldmäuse – Wirtschaftlichkeit. Presented at the Arbeitskreis Wirbeltiere, Delitzsch, Allemagne.
- [17] Bartoń, K., 2023. MuMIn: Multi-Model Inference.

- [18] Bauduin, S., Germain, E., Zimmermann, F., Idelberger, S., Herdtfelder, M., Heurich, M., Kramer-Schadt, S., Duchamp, C., Drouet-Hoguet, N., Morand, A., Blanc, L., Charbonel, A., Gimenez, O., En cours de publication. Eurasian lynx populations in Western Europe: What prospects for the next 50 years? Under review.
- [19] Beier, P., 1995. Dispersal of Juvenile Cougars in Fragmented Habitat. *The Journal of Wildlife Management* 59, 228–237. <https://doi.org/10.2307/3808935>
- [20] Belotti, E., Weder, N., Bufka, L., Kaldhusdal, A., Küchenhoff, H., Seibold, H., Woelfing, B., Heurich, M., 2015. Patterns of Lynx Predation at the Interface between Protected Areas and Multi-Use Landscapes in Central Europe. *PLOS ONE* 10, e0138139. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138139>
- [21] Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* 30, 93–100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2885.2007.00836.x>
- [22] Berny, P., Caloni, F., Croubels, S., Sachana, M., Vandenbroucke, V., Davanzo, F., Guitart, R., 2010a. Animal poisoning in Europe. Part 2: Companion animals. *Vet J* 183, 255–259. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2009.03.034>
- [23] Berny, P., Esther, A., Prescott, C., 2014. Risk mitigation measures for anticoagulant rodenticides as biocidal products. Final report to the European Commission (contract N°07-0307/2012/638259/ETU/D3).
- [24] Berny, P., Gaillet, J.-R., 2008. ACUTE POISONING OF RED KITES (*MILVUS MILVUS*) IN FRANCE: DATA FROM THE SAGIR NETWORK. *Journal of Wildlife Diseases* 44, 417–426. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417>
- [25] Berny, P., Velardo, J., Pulce, C., D'amico, A., Kammerer, M., Lasseur, R., 2010b. Prevalence of anticoagulant rodenticide poisoning in humans and animals in France and substances involved. *Clinical Toxicology* 48, 935–941. <https://doi.org/10.3109/15563650.2010.533678>
- [26] Berny, P.J., Buronfosse, T., Buronfosse, F., Lamarque, F., Lorgue, G., 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* 35, 1817–1829. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00242-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00242-7)
- [27] Bloom, M.S., Varde, M., Newman, R.B., 2022. Environmental toxicants and placental function. *Best Practice & Research Clinical Obstetrics & Gynaecology* 85, 105–120. <https://doi.org/10.1016/j.bpobgyn.2022.09.003>
- [28] Brakes, C.R., Smith, R.H., 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. *Journal of Applied Ecology* 42, 118–128. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.00997.x>
- [29] Breitenmoser, U., Breitenmoser, C., Capt, S., 1998. Re-introduction and present status of the lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Hystrix: the Italian Journal of Mammalogy* 10. <https://doi.org/10.4404/hystrix-10.1-4118>
- [30] Breitenmoser, U., Breitenmoser, C., Würsten, C., Lanz, T., Von Arx, M., Antonevich, A., Bao, W., Avgan, B., 2015. Lynx lynx. *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species.
- [31] Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., 2008. *Der Luchs: Ein grossraubtier in der kulturlandschaft*. Salm.
- [32] Breitenmoser, U., Haller, H., 1993. Patterns of Predation by Reintroduced European Lynx in the Swiss Alps. *The Journal of Wildlife Management* 57, 135–144. <https://doi.org/10.2307/3809010>
- [33] Breitenmoser, U., Kavczensky, P., Dötterer, M., Breitenmoser-Würsten, C., Capt, S., Bernhart, F., Liberek, M., 1993. Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. *Journal of Zoology* 231, 449–464. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1993.tb01931.x>

- [34] Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Capt, S., Vandel, J.-M., Stahl, P., Breitenmoser, U., 2007. Spatial and Social stability of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population: an assessment of 10 years of observation in the Jura Mountains. *wbio* 13, 365–380. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[365:SASSOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[365:SASSOA]2.0.CO;2)
- [35] Bryja, J., Nesvadbová, J., Heroldová, M., Jánová, E., Losík, J., Trebatická, L., Tkadlec, E., 2005. Common vole (*Microtus arvalis*) population sex ratio: biases and process variation. *Can. J. Zool.* 83, 1391–1399. <https://doi.org/10.1139/z05-133>
- [36] Buckle, A., 2013. Anticoagulant resistance in the United Kingdom and a new guideline for the management of resistant infestations of Norway rats (*Rattus norvegicus* Berk.). *Pest Management Science* 69, 334–341. <https://doi.org/10.1002/ps.3309>
- [37] Buckle, A.P., Smith, R.H., 2015. *Rodent Pests and Their Control*, 2nd Edition. CABI.
- [38] Capizzi, D., Bertolino, S., Mortelliti, A., 2014. Rating the rat: global patterns and research priorities in impacts and management of rodent pests. *Mammal Review* 44, 148–162. <https://doi.org/10.1111/mam.12019>
- [39] Caraballo, P.J., Heit, J.A., Atkinson, E.J., Silverstein, M.D., O’Fallon, W.M., Castro, M.R., Melton, L.J., 1999. Long-term use of oral anticoagulants and the risk of fracture. *Arch Intern Med* 159, 1750–1756. <https://doi.org/10.1001/archinte.159.15.1750>
- [40] Červený, J., Koubek, P., Bufka, L., 2002. Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) and its Chance for Survival in Central Europe: The Case of the Czech Republic. *Acta Zoologica Lituanica* 12, 428–432. <https://doi.org/10.1080/13921657.2002.10512534>
- [41] Červený, J., Krojerová-Prokešová, J., Kušta, T., Koubek, P., 2019. The change in the attitudes of Czech hunters towards Eurasian lynx: Is poaching restricting lynx population growth? *Journal for Nature Conservation* 47, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.11.002>
- [42] Chambers, L., Lawson, M., Hinds, L., 1999. Biological control of rodents - the case for fertility control using immunocontraception.
- [43] Chapron et al., 2014. Recovery of large carnivores in Europe’s modern human-dominated landscapes | *Science*.
- [44] Christensen, T.K., Lassen, P., Elmeros, M., 2012. High Exposure Rates of Anticoagulant Rodenticides in Predatory Bird Species in Intensively Managed Landscapes in Denmark. *Arch Environ Contam Toxicol* 63, 437–444. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9771-6>
- [45] Coeurdassier, M., Couval, G., Giraudoux, P., 2016. La lutte raisonnée contre le campagnol terrestre... 30 ans de recherche-actions pour prévenir les effets non intentionnels sur la faune sauvage.
- [46] Coeurdassier, M., Poirson, C., Paul, J.-P., Rieffel, D., Michelat, D., Reymond, D., Legay, P., Giraudoux, P., Scheifler, R., 2012. The diet of migrant Red Kites *Milvus milvus* during a Water Vole *Arvicola terrestris* outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis* 154, 136–146. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01193.x>
- [47] Coeurdassier, M., Riols, R., Decors, A., Mionnet, A., David, F., Quintaine, T., Truchetet, D., Scheifler, R., Giraudoux, P., 2014. Unintentional Wildlife Poisoning and Proposals for Sustainable Management of Rodents. *Conservation Biology* 28, 315–321. <https://doi.org/10.1111/cobi.12230>
- [48] Commission Européenne, 2016. Regulation to anticoagulant rodenticides.
- [49] Commission Européenne, 2012. Règlement (UE) no 528/2012 du Parlement européen et du Conseil du 22 mai 2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l’utilisation des produits biocides Texte présentant de l’intérêt pour l’EEE.
- [50] Commission Européenne, 2009a. Règlement (CE) no 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil.

- [51] Commission Européenne, 2009b. Risk mitigation measures for anticoagulants used as rodenticides. Directorate-General Environment. Document CA-May 09- Doc 3.6.c. Directorate B – Protecting the Natural Environment ENV.B.3 – Biotechnology, Pesticides and Health.
- [52] Commission Européenne, 2007. 2007/442/CE: Décision de la Commission du 21 juin 2007 concernant la non-inscription de certaines substances actives à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil et le retrait des autorisations de produits phytopharmaceutiques contenant ces substances [notifiée sous le numéro C(2007) 2576] (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), CELEX1 [WWW Document]. Publications Office of the EU. URL <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/32fb1e1f-5751-4ec8-a2b1-cee185020008/language-fr/format-PDF> (accessed 10.7.23).
- [53] Couval, G., Truchetet, D., Coeurdassier, M., Michelin, Y., Jacquot, M., Giraudoux, P., Berny, P., Decors, A., Morlans, S., Quintaine, T., Renaude, R., 2013a. Pullulations de campagnol terrestre : quels enjeux ? *Phytoma* 664, 29–32.
- [54] Couval, G., Truchetet, D., Coeurdassier, M., Michelin, Y., Jacquot, M., Giraudoux, P., Berny, P., Decors, A., Morlans, S., Quintaine, T., Renaude, R., 2013b. Lutte raisonnée contre le campagnol terrestre. *Phytoma* 664, 33–36.
- [55] Cox, P., Smith, R.H., 1992. Rodenticide ecotoxicology: Pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 15.
- [56] Dahle, B., Swenson, J.E., 2003. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology* 260, 329–335. <https://doi.org/10.1017/S0952836903003753>
- [57] Decors, A., Desvaux, S., Payne, A., Hivert, L., Cardoso, O., Brulez, M., Gauthier, D., Faure, E., 2022. Le réseau SAGIR, la surveillance au carrefour des enjeux. *Bulletin épidémiologique Santé animale-alimentation* 95, 9.
- [58] Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Musard, P., Toussaint, M., Truchetet, D., Stahl, P., Poule, M.L., Artois, M., Damange, J.-P., Quéré, J.-P., 1992. Land use patterns and types of common vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 39, 153–168. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(92\)90051-C](https://doi.org/10.1016/0167-8809(92)90051-C)
- [59] Desforges, J.-P.W., Ross, P.S., Loseto, L.L., 2012. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 31, 296–300. <https://doi.org/10.1002/etc.750>
- [60] Dolmella, A., Gatto, S., Girardi, E., Bandoli, G., 1999. X-ray structures of the anticoagulants coumatetralyl and chlorophacinone. Theoretical calculations and SAR investigations on thirteen anticoagulant rodenticides. *Journal of Molecular Structure* 513, 177–199. [https://doi.org/10.1016/S0022-2860\(99\)00119-2](https://doi.org/10.1016/S0022-2860(99)00119-2)
- [61] Domínguez, I.V., 2021. Optimization of toxicological and forensic tools in the investigation of wildlife poisoning (<http://purl.org/dc/dcmitype/Text>). Universidad de Murcia.
- [62] Doolittle, R.F., Feng, D.F., 1987. Reconstructing the Evolution of Vertebrate Blood Coagulation from a Consideration of the Amino Acid Sequences of Clotting Proteins. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 52, 869–874. <https://doi.org/10.1101/SQB.1987.052.01.095>
- [63] Dowding, C.V., Shore, R.F., Worgan, A., Baker, P.J., Harris, S., 2010. Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution* 158, 161–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.017>
- [64] DREAL BFC, 2021. Accueil | PNA Lynx | DREAL BFC... [WWW Document]. URL <https://www.plan-actions-lynx.fr/accueil/> (accessed 7.18.23).
- [65] Duhamel, R., Quéré, J.-P., Delattre, P., Giraudoux, P., 2000. Landscape effects on the population dynamics of the fossorial form of the water vole (*Arvicola terrestris sherman*). *Landscape Ecology* 15, 89–98. <https://doi.org/10.1023/A:1008173508817>

