



<http://portaildoc.univ-lyon1.fr>

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2025 - Thèse n° 164

**ETUDE DE LA SAISONNALITE DE L'EXPOSITION AU
PLOMB CHEZ LES VAUTOURS FAUVES EN RELATION
AVEC LES ACTIVITES CYNEGETIQUES DANS LE
CADRE DU PROJET LIFE GYP'ACT**

THESE

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

Et soutenue publiquement le 19 décembre 2025
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

COUFFRANT Océane

CAMPUS VÉTÉRINAIRE DE LYON

Année 2025 - Thèse n° 164

**ETUDE DE LA SAISONNALITE DE L'EXPOSITION AU
PLOMB CHEZ LES VAUTOURS FAUVES EN RELATION
AVEC LES ACTIVITES CYNEGETIQUES DANS LE
CADRE DU PROJET LIFE GYP'ACT**

THESE

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

Et soutenue publiquement le 19 décembre 2025
Pour obtenir le titre de Docteur Vétérinaire

Par

COUFFRANT Océane

Liste des enseignants

Liste des Enseignants-Chercheurs du campus vétérinaire de VETAGRO SUP au 20-11-2025

NOM	Prénom	Statut
ABITBOL	Marie	Professeur
ALVES DE OLIVEIRA	Laurent	Maître de conférences
ARCANGIOLI	Marie-Anne	Professeur
BARRETT	Laura	Maître de conférences
AYRAL	Florence	Maître de conférences
BECKER	Claire	Professeur
BELLUCO	Sara	Professeur
BENAMOU - SMITH	Agnès	Maître de conférences
BERNY	Philippe	Professeur
BLONDEL	Margaux	Maître de conférences
BONNET	Jeanne-Marie	Professeur Émérite
BOURGOIN	Gilles	Maître de conférences
BRASSARD	Colline	Maître de conférences
BRUTO	Maxime	Maître de conférences
BRUYERE	Pierre	Professeur
BUFF	Samuel	Professeur
BURONFOSSE	Thierry	Professeur
CACHON	Thibaut	Maître de conférences
CADORE	Jean-Luc	Professeur Émérite
CALLAIT-CARDINAL	Marie-Pierre	Professeur
CANNON	Leah	Maître de conférences
CHABANNE	Luc	Professeur
CHALVET-MONFRAY	Karine	Professeur
CHANOIT	Guillaume	Professeur
CHETOT	Thomas	Maître de conférences
DE BOYER DES ROCHES	Alice	Professeur
DELIGNETTE-MULLER	Marie-Laure	Professeur
DJELOUADJI	Zorée	Professeur
ESCRIOU	Catherine	Maître de conférences
GALIA	Wessam	Maître de conférences
GILLET	Benoit	Maître de conférences
GILOT	Emmanuelle	Professeur
GONTHIER	Alain	Maître de conférences
HUGONNARD	Marine	Maître de conférences
HUMBERT	Alexandre	Maître de conférences Stagiaire
JUNOT	Stéphane	Professeur
KHOSH NEVIS	Mehrdad	Maître de conférences

KIM	Mark	Maître de conférences Stagiaire
KODJO	Angeli	Professeur
KRAFFT	Émilie	Maître de conférences
LAABERKI	Maria-Halima	Professeur
LE GRAND	Dominique	Professeur
LEBLOND	Agnès	Professeur
LEDOUX	Dorothée	Maître de conférences
LEFEBVRE	Sébastien	Maître de conférences
LEGROS	Vincent	Maître de conférences
LEPAGE	Olivier	Professeur
LOUZIER	Vanessa	Professeur
LURIER	Thibaut	Maître de conférences
MAGNIN	Mathieu	Maître de conférences
MARCHAL	Thierry	Professeur
MOSCA	Marion	Maître de conférences
MOUNIER	Luc	Professeur
PEROZ	Carole	Maître de conférences
PIN	Didier	Professeur
PONCE	Frédérique	Professeur
PORPHYRE	Thibaud	Professeur Stagiaire
PORSMOQUER	Charles	Maître de conférences Stagiaire
PORTIER	Karine	Professeur
POUZOT-NEVORET	Céline	Professeur
PROUILLAC	Caroline	Professeur
RACHED	Antoine	Maître de conférences
REMY	Denise	Professeur
RENE MARTELLET	Magalie	Maître de conférences
ROGER	Thierry	Professeur
SAWAYA	Serge	Maître de conférences
SCHRAMME	Michaël	Professeur
SERGENTET	Delphine	Professeur
STORCK	Fanny	Professeur
TORTEREAU	Antonin	Maître de conférences
VICTONI	Tatiana	Maître de conférences
ZENNER	Lionel	Professeur

Remerciements au jury

À Monsieur le professeur Sébastien Lefebvre,

De VetAgroSup, Campus Vétérinaire de Lyon

Pour nous avoir fait l'honneur de présider ce jury. Pour votre pédagogie et votre engagement auprès des étudiants. Veuillez trouver en ces lignes l'expression de mes plus profonds remerciements.

À Madame la Professeure Marie-Pierre Callait-Cardinal,

De VetAgro Sup, Campus vétérinaire de Lyon

Pour votre gentillesse, votre intérêt et votre réactivité. Un très grand merci pour votre disponibilité et votre aide précieuse, Cela a été un réel plaisir et un honneur de travailler avec vous. Veuillez trouver ici l'expression de ma plus profonde gratitude.
Mes sincères remerciements.

À Madame la Docteure Magalie René-Martellet,

De VetAgro-Sup, Campus vétérinaire de Lyon

Qui nous a fait l'honneur de faire partie de notre jury de thèse. Merci pour la qualité de votre regard scientifique et l'attention portée à ce travail. Veuillez recevoir l'expression de ma sincère reconnaissance. Mes sincères remerciements.

Table des matières

Liste des figures.....	15
Liste des tableaux.....	17
Liste des abréviations.....	21
Introduction.....	23
Partie 1 : Synthèse bibliographique sur la biologie des espèces de rapaces concernés par l'étude et les dangers inhérents au saturnisme.....	25
I. Biologie et écologie des vautours fauves.....	26
1. Classification et caractéristiques générales.....	26
a) Position taxonomique du vautour fauve (<i>Gyps fulvus</i>).....	26
b) Description morphologique et physiologique.....	26
c) Comportement social et dynamique de groupe.....	29
i) Prise alimentaire et comportement de curée.....	29
ii) Comportement de reproduction.....	30
2. Régime alimentaire et rôle écologique.....	30
a) Comportement alimentaire : un charognard strict.....	30
b) Importance dans la chaîne trophique et le cycle des nutriments.....	31
c) Interactions avec d'autres espèces de vautours.....	31
3. Aire de répartition et habitats.....	32
a) Répartition géographique en Europe et en France.....	32
b) Préférences écologiques et habitats utilisés.....	34
c) Évolution des populations dans les différentes régions.....	35
4. Mortalités et menaces d'origines anthropiques.....	36
a) Réduction des ressources alimentaires et modifications des pratiques d'élevage.....	36
b) Collision avec les infrastructures énergétiques (éoliennes, lignes électriques).....	37
c) Les destructions intentionnelles.....	37
i) Les tirs.....	37
ii) Les empoisonnements.....	37
iii) Les intoxications non-intentionnelles.....	38
5. Point sur les autres espèces de vautours présent en France.....	38
a) Le gypaète barbu.....	38
b) Le vautour moine.....	39
c) Le vautour percnoptère.....	39
II. Histoire et utilisation du plomb.....	40
1. Définition et caractéristique physico-chimiques.....	40
2. Intoxication au plomb dans l'histoire.....	40

3.	Utilisations historiques et contemporaines.....	43
a)	Applications industrielles.....	43
b)	Utilisation militaire et de loisir (munitions, projectiles)	44
III.	Réglementation du plomb en France et en Europe	47
1)	Législation générale pour limiter l'exposition humaine et environnementale en France	47
2)	Restrictions spécifiques sur les munitions en plomb	48
a)	Réglementation européenne : directive REACH et interdictions progressives.....	48
b)	Réglementation française : zones interdites au plomb, politiques nationales	49
c)	Cas des zones humides et impact sur la chasse.....	50
3)	Efforts pour la transition vers des alternatives	51
a)	Substituts au plomb dans les munitions (acier, cuivre, bismuth).....	51
b)	Acceptation par les chasseurs et barrières à l'adoption	53
c)	Impact potentiel dans une approche « One Health ».....	55
IV.	Le plomb comme contaminant environnemental pour les vautours : origine et conséquences.....	57
1)	Voies d'exposition au plomb chez les vautours	57
a)	Différentes sources d'exposition	57
i)	L'ingestion directe de plomb de chasse.....	57
ii)	L'ingestion indirecte via les carcasses contaminées	58
iii)	Autres sources d'exposition environnementale.....	58
b)	Hiérarchisation des sources de contamination.....	58
c)	Voies d'expositions et bioaccumulation	59
2)	Exposition au plomb chez les rapaces et seuils toxiques.....	60
3)	Toxicité du plomb et effets biologiques	61
a)	Effets physiologiques chez les oiseaux :.....	62
i)	Troubles neurologiques et comportementaux.....	63
ii)	Impact sur le système immunitaire.....	63
iii)	Atteintes rénale et hépatique.....	64
iv)	Impact sur la minéralisation osseuse	64
v)	Perte de poids	65
b)	Effets sur la reproduction et le succès reproducteur	66
4)	Traitement	67
Partie 2	69
Étude expérimentale de la contamination au plomb chez le Vautour fauve dans le cadre du projet LIFE GYP'ACT.....		69
I.	Contexte de l'étude.....	70
II.	Objectifs de l'étude.....	70

III. Hypothèses de l'étude	71
IV. Matériel et méthode.....	71
1) Critère d'inclusion et caractéristiques des individus étudiés	71
2) Site et période d'étude.....	72
3) Collecte des échantillons.....	73
a) Monitoring actif.....	73
i) Autorisation et encadrement du protocole	73
ii) Méthodes de capture et de manipulation des vautours.....	74
iii) Types d'échantillons prélevés.....	75
iv) Période d'échantillonnage	75
• Prélèvements sanguins dans les Pyrénées.....	75
• Prélèvements sanguins dans les Pré-Alpes.....	75
• Prélèvement sanguin dans le Massif Central.....	76
b) Monitoring passif	76
4) Dosage et analyses des teneurs en plomb dans les échantillons	77
a) Techniques de dosage.....	77
b) Seuils d'intoxication et interprétation des résultats	77
5) Approches statistiques et modélisation	77
II. Résultats	80
1) Résultats du Monitoring actif	80
a) Description des données	80
i) Sexe et âge des individus prélevés.....	80
ii) Sessions et zone géographiques de prélèvements	81
b) Description des dosages de plombémie	81
c) Analyse de la plombémie en fonction de l'âge de l'animal.....	82
d) Analyse de la plombémie en fonction du sexe de l'animal.....	83
e) Evolution de la plombémie en fonction de la date.....	84
i) Comparaison entre deux dates sur un même site de prélèvements.....	86
ii) Impact de la saison de chasse sur la plombémie	88
f) Comparaison entre les zones géographiques	88
2) Résultats du Monitoring passif	90
a) Description des données	90
i) Effectif selon le massif de découverte	91
ii) Répartition des découvertes des oiseaux au cours de l'année	92
b) Description des teneurs en plomb hépatique chez le vautour fauve	92

c)	Distribution des teneurs en plomb hépatiques hors valeurs extrêmes (valeurs <30 mg/kg MS)	93
i.	Analyse univariée selon l'âge de l'animal	93
ii.	Analyse univariée selon le sexe de l'animal	94
iii.	Analyse univariée selon le massif de découverte	95
iv.	Analyse univariée selon l'année de découverte	96
v.	Variation du taux de plomb hépatique selon les saisons	97
d)	Distribution des teneurs en plomb hépatique pour les taux compatibles avec une intoxication sévère > 30 mg/kg MS)	99
e)	Analyse des concentrations en plomb en fonction de la source potentielle d'exposition sur l'ensemble des échantillons	102
3)	Taux de plomb hépatiques chez les autres espèces de vautour	103
V.	Discussion	104
1)	Limite de l'étude	104
2)	Interprétation des résultats dans le cadre du monitoring actif	105
3)	Monitoring passif et dosages de plomb hépatique	106
4)	Perspectives et analyses complémentaires	108
	Conclusion	109
	Bibliographie	111