- [66] Dupouy, E., 2016. Liste rouge nationale : le déclin des oiseaux nicheurs se poursuit en France. UICN France. URL <https://uicn.fr/liste-rouge-oiseaux/> (accessed 8.6.23).
- [67] Durkalec, M., Szkoda, J., Kolacz, R., Opalinski, S., Nawrocka, A., Zmudzki, J., 2015. Bioaccumulation of lead, cadmium and mercury in roe deer and wild boars from areas with different levels of toxic metal pollution. *International Journal of Environmental Research* 9, 205–212.
- [68] Eason, C.T., Murphy, E.C., Wright, G.R.G., Spurr, E.B., 2002. Assessment of Risks of Brodifacoum to Non-target Birds and Mammals in New Zealand. *Ecotoxicology* 11, 35–48. <https://doi.org/10.1023/A:1013793029831>
- [69] Eason, C.T., Spurr, E.B., 1995. Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 22, 371–379. <https://doi.org/10.1080/03014223.1995.9518055>
- [70] Eisenberg, J.F., 1986. Life history strategies of the Felidae : Variations on a common Theme. *Cats of the world: Biology, conservation, and management*.
- [71] Elliott, J.E., Hindmarch, S., Albert, C.A., Emery, J., Mineau, P., Maisonneuve, F., 2014. Exposure pathways of anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. *Environ Monit Assess* 186, 895–906. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3422-x>
- [72] Elmeros, M., Bossi, R., Christensen, T.K., Kjær, L.J., Lassen, P., Topping, C.J., 2019. Exposure of non-target small mammals to anticoagulant rodenticide during chemical rodent control operations. *Environ Sci Pollut Res* 26, 6133–6140. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-04064-3>
- [73] Elmeros, M., Christensen, T.K., Lassen, P., 2011. Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. *Science of The Total Environment* 409, 2373–2378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.006>
- [74] Erickson, W., Urban, D., 2004. Potential risks of nine rodenticides to birds and nontargetmammals: a comparative approach. US Environmental Protection Agency, Office ofPrevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington, DC.
- [75] EU Pesticides Database - Active substances [WWW Document], n.d. URL <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances> (accessed 7.21.23).
- [76] EUR-Lex - 32020R2007 - EN - EUR-Lex [WWW Document], n.d. URL https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2020/2007/oj (accessed 7.21.23).
- [77] European Chemicals Agency, 2023. Information on biocides - ECHA [WWW Document]. URL https://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/biocidal-active-substances?p_p_id=dissactivesubstances_WAR_dissactivesubstancesportlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=normal&p_p_mode=view&_dissactivesubstances_WAR_dissactivesubstancesportlet_ajax.action=dissActiveSubstancesAction (accessed 7.20.23).
- [78] Fernandez-de-Simon, J., Coeurdassier, M., Couval, G., Fourel, I., Giraudoux, P., 2019. Do bromadiolone treatments to control grassland water voles (*Arvicola scherman*) affect small mustelid abundance? *Pest Manag Sci* 75, 900–907. <https://doi.org/10.1002/ps.5194>
- [79] Fernandez-de-Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Jareño, D., Domínguez, J.C., Lima-Barbero, J.F., de Diego, N., Santamaría, A.E., Herrero-Villar, M., Camarero, P.R., Olea, P.P., García, J.T., Mateo, R., Viñuela, J., 2022. Weasel exposure to the anticoagulant rodenticide bromadiolone in agrarian landscapes of southwestern Europe. *Sci Total Environ* 838, 155914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155914>
- [80] Fournier-Chambrillon, C., Berny, P.J., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dassé, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rosoux, R., Fournier, P., 2004. EVIDENCE OF SECONDARY POISONING OF FREE-RANGING RIPARIAN MUSTELIDS BY ANTICOAGULANT RODENTICIDES IN FRANCE: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION OF EUROPEAN MINK (*MUSTELA LUTREOLA*). *Journal of Wildlife Diseases* 40, 688–695. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-40.4.688>

- [81] Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Krivitsky, P., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., Ogle, D., Ripley, B., Short, T., Venables, W., Walker, S., Winsemius, D., Zeileis, A., R-Core, 2023. *car: Companion to Applied Regression*.
- [82] France 3 Auvergne-Rhône-Alpes, 2023. Un lynx aperçu à l'ouest de Lyon : "c'est la première fois depuis très longtemps" [WWW Document]. France 3 Auvergne-Rhône-Alpes. URL <https://france3-regions.francetvinfo.fr/auvergne-rhone-alpes/rhone/lyon/un-lynx-apercu-a-l-ouest-de-lyon-c-est-la-premiere-fois-depuis-tres-longtemps-2689214.html> (accessed 7.15.23).
- [83] France 3 Auvergne-Rhône-Alpes, 2022. VIDEO. Un lynx filmé par un chasseur dans le Beaujolais [WWW Document]. France 3 Auvergne-Rhône-Alpes. URL <https://france3-regions.francetvinfo.fr/auvergne-rhone-alpes/rhone/lyon/video-un-lynx-filme-par-un-chasseur-dans-le-beaujolais-2655552.html> (accessed 7.15.23).
- [84] Frankova, M., Stejskal, V., Aulicky, R., 2017. Suppression of food intake by house mouse (*Mus musculus*) following ingestion of brodifacoum-based rodenticide bait. *Crop Protection* 100, 134–137. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2017.06.017>
- [85] Fraser, D., Mouton, A., Serieys, L.E.K., Cole, S., Carver, S., Vandewoude, S., Lappin, M., Riley, S.P.D., Wayne, R., 2018. Genome-wide expression reveals multiple systemic effects associated with detection of anticoagulant poisons in bobcats (*Lynx rufus*). *Mol Ecol* 27, 1170–1187. <https://doi.org/10.1111/mec.14531>
- [86] Gabriel, M.W., Woods, L.W., Poppenga, R., Sweitzer, R.A., Thompson, C., Matthews, S.M., Higley, J.M., Keller, S.M., Purcell, K., Barrett, R.H., Wengert, G.M., Sacks, B.N., Clifford, D.L., 2012. Anticoagulant Rodenticides on our Public and Community Lands: Spatial Distribution of Exposure and Poisoning of a Rare Forest Carnivore. *PLOS ONE* 7, e40163. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040163>
- [87] Gabriel, M.W., Woods, L.W., Wengert, G.M., Stephenson, N., Higley, J.M., Thompson, C., Matthews, S.M., Sweitzer, R.A., Purcell, K., Barrett, R.H., Keller, S.M., Gaffney, P., Jones, M., Poppenga, R., Foley, J.E., Brown, R.N., Clifford, D.L., Sacks, B.N., 2015. Patterns of Natural and Human-Caused Mortality Factors of a Rare Forest Carnivore, the Fisher (*Pekania pennanti*) in California. *PLOS ONE* 10, e0140640. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140640>
- [88] Gatti, S., Blanc, L., Gimenez, O., Marboutin, E., 2011. Session intensive 2011 de piégeage photographique du Lynx (*Lynx lynx*) en Franche-Comté : estimation de densité sur deux sites de référence.
- [89] Geduhn, A., Esther, A., Schenke, D., Gabriel, D., Jacob, J., 2016. Prey composition modulates exposure risk to anticoagulant rodenticides in a sentinel predator, the barn owl. *Sci Total Environ* 544, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.117>
- [90] Geduhn, A., Esther, A., Schenke, D., Mattes, H., Jacob, J., 2014. Spatial and temporal exposure patterns in non-target small mammals during brodifacoum rat control. *Science of The Total Environment* 496, 328–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.049>
- [91] Geduhn, A., Jacob, J., Schenke, D., Keller, B., Kleinschmidt, S., Esther, A., 2015. Relation between Intensity of Biocide Practice and Residues of Anticoagulant Rodenticides in Red Foxes (*Vulpes vulpes*). *PLOS ONE* 10, e0139191. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139191>
- [92] Gerlach, J., Florens, V., 2000. Considering molluscs in rodent eradication projects. *Tentacle—The Newsletter of the IUCN/SSC Mollusc Specialist Group*, 9, 7–8.
- [93] Gimenez, O., Gatti, S., Duchamp, C., Germain, E., Laurent, A., Zimmermann, F., Marboutin, E., 2019. Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. *Ecology and Evolution* 9, 11707–11715. <https://doi.org/10.1002/ece3.5668>
- [94] Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., Tryjanowski, P., 2003. Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaften* 49, 191–200. <https://doi.org/10.1007/BF02189737>
- [95] Greaves, J.H., Ayres, P., 1967. Heritable resistance to warfarin in rats. *Nature* 215, 877–878. <https://doi.org/10.1038/215877a0>

- [96] Hadler, M.R., Buckle, A.P., 1992. Forty-five years of anticoagulant rodenticides--past, present and future trends. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 15.
- [97] Hadler, M.R., Shadbolt, R.S., 1975. Novel 4-hydroxycoumarin anticoagulants active against resistant rats. *Nature* 253, 275–277. <https://doi.org/10.1038/253275a0>
- [98] Hartig, F., Lohse, L., 2022. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models.
- [99] Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B., Andersen, R., 2005. Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology* 265, 63–71. <https://doi.org/10.1017/S0952836904006053>
- [100] Herring, G., Eagles-Smith, C.A., Buck, J.A., 2023. Anticoagulant rodenticides are associated with increased stress and reduced body condition of avian scavengers in the Pacific Northwest. *Environ Pollut* 331, 121899. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121899>
- [101] Hijmans, R.J., Etten, J. van, Sumner, M., Cheng, J., Baston, D., Bevan, A., Bivand, R., Busetto, L., Canty, M., Fasoli, B., Forrest, D., Ghosh, A., Golicher, D., Gray, J., Greenberg, J.A., Hiemstra, P., Hingee, K., Ilich, A., Geosciences, I. for M.A., Karney, C., Mattiuzzi, M., Mosher, S., Naimi, B., Nowosad, J., Pebesma, E., Lamigueiro, O.P., Racine, E.B., Rowlingson, B., Shortridge, A., Venables, B., Wueest, R., 2023. raster: Geographic Data Analysis and Modeling.
- [102] Hindmarch, S., Elliott, J.E., 2015. A specialist in the city: the diet of barn owls along a rural to urban gradient. *Urban Ecosyst* 18, 477–488. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0411-y>
- [103] Hopf-Dennis, C., Kaye, S., Hollingshead, N., Brooks, M., Bunting, E., Abou-Madi, N., 2022. Prevalence of anticoagulant rodenticide exposure in red-tailed hawks (*Buteo jamaicensis*) and utility of clotting time assays to detect coagulopathy. *Ecotoxicology* 31, 919–932. <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02558-y>
- [104] Horak, K.E., Fisher, P.M., Hopkins, B., 2018. Pharmacokinetics of Anticoagulant Rodenticides in Target and Non-target Organisms, in: van den Brink, N.W., Elliott, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.), *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife, Emerging Topics in Ecotoxicology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 87–108. https://doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_4
- [105] Hughes, J., Sharp, E., Taylor, M.J., Melton, L., Hartley, G., 2013. Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. *Ecotoxicology* 22, 974–984. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1074-9>
- [106] Hugué, X., 1998. Intoxication par la bromadiolone. Etude épidémiologique et clinique d'après les données du C.N.I.T.V Lyon et du laboratoire de toxicologie de l'E.N.V.L de 1991 à 1996. Thèse vétérinaire, Université Claude Bernard, Lyon.
- [107] Hunter, L., 2018. *Carnivores of the World: Second Edition*. Princeton University Press.
- [108] Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2023. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining.
- [109] “Il est sorti de nulle part” : un lynx pris en photo par un adolescent sur un pont d'autoroute [WWW Document], 2023. . France 3 Auvergne-Rhône-Alpes. URL <https://france3-regions.francetvinfo.fr/auvergne-rhone-alpes/ain/il-est-sorti-de-nulle-part-un-lynx-pris-en-photo-par-un-adolescent-sur-un-pont-d-autoroute-2812195.html> (accessed 9.17.23).
- [110] Jackson, W.B., Ashton, A.D., 1992. A REVIEW OF AVAILABLE ANTICOAGULANTS AND THEIR USE IN THE UNITED STATES.
- [111] Jacob, J., 2003. Short-term effects of farming practices on populations of common voles. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95, 321–325. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00084-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00084-1)
- [112] Jacquot, M., 2013. Usage des rodenticides anticoagulants et conséquences en termes d'exposition et d'impact pour les populations de renard roux.

- [113] Jacquot, M., Coeurdassier, M., Couval, G., Renaude, R., Pleydell, D., Truchetet, D., Raoul, F., Giraudoux, P., 2013. Using long-term monitoring of red fox populations to assess changes in rodent control practices. *Journal of Applied Ecology* 50, 1406–1414. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12151>
- [114] Jareño, D., Viñuela, J., Luque-Larena, J.J., Arroyo, L., Arroyo, B., Mougeot, F., 2015. Factors associated with the colonization of agricultural areas by common voles *Microtus arvalis* in NW Spain. *Biol Invasions* 17, 2315–2327. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0877-4>
- [115] Jędrzejewski, W., Schmidt, K., Miłkowski, L., Jędrzejewska, B., Okarma, H., 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriol.* 38, 385–403. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.93-30>
- [116] Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser, U., 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriol.* 45, 243–252. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-26>
- [117] Johnson, T.H., Stattersfield, A.J., 1990. A global review of island endemic birds. *Ibis* 132, 167–180. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1990.tb01036.x>
- [118] Kaczensky, P., 1999. Large Carnivore Depredation on Livestock in Europe. *Ursus* 11, 59–71.
- [119] Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., Huber, D., Von Arx, M., Andren, H., Breitenmoser, U., Boitani, L., 2021. Distribution of large carnivores in Europe 2012 - 2016: Distribution maps for Brown bear, Eurasian lynx, Grey wolf, and Wolverine. <https://doi.org/10.5061/DRYAD.PC866T1P3>
- [120] Kassambara, A., 2023. rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests.
- [121] Kassambara, A., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.
- [122] Keeling, M.J., Gilligan, C.A., 2000. Bubonic plague: a metapopulation model of a zoonosis. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 267, 2219–2230. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1272>
- [123] Khorozyan, I., Heurich, M., 2023. Patterns of predation by the Eurasian lynx *Lynx lynx* throughout its range: ecological and conservation implications. *Mammal Review* 53, 177–188. <https://doi.org/10.1111/mam.12317>
- [124] Kleiman, D.G., Eisenberg, J.F., 1973. Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal Behaviour* 21, 637–659. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(73\)80088-0](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(73)80088-0)
- [125] Knopper, L.D., Mineau, P., Walker, L.A., Shore, R.F., 2007. Bone Density and Breaking Strength in UK Raptors Exposed to Second Generation Anticoagulant Rodenticides. *Bull Environ Contam Toxicol* 78, 249–251. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9122-x>
- [126] Koivisto, E., Santangeli, A., Koivisto, P., Korkolainen, T., Vuorisalo, T., Hanski, I.K., Loivamaa, I., Koivisto, S., 2018. The prevalence and correlates of anticoagulant rodenticide exposure in non-target predators and scavengers in Finland. *Sci Total Environ* 642, 701–707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.063>
- [127] Kopanke, J.H., Horak, K.E., Musselman, E., Miller, C.A., Bennett, K., Olver, C.S., Volker, S.F., VandeWoude, S., Bevins, S.N., 2018. Effects of Low-level Brodifacoum Exposure on the Feline Immune Response. *Sci Rep* 8, 8168. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26558-3>
- [128] Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U., 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41, 711–723. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00933.x>
- [129] Lambert, O., Pouliquen, H., Larhantec, M., Thorin, C., L'Hostis, M., 2007. Exposure of Raptors and Waterbirds to Anticoagulant Rodenticides (Difenacoum, Bromadiolone, Coumatetralyl, Coumatfen, Brodifacoum): Epidemiological Survey in Loire Atlantique (France). *Bull Environ Contam Toxicol* 79, 91–94. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9134-6>

- [130] Lambin, X., Bretagnolle, V., Yoccoz, N.G., 2006. Vole population cycles in northern and southern Europe: Is there a need for different explanations for single pattern? *Journal of Animal Ecology* 75, 340–349. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01051.x>
- [131] Leirs, H., 2003. Management of rodents in crops: the pied piper and his orchestra, in: *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*. Canberra, pp. 183–190.
- [132] Lemus, J.A., Bravo, C., García-Montijano, M., Palacín, C., Ponce, C., Magaña, M., Alonso, J.C., 2011. Side effects of rodent control on non-target species: Rodenticides increase parasite and pathogen burden in great bustards. *Science of The Total Environment* 409, 4729–4734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.007>
- [133] Lena, A., 2020. Épidémiologie descriptive des processus morbides des espèces loup et lynx en France, entre 1990 et 2019 : mise en place d'une stratégie de surveillance (other).
- [134] Lestrade, M., Vergne, T., Guinat, C., Berny, P., Lafitte, J., Novella, C., Loc'h, G.L., 2021. Risk of Anticoagulant Rodenticide Exposure for Mammals and Birds in Parc National des Pyrénées, France. *iwdi* 57, 637–642. <https://doi.org/10.7589/JWD-D-20-00125>
- [135] LIFE, 2023. LIFE 3.0 - LIFE Project Public Page [WWW Document]. URL https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=5104&docType=pdf (accessed 7.11.23).
- [136] López-Perea, J.J., Camarero, P.R., Molina-López, R.A., Parpal, L., Obón, E., Solá, J., Mateo, R., 2015. Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of The Total Environment* 511, 259–267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.042>
- [137] López-Perea, J.J., Camarero, P.R., Sánchez-Barbudo, I.S., Mateo, R., 2019. Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of non-target wildlife. *Environmental Pollution* 244, 801–808. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.101>
- [138] López-Perea, J.J., Mateo, R., 2018. Secondary Exposure to Anticoagulant Rodenticides and Effects on Predators, in: van den Brink, N.W., Elliott, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.), *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife, Emerging Topics in Ecotoxicology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 159–193. https://doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_7
- [139] Lovari, S., Herrero, J., Masseti, M., Ambarlı, H., Lorenzini, R., Giannatos, G., 2016. *Capreolus capreolus*. The IUCN Red List of Threatened Species [WWW Document]. IUCN Red List of Threatened Species. URL <https://www.iucnredlist.org/en> (accessed 7.13.23).
- [140] Lu, A., Yuan, F., Yao, Y., Wen, W., Lu, H., Wu, S., Wang, L., 2021. Reversible leukoencephalopathy caused by 2 rodenticides bromadiolone and fluoroacetamide: A case report and literature review. *Medicine (Baltimore)* 100, e25053. <https://doi.org/10.1097/MD.00000000000025053>
- [141] Lüdecke, D., Bartel, A., Schwemmer, C., Powell, C., Djalovski, A., Titz, J., 2023. *sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science*.
- [142] *Lynx boréal (Lynx lynx)* [WWW Document], 2020. . Le portail technique de l'OFB. URL <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-fiches-especes/lynx-boreal-lynx-lynx> (accessed 7.11.23).
- [143] Magg, N., Müller, J., Heibl, C., Hackländer, K., Wöfl, S., Wöfl, M., Bufka, L., Červený, J., Heurich, M., 2016. Habitat availability is not limiting the distribution of the Bohemian–Bavarian lynx *Lynx lynx* population. *Oryx* 50, 742–752. <https://doi.org/10.1017/S0030605315000411>
- [144] Mahjoub, T., Krafft, E., Garnier, L., Mignard, A., Hugnet, C., Lefebvre, S., Fourel, I., Benoit, E., Lattard, V., 2022. Asymptomatic Anticoagulant Rodenticide Exposure in Dogs and Cats—A French and Belgian Rural and Urban Areas Study. *Front Toxicol* 4, 907892. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.907892>
- [145] Marti, I., Ryser-Degiorgis, M.-P., 2018a. A tooth wear scoring scheme for age estimation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) under field conditions. *Eur J Wildl Res* 64, 37. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1198-6>