Liste des figures

- Figure 1: Photographie de vautour fauve
- Figure 2: Photo d'une tête de vautour présentant un cou caractéristique en "S"
- Figure 3 : Photo d'une colonie de vautours fauves
- Figure 4 : Photo illustrant la curée chez les vautours
- Figure 5 : Schéma de collaboration du recyclage des carcasses de mammifères sauvages par les vautours nécrophages, d'après J. DEFLANDRE
- Figure 6: Aire de répartition du vautour fauve (*Gyps fulvus*) dans le monde en 2017
- Figure 7: Photo d'une placette d'équarrissage
- Figure 8 : Distribution ancienne et récente du vautour fauve en Europe
- Figure 9 : Evolution des effectifs de Vautour fauve (nombre de couple nicheurs) dans les massifs français entre 2000 et 2012
- Figure 10 : Image de cartouche à grenaille, composée de billes de plomb
- Figure 11 : Etiquetage réglementaire des composants contenant du plomb sous forme de poudre
- Figure 12 : Carte de la régulation au plomb en Europe
- Figure 13 : Carte de probabilité des zones humides en France métropolitaine
- Figure 14 : Bilan général des effets du plomb sur l'organisme chez les rapaces
- Figure 15: Carte présentant les différents sites de prélèvement et de découverte des carcasses ainsi que les massifs de regroupement
- Figure 16: Réalisation d'un prélèvement sanguin sur un vautour fauve
- Figure 17: Répartition des individus selon le sexe
- Figure 18: Répartition des individus par classe d'âge
- Figure 19: Histogramme de distribution (à gauche) et boxplot (à droite) des valeurs brutes de plombémies ($\mu\text{g/dL}$)
- Figure 20: Histogramme de distribution (à gauche) et boxplot (à droite) des valeurs de plombémie après transformation logarithmique ($\text{Log}(\text{Pb})$)
- Figure 21: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) par classe d'âge
- Figure 22: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) par sexe
- Figure 23: Variation de la plombémie lors de différentes sessions de prélèvements.
- Figure 24. Plombémie après transformation logarithmique selon la date de prélèvement
- Figure 25: Plombémie ($\mu\text{g/dl}$) en fonction de la date de prélèvement sur le site de Rémuzat dans les Pré-Alpes
- Figure 26: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) en fonction de la date de prélèvement sur le site de Cassagne dans le Massif Central
- Figure 27: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) par date (nuage de points) – Azinière dans le Massif Central
- Figure 28. Plombémie (après transformation logarithmique) en fonction du site de prélèvements lors des sessions avant la période de chasse.
- Figure 29 : Répartition de l'effectif selon le sexe
- Figure 30: Répartition de l'effectif selon l'âge
- Figure 31: Répartition de l'effectif selon le massif de découverte
- Figure 32: répartition des effectifs selon la saison de découverte
- Figure 33: Distribution des teneurs en plomb hépatique chez les oiseaux analysés dont la mort n'a pas été directement associée à une intoxication aigue au plomb.
- Figure 34: Dosage de plomb hépatique selon l'âge (valeurs $\leq 30 \text{ mg/kg MS}$)
- Figure 35: Plomb hépatique selon le sexe (valeurs $\leq 30 \text{ mg/kg MS}$)
- Figure 36: Plomb hépatique selon la zone de découverte (valeurs $\leq 30 \text{ mg/kg MS}$)
- Figure 37: Plomb hépatique selon le l'année de découverte (valeurs $\leq 30 \text{ mg/kg MS}$)

Figure 38: Évolution saisonnière du plomb hépatique (seuil 6 (vert)/18 (jaune)/30 (rouge) mg/kg MS)
Figure 39: Plomb hépatique selon la saison de découverte (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)
Figure 40: Taux de plomb hépatique en fonction de la saison de chasse
Figure 41: Radiographie du vautour 24VF09 présentant des plombs
Figure 42: Radiographie du vautour 25VF12 présentant des plombs dans le tube digestif
Figure 43: Radiographie du contenu digestif d'un vautour fauve 25VF12 présentant des plombs
Figure 44: Photographie de plombs de chasse retrouvés dans le tissu sous cutané du flanc droit et du doigt d'un vautour fauve. On observe une zone réactionnelle inflammatoire autour des plombs
Figure 45: Concentration de plomb hépatique selon la source d'exposition potentielle
Figure 46 : Plomb hépatique selon l'espèce étudiée (hors vautour fauve)

Liste des tableaux

Tableau I: Résumé des différentes munitions utilisées pour la chasse

Tableau II: Caractéristiques des différentes alternatives aux munitions contenant du plomb

Tableau III: Interprétation suggérée des concentrations de plomb dans les tissus des Anseriformes, des Falconiformes et des Accipitriformes

Tableau IV: Récapitulatif des variables analysées durant l'étude

Tableau V : distribution des résultats de plombémie en fonction des seuils toxiques rapportés dans la littérature

Tableau VI : Valeurs descriptives des données de plombémie

Tableau VII : Test de Shapiro–Wilk sur $\log(\text{Pb})$

Tableau VIII : Distribution de la plombémie selon l'âge des individus

Tableau IX : Tableau résumant les données statistiques selon les zones géographiques et les dates de prélèvements

Tableau X : Nombre d'individus présentant un risque d'intoxication basé sur sa plombémie avant et pendant la période de chasse.

Tableau XI : Répartition des effectifs selon les départements de découverte

Tableau XII : Répartition des effectifs selon le seuil de plomb hépatique

Tableau XIII : Tableau regroupant les différentes données statistiques pour chaque espèce de Vautour étudiées

Liste des abréviations

AEWA : l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie

AINS : Anti-inflammatoire non stéroïdien

BAL : British Anti-Lewisite

CESE : Concentrations estimées sans effets

CMS : Convention sur la conservation des espèces migratrices

CREP : Constat de risque d'exposition au plomb

COP : Conférence des Parties

DMSA : Dimercaptosuccinic acid

DSENO : Doses sans effet nocif observé

DTPA : Acide diéthylène triamine pentaacétique

ECHA : Agence européenne des produits chimiques

EDTA : Acide éthylène diamine tétraacétique

ESOD : Espèces susceptibles d'occasionner des dégâts

FACE : Fédération des associations pour la chasse et la conservation de l'union européenne

LPO : Ligue de protection des oiseaux

OFB : Office français de la biodiversité

ONCFS : Office national de la chasse et de la faune sauvage

PNR : Parc naturel régional

REACH : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

VLEP : Valeur limite d'exposition professionnelle

δ ALAD : acide δ -aminolévulinique déshydratase

INTRODUCTION

Les populations de rapaces nécrophages jouent un rôle écologique majeur dans les écosystèmes montagnards. En éliminant rapidement les cadavres, ils contribuent à limiter la propagation des pathogènes, à réduire les risques sanitaires pour la faune sauvage et domestique, et à maintenir les cycles biogéochimiques. Parmi eux, le Vautour fauve (*Gyps fulvus*) occupe une place centrale en Europe méridionale, où ses populations ont connu d'importantes fluctuations au cours du XX^e siècle avant de se reconstituer grâce aux mesures de protection. Sa biologie — forte longévité, fidélité aux sites de reproduction, alimentation exclusivement nécrophage et déplacements à long rayon d'action — en fait non seulement un acteur clé du fonctionnement des écosystèmes, mais aussi une espèce sentinelle particulièrement pertinente pour évaluer l'état sanitaire des milieux naturels et les impacts des activités humaines.

Parmi les pressions anthropiques pesant sur les rapaces nécrophages, l'exposition au plomb constitue une problématique majeure à l'échelle mondiale. Le plomb est en effet un toxique puissant, dépourvu de rôle biologique, capable d'induire des effets subcliniques (immunodépression, troubles neurologiques, diminution des performances reproductrices) comme des intoxications aiguës létales. Chez les oiseaux, l'ingestion de fragments de munitions laissés dans les carcasses de gibier représente aujourd'hui la principale source de contamination. Ce phénomène est largement documenté chez les rapaces prédateurs et les charognards, notamment chez le Condor de Californie, l'Aigle royal ou les vautours européens. Malgré les avancées réglementaires récentes et la transition progressive vers les munitions non toxiques, le plomb demeure très présent dans de nombreux territoires, en particulier au sein des zones où la chasse constitue une activité importante.

Le projet LIFE Gyp'Act, lancé en 2022, vise à renforcer les populations de Gypaète barbu entre les Alpes et les Pyrénées en améliorant la connectivité écologique entre ces deux noyaux historiques. Pour atteindre cet objectif, le programme s'attache à réduire un certain nombre de menaces identifiées, dont l'exposition au plomb, qui peut impacter non seulement les gypaètes, mais également d'autres espèces nécrophages partageant les mêmes ressources alimentaires. Dans ce contexte, le Vautour fauve offre un modèle d'étude particulièrement pertinent : sa densité plus élevée, son cycle biologique plus rapide et sa forte dépendance aux ressources trophiques anthropisées permettent d'obtenir un signal écologique plus robuste que celui que donneraient les seuls gypaètes, espèces rares et difficiles à capturer. L'évaluation de l'exposition au plomb chez le Vautour fauve constitue ainsi un indicateur indirect mais essentiel de la contamination environnementale affectant potentiellement les gypaètes et l'ensemble des rapaces charognards de la région.

Les connaissances disponibles sur l'exposition au plomb chez les vautours fauves en France restent cependant fragmentaires. Certaines études ont documenté des intoxications aiguës, d'autres ont analysé les teneurs en plomb dans des tissus de vautours trouvés morts, mais aucune n'a encore combiné, sur un même territoire et dans un même cadre méthodologique, un monitoring actif (mesure de la plombémie chez des individus vivants) et un monitoring passif (analyse toxicologique d'oiseaux retrouvés morts). Or, seule cette approche croisée permet de caractériser à la fois l'exposition récente — via la plombémie — et l'exposition à moyen terme — via la teneur en plomb du foie —, tout en identifiant d'éventuelles variations saisonnières, spatiales ou démographiques.

La présente thèse vise donc faire un point de l'état actuel des connaissances sur l'intoxication au plomb chez les Vautours fauve puis à décrire et quantifier l'exposition au plomb chez les populations de Vautours fauves suivies dans le cadre du LIFE Gyp'Act, par analyse de la plombémie et par des dosages de plomb hépatiques selon différents facteurs tels que le sexe, l'âge, la zone géographique et la période de prélèvements.

**PARTIE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA
BIOLOGIE DES ESPÈCES DE RAPACES CONCERNES PAR
L'ÉTUDE ET LES DANGERS INHÉRENTS AU SATURNISME**

Ce travail porte principalement sur le vautour fauve (*Gyps fulvus*). En effet, plusieurs espèces de vautours sont présentes en France (vautour fauve, vautour moine, vautour pecnoptère et gypaète barbu) mais le vautour fauve, le plus abondant, est considéré comme espèce sentinelle en écotoxicologie pour plusieurs raisons :

- C'est un nécrophage strict ;
- Il possède une vaste aire de répartition et chaque individu possède un large territoire de prospection ;
- Son étude est relativement facile étant donné sa grande taille ;
- Il a une longue espérance de vie permettant une étude sur plusieurs années.

Cette première partie précise ces différentes caractéristiques et leurs liens avec la toxicité environnementale, en vue de bien comprendre le rôle de sentinelle qui est donné à cette espèce.

Le plomb a une importance particulière parmi les toxiques environnementaux ; l'historique de son utilisation, la réglementation actuelle et les liens avec la contamination des rapaces sont détaillés car c'est le toxique sur lequel est centré notre étude expérimentale.

I. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DES VAUTOURS FAUVES

1. Classification et caractéristiques générales

a) Position taxonomique du vautour fauve (*Gyps fulvus*)

Le vautour fauve (*Gyps fulvus*) d'après Hablizl, 1783 (Gaudillat et al., 2018), est un rapace appartenant à l'ordre des Accipitriformes, qui regroupe les rapaces diurnes, et à la famille des Accipitridae, qui inclut les aigles, les buses et les vautours du Vieux Monde, d'après la taxonomie ITIS¹. Il est classé au sein de la sous-famille des Aegyptiinae, qui comprend les vautours strictement nécrophages de l'Ancien Monde, c'est-à-dire vivant principalement en Europe, Afrique et Asie. Son genre, *Gyps*, englobe plusieurs espèces morphologiquement et écologiquement proches, telles que *Gyps rueppelli* (vautour de Rüppell), *Gyps bengalensis* (vautour indien) et *Gyps africanus* (vautour africain).

b) Description morphologique et physiologique

Le vautour fauve est l'un des plus grands rapaces européens (Figure 1), caractérisé par une envergure allant de 230 à 280 cm, une taille moyenne de 95 à 110 cm, et un poids pouvant aller de 6 à 11 kg selon les individus (Poudré et al., 2017). Le dimorphisme sexuel est réduit chez cette espèce comme chez de nombreuses espèces de rapaces. La masse corporelle serait légèrement supérieure chez le mâle par rapport à la femelle (Maurel, 2002) et le plumage légèrement plus clair chez la femelle (Briquet, 1990). Au niveau des ailes, l'extrémité de celle-ci est constituée de 6 rémiges primaires de forme carrée chez le mâle et légèrement plus arrondie chez la femelle. Enfin, au niveau de la tête, le bec du mâle est plus courbé que celui de la femelle (Fernandez & Fernandez, 1974). Cependant, même pour un œil averti la différenciation visuelle entre mâles et femelles n'est généralement pas possible.

¹ ITIS = Integrated Taxonomic Information System : <https://www.itis.gov/>



Figure 1: Photographie de vautour fauve (Crédit : Océane Couffrant)

L'espèce possède une tête et un cou allongés, en position courbées en « S » qui est recouverte d'un duvet blanc chez l'adulte (Figure 2). Une petite collerette de plumes blanches est visible à la base du cou et permet l'identification. Chez les jeunes, cette collerette est plus épaisse et de teinte brun-roux, blanchissant avec le temps. Il en est de même pour le bec qui a tendance à blanchir avec l'âge. Un autre élément permettant l'identification de l'âge est la coloration des iris, qui évolue avec les années : plus foncée chez les jeunes individus et devenant progressivement brun clair à jaunâtre à l'âge adulte (Gensbol, 2005).



Figure 2: Photo d'une tête de vautour présentant un cou caractéristique en "S" (Crédit: Nicolas Bazin)

Le bec du vautour fauve est crochu, puissant et d'une longueur moyenne de 5 cm. Il est adapté à la découpe des chairs, mais est moins robuste que celui du vautour moine (*Aegypius monachus*), ce qui rend son accès à la moelle osseuse difficile et qui sera souvent mangé par d'autres espèces tel que le gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*). La queue est courte (environ 30 centimètres) et carrée ce qui permet la stabilisation du vol. Les rémiges primaires sont brun-sombre alors que les tectrices sont d'une couleur fauve caractéristique (Eliotout, 2007).

Les pattes, de couleur grisâtre, sont adaptées au maintien de l'équilibre au sol mais sont peu puissantes et ne possèdent pas de serres préhensiles contrairement à d'autres espèces de rapaces (Eliotout, 2007).

D'un point de vue physiologique, le système digestif hautement spécialisé des vautours leur permet de digérer des tissus en état de décomposition avancée. Un pH gastrique autour de 1,5 permettrait la neutralisation de bactéries pathogènes, ce qui pourrait réduire la propagation des maladies dans son écosystème (Chen et al., 2023).

Le vautour fauve est endotherme, il régule lui-même sa température. Celle-ci est généralement comprise entre 39 et 40°C, ce qui lui permet de pouvoir vivre à la fois dans des climats froids tel que la haute montagne par exemple, mais également dans des espaces plus chauds (Buechley & Sekercioglu, 2016).

Contrairement aux vautours du Nouveau Monde (*Cathartidae*), qui ont un odorat très performant, le vautour fauve se sert uniquement de sa vision pour localiser les ressources alimentaires (Lisney et al., 2013). L'espèce est pourvue d'une acuité visuelle très développée, qui rend possible le repérage de carcasses à plusieurs kilomètres. Ils possèdent une fovéa centrale unique ce qui rend leur champ visuel plus large ce qui permet une surveillance étendue à l'inverse des rapaces prédateurs qui chassent de manière active à courte distance (Potier et al., 2020). L'anatomie et la physiologie du vautour fauve sont optimisées pour le vol à voile et le vol plané ce qui lui offre la possibilité de maximiser son efficacité énergétique tout en explorant un vaste territoire (Duriez et al., 2014). Le vol à voile est une phase de vol durant laquelle le vautour effectue des cercles afin de prendre de la hauteur via les ascendances tandis que le vol plané est utilisé lorsque le vautour ne peut plus gagner d'altitude, il peut ainsi glisser d'une quinzaine de kilomètres par 1000 mètres d'altitudes gagnés ce qui ne lui demande que peu d'énergie. Ses ailes larges et rectangulaires lui apportent une bonne portance ce qui facilite l'exploitation des courants thermiques générés par le relief. Ce mode de vol lui permet d'atteindre des altitudes entre 2000 et 3000 mètres et des vitesses de 40 à 80 km. En alternant phases de vol en spirale ascendante et longs déplacements planés, il est capable de parcourir plusieurs centaines de kilomètres par jour (Jean, 1980). Cependant, ce type de vol est dépendant des conditions météorologiques ce qui force les vautours fauves à se déplacer principalement aux moments de la journée où les incidences thermiques sont les plus développées notamment en fin de matinée et en début d'après-midi (Fluhr, 2017).

c) Comportement social et dynamique de groupe

Le vautour fauve est une espèce très sociale, qui vit en groupes structurés appelés colonies (Figure 3). Ces colonies comptent plusieurs dizaines à centaines d'individus, se regroupant sur des falaises escarpées où ils nichent, se reproduisent et interagissent avec leurs congénères (Martínez et al., 2025).



Figure 3 : Photo d'une colonie de vautours fauves (Crédit : Nicolas Bazin)

i) *Prise alimentaire et comportement de curée*

Cette organisation en groupe favorise la coopération, notamment pour la prospection de nourriture. Lorsqu'un individu localise une carcasse, il y a un phénomène de *local-enhancement*, la chute brutale d'altitude d'un des individus est repérée par ses congénères ce qui sert de signal visuel afin d'indiquer la présence d'une carcasse. D'autre part, une stratégie de recherche en réseau est mise en place par les vautours. Ceux-ci se dispersent ainsi dans l'espace tout en maintenant un contact visuel entre eux, créant un réseau d'observateurs. Cela permet une localisation rapide des carcasses et leur consommation avant qu'elles ne se dégradent ou soient accaparées par d'autres prédateurs opportunistes (Sassi, 2023)

La prise alimentaire des vautours est appelée curée. Lorsqu'un premier vautour repère une carcasse, celui-ci amorce une descente ce qui prévient ses congénères de la présence d'un repas potentiel. Après l'initiative d'un individu plus audacieux ou affamé, qui donne le premier coup de bec, la curée commence (Figure 4). Une compétition s'engage alors, caractérisée par des coups de becs entre les différents vautours et des postures d'intimidation afin de récupérer les meilleurs morceaux. On observe alors une sorte de hiérarchie sociale : les dominants se servent en premier, en maintenant une posture d'intimidation, une fois que leur appétit et leur intimidation décroît, leurs congénères prennent la place plus ou moins rapidement en fonction de leur agressivité. A distance de la carcasse se trouvent les individus rassasiés ou ceux récemment arrivés. La hiérarchie alimentaire privilégie d'abord les adultes expérimentés tandis que les jeunes et les plus inexpérimentés se contentent des restes. Une fois repus, les vautours se dispersent pour se toiletter à proximité d'un point d'eau et peuvent ainsi nettoyer leur plumage souillé. Ils sont capables de consommer jusqu'à 1,5 kg de viande en un repas, ce qui peut les handicaper lors du décollage. Néanmoins, en cas de danger, ils sont capables de régurgiter afin de fuir rapidement (Gault-Pouliquen, 2006).



Figure 4 : Photo illustrant la curée chez les vautours (Crédit : Béranger Ramy)

ii) Comportement de reproduction

D'un point de vue reproductif, l'espèce est monogame, avec dans de rare cas des accouplements extra-conjugaux (Le Gouar et al., 2011). Les couples se forment pour plusieurs années, voire pour la vie. La nidification se fait en colonie sur des parois rocheuses inaccessibles aux prédateurs, où chaque couple construit son nid avec des branches et des matériaux divers. La femelle pond un seul œuf par an, incubé à tour de rôle par les deux parents pendant 50 à 55 jours (Xirouchakis & Mylonas, 2007). Une fois éclos, le poussin est nourri par régurgitation et reste au nid pendant environ quatre mois, d'avril à juillet, période où il dépend entièrement de ses parents. Après l'envol, il reste sous surveillance parentale jusqu'à avoir les compétences nécessaires pour se nourrir et survivre seul. Cette stratégie reproductive est peu prolifique mais est compensée par une grande longévité de 30 à 40 ans en milieu naturel (Elogesi, 1988).

2. Régime alimentaire et rôle écologique

a) Comportement alimentaire : un charognard strict

Le vautour fauve (*Gyps fulvus*) est un charognard strict, dépendant totalement des carcasses pour sa survie et incapable de chasser. Ils peuvent cependant dans certains cas particuliers achever en dévorant vivant des bêtes largement affaiblie (EFESE, 2021). Ce régime alimentaire rend dépendant le vautour fauve aux carcasses d'ongulés domestiques et sauvages, autrefois issues de mortalité naturelle et de l'élevage extensif. Toutefois, la modernisation des pratiques agricoles et des réglementations, notamment depuis la crise de l'ESB, ont fortement diminuée la disponibilité des carcasses dans l'environnement ce qui rend les vautours dépendant à de nouvelles sources alimentaires telle que les placettes d'équarrissage naturelle (Arrêté du 7 août 1998 relatif à l'élimination des cadavres d'animaux et au nourrissage des rapaces nécrophages, 1998)

Pourtant, d'un point de vue écologique, le vautour fauve joue un rôle important en permettant une élimination rapide des carcasses, il est d'ailleurs reconnu comme équarisseur naturels par la législation française depuis 1998 (Arrêté du 7 août 1998 relatif à l'élimination des cadavres d'animaux et au nourrissage des rapaces nécrophages, 1998). Il joue donc un rôle de régulation des carcasses dans son écosystème et participe au recyclage de la matière organique. Néanmoins, cette spécialisation alimentaire le rend très vulnérable aux perturbations anthropiques tel que l'utilisation de médicaments ou de plomb, se retrouvant dans les carcasses, ce qui est à prendre en compte dans la gestion des ressources alimentaires et la conservation de son habitat naturel (Fluhr, 2017).

b) Importance dans la chaîne trophique et le cycle des nutriments

Les vautours jouent un rôle important au sein des écosystèmes comme cela a pu être observé à la suite de la diminution drastique des populations du sous-continent indien. Dans cette région l'utilisation massive du diclofénac, un anti-inflammatoire non stéroïdien (AINS), en médecine vétérinaire, a conduit à la mise à disposition des vautours de nombreuses carcasses d'ongulés contaminées par cette molécule. Celle-ci est fortement toxique pour les vautours et entraîne des insuffisances rénales aiguës. Il s'en est suivi une diminution de 95% des populations de vautours du sous-continent indien entre 1992 et 2007. Cette disparition presque totale a entraînée une accumulation de carcasses dans l'environnement, qui a favorisée la prolifération de chiens errants et dans un second temps l'augmentation des cas de rage. Les estimations font état de 500 000 décès humains supplémentaires dus à la rage entre 2000 et 2005 résultants de la diminution des populations de vautours (Green et al., 2004)

Le vautour fauve joue également un rôle écologique en tant que nécrophage strict en éliminant rapidement les carcasses d'animaux morts et en limitant la propagation de maladies pouvant être dangereuses pour la faune et l'Homme entre autres grâce à son acidité gastrique détruisant de nombreuses bactéries et virus (Navarro & Castillo-Contreras, 2025).