- [146] Marti, I., Ryser-Degiorgis, M.-P., 2018b. Morphometric characteristics of free-ranging Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland and their suitability for age estimation. *Wildlife Biology* 2018, wlb.00432. <https://doi.org/10.2981/wlb.00432>
- [147] Martínez-Padilla, J., López-Idiáquez, D., López-Perea, J.J., Mateo, R., Paz, A., Viñuela, J., 2017. A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks. *Pest Manag Sci* 73, 364–370. <https://doi.org/10.1002/ps.4435>
- [148] Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Mínguez, E., Mateo, R., Viñuela, J., 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117, 16418–16423. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922355117>
- [149] Matson, G.M.L.J., Van Daele, L., Goodwin, E., Aumilier, L., Reynolds, H., Hristienko, H., 1993. A laboratory manual for cementum age determination of Alaska brown bear first premolar teeth. ., Alaska Department of Fish and Game and Matson's Laboratory Milltown, Montana.
- [150] Mattisson, J., Linnell, J.D.C., Anders, O., Belotti, E., Breitenmoser-Würsten, C., Bufka, L., Fuxjäger, C., Heurich, M., Ivanov, G., Jędrzejewski, W., Kont, R., Kowalczyk, R., Krofel, M., Melovski, D., Mengüllüoğlu, D., Middelhoff, T.L., Molinari-Jobin, A., Odden, J., Ozoliņš, J., Okarma, H., Persson, J., Schmidt, K., Vogt, K., Zimmermann, F., Andrén, H., 2022. Timing and synchrony of birth in Eurasian lynx across Europe. *Ecol Evol* 12, e9147. <https://doi.org/10.1002/ece3.9147>
- [151] McCormick, M., 2003. Rats, Communications, and Plague: Toward an Ecological History. *The Journal of Interdisciplinary History* 34, 1–25.
- [152] Mcloughlin, P.D., Ferguson, S.H., 2000. A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Écoscience* 7, 123–130. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682580>
- [153] McMillin, S.C., Hosea, R.C., Finlayson, B.F., Cypher, B.L., Mekebi, A., 2008. Anticoagulant Rodenticide Exposure in an Urban Population of the San Joaquin Kit Fox. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 23. <https://doi.org/10.5070/V423110369>
- [154] Meerburg, B.G., Singleton, G.R., Kijlstra, A., 2009a. Rodent-borne diseases and their risks for public health. *Critical Reviews in Microbiology* 35, 221–270. <https://doi.org/10.1080/10408410902989837>
- [155] Meerburg, B.G., Singleton, G.R., Leirs, H., 2009b. The Year of the Rat ends—time to fight hunger! *Pest Management Science* 65, 351–352. <https://doi.org/10.1002/ps.1718>
- [156] Meiser, H., 2005. Detection of Anticoagulant Residues by a New HPLC Method in Specimens of Poisoned Animals and a Poison Control Case Study. *Journal of Analytical Toxicology* 29, 556–563. <https://doi.org/10.1093/jat/29.6.556>
- [157] Mendenhall, V.M., Pank, L.F., 1980. Secondary Poisoning of Owls by Anticoagulant Rodenticides. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 8, 311–315.
- [158] Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U., 2002. Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8, 109–115. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.015>
- [159] Molinari-Jobin, A., Zimmermann, F., Ryser, A., Breitenmoser-Würsten, C., Capt, S., Breitenmoser, U., Molinari, P., Haller, H., Eyholzer, R., 2007. Variation in diet, prey selectivity and home-range size of Eurasian lynx *Lynx lynx* in Switzerland. *Wildlife Biology* 13, 393–405. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[393:VIDPSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[393:VIDPSA]2.0.CO;2)
- [160] Mount, M.E., Feldman, B.F., 1983. Mechanism of diphacinone rodenticide toxicosis in the dog and its therapeutic implications. *Am J Vet Res* 44, 2009–2017.
- [161] Mount, M.E., Woody, B., Murphy, M.J., 1986. The anticoagulant rodenticides, in: *Current Veterinary Therapy IX Small Animal Practice*. WB Saunders, Philadelphia, p. pp 156-165.

- [162] Murphy, M.J., 2002. Rodenticides. *Veterinary Clinics: Small Animal Practice* 32, 469–484. [https://doi.org/10.1016/S0195-5616\(01\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0195-5616(01)00003-1)
- [163] Murray, M., 2011. Anticoagulant Rodenticide Exposure and Toxicosis in Four Species of Birds of Prey Presented to a Wildlife Clinic in Massachusetts, 2006–2010. *zamd* 42, 88–97. <https://doi.org/10.1638/2010-0188.1>
- [164] Myllymäki, A., 1977. Outbreaks and Damage by the Field Vole, *Microtus agrestis* (L.), since World War II in Europe. *EPPO Bulletin* 7, 177–207. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.1977.tb02722.x>
- [165] Naim, M., Noor, H.M., Kassim, A., Abu, J., 2011. Comparison of the Breeding Performance of the Barn Owl *Tyto alba javanica* under Chemical and Bio-based Rodenticide Baiting in Immature Oil Palms in Malaysia.
- [166] Nakayama, S.M.M., Morita, A., Ikenaka, Y., Mizukawa, H., Ishizuka, M., 2019. A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *J Vet Med Sci* 81, 298–313. <https://doi.org/10.1292/jvms.17-0717>
- [167] Newman, D.G., 1988. Evidence of predation on a young tuatara, *Sphenodon punctatus*, by kiore, *Rattus exulans*, on Lady Alice Island. *New Zealand Journal of Zoology* 15, 443–446. <https://doi.org/10.1080/03014223.1988.10422973>
- [168] Newton, I., Shore, R.F., Wyllie, I., Birks, J.D.S., Dale, L., 1999. Empirical evidence of side-effects of rodenticides on some predatory birds and mammals.
- [169] Newton, I., Wyllie, I., Freestone, P., 1990. Rodenticides in British Barn Owls. *Environmental Pollution* 68, 101–117. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90015-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90015-5)
- [170] Nogueira, T.M., Lawler, J.J., Schumaker, N.H., Cypher, B.L., Phillips, S.E., 2015. Land Use as a Driver of Patterns of Rodenticide Exposure in Modeled Kit Fox Populations. *PLOS ONE* 10, e0133351. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133351>
- [171] Odden, J., Linnell, J.D.C., Andersen, R., 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *Eur J Wildl Res* 52, 237–244. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0052-4>
- [172] Okarma, H., Kowalczyk, R., Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Schmidt, K., 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer *Capreolus capreolus* and red deer *Cervus elaphus* in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriol.* 42, 203–224. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.97-22>
- [173] Okoniewski, J.C., VanPatten, C., Ableman, A.E., Hynes, K.P., Martin, A.L., Furdyna, P., 2021. Anticoagulant Rodenticides in Red-Tailed Hawks (*Buteo jamaicensis*) from New York City, New York, USA, 2012–18. *J Wildl Dis* 57, 162–167. <https://doi.org/10.7589/JWD-D-19-00003>
- [174] Pay, J.M., Katzner, T.E., Hawkins, C.E., Barmuta, L.A., Brown, W.E., Wiersma, J.M., Koch, A.J., Mooney, N.J., Cameron, E.Z., 2021. Endangered Australian top predator is frequently exposed to anticoagulant rodenticides. *Sci Total Environ* 788, 147673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147673>
- [175] Pebesma, E., Bivand, R., Racine, E., Sumner, M., Cook, I., Keitt, T., Lovelace, R., Wickham, H., Ooms, J., Müller, K., Pedersen, T.L., Baston, D., Dunnington, D., 2023a. sf: Simple Features for R.
- [176] Pebesma, E., Bivand, R., Rowlingson, B., Gomez-Rubio, V., Hijmans, R., Sumner, M., MacQueen, D., Lemon, J., Lindgren, F., O'Brien, J., O'Rourke, J., 2023b. sp: Classes and Methods for Spatial Data.
- [177] Petrović, M., Hernando, M.D., Díaz-Cruz, M.S., Barceló, D., 2005. Liquid chromatography–tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A, Mass Spectrometry: Innovation and Application. Part IV* 1067, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.10.110>
- [178] Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*,

Integrating Ecology and Economics in Control Bioinvasions 52, 273–288.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>