Son impact sanitaire est bénéfique dans les zones pastorales du fait de sa participation à l'équarrissage naturel en se nourrissant de carcasses d'ongulés (Navarro & Castillo-Contreras, 2025). En France, le vautour fauve contribue à l'élimination des carcasses d'animaux domestiques dans les zones d'élevage extensif. Dans les Baronnies et le Vercors, les vautours éliminent quasiment 200 tonnes de carcasses par an (près de 75 % des dépouilles d'ovins, caprins et veaux de moins de 21 jours, le reste est pris en charge par les services d'équarrissage classiques). Cet équarrissage naturel a un impact économique pour les éleveurs en diminuant les coûts liés à l'élimination industrielle des carcasses et un impact écologique en diminuant les émissions de gaz à effet de serre produites par le transport et le traitement des dépouilles (Poudré et al., 2017)

c) Interactions avec d'autres espèces de vautours

Au sein de son écosystème le vautour fauve peut également interagir étroitement avec d'autres espèces de vautours, qui ont une aire de répartition semblable, essentiellement lors de la prise alimentaire (Figure 5). Chaque espèce occupe une niche spécifique dans l'utilisation des carcasses pour se nourrir. Cette complémentarité de régime alimentaire réduit la compétition interspécifique et permet une élimination efficace des cadavres.

Le vautour moine consomme préférentiellement les tendons, cartilages et peaux tandis que le gypaète barbu se nourrit quasi exclusivement des os, et le vautour percnoptère grappille les restes plus petits et les matières en décomposition.

Cette répartition des ressources alimentaires permet une exploitation quasi-totale des carcasses car chaque espèce est spécialisée dans une partie spécifique du cadavre (Blanco et al., 2007; Eliotout, 2007).

De plus, les vautours fauves, en raison de leur nombre et de leur capacité à localiser rapidement les carcasses, facilitent l'accès à la nourriture pour les autres espèces de vautours qui n'ont qu'à les suivre. Après avoir consommé les parties molles, ils laissent les restes accessibles aux vautours moines et aux gypaètes barbus. (Buechley & Sekercioglu, 2016).

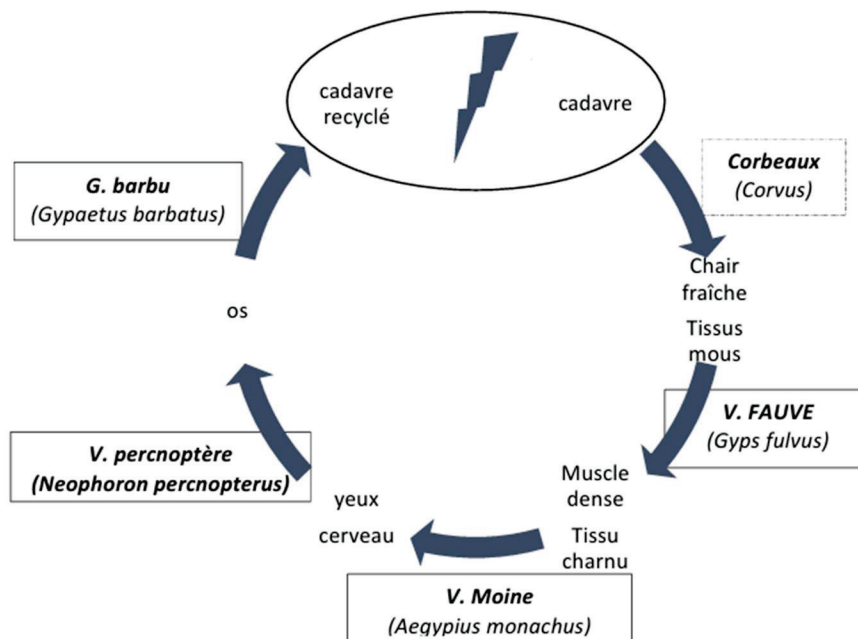


Figure 5 : Schéma de collaboration du recyclage des carcasses de mammifères sauvages par les vautours nécrophages, d'après J. DEFLANDRE (2019)

3. Aire de répartition et habitats

a) Répartition géographique en Europe et en France

Le vautour fauve est principalement présent dans le sud de l'Europe, où il occupe des milieux montagneux avec accès à des falaises, permettant la nidification, et à une bonne disponibilité en ressources alimentaires. (MNHN & OFB, 2003c)

La population Européenne est majoritairement présente en Espagne qui regroupe environ 90% des effectifs (Figure 6). Les colonies espagnoles sont principalement situées dans les Pyrénées, les Sierras andalouses et l'Estremadure (Eliotout, 2007; MNHN & OFB, 2003c). Les populations portugaises sont moins importantes mais des noyaux reproducteurs existent dans les vallées du Tage et du Douro ainsi que dans certaines zones montagneuses du nord et du centre du pays. En Italie, l'espèce est présente dans les Apennins et en Sardaigne, où des efforts de conservation ont permis la stabilisation des effectifs. Les Balkans abritent des populations plus fragmentées, avec des effectifs en Bulgarie, en Grèce (notamment en Crète et dans le massif du Pinde), en Serbie et en Macédoine du Nord. En dehors de ces régions, le vautour fauve est plus rare, bien qu'il puisse être observé parfois en migration en Suisse, en Allemagne et dans certaines régions du nord de l'Europe. (MNHN & OFB, 2003c)

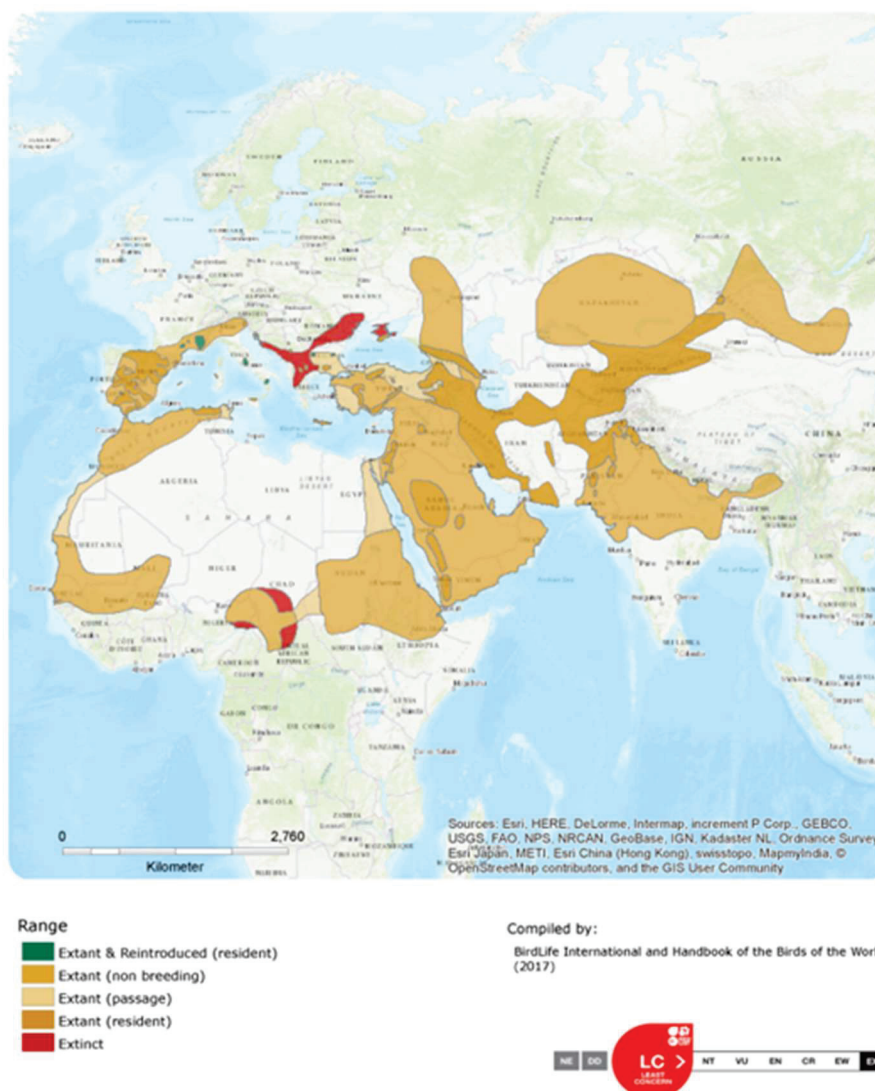


Figure 6: Aire de répartition du vautour fauve (*Gyps fulvus*) dans le monde en 2017 (Birdlife international, 2017)

En France, l'espèce a autrefois été portée disparue du fait de la raréfaction des carcasses et de la pression anthropique. De nombreuses mesures de protection ont été mise en place afin de permettre sa recolonisation depuis les années 1970. L'application de l'arrêté ministériel du 24 janvier 1972, qui interdit la chasse aux rapaces diurnes, et la création de la Réserve Naturelle Nationale d'Ossau en 1974, qui protège l'une des dernières colonies présente en France à cette époque ont permis la survie de l'espèce. D'autres mesures ont renforcé la présence de l'espèce en France avec un suivi des populations par l'Office français de la biodiversité (OFB) anciennement l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) et le Parc national des Pyrénées ainsi que la mise en place de grandes campagnes de sensibilisations menées par diverses associations telle que la LPO mais également portées par différents PNR. Ce qui a permis une stabilisation des effectifs puis une augmentation de ceux-ci dans les Pyrénées françaises (Duriez & Issa, 2015).

En plus de cette protection, des programmes de réintroduction ont été menés dans les années 1980 permettant la réinstallation de colonies dans plusieurs massifs : les Grands Causses (Massif central), les Baronnies provençales et le Vercors. Ces réintroductions ont permis de restaurer les corridors écologiques entre les populations d'Europe occidentale et orientale grâce à la présence continue de vautours des Alpes aux Pyrénées. Ceci contribue au maintien de la diversité génétique au sein de l'espèce et à sa dispersion en Europe (Cugnasse et al., 2017).

Désormais, le vautour fauve est présent dans la quasi-totalité des massifs pastoraux du sud de la France notamment dans les Alpes, les Grands Causses et les Pyrénées, où il est désormais observé de manière permanente ou saisonnière (Cugnasse et al., 2017).

b) Préférences écologiques et habitats utilisés

Le vautour fauve est principalement retrouvé dans les milieux montagneux et escarpés qui sont adaptés à la nidification. Cette topographie permet une protection contre les prédateurs, une bonne exposition au soleil afin d'aider à sa thermorégulation et un accès simplifié aux courant thermiques nécessaires au vol. Les zones de prédilection du vautour fauve sont situées entre 500 et 2500 mètres d'altitude (Eliotout, 2007; Fluhr, 2017).

De plus, du fait de son régime nécrophage strict, sa répartition est également influencée par la disponibilité des carcasses. L'espèce est donc dépendante des écosystèmes ouverts et semi-ouverts, où l'élevage extensif et la présence de grands ongulés sauvages garantissent une ressource alimentaire suffisante comme nous le rappelle un vieil adage romain « *Ubi pecora, ibi vultures* » : là où il y a du bétail, il y a des vautours. Ainsi, on le retrouve principalement dans des régions s'étendant des alpes aux Pyrénées, où la mortalité animale naturelle ou liée aux pratiques pastorales permet un accès facile et abondant à des carcasses. Les plateaux, les garrigues et les pâturages d'altitude sont ses zones de recherche privilégiées pour se nourrir (Cugnasse et al., 2017).

Enfin, la présence de placettes d'équarrissage naturel (Figure 7), mises en place dans certaines régions afin de pallier la réduction des carcasses accessibles permet de pérenniser les populations de vautour (Martínez et al., 2025).



Figure 7: Photo d'une placette d'équarrissage (Crédit : Nino Gardoni)

c) Évolution des populations dans les différentes régions

L'évolution des populations de vautours fauves montre une évolution majeure (Figure 8) : après un fort déclin, l'espèce a connu une recolonisation lente grâce aux programmes de conservation, comme ce fut le cas par exemple en Sicile dans le parc régional des Nebrodi. Dans les années 1960, l'espèce a quasiment disparu à la suite d'un empoisonnement massif, une réintroduction d'environ 80 individus espagnols en 1998 et le succès de la reproduction entre ceux-ci ont permis d'obtenir aujourd'hui près de 300 individus dans le parc régional de Nebrodi (Di Vittorio, 2006). Autrefois présente dans la totalité de l'Europe du Sud, elle a fortement diminué à partir du XIX^e siècle du fait de menaces anthropiques (tir, empoisonnement) et la diminution de nourriture causée par les changements agricoles et la généralisation de l'équarrissage industriel (Ogada et al., 2012).

Ils sont actuellement classés en espèce protégée, sur liste rouge de l'IUCN, en préoccupation mineure en Europe et dans le monde. Et en espèce vulnérable dans les régions Provence-Alpes-Côte d'azur et Auvergne-Rhône-Alpes (MNHN & OFB, 2003c).

En France, le vautour fauve avait quasiment disparu au début du XX^e siècle, à l'exception de quelques colonies dans les Pyrénées-Atlantiques. Grâce aux réintroductions initiées dans les Grands Causses en 1981, il s'est progressivement réimplanté dans plusieurs massifs, notamment les Baronnies provençales, le Vercors, le Diois et le Verdon (Eliotout, 2007) (Figure 9). Les Pyrénées restent le principal endroit en France où l'on peut retrouver des vautours fauves avec plus de 1 200 couples reproducteurs (Duriez & Issa, 2015), tandis que les Grands Causses et les Préalpes comptent respectivement 800 et 700 couples nicheurs (Duriez & Sarrazin, 2018).

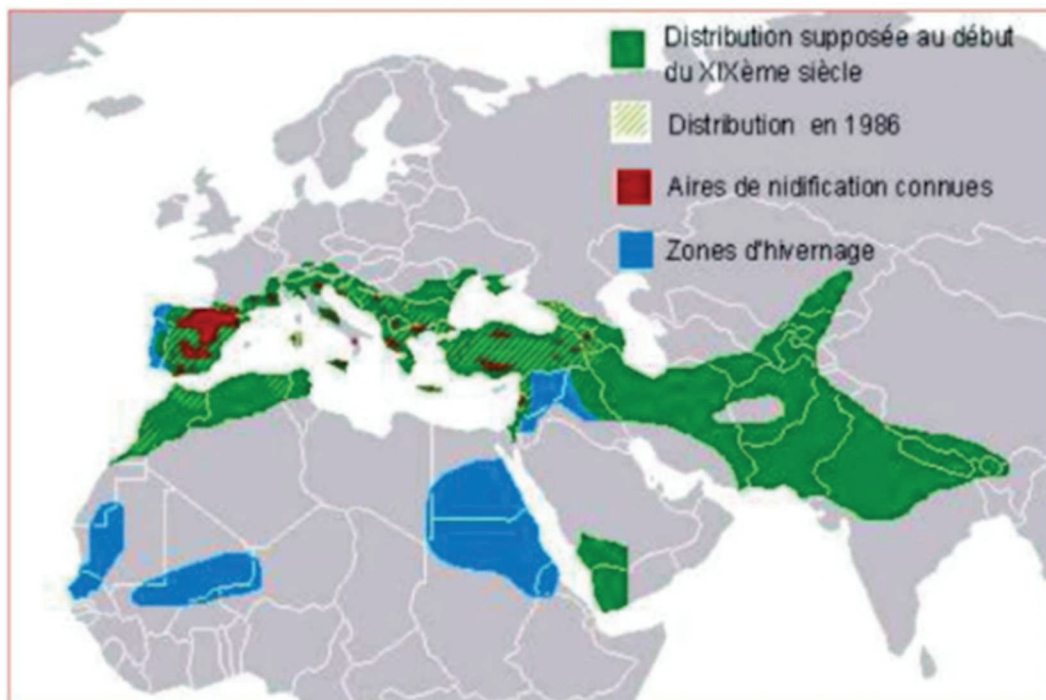


Figure 8 : Distribution ancienne et récente du vautour fauve en Europe (Source: LPO, 2017)

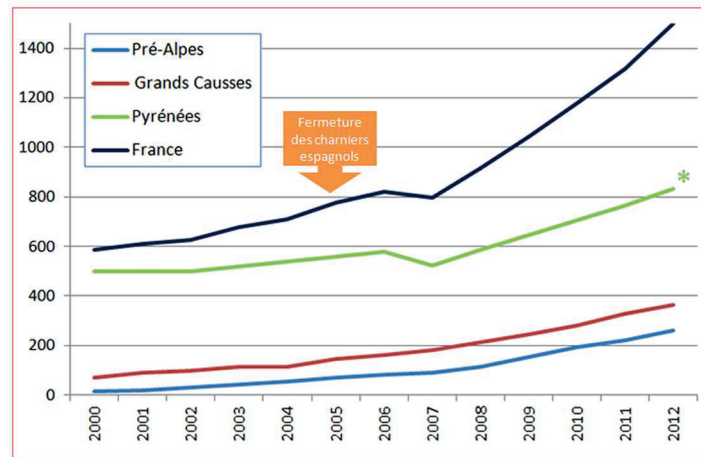


Figure 9 : Evolution des effectifs de Vautour fauve (nombre de couple nicheurs) dans les massifs français entre 2000 et 2012 (Cugnasse et al., 2017)

Toutefois, malgré cette dynamique positive, la plupart des menaces ayant affectées les populations de vautours fauve par le passé ne sont pas pour autant résolues, les infrastructures humaines sont de plus en plus nombreuses, et les réglementations actuelles ne permettent pas de prévenir tous les risques.

4. Mortalités et menaces d'origines anthropiques

Plusieurs facteurs de destructions directes affectent les vautours parmi lesquels on peut compter les empoisonnements, les intoxications, les tirs et les lignes électriques. Ils sont également affectés indirectement par la modification des pratiques d'élevages et de chasse qui peuvent entraîner des contaminations. Les menaces qui pèsent sur ces espèces sont donc majoritairement d'origine anthropique.

a) Réduction des ressources alimentaires et modifications des pratiques d'élevage

Comme vu au fil de cette thèse, les modifications des pratiques d'élevage ont impactées les populations de vautours fauves, en diminuant l'accès aux ressources alimentaires. Autrefois, ils se nourrissaient principalement des carcasses laissées en plein air par l'élevage extensif, mais l'intensification agricole et les réglementations et crises sanitaires ont limité cette ressource.

La création de placettes d'équarrissage dans plusieurs pays européens, notamment en France, Espagne, Italie et Grèce permettent aux éleveurs de déposer les carcasses sous conditions sanitaires strictes (règlement n°142/2011), ce qui permet une source de nourriture stable pour les vautours en limitant les risques de contamination. En France, ces placettes sont particulièrement développées dans les Pyrénées, les Grands Causses et les Baronnies, où la présence des vautours est bien établie (Cugnasse et al., 2017).

L'aménagement de ces placettes, a favorisé l'implantation durable des populations de vautours fauve tout en réduisant les risques sanitaires en lien avec les cadavres d'animaux. Néanmoins, leur utilisation nécessite le respect strict des réglementations sanitaires ainsi que le suivi régulier de leur utilisation afin d'éviter l'accumulation des cadavres.

b) Collision avec les infrastructures énergétiques (éoliennes, lignes électriques)

Les infrastructures énergétiques, notamment les lignes électriques, sont une source significative de mortalité pour cette espèce. Les collisions et les électrocutions sont fréquemment documentées comme des causes de décès chez ces rapaces (de Lucas et al., 2004). De plus, la diminution des ressources alimentaires pousse les vautours à s'approcher d'avantages des zones habitées et des infrastructures humaines afin de se nourrir ce qui augmente le risque (Fluhr, 2017). Pour diminuer cet impact, des mesures sont mises en place, comme l'installation de dispositifs anticollision sur les lignes électriques avec le projet SafeLines4Birds mais également l'enfouissement de certaines lignes problématiques qui sont réfléchit par le projet LIFE Gyp'act ou le ralentissement des pales d'éolienne en partenariat avec Enedis.

c) Les destructions intentionnelles

Malgré le fait qu'ils soient protégés, les vautours restent mal perçus dans certaines régions, notamment parmi les éleveurs qui les perçoivent parfois comme des menaces pour le bétail ou des intrus qui perturbent les pratiques pastorales. Cette perception négative contribue à alimenter des tensions locales et peut conduire à des actes de destructions intentionnelles (EFESE, 2021)

i) *Les tirs*

Les vautours fauves sont parfois victimes de tirs délibérés à l'arme à feu, pouvant occasionner la mort des suites d'hémorragie ou un affaiblissement à cause des blessures ou des surinfections. Des plombs entiers ou des fragments sont régulièrement retrouvés enchâssés dans les muscles de ces oiseaux (European comission, 2021). Ces plombs, en plus des blessures directes qu'ils infligent peuvent occasionnellement (selon leur localisation) être à l'origine d'une intoxication chronique au plomb (Ogada et al., 2012).

ii) *Les empoisonnements*

Par empoisonnement on entend des intoxications résultant de l'utilisation intentionnelle de molécules diverses en vue de détruire une espèce animale. Parmi les substances le plus souvent incriminées on retrouve principalement des carbamates (carbofuran, aldicarbe...), utilisés comme produits phytosanitaire. Ils ne visent pas toujours les vautours directement mais ces derniers peuvent s'intoxiquer secondairement à la suite de l'ingestion des carcasses d'espèces cibles. Il s'agit d'une menace importante pour les populations de vautours fauves, qui contribue à leur déclin (Xirouchakis et al., 2000).

Cette pratique est motivée par des conflits entre les activités humaines et la faune sauvage. L'utilisation d'appâts empoisonnés afin d'éliminer les prédateurs catégorisés comme espèces susceptibles d'occasionner des dégâts (ESOD) tel que les renards et les loups est décrite. Les vautours se nourrissent des carcasses contaminées ce qui peut entraîner une mortalité au sein de la population de vautours (Mateo et al., 2015).

Ce type d'intoxication est fréquemment décrite en Afrique, où l'empoisonnement intentionnel est utilisé afin de protéger le bétail mais affecte le vautour qui se nourrit des carcasses empoisonnées. A noté que l'empoisonnement direct des vautours par les braconniers est également fréquent car les vautours sont utilisés comme sentinelles pour traquer les braconniers (Ogada, 2014).

Cependant ces intoxications volontaires sont également présentes en France, une étude publiée en 2015, qui porte sur 170 vautours ayant fait l'objet d'une autopsie complète et d'analyses toxicologiques, a montré que les empoisonnements volontaires représentent 24,1% des décès. (Berny et al., 2015).

Ces empoisonnements intentionnels sont malheureusement courant et ne touche pas uniquement les vautours : en effet, en 2024, 2 pisciculteurs français ont également été condamnés après l'empoisonnement d'un pygargue, autre oiseau en voie d'extinction dans les Ardennes (A&E, 2024).

iii) Les intoxications non-intentionnelles

Au-delà de l'utilisation de poison, les vautours peuvent être exposés à de nombreuses substances qui contaminent leur environnement et vont s'accumuler dans leur organisme via l'ingestion de viande contaminée.

Différents contaminants sont retrouvés dans ces carcasses. On peut citer entre autres les médicaments, notamment des anti-inflammatoire non stéroïdiens (AINS), des antibiotiques, des antiparasitaires externes et occasionnellement des barbituriques retrouvés à des concentrations toxiques pour la faune sauvage. Ces contamination résultants principalement de l'ingestion de viande contaminées déposées sur les placettes d'équarrissage naturel (Herrero Villar et al., 2024).

Les vautours peuvent également être exposés via l'ingestion d'animaux contaminés à toute sorte de pesticides comme les raticides anticoagulants, antagonistes de la vitamine K (AVK), pouvant occasionner des troubles de la coagulation et divers effets subcliniques encore mal compris (Popov Aleksandrov et al., 2024).

Enfin, des contaminations par le plomb sont également fréquemment rapportées, avec parfois même la présence de résidus de plomb dans le tube digestif. Ces contamination peuvent entraîner des intoxications aiguës ou chroniques selon la dose d'exposition (Berny et al., 2015).

5. Point sur les autres espèces de vautours présentent en France

a) Le gypaète barbu

Le gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) est un rapace emblématique des milieux montagneux. Son nom latin reflète ses traits distinctifs : *Gypaetus* est la contraction grecque de « vautour » (*gups*) et « aigle » (*aetos*) ce qui souligne son apparence intermédiaire entre les deux, tandis que *barbatus* fait référence aux longues plumes noires sous son bec formant une « barbe » caractéristique. Ce vautour nécrophage a un régime alimentaire unique, composé à plus de 80 % d'os qu'il casse en plein vol au-dessus de zones rocheuses appelées « enclumes ». Il est l'un des plus grands rapaces d'Europe, reconnaissable à sa silhouette élancée et à sa longue queue en forme de losange, atypique chez les vautours. Son envergure varie de 2,50 à 2,90 m, pour un poids compris entre 4,5 et 7 kg selon les individus (MNHN & OFB, 2003b).