- [179] Poessel, S.A., Breck, S.W., Fox, K.A., Gese, E.M., 2015. Anticoagulant Rodenticide Exposure and Toxicosis in Coyotes (*Canis latrans*) in the Denver Metropolitan Area. *iwdi* 51, 265–268. <https://doi.org/10.7589/2014-04-116>
- [180] Popov, 2011. Local Proinflammatory Effects of Repeated Skin Exposure to Warfarin, An Anticoagulant Rodenticide in Rats - ScienceDirect [WWW Document]. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S089539881160038X> (accessed 10.17.22).
- [181] Pulliainen, E., Lindgren, E., Tunkkari, P.S., 1995. Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland. *Acta Theriol.* 40, 181–196. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.95-19>
- [182] QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System.
- [183] R Core Team., 2022. R: A language and environment for statistical computing.
- [184] Rattner, B.A., Harvey, J.J., 2021. Challenges in the interpretation of anticoagulant rodenticide residues and toxicity in predatory and scavenging birds. *Pest Manag Sci* 77, 604–610. <https://doi.org/10.1002/ps.6137>
- [185] Rattner, B.A., Horak, K.E., Warner, S.E., Day, D.D., Meteyer, C.U., Volker, S.F., Eisemann, J.D., Johnston, J.J., 2011. Acute toxicity, histopathology, and coagulopathy in American kestrels (*Falco sparverius*) following administration of the rodenticide diphacinone. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 1213–1222. <https://doi.org/10.1002/etc.490>
- [186] Recensement agricole 2020 - Rapports et portraits de territoires [WWW Document], n.d. URL <https://stats.agriculture.gouv.fr/cartostat/#c=report&chapter=p07&report=r01&selgeo1=com2020.67056> (accessed 8.10.23).
- [187] Réseau Loup-Lynx, 2019. Lynx Flash Info - Lettre d'information du réseau Loup - Lynx.
- [188] Réseau Loup-lynx [WWW Document], n.d. . Le portail technique de l'OFB. URL <https://professionnels.ofb.fr/fr/reseau-loup-lynx> (accessed 5.24.23).
- [189] Rheinland-Pfalz, K.E.F., 2021. LIFE lynx UE - réintroduction de lynx dans la forêt du Palatinat [WWW Document]. [snu.rlp.de](https://snu.rlp.de/de/projekte/luchs/francais-i-english/francais/). URL <https://snu.rlp.de/de/projekte/luchs/francais-i-english/francais/> (accessed 7.12.23).
- [190] Rial-Berriel, C., Acosta-Dacal, A., Cabrera Pérez, M.Á., Suárez-Pérez, A., Melián Melián, A., Zumbado, M., Henríquez Hernández, L.A., Ruiz-Suárez, N., Rodríguez Hernández, Á., Boada, L.D., Macías Montes, A., Luzardo, O.P., 2021a. Intensive livestock farming as a major determinant of the exposure to anticoagulant rodenticides in raptors of the Canary Islands (Spain). *Sci Total Environ* 768, 144386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144386>
- [191] Rial-Berriel, C., Acosta-Dacal, A., Zumbado, M., Henríquez-Hernández, L.A., Rodríguez-Hernández, Á., Macías-Montes, A., Boada, L.D., Travieso-Aja, M.D.M., Martín-Cruz, B., Suárez-Pérez, A., Cabrera-Pérez, M.Á., Luzardo, O.P., 2021b. Epidemiology of Animal Poisonings in the Canary Islands (Spain) during the Period 2014-2021. *Toxics* 9, 267. <https://doi.org/10.3390/toxics9100267>
- [192] Richard, E., Geslin, J., Wurtzer, S., Moulin, L., 2022. Monitoring of *Leptospira* species diversity in freshwater bathing area and in rats in Paris, France. *Science of The Total Environment* 833, 155121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155121>
- [193] Riley, S.P.D., Bromley, C., Poppenga, R.H., Uzal, F.A., Whited, L., Sauvajot, R.M., 2007. Anticoagulant Exposure and Notoedric Mange in Bobcats and Mountain Lions in Urban Southern California. *The Journal of Wildlife Management* 71, 1874–1884. <https://doi.org/10.2193/2005-615>
- [194] Roos, S., Campbell, S.T., Hartley, G., Shore, R.F., Walker, L.A., Wilson, J.D., 2021. Annual abundance of common Kestrels (*Falco tinnunculus*) is negatively associated with second

generation anticoagulant rodenticides. *Ecotoxicology* 30, 560–574.
<https://doi.org/10.1007/s10646-021-02374-w>

- [195] Ryser-Degiorgis, M.-P., Marti, I., Pisano, S.R.R., Pewsner, M., Wehrle, M., Breitenmoser-Würsten, C., Origgi, F.C., Küber-Heiss, A., Knauer, F., Posautz, A., Eberspächer-Schweda, M., Huder, J.B., Böni, J., Kubacki, J., Bachofen, C., Riond, B., Hofmann-Lehmann, R., Meli, M.L., 2021. Management of Suspected Cases of Feline Immunodeficiency Virus Infection in Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) During an International Translocation Program. *Frontiers in Veterinary Science* 8.
- [196] Ryser-Degiorgis, M.-P., Ryser, A., Bacciarini, L.N., Angst, C., Gottstein, B., Janovsky, M., Breitenmoser, U., 2002. Notoedric and Sarcoptic Mange in Free-ranging Lynx from Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases* 38, 228–232. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.1.228>
- [197] Sage, M., 2008. Transfert de bromadiolone (appâts/sols – campagnols de prairie – renards): Etude environnementale de la persistance et mesure indirecte de l'exposition 228.
- [198] Sage, M., Cœurassier, M., Defaut, R., Gimbert, F., Berny, P., Giraudoux, P., 2008. Kinetics of bromadiolone in rodent populations and implications for predators after field control of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Science of The Total Environment* 407, 211–222.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.003>
- [199] Sainsbury, K.A., Shore, R.F., Schofield, H., Croose, E., Pereira, M.G., Sleep, D., Kitchener, A.C., Hantke, G., McDonald, R.A., 2018. Long-term increase in secondary exposure to anticoagulant rodenticides in European polecats *Mustela putorius* in Great Britain. *Environmental Pollution* 236, 689–698. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.004>
- [200] Salim, H., Noor, H.M., Hamid, N.H., Omar, D., Kasim, A., 2014. SECONDARY POISONING OF CAPTIVE BARN OWLS, *Tyto alba javanica* THROUGH FEEDING WITH RATS POISONED WITH CHLOROPHACINONE AND BROMADIOLONE. *Journal of Oil Palm Research*.
- [201] Samelius, G., Andrén, H., Liberg, O., Linnell, J.D.C., Odden, J., Ahlqvist, P., Segerström, P., Sköld, K., 2012. Spatial and temporal variation in natal dispersal by Eurasian lynx in Scandinavia. *Journal of Zoology* 286, 120–130. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00857.x>
- [202] Sánchez-Barbudo, I.S., Camarero, P.R., Mateo, R., 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Sci Total Environ* 420, 280–288.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.028>
- [203] Schmidt-Posthaus, H., Breitenmoser-Würsten, C., Posthaus, H., Bacciarini, L., Breitenmoser, U., 2002. CAUSES OF MORTALITY IN REINTRODUCED EURASIAN LYNX IN SWITZERLAND. *Journal of Wildlife Diseases* 38, 84–92. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.1.84>
- [204] Schouwey, B., Cassez, M., Couval, G., Fontanier, M., Michelin, Y., 2014. Campagnol terrestre et lutte raisonnée : quels impacts économiques sur les exploitations en AOP Comté ?
- [205] Seljetun, K.O., Eliassen, E., Madslie, K., Viljugrein, H., Vindenes, V., Øiestad, E.L., Moe, L., 2019. PREVALENCE OF ANTICOAGULANT RODENTICIDES IN FECES OF WILD RED FOXES (*VULPES VULPES*) IN NORWAY. *J Wildl Dis* 55, 834–843.
- [206] Sell, B., Śniegocki, T., Gięgiel, M., Posyński, A., 2022. White-Tailed Eagles' (*Haliaeetus albicilla*) Exposure to Anticoagulant Rodenticides and Causes of Poisoning in Poland (2018–2020). *Toxics* 10, 63. <https://doi.org/10.3390/toxics10020063>
- [207] Serieys, L.E.K., Armenta, T.C., Moriarty, J.G., Boydston, E.E., Lyren, L.M., Poppenga, R.H., Crooks, K.R., Wayne, R.K., Riley, S.P.D., 2015. Anticoagulant rodenticides in urban bobcats: exposure, risk factors and potential effects based on a 16-year study. *Ecotoxicology* 24, 844–862. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1429-5>
- [208] Serieys, L.E.K., Bishop, J., Okes, N., Broadfield, J., Winterton, D.J., Poppenga, R.H., Viljoen, S., Wayne, R.K., O'Riain, M.J., 2019. Widespread anticoagulant poison exposure in predators in a rapidly growing South African city. *Sci Total Environ* 666, 581–590.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.122>

- [209] Serieys, L.E.K., Lea, A.J., Epeldegui, M., Armenta, T.C., Moriarty, J., VandeWoude, S., Carver, S., Foley, J., Wayne, R.K., Riley, S.P.D., Uittenbogaart, C.H., 2018. Urbanization and anticoagulant poisons promote immune dysfunction in bobcats. *Proc Biol Sci* 285, 20172533. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2533>
- [210] Shore, R.F., Malcolm, H.M., McLennan, D., Turk, A., Walker, L.A., Wienburg, C.L., Burn, A.J., 2006. Did Foot-and-Mouth Disease-Control Operations Affect Rodenticide Exposure in Raptors? *wild* 70, 588–593. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[588:DFDOAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[588:DFDOAR]2.0.CO;2)
- [211] Singleton, G., 2003. Impacts of Rodents on Rice Production in Asia. IRRI Discussion Papers, IRRI Discussion Papers.
- [212] Singleton, G., Leirs, H., Hinds, L., Zhang, Z., 1999. Ecologically-based management of rodent pests: reevaluating our approach to an old problem. *Ecologically-based management of rodent pests* 17–29.
- [213] Singleton, G.R., Belmain, S., Brown, P.R., Aplin, K., Htwe, N.M., Singleton, G.R., Belmain, S., Brown, P.R., Aplin, K., Htwe, N.M., 2010a. Impacts of rodent outbreaks on food security in Asia. *Wildl. Res.* 37, 355–359. <https://doi.org/10.1071/WR10084>
- [214] Singleton, G.R., Belmain, S.R., Brown, P.R., Hardy, B., 2010b. *Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts* (IRRI Books). International Rice Research Institute (IRRI).
- [215] Singleton, G.R., Brown, P.R., Jacob, J., Aplin, K.P. and, 2007. Unwanted and unintended effects of culling: A case for ecologically-based rodent management. *Integrative Zoology* 2, 247–259. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2007.00067.x>
- [216] Spurr, E.B., Drew, K.W., 1999. Invertebrates Feeding on Baits Used for Vertebrate Pest Control in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 23, 167–173.
- [217] Spurr, E.B., Maitland, M.J., Taylor, G.E., Wright, G.R.G., Radford, C.D., Brown, L.E., 2005. Residues of brodifacoum and other anticoagulant pesticides in target and non-target species, Nelson Lakes National Park, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 32, 237–249. <https://doi.org/10.1080/03014223.2005.9518416>
- [218] Stahl, P., Vandel, J. m., Herrenschmidt, V., Migot, P., 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38, 674–687. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00625.x>
- [219] Stahl, P., Vandel, J. m., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y., Balestra, L., 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology* 39, 204–216. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00709.x>
- [220] Stahl, P., Vandel, J.-M., 1999. Mortalité et captures de lynx (*Lynx lynx*) en France (1974-1998) 63, 49–60. <https://doi.org/10.1515/mamm.1999.63.1.49>
- [221] Stone, W.B., Okoniewski, J.C., Stedelin, J.R., 1999. POISONING OF WILDLIFE WITH ANTICOAGULANT RODENTICIDES IN NEW YORK. *Journal of Wildlife Diseases* 35, 187–193. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-35.2.187>
- [222] Sunquist, M., Sunquist, F., 2017. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press.
- [223] Thierion, V., Vincent, A., Valero, 2022. Theia OSO Land Cover Map 2021 (version 1) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6538910>
- [224] Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A.-B., Siberchicot, A., Jombart, T., Pavoine, S., 2018. *Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4*. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8850-1>
- [225] Thomas, P.J., Eccles, K.M., Mundy, L.J., 2017. Spatial modelling of non-target exposure to anticoagulant rodenticides can inform mitigation options in two boreal predators inhabiting areas with intensive oil and gas development. *Biological Conservation* 212, 111–119. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.005>
- [226] Thomas, P.J., Mineau, P., Shore, R.F., Champoux, L., Martin, P.A., Wilson, L.K., Fitzgerald, G., Elliott, J.E., 2011. Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds:

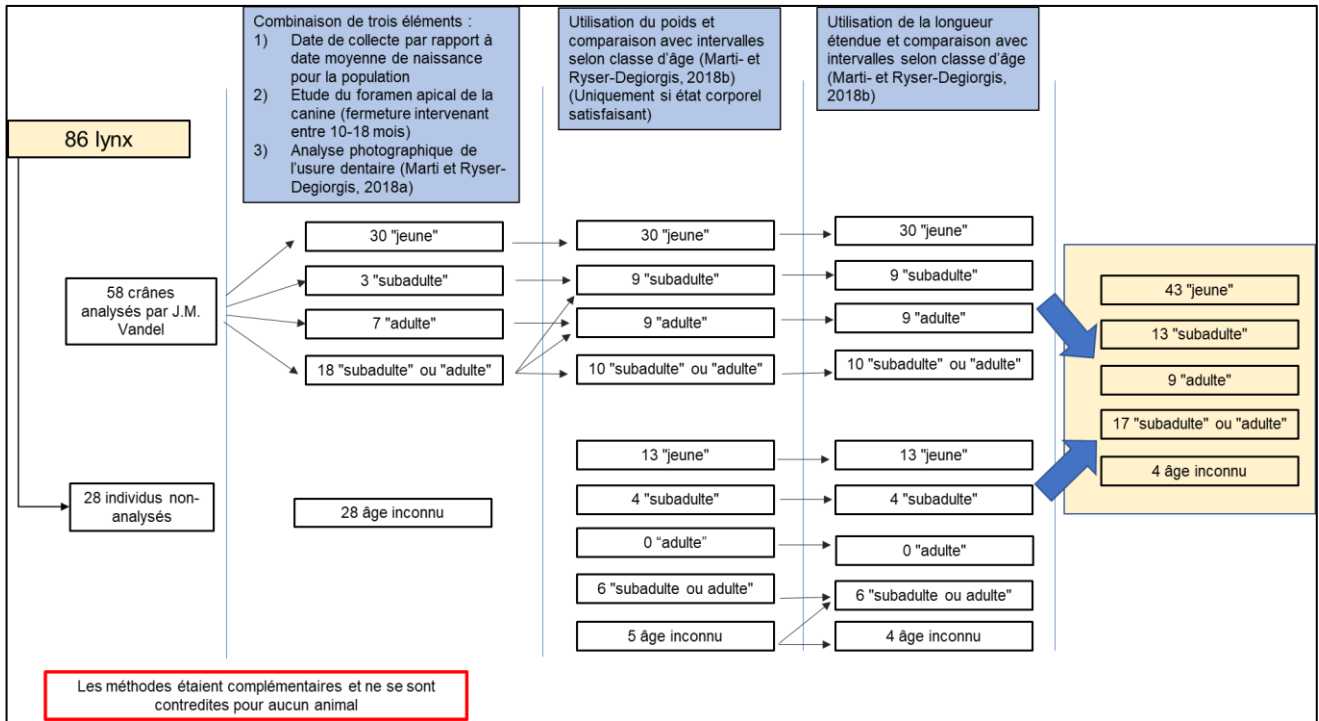
Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment International* 37, 914–920.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.03.010>

- [227] Tie, J., Stafford, D.W., 2008. Structure and Function of Vitamin K Epoxide Reductase, in: *Vitamins & Hormones, Vitamin K*. Academic Press, pp. 103–130.
[https://doi.org/10.1016/S0083-6729\(07\)00006-4](https://doi.org/10.1016/S0083-6729(07)00006-4)
- [228] Tkadlec, E., Zejda, J., 1995. Precocious Breeding in Female Common Voles and Its Relevance to Rodent Fluctuations. *Oikos* 73, 231–236. <https://doi.org/10.2307/3545913>
- [229] Tosh, D. G., McDonald, R.A., Bearhop, S., Llewellyn, N.R., Fee, S., Sharp, E.A., Barnett, E.A., Shore, R.F., 2011. Does small mammal prey guild affect the exposure of predators to anticoagulant rodenticides? *Environmental Pollution, Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity* 159, 3106–3112. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.028>
- [230] Tosh, David G., Shore, R.F., Jess, S., Withers, A., Bearhop, S., Ian Montgomery, W., McDonald, R.A., 2011. User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use. *J Environ Manage* 92, 1503–1508.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.12.014>
- [231] Townsend, M., Entwisle, P., Hart, A., 1995. Use of two halogenated biphenyls as indicators of nontarget exposure during rodenticide treatments. *Bull Environ Contam Toxicol* 54(4), 526–533.
- [232] Townsend, M.G., Bunyan, P.J., Odam, E.M., Stanley, P.I., Wardall, H.P., 1984. Assessment of Secondary Poisoning Hazard of Warfarin to Least Weasels. *The Journal of Wildlife Management* 48, 628–632. <https://doi.org/10.2307/3801205>
- [233] Tukey, J.W., 1977. *Exploratory data analysis*.
- [234] UICN France, MNHN, SFEPM, ONCFS, 2017. *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine*. Paris.
- [235] US EPA, O., 2014. *Restrictions on Rodenticide Products [WWW Document]*. URL <https://www.epa.gov/rodenticides/restrictions-rodenticide-products> (accessed 7.22.23).
- [236] Vandel, J.-M., Stahl, P., Herrenschildt, V., Marboutin, E., 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biological Conservation* 131, 370–385.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.012>
- [237] Vandenbroucke, 2008. Pharmacokinetics of eight anticoagulant rodenticides in mice after single oral administration - VANDENBROUCKE - 2008 - *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* - Wiley Online Library [WWW Document]. URL https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2885.2008.00979.x?casa_token=iPgMXhLZGwEAAAAA:4v57rOC7WY0L1eThvFji8_-oB1PISRJTte0S-XoFqjn1rUaVfXBPAtCdWnBL-EJhaXOK2Ja87DHyyCw (accessed 10.18.22).
- [238] Vyas, N.B., 2017. Rodenticide incidents of exposure and adverse effects on non-raptor birds. *Science of The Total Environment* 609, 68–76.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.004>
- [239] Vyas, N.B., Rattner, B.A., Lockhart, J.M., Hulse, C.S., Rice, C.P., Kuncir, F., Kritz, K., 2022. Toxicological responses to sublethal anticoagulant rodenticide exposure in free-flying hawks. *Environ Sci Pollut Res* 29, 74024–74037. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20881-z>
- [240] Walker, L.A., Chaplow, J.S., Moeckel, C., Pereira, M.G., Potter, E.D., Shore, R.F., 2014. *Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2012: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report*. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK.
- [241] Walther, B., Geduhn, A., Schenke, D., Jacob, J., 2021. Exposure of passerine birds to brodifacoum during management of Norway rats on farms. *Sci Total Environ* 762, 144160.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144160>