Deux sous-espèces sont reconnues : *G. b. barbatus*, présente en Europe (Pyrénées, Alpes, Corse, Crète, Andalousie, Caucase...), et *G. b. meridionalis*, localisée en Afrique (principalement Éthiopie et Drakensberg en Afrique du Sud). Historiquement répandu dans toute l'Europe, la population de gypaète a fortement régressée à partir du XVIIIe siècle, victime de persécutions, d'empoisonnements et de la raréfaction des carcasses. En France, il avait disparu des Alpes au début du XXe siècle avant d'y être réintroduit avec succès à partir de la fin des années 1970. Aujourd'hui, des populations sont de nouveau établies dans les Alpes, les Pyrénées et en cours de réintroduction en Corse dans le cadre du projet LIFE Gyp'rescue (Syndicat Mixte du Parc Naturel régional de Corse – Parcu di Corsica, 2021)

Le gypaète barbu est classé « quasi menacé (NT) » sur la liste rouge mondiale de l'UICN, « vulnérable » à l'échelle européenne, et « en danger (EN) » en France. Il bénéficie à ce titre de nombreuses protections juridiques internationales (Conventions de Berne, Bonn, Washington, Directive Oiseaux) et d'un Plan National d'Actions visant à consolider ses populations et restaurer ses habitats. Le projet LIFE GypConnect, par exemple, contribue activement à la création de corridors de recolonisation entre les massifs. (MNHN & OFB, 2003b).

b) Le vautour moine

Le vautour moine (*Aegypius monachus*) est un grand rapace nécrophage de la famille des Accipitridae. De teinte sombre et doté d'une collerette de plumes érectiles, il se distingue par sa tête claire et dégarnie, qui rappelle l'image d'un moine tonsuré. Avec une envergure pouvant atteindre 2,9 mètres pour un poids allant jusqu'à 12 kg, c'est l'un des plus grands rapaces d'Europe. Il était autrefois présent dans le sud de la France, il a disparu au début du XXe siècle en raison du déboisement, de la chasse et des empoisonnements. Il a été réintroduit avec succès à partir de 1992 dans les Grands Causses, puis dans les Baronnies et le Verdon. Aujourd'hui, sa population est en développement, bien que localisée. Espèce arboricole, il niche sur de grands arbres (pin sylvestre, chêne vert), souvent en zone boisée ou escarpée. Il se nourrit principalement de carcasses, et consomme les parties les plus dures (tendons, peaux, cartilages), souvent après le passage des vautours fauves. Il joue un rôle complémentaire dans le processus de décomposition. Territorial durant la reproduction, il est peu sociable, il forme des couples durables dont le cycle reproductif s'étale sur près de dix mois. Son statut UICN est classé « quasi menacé » (NT) au niveau mondial, ce qui justifie les efforts de conservation mis en place en France (MNHN & OFB, 2003a).

c) Le vautour percnoptère

Le vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), aussi connu sous le nom de « vautour moineau » en raison de sa petite taille relative, est le plus petit des vautours européens. Il mesure environ 60 à 70 cm de long, avec une envergure atteignant 1,7 m et un poids moyen compris entre 1.6 et 2.2 kg. Ce rapace au plumage blanc cassé et aux rémiges noires se reconnaît facilement à sa face nue de couleur jaune et à son aspect effilé en vol. Il appartient à la famille des Accipitridae et se distingue par un comportement migrateur : les populations européennes hivernent majoritairement en Afrique subsaharienne. En France, il est présent dans les Pyrénées, les Grands Causses et ponctuellement en Provence, mais ses effectifs sont en déclin. Son statut de conservation est préoccupant : il est classé « en danger » (EN) sur la liste rouge UICN nationale et « en danger » au niveau mondial. Ce charognard opportuniste se nourrit de carcasses, mais aussi d'excréments et de petits animaux. Il est aussi l'un des rares oiseaux à utiliser des outils : il casse des œufs à l'aide de cailloux, comportement exceptionnel chez les rapaces (MNHN & OFB, 2003d)

II. HISTOIRE ET UTILISATION DU PLOMB

1. Définition et caractéristique physico-chimiques

Le plomb (*Pb*) est un métal lourd de numéro atomique 82. Il se distingue par sa malléabilité, sa faible dureté et sa résistance à la corrosion, ce qui explique son utilisation persistante malgré sa toxicité avérée (Chanel et al., 1999; Pelou, 2018). Il se retrouve principalement sous forme de sels organiques et inorganiques, comme les nitrates, carbonates, sulfates et chlorures, qui ont comme propriétés d'être faiblement solubles (INRS, 2025).

Sur le plan chimique, le plomb existe sous plusieurs états d'oxydation, avec une forme primaire divalente (Pb^{2+}) et une forme organo-plombique tétravalente (Pb^{4+}), utilisée historiquement dans certains composés industriels (INRS, 2025).

Grâce à sa résistance à la corrosion, le plomb est très employé dans la fabrication des batteries et a longtemps été utilisé pour les canalisations d'eau potable avant d'être remplacé en raison des risques sanitaires (Levallois et al., 2018). En milieu oxydant, il forme une couche protectrice composée de carbonates et d'oxydes, ce qui le rend stable dans la majorité des environnements et particulièrement adapté aux alliages métalliques. À température ambiante, il résiste à plusieurs acides, notamment sulfurique, phosphorique, chromique et fluorhydrique, mais est vulnérable à l'acide nitrique et présente une faible résistance aux acides chlorhydrique et sulfurique concentrés et bouillants (INRS, 2025).

Son impact environnemental est préoccupant, car le plomb peut persister dans les écosystèmes pendant 100 à 300 ans, selon les conditions climatiques et environnementales (De Francisco et al., 2003). De plus, il montre une forte affinité pour les atomes organiques, notamment ceux du phosphore, ce qui favorise son accumulation dans les tissus vivants et contribue à sa toxicité élevée (INRS, 2025).

2. Intoxication au plomb dans l'histoire

Le plomb est l'un des métaux lourds les plus anciennement exploités par l'Homme. Naturellement présent dans la croûte terrestre, il a été utilisé dès la préhistoire, notamment dans la composition de peintures et d'objets divers. Les plus anciennes mines de plomb dateraient de 8000 à 6500 av. J.-C. (Pelou, 2018), un des plus vieux objets en plomb connus étant un collier daté entre 6000 et 8000 ans (Needleman, 2013). Une étude publiée en 2017 a montré une augmentation des marqueurs de stress oxydatif et une plombémie plus importante chez les mineurs travaillant plusieurs jours consécutifs pouvant être à l'origine de saturnisme (Zimet et al., 2017). Il est donc possible d'imaginer que les intoxications saturnines étaient déjà fréquentes à l'époque.

Son emploi s'est très vite diversifié : cosmétiques, pigments, alliages et objets décoratifs (Labouré et al., 2022). Pourtant dès l'Égypte ancienne, des références à la toxicité du plomb apparaissent dans des papyrus médicaux. Hippocrate et Nicander de Céphalonie furent parmi les premiers à documenter les effets du saturnisme, reliant des signes cliniques tel que des coliques et de l'anémie à une exposition au plomb vers 250 av. J.-C. (Pelou, 2018).

Sous l'Empire romain, le plomb était omniprésent dans la plomberie, les ustensiles de cuisine, les céramiques et les récipients de vin. Les Hommes faisaient bouillir le vin dans des chaudrons en plomb pour en améliorer la conservation et le goût, ce qui exposait surtout les classes aisées à des intoxications chroniques. Les effets étaient sévères : stérilité, avortements et altérations des capacités mentales (Needleman, 2013; Pelou, 2018).

On pense que l'empoisonnement au plomb a pu participer à l'effondrement de l'Empire romain, et son utilisation prolongée a été considérée comme ayant causé la démence chez de nombreux empereurs romains (Wani et al., 2015).

L'exploitation intensive du plomb romain a laissé des traces mesurables aujourd'hui dans les glaces du Groenland et d'Islande, qui témoigne de la pollution massive engendrée par l'activité minière antique (Labouré et al., 2022). Une étude publiée dans *Lapham's Quarterly* indique que le plomb était présent abondamment dans l'environnement romain, même dans des régions sans exploitation minière connue. Des analyses de sédiments menées sur des sites excavés dans l'État moderne d'Israël montrent que les lieux d'occupation romaine sont riches en plomb, contrairement aux périodes antérieures et postérieures. Les animaux, tels que les abeilles, les oiseaux, les poissons et les coquillages, ainsi que le bétail, auraient été exposés à des niveaux élevés de plomb, ce qui pouvait affecter leur santé et leur reproduction (Stephenson, 2022).

Entre la chute de Rome et le Moyen Âge, les préoccupations sur la toxicité du plomb furent oubliées, et il a été utilisé dans des domaines variés tel que les cosmétiques avec la fabrication de poudres blanchissantes contenant du plomb, des additifs alimentaire utilisé pour adoucir le vin et le cidre, notamment sous forme d'acétate de plomb, aussi appelé "sucre de plomb" (Pelou, 2018) et les constructions navale et presses à imprimer où des alliages de plomb étaient fréquemment employés (Nysten, 1811).

Plusieurs épisodes historiques montrent des intoxications liées au plomb chez l'homme. En 1690, une épidémie de coliques importantes a été attribuée à l'usage de litharge (oxyde de plomb) dans le vin en Allemagne, ce qui a mené à son interdiction (Needleman, 2013), ou encore en 1763, lorsque les presses en plomb utilisées pour fabriquer le cidre ont causées une épidémie connue sous le nom de "coliques du Devonshire", ce qui a là aussi entraîné l'interdiction de leur usage en Angleterre (Pelou, 2018).

C'est au XVI^e siècle que Paracelse identifie le plomb comme responsable d'intoxications professionnelles, en qualifiant le saturnisme de "maladie des mineurs" (Labouré et al., 2022). Ce constat a été confirmé au XIX^e siècle par Tanquerel, qui a décrit précisément le saturnisme aigu chez les ouvriers et mineurs dans son traité *Des maladies du plomb ou saturnine* (Tanquerel Des Planches, 1839).

A la fin du XIX^e siècle les mécanismes biologiques de la toxicité du plomb commence à être plus amplement étudiés et compris :

- En 1898, Garrod observe une excrétion accrue de porphyrines dans l'urine des travailleurs exposés au plomb.
- En 1899, Behrend décrit pour la première fois des inclusions basophiles dans les érythrocytes. C'est l'un des indicateurs biologiques du saturnisme.
- En 1919, le saturnisme est officiellement reconnu comme maladie professionnelle, ce qui a marqué un tournant dans la prise en compte de ses effets toxiques (Pelou, 2018).
- En 1934, Vigliani et Angeleri ont établis un lien entre le défaut d'incorporation du fer dans l'hémoglobine et l'accumulation de protoporphyrine IX dans les globules rouges (Pelou, 2018).

Dans les années 1950, les traitements chélateurs deviennent courants pour soigner l'intoxication au plomb mais le saturnisme reste un problème de santé publique majeur, surtout dans les pays en développement et chez les enfants exposés aux peintures anciennes.

L'interdiction progressive du plomb dans plusieurs industries et produit de consommation courante a permis de réduire les cas d'intoxication. Les peintures au plomb ont été interdites à partir de 1978 aux Etats-Unis mais ce n'est qu'en 1993 que la vente de peinture au plomb a été interdite aux particuliers en France (Arrêté du 1 février 1993 relatif à l'interdiction de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses ou vénéneuses, 1993). En 2000, la France a interdit le plomb dans l'essence, ce qui a fortement réduit sa présence dans l'air des aires urbaines (Needleman, 2013; Pelou, 2018).

Le plomb représente encore jusqu'à 5% des particules en suspension dans l'air autour des grandes villes, bien que cette proportion ait diminué grâce aux restrictions législatives (Needleman, 2013; Pelou, 2018). De plus, du plomb est retrouvé autour des industries, dues à des retombées de poussières transportées via l'air. C'est notamment le cas dans le nord de la France suite à l'activité des anciennes zones minières. Par exemple, un des plus importants producteurs de plomb primaire en Europe était basé à Noyelles-Godault dans le département du Pas-de-Calais et est à l'origine d'une pollution par les métaux très importante depuis les années 1984. En 2003, cette fonderie a fermé, cependant, malgré la fermeture, des résidus de plomb étaient encore retrouvés dans les potagers à des niveaux trop importants pour garantir la sûreté des consommateurs, plus de 4 ans après (Douay et al., 2008).

Malgré une diminution globale de l'usage du plomb, il reste présent dans plusieurs secteurs car difficilement remplaçable : dans les alliages métalliques, afin de construire des batteries, munitions, protections contre les radiations (Klaassen, 2018), mais aussi dans certaines constructions où la présence de plomb persiste dans les vieux bâtiments au sein de canalisations, toitures et vitraux (Wani et al., 2015). Lors de l'incendie de la cathédrale notre dame de Paris par exemple, les concentrations de plomb en suspension dans l'air ont été multipliées par vingt sur une distance de 50 km autour de l'incendie, le toit et la flèche qui ont brûlés étant en effet recouvert de plomb. (van Geen et al., 2020). Certains de ces usages restent cependant maintenus malgré la toxicité évidente du plomb car celui-ci représente un risque minime dans les alliages et batteries, où il reste stable et protégé (King et al., 2005). Il reste également un matériau privilégié pour la fabrication de munitions de chasse, en raison de sa densité et de sa malléabilité (Klaassen, 2018).

3. Utilisations historiques et contemporaines

a) Applications industrielles

Comme nous avons commencé à l'évoquer, le plomb, en raison de sa malléabilité, de sa densité élevée et de sa résistance à la corrosion, est un matériau utilisé dans de nombreuses industries malgré les restrictions de plus en plus importantes visant à limiter ses impacts environnementaux et sanitaires (Klaassen, 2018).

Certains usages ont toutefois été arrêtés comme :

- Le carbonate de plomb (céruse), aussi appelé blanc de plomb, qui a été utilisé pendant plus de 2000 ans comme pigment blanc du fait de ses propriétés couvrantes, de sa résistance et de son imperméabilité. Jusqu'en 1948, il était utilisé pour la peinture d'intérieur et la décoration (faux bois, faux marbres), ainsi que pour les enduits et impressions mais a ensuite été interdit pour des raisons sanitaires (INRS, 2020).
- Le monoxyde de plomb (litharge - PbO), qui est obtenu par chauffage du plomb en présence d'air. Il a longtemps été utilisé pour la fabrication de verre au plomb, d'huiles, de vernis et même la production d'insecticides. Il possède une forte capacité à modifier l'indice de réfraction du verre ce qui en fait un matériau idéal pour la production de cristaux de grande qualité et de lentilles optiques. Il n'est plus utilisé désormais pour des raisons sanitaires.
- Le plomb a également été un composant majoritaire des canalisations d'eau du fait de sa résistance à la corrosion mais son usage a été progressivement interdit dans de nombreux pays après la découverte de ses effets sur la santé humaine, comme son implication dans le saturnisme infantile (Klaassen, 2018).
- Dans le domaine de l'électricité et de l'électronique, le plomb était employé dans les gaines de câbles électriques et les soudures. Mais, il a été progressivement interdit, notamment avec la Directive RoHS (2002/95/CE), qui limite l'utilisation de métaux lourds dans ces domaines.
- Le tétrahéthyle de plomb était autrefois utilisé comme additif antidétonant dans l'essence et a été une cause majeure de contamination environnementale pendant plusieurs dizaines d'années. Cet additif empêche l'explosion trop rapide des mélanges air/essence dans les moteurs à combustion, ce qui augmente les performances des véhicules. Mais, du fait de son impact environnemental et sanitaire, il a progressivement été interdit dans de nombreux pays dans les années 2000, remplacé par les essences sans plomb (Klaassen, 2018).

Mais certains usages persistent comme les batteries électriques au plomb-acide, inventées en 1859, qui sont encore aujourd'hui utilisées. Elles fonctionnent grâce à deux plaques conductrices en plomb plongées dans un électrolyte à base d'acide sulfurique. Ces batteries sont majoritairement utilisées dans le domaine de l'automobile, pour le stockage d'énergie et pour l'alimentation de secours des équipements industriels et médicaux (Cartigny, 2004). Malgré leur efficacité et leur coût réduit, la question de leur impact environnemental se pose, du fait de la pollution pour extraire puis recycler le plomb. Des réglementations strictes ont été mise en place pour encadrer leur traitement.

Du fait de sa densité élevée et ses propriétés de blindage, le plomb est encore majoritairement utilisé pour la fabrication de tabliers anti-radiation pour la protection contre les rayons X et gamma, dans les domaines de la santé, de la recherche et de l'industrie militaire (Klaassen, 2018).

Pour résumer, désormais seules les batteries contenant du plomb et le plomb utilisé pour ses effets anti-radiation sont les seuls usages industriels encore autorisés. Dans les pays développés comme la France, les rejets industriels sont donc devenus anecdotiques grâce aux restrictions légales et d'usage (Gangoso et al., 2009).

Toutefois les émissions industrielles anciennes ont pu contaminer l'environnement autour des usines (Le Clech, 1998). De même, les rejets produits par l'exploitation minière qui persistent dans le temps malgré la fermeture des mines, les batteries, les peintures et les canalisations constituent toujours une source d'exposition environnementale même si elle est plus faible (Fallon et al., 2017).

b) Utilisation militaire et de loisir (munitions, projectiles)

Parmi ses nombreuses utilisations, le plomb est également fortement privilégié dans la fabrication des munitions pour le tir, militaire ou de loisir. Là encore cela tient du fait de sa malléabilité et de son faible coût mais aussi de sa densité élevée, ce qui lui permet une très bonne pénétration balistique. Il existe deux types de plomb généralement utilisés : le plomb doux, composé à 100 % de plomb pur, et le plomb dur, composé de 98 % de plomb pur et de 2 % d'antimoine, qui est un métal qui permet de le durcir ce qui améliore sa résistance à la déformation (Krone, 2018).

Les calibres les plus retrouvés pour la chasse sont les plombs n°4 et n°6, qui sont différents par leur taille et leur masse. Les cartouches à grenaille contenant des plombs n°6 sont composées de billes de 2,75 mm de diamètre, qui contiennent chacune 0,122 g de plomb, avec un total d'environ 260 billes par cartouche, ce qui correspond à 31,72 g de plomb. Les cartouches n°4, quant à elles, sont plus grosses, avec des projectiles de 3,25 mm de diamètre, qui pèsent 0,2 g chacun, et sont composées d'environ 160 billes par cartouche, ce qui correspond à environ 32 g de plomb (Figure 10).



Figure 10 : Image de cartouche à grenaille, composée de billes de plomb (Crédit : Jean-Claude Tolphin)

Les munitions utilisées pour la chasse ne se limitent pas aux cartouches à grenaille, des balles pleines peuvent également être utilisées, notamment pour le grand gibier (Tableau I). Ces balles sont souvent composées de plomb pur ou d'un noyau de plomb chemisé de cuivre. Elles sont conçues pour garantir une forte pénétration et une expansion à l'impact ce qui maximise le pouvoir d'arrêt en limitant la fuite de l'animal. Lors de l'impact, ces balles vont se fragmenter ce qui va disperser des fragments de plomb microscopiques dans la carcasse (Krone, 2018).

La portée efficace d'un fusil de chasse est située entre 35 et 40 mètres, au-delà de cette distance, la probabilité de blessure non létale ou de manque total de la cible augmente. Les plombs se dispersent malheureusement bien au-delà de cette portée utile, et peuvent s'étaler sur un rayon pouvant atteindre 200 mètres autour du point de tir, finissent par se déposer dans le sol, ce qui contribue à la contamination des écosystèmes environnants (Christou et al., 2022)

Le plomb est également utilisé dans le cadre récréatif via le ball-trap, ce qui constitue une source non négligeable de pollution environnementale même si le périmètre pollué est plus restreint.

Selon l'INSERM, le tir de loisir déverse chaque année 8000 tonnes de plomb dans la nature en France (Guillaume, 2020). Ces milliers de tonnes disséminées sont à l'origine de la contamination des sols et des milieux aquatiques (Mateo & Kanstrup, 2019). Le plomb déposé reste dans les couches les plus superficielles du sol où il peut être mobilisé par les eaux de ruissellement ou ingéré par la faune, notamment les oiseaux granivores ou aquatiques qui le confondent avec des graviers (Pain et al., 2019). Des études ont également démontrées que les sites de ball-trap abandonnés restent des sources de contamination active de l'environnement pendant des décennies (Thomas & Guitart, 2009).

Tableau I: Résumé des différentes munitions utilisées pour la chasse (O. Couffrant)

Type de Munition	Cartouche à balle	Cartouche à grenaille
Image	 <p>B</p> <p>Source : (Krone, 2018)</p>	 <p>A</p> <p>Source : (Krone, 2018)</p>
Définition	Munition contenant une seule balle en plomb, destinée à abattre un gibier de grande taille à longue distance	Munition contenant de nombreuses petites billes (grenailles, < 5mm de diamètre) de plomb, utilisée pour le tir de gibier à courte ou moyenne distance
Avantages	Grande puissance d'arrêt, efficace pour les grands gibiers	Large dispersion, augmente les chances de toucher une cible en mouvement
Inconvénients	Risque élevé de fragmentation et de dispersion du plomb dans l'environnement Ingestion fréquente dans les déchets de chasse du fait de la petite taille des fragments.	Pollution diffuse du sol et de l'eau, ingestion fréquente par les oiseaux
Utilisations préférentielles	Chasse au gros gibier (sanglier, cerf...)	Chasse au petit gibier (canard, perdrix, faisans...)

III. REGLEMENTATION DU PLOMB EN FRANCE ET EN EUROPE

1) Législation générale pour limiter l'exposition humaine et environnementale en France

Le plomb est l'un des polluants environnementaux les plus importants, du fait de sa présence encore importante et de la gravité de ses effets sur la santé, même si son usage a été peu à peu encadré par des réglementations qui visent à limiter ses effets sur la santé humaine et l'environnement. Il est classé comme agent potentiellement cancérigène, mutagène et toxique pour la reproduction (CMR), ce qui nécessite des restrictions strictes et un étiquetage réglementé pour les produits qui contiennent du plomb (INRS, 2025) (Figure 11).



Figure 11 : Étiquetage réglementaire des composants contenant du plomb sous forme de poudre (INRS, 2025)

En France, le saturnisme a été reconnu comme maladie professionnelle depuis 1919 (Titton, 2010), des mesures de protection ont donc été mise en place. Pour les travailleurs exposés, une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) a été définie à $0,10 \text{ mg/m}^3$, avec un contrôle annuel obligatoire. Légalement, la valeur limite biologique à ne pas dépasser est fixée à $400 \text{ }\mu\text{g/L}$ pour les hommes et $300 \text{ }\mu\text{g/L}$ pour les femmes (Article R4624-23 - Code du travail - Légifrance, s. d.). Un suivi renforcé est mis en place lorsque des seuils de $200 \text{ }\mu\text{g/L}$ chez les hommes et $100 \text{ }\mu\text{g/L}$ chez les femmes sont atteints. De plus, les travailleurs à risque doivent obligatoirement porter des équipements de protection individuelle adaptés (INRS, 2025).

Pour l'exposition domestique, plusieurs réglementations ont été instaurées pour réduire la contamination. Depuis 1995, l'utilisation du plomb dans les canalisations d'eau potable est interdite, et depuis 1998 on a également une interdiction des soudures contenant du plomb (Garnier, 2005). Cependant, du fait de cette interdiction tardive, un seuil maximal de plomb dans l'eau potable a été fixé en 2013 à $10 \text{ }\mu\text{g/L}$ dans l'ensemble de l'Union européenne (Garnier, 2005). Enfin, afin de limiter l'exposition au plomb dans l'habitat, le Code de la santé publique impose, pour les bâtiments construits avant le 1er janvier 1949, la réalisation d'un constat de risque d'exposition au plomb (CREP) du fait de la présence possible de peintures ou de vernis au plomb (INRS, 2025).

Le saturnisme infantile fait l'objet d'une déclaration obligatoire, avec un seuil de plombémie critique fixé à $50 \text{ }\mu\text{g/L}$. Dès qu'un enfant atteint ce seuil, une procédure d'urgence est déclenchée, qui inclut une enquête pour identifier la source de contamination. Si l'origine est un revêtement contenant du plomb, le préfet peut obliger le propriétaire à réaliser des travaux de mise en conformité, dans un délai d'un mois, qui peut être prolongé à trois mois si les habitants doivent être relogés durant l'intervention (DGS_Anne.M & DGS_Anne.M, 2023).

Dans l'environnement extérieur, plusieurs seuils réglementaires encadrent la concentration en plomb. La valeur maximale annuelle de plomb dans l'air est fixée à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec un objectif qualité à $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Amara et al., 2016). Le risque d'exposition chronique concerne surtout les enfants qui vivent dans un environnement contaminé, défini par des seuils spécifiques : $300 \text{ mg}/\text{kg}$ de plomb dans le sol, $70 \mu\text{g}/\text{m}^2$ dans les poussières domestiques et $20 \mu\text{g}/\text{L}$ dans l'eau de boisson (Baud & Garnier, 2017).

2) Restrictions spécifiques sur les munitions en plomb

a) Réglementation européenne : directive REACH et interdictions progressives

Pour diminuer l'impact des munitions au plomb, des réglementations ont été progressivement mises en place au sein de l'Europe. Actuellement, 23 pays européens ont adopté des restrictions. Deux pays, le Danemark et les Pays-Bas, ont interdit totalement les munitions contenant du plomb. Seize autres États ont mis en place une interdiction dans les zones humides et/ou pour la chasse aux oiseaux d'eau, tandis que cinq pays appliquent une interdiction partielle dans certaines zones humides spécifiques, ces réglementations concernant essentiellement les cartouche à grenaille (Mateo & Kanstrup, 2019) (Figure 12).



Figure 12 : Carte de la réglementation au plomb en Europe (Mateo & Kanstrup, 2019)

La directive REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals – CE n°1907/2006) est l'un des principales réglementations de l'UE pour la gestion des substances chimiques dangereuses, y compris le plomb. Elle impose aux entreprises de documenter et d'évaluer les risques liés aux substances produites ou importées dans l'UE.

L'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) a examiné les risques environnementaux et sanitaires liés aux munitions de fusil de chasse en plomb dans les zones humides. Dès 2017, l'ECHA a recommandé l'interdiction de l'utilisation et de la possession de cartouche à grenaille contenant du plomb dans toutes les zones humides d'Europe dans un délai de trois ans. Celle-ci est entrée en vigueur le 15 février 2023, au-dessus et à moins de 100 mètre de toutes les zone humide dans l'Union Européenne (Ellis & Miller, 2023). Cette réglementation espère réduire l'exposition de la faune sauvage, notamment des oiseaux d'eau et des rapaces, qui ingèrent accidentellement des résidus de plomb qui sont issus des tirs de chasse.

En complément, une consultation publique menée par l'ECHA en 2021 a abouti à recommander l'interdiction de toutes les munitions de fusil de chasse au plomb, mêmes celles de calibre inférieur à 5,6 mm dans un délai de cinq ans, et d'interdire toutes les autres munitions de fusil au plomb dans un délai de 18 mois (Ellis & Miller, 2023). Ces mesures, mêmes si elles sont encore en discussion, prouvent une volonté de limiter les effets toxiques du plomb sur les écosystèmes.

Malgré ces progrès, aucune législation unifiée ne s'applique à l'ensemble de l'Union européenne, bien que des traités internationaux comme la Convention de Ramsar (1971) sur la conservation des zones humides et la Convention de Berne (1979) sur la protection de la faune et de la flore sauvages européennes aient demandée une réduction progressive de l'usage des munitions en plomb (Monclús et al., 2020). L'ECHA et la Commission européenne continuent de préconiser des mesures à l'échelle de l'UE pour éliminer progressivement le plomb dans l'environnement dans l'intérêt de la biodiversité (Mateo & Kanstrup, 2019).

b) Réglementation française : zones interdites au plomb, politiques nationales

En France, la réglementation sur l'utilisation des munitions en plomb a évolué progressivement suite aux préoccupations environnementales et sanitaires. Dès 1994, une interdiction de la grenaille de plomb a été mise en place sur le site de la station biologique de la Tour du Valat, une zone humide de 2 500 hectares en Camargue, pour limiter l'exposition de la faune sauvage, notamment les oiseaux d'eau et le gibier terrestre. Cette interdiction expérimentale a permis de vérifier si les chasseurs s'habituèrent à utiliser des grenailles d'acier en remplacement et s'ils gardaient la même efficacité (nombre moyen de cartouches utilisés, précisions...) et donc d'envisager une transition vers des alternatives. Cependant, une persistance de la contamination par le plomb dans la faune locale et une augmentation de l'ingestion de grenailles d'acier de 2 % à 7,8 % entre 1995 et 2005 a été mise en évidence (Mondain-Monval et al., 2015). Malgré l'interdiction du plomb de chasse, la contamination persiste en raison du stock ancien de billes de plomb accumulées dans les sols et sédiments, toujours accessibles aux oiseaux. La stabilité chimique du métal, sa remobilisation dans les milieux humides et la poursuite partielle de son usage par certains chasseurs ont prolongé sa présence.

L'interdiction de la grenaille de plomb a ensuite été étendue à l'échelle nationale en 2006 dans toutes les zones humides françaises, à la suite des recommandations internationales, comme celles issues de la Convention sur les zone humides, dite de Ramsar, qui vise à la conservation et à l'utilisation rationnelle desdites zones (De Klemm, 1990).

Cependant, malgré ces avancées, des disparités importantes sont toujours observées dans l'application des différentes réglementations que ce soit en France ou au niveau européen. La réglementation actuelle ne pouvant pas garantir la protection totale des espèces contre l'intoxication au plomb, notamment en raison des difficultés de contrôle et d'application sur le terrain.

En revanche, malgré des interdictions relativement définies pour les zones humides, il n'existe à ce jour aucune réglementation sur l'utilisation du plomb dans les zones non humides malgré le fait que seulement 29,5% du territoire hexagonal est propice à la présence de zones humides (OFB, 2023).

c) Cas des zones humides et impact sur la chasse

Les zones humides jouent un rôle crucial dans la conservation de la biodiversité, notamment en servant d'habitats à de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs et aquatiques (Figure 13). Face aux menaces de la pollution au plomb issue des munitions de chasse, plusieurs traités internationaux et directives européennes ont proposés des principes de gestion durable de la chasse et de protection des milieux naturels.

La Convention de Ramsar (1971), relative aux zones humides d'importance internationale, malgré le fait qu'elle ne mentionne pas explicitement la pollution par le plomb, invite ses parties signataires à lutter contre toute menace pesant sur l'intégrité écologique de ces milieux, ce qui comprend l'accumulation de substances toxiques (Résolution VII.19 ; Recommandation 6.14) (Ellis & Miller, 2023). Ensuite, la Convention de Berne (1979), la Directive Oiseaux (79/409/CEE et 2009/147/CE) et la Directive Habitats (92/43/CEE), ont imposé des normes strictes de protection des habitats et des espèces sauvages dans l'Union européenne. La Directive Oiseaux, en particulier, exige que la chasse ne compromette pas les efforts de conservation et respecte les principes d'exploitation durable (articles 4 et 7) (Kanstrup et al., 2018).

En parallèle, des données scientifiques ont mis en évidence l'impact direct de l'ingestion de plomb sur les populations d'oiseaux d'eau. Vingt-deux espèces d'oiseaux aquatiques européens ont été enregistrées comme ingérant de la grenaille de plomb abandonnée, dont huit figurent à l'annexe I de la Directive Oiseaux (Mateo & Toledo, 2009; Pain et al., 2019). Les rapaces charognards, comme les vautours et certaines espèces de rapaces diurnes, peuvent également être touchés en consommant des proies contaminées par des résidus de munitions (Kanstrup et al., 2018).

En réponse à ces préoccupations, l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA) a été mis en place un plan d'action qui avait pour but d'éliminer progressivement la grenaille de plomb dans les zones humides avant l'an 2000. Cependant, l'absence de mise en œuvre de ces recommandations par plusieurs États a conduit à des modifications successives, avec un report de l'objectif en 2017, puis une prolongation jusqu'à la septième Réunion des Parties (RdP) de l'AEWA en 2018 (Résolution 6.147) (Kanstrup et al., 2018; Mateo & Kanstrup, 2019). Malgré ces engagements, l'interdiction totale de la grenaille de plomb dans les zones humides n'a pas encore été mise en place de façon homogène à l'échelle internationale.

L'Union européenne a également mis en place des mesures spécifiques pour diminuer l'usage des munitions au plomb dans ces milieux. La Conférence des Parties (COP) de la Convention sur la conservation des espèces migratrices (CMS) a adopté la Résolution 11.15, qui incite explicitement à une élimination progressive des munitions au plomb dans tous les habitats pour protéger les espèces vulnérables, notamment celles qui figurent à l'Annexe I de la Convention (Kanstrup et al., 2018).

Ainsi, même si plusieurs mesures encadrent la chasse et la conservation des zones humides, l'application des restrictions sur les munitions en plomb reste hétérogène selon les pays ce qui compromet les efforts de conservation.

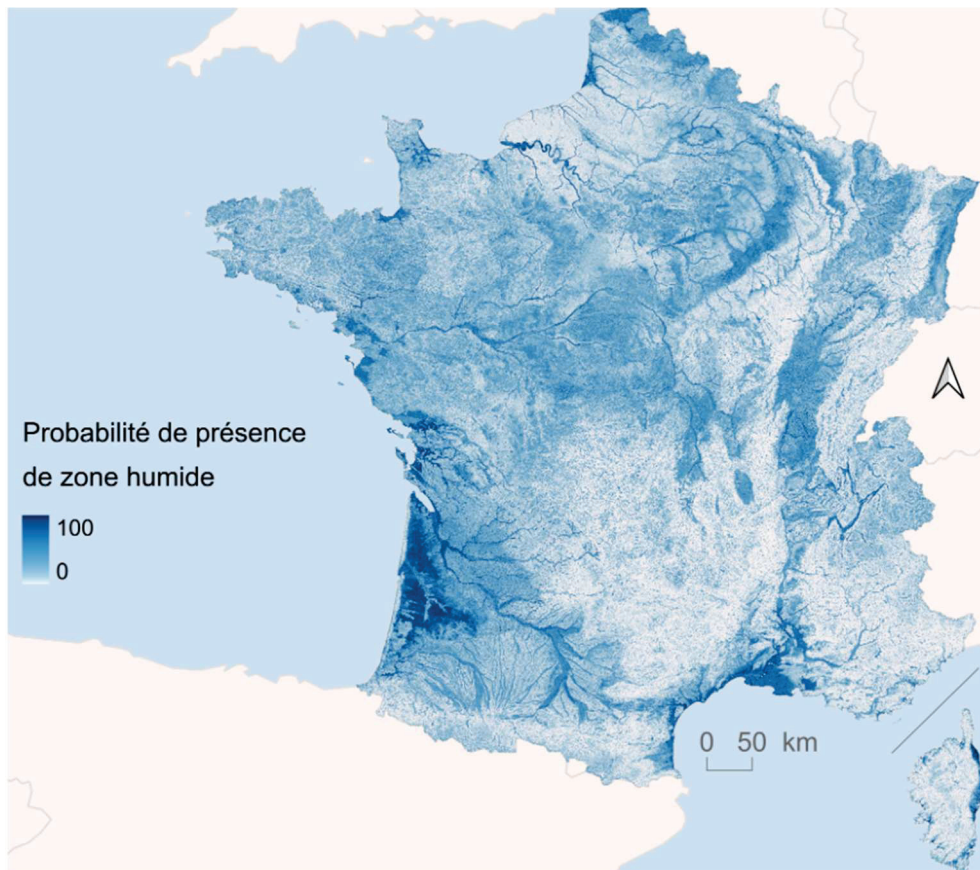


Figure 13 : Carte de probabilité des zones humides en France métropolitaine (SDES, 2023)

3) Efforts pour la transition vers des alternatives

a) Substituts au plomb dans les munitions (acier, cuivre, bismuth)

Différents matériaux peuvent être utilisés comme substituts au plomb, chacun présentant des avantages et des inconvénients (Tableau II).

Le fer est aujourd'hui l'alternative la plus utilisée, elle représente environ 80 à 90 % des cartouches sans plomb vendues dans les pays interdisant le plomb. C'est une alternative économique et relativement disponible. Cependant, son principal inconvénient est sa densité inférieure à celle du plomb (environ $7,8 \text{ g/cm}^3$ contre $11,3 \text{ g/cm}^3$ pour le plomb), ce qui limite sa portée