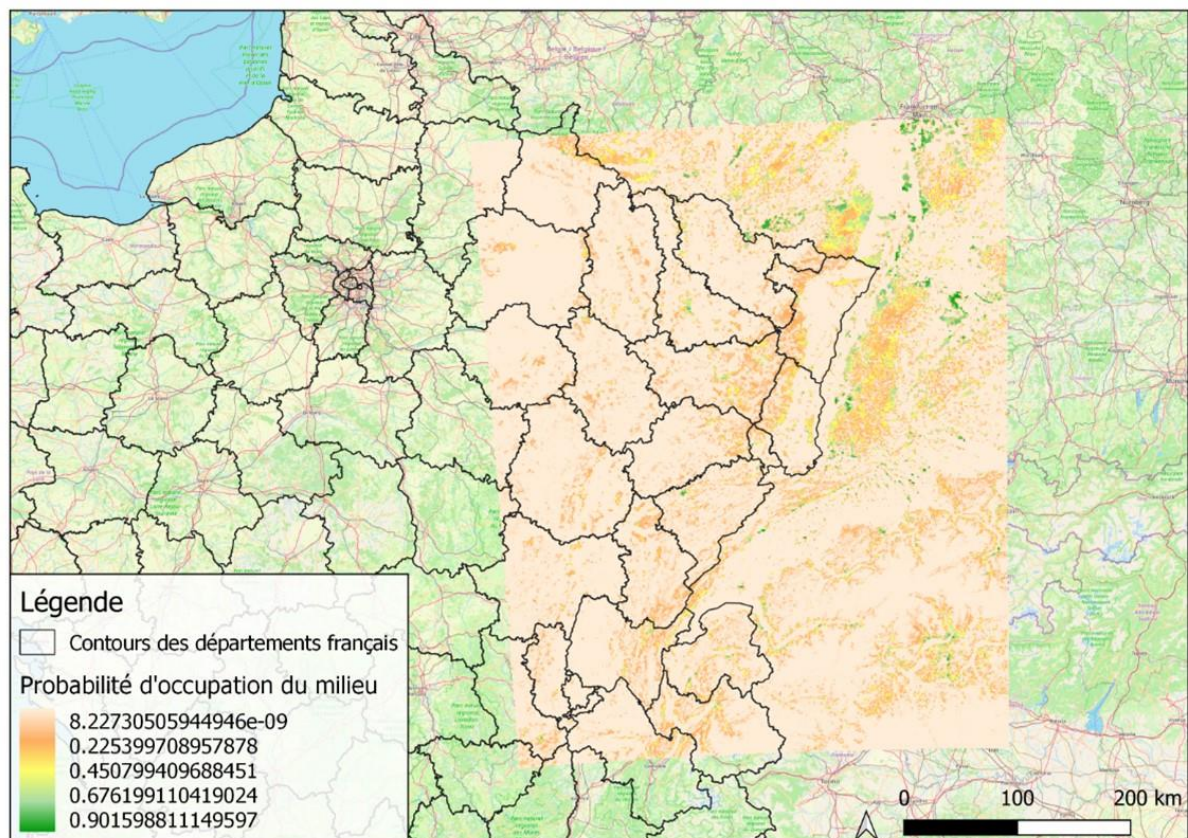
- [242] Wang, M., Yang, Y., Hou, Y., Ma, W., Jia, R., Chen, J., 2017. Effects of bromadiolone poisoning on the central nervous system. *NDT* 13, 2297–2300. <https://doi.org/10.2147/NDT.S142375>
- [243] Wang, Y., Kruzik, P., Helsing, A., Helsing, I., Rausch, W.-D., 2007. Pesticide poisoning in domestic animals and livestock in Austria: A 6 years retrospective study. *Forensic Science International* 169, 157–160. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2006.08.008>
- [244] Watanabe, K.P., Kawata, M., Ikenaka, Y., Nakayama, S.M.M., Ishii, C., Darwish, W.S., Saengtienchai, A., Mizukawa, H., Ishizuka, M., 2015. Cytochrome P450-mediated warfarin metabolic ability is not a critical determinant of warfarin sensitivity in avian species: In vitro assays in several birds and in vivo assays in chicken. *Environmental Toxicology and Chemistry* 34, 2328–2334. <https://doi.org/10.1002/etc.3062>
- [245] Watanabe, K.P., Saengtienchai, A., Tanaka, K.D., Ikenaka, Y., Ishizuka, M., 2010. Comparison of warfarin sensitivity between rat and bird species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 152, 114–119. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.03.006>
- [246] Weber, J.-M., Weissbrodt, M., 1999. Feeding habits of the Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains determined by faecal analysis. *Acta Theriol.* 44, 333–336. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.99-32>
- [247] Whitton, D.S., Sadowski, J.A., Suttie, J.W., 1978. Mechanism of coumarin action: significance of vitamin K epoxide reductase inhibition. *Biochemistry* 17, 1371–1377. <https://doi.org/10.1021/bi00601a003>
- [248] Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T.L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., Posit, PBC, 2023. *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*.
- [249] Wood, D.A., Phillipson, J., 1977. The utilisation of poison hoppers designed for grey squirrel (*Sciurus carolinensis* Gmelin) control. *Biological Conservation* 11, 119–127. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(77\)90033-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(77)90033-7)
- [250] Yurdakök, M., 2012. Fetal and neonatal effects of anticoagulants used in pregnancy: a review. *Turk J Pediatr* 54, 207–215.
- [251] Zhang, Z., Wang, Z., 1998. Ecology and management strategies of rodent pests in agriculture. China Ocean Press. China Ocean Press, Pékin.
- [252] Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U., 2007. Importance of dispersal for the expansion of a Eurasian lynx *Lynx lynx* population in a fragmented landscape. *Oryx* 41, 358–368. <https://doi.org/10.1017/S0030605307000712>
- [253] Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U., 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. *Journal of Zoology* 267, 381–395. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007545>.

ANNEXES

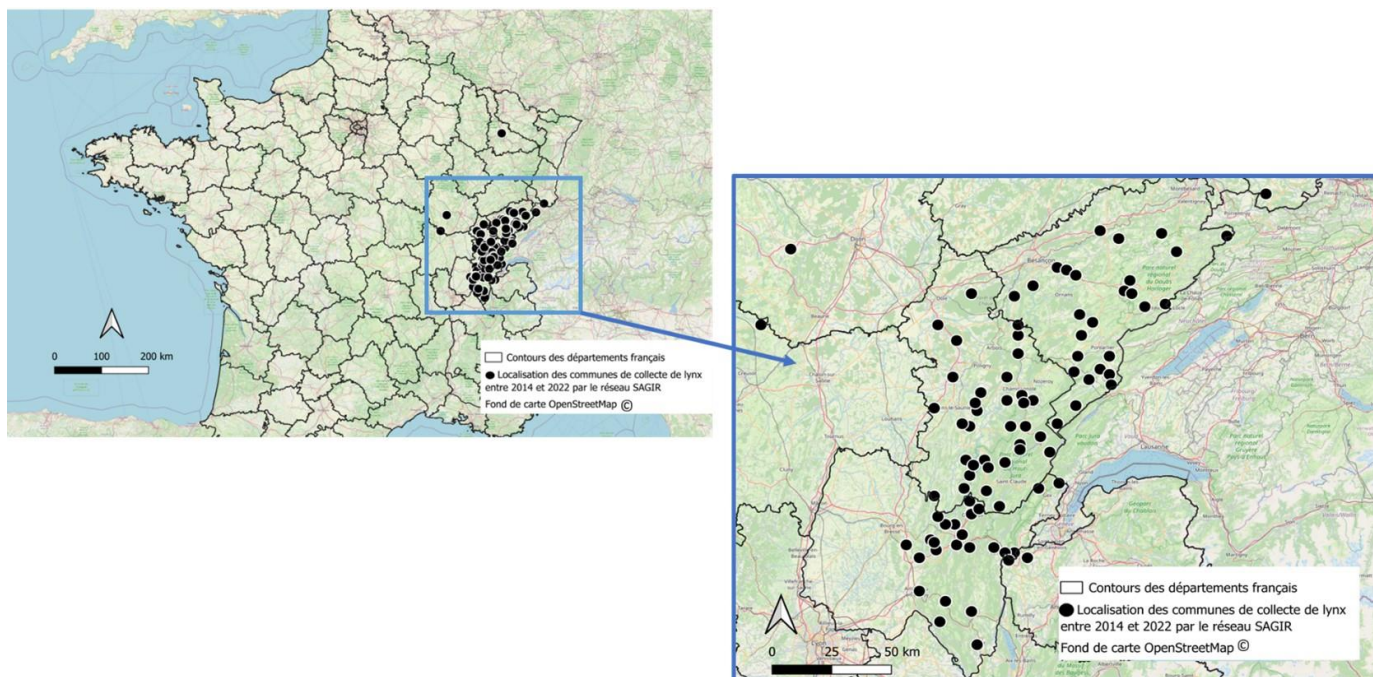
Annexe 1- Schéma du protocole d'estimation de l'âge. Collaboration avec J.M Vandel et utilisation des travaux de Marti et Ryser-Degiorgis (Marti et Ryser-Degiorgis, 2018a et b).



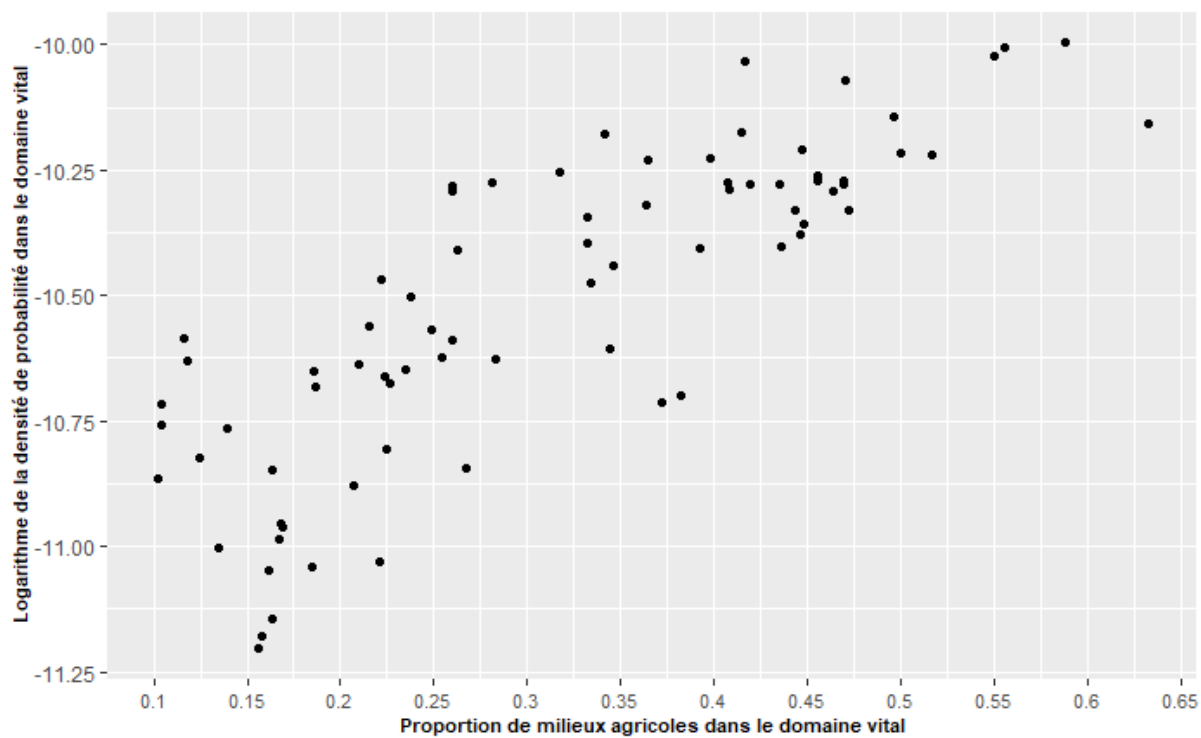
Annexe 2- Carte de probabilité d'occupation du milieu par le lynx. Carte issue d'un modèle individuel d'occupation de l'habitat réalisé par Bauduin et al. La carte donne la probabilité d'occupation par un lynx de chaque case de 1km² sur la zone d'étude. (Réalisée par Nicolas Toulet, OFB).



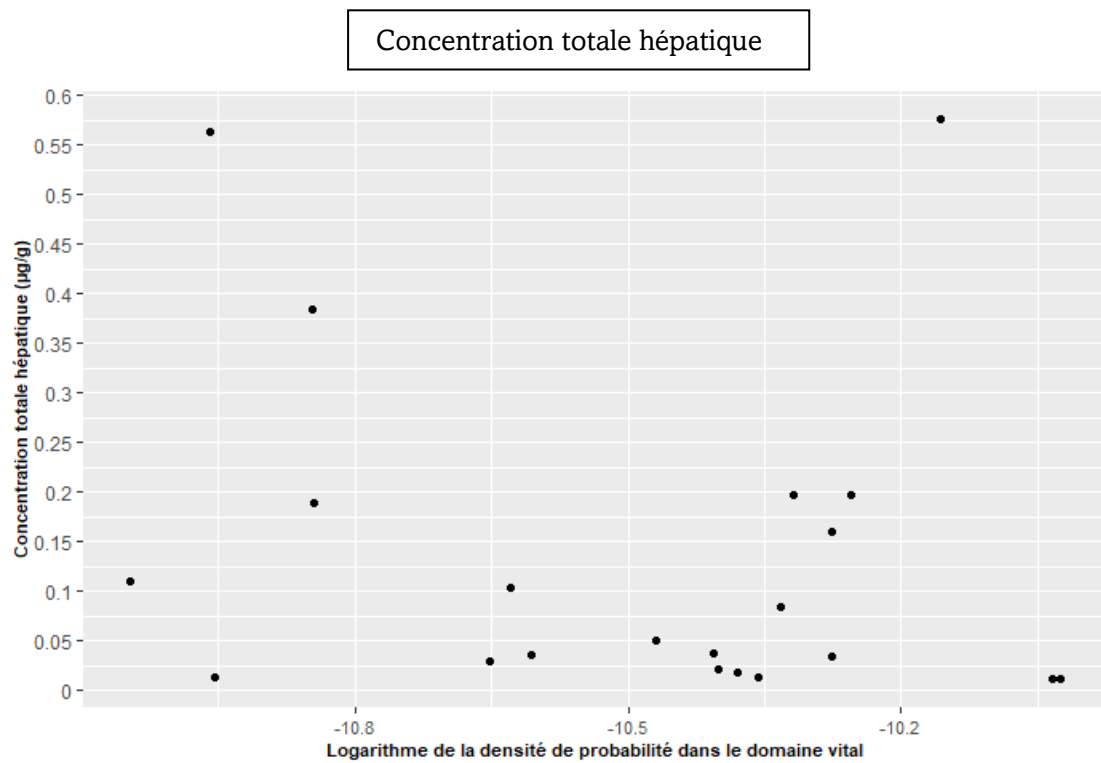
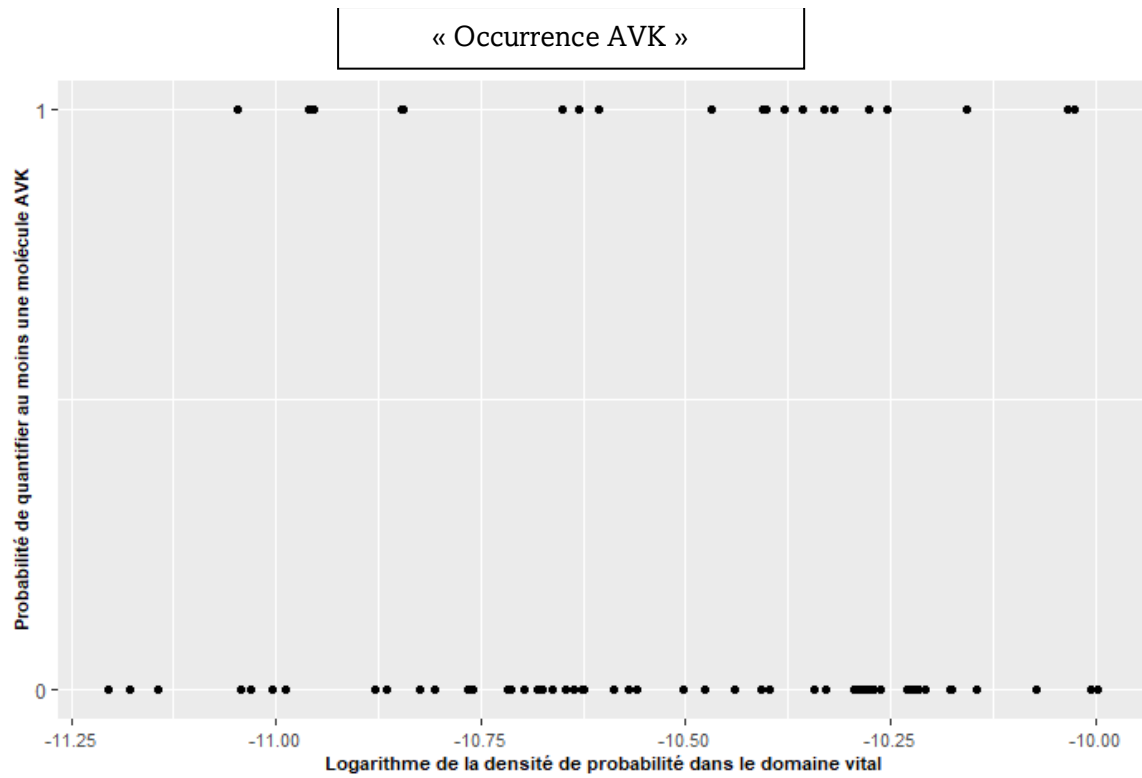
Annexe 3- Localisation des lynx collectés analysés pour la présence d'AVK par le réseau SAGIR entre 2014 et 2022. Carte réalisée avec QGIS 3.32.1.



Annexe 4- Représentation de la corrélation positive entre la proportion de milieux agricoles et le logarithme de la densité estimée de probabilité d'exploitations agricoles dans le domaine vital du lynx.



Annexe 5- Représentation de l'absence de relation entre le logarithme de la densité de probabilité estimée d'exploitations agricoles dans le domaine vital du lynx et deux variables d'exposition : « occurrence AVK » et concentration totale hépatique.



TITRE

Etude de l'exposition du lynx boréal aux rodenticides antivitamine K (AVK) en France à partir des données du réseau national de surveillance sanitaire de la faune sauvage SAGIR

Auteur

DUFLON Aurélien

Résumé

Le lynx boréal (*Lynx*) est un grand prédateur, considéré « en danger » par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) en France, dont les cadavres découverts sur le sol national sont collectés par le réseau SAGIR. Une problématique mondiale pour les prédateurs sauvages est leur exposition à divers micropolluants persistants, notamment aux rodenticides antivitamine K (AVK) utilisées abondamment pour lutter contre les rongeurs nuisibles. Ces molécules se retrouvent chez des prédateurs non-cibles par consommation de proies contaminées (rongeurs ou autres). Cette contamination peut causer la mort des individus et déclencher divers effets subléthaux, notamment une perte de vigilance prédisposant aux collisions routières (cause importante de mortalité des lynx). L'objectif de ce travail exploratoire était d'étudier l'ampleur du phénomène d'exposition aux AVK en France entre 2018 et 2022, et d'identifier d'éventuels facteurs de risques tels que des caractéristiques individuelles ou environnementales.

Les résultats ont montré une contamination hépatique de 27% des individus analysés (n= 86) à au moins une substance. 9% des 86 lynx étaient multi contaminés et quatre possédaient une concentration totale supérieure au seuil de manifestations cliniques létales utilisé par les experts (0,02 µg/g). Les lynx les plus fréquemment contaminés étaient des individus âgés de plus d'un an avec des domaines vitaux théoriques plus fortement urbanisés.

Cela est en faveur d'une implication des usages AVK « biocide » dans et autour des bâtiments, bien que cette espèce soit réputée peu anthropophile. Enfin, aucune association entre contamination aux AVK et risque de collision routière n'a pu être démontrée dans ce travail.

Mots-clés

Lynx boréal, Rodenticides antivitamine K, Surveillance sanitaire, Ecotoxicologie, Expérimental

Jury

Président du jury : Pr **KASSAI KOUPI Behrouz**
Directeur de thèse : Pr **BERNY Philippe**
2ème assesseur : Dr **LAMBERT Véronique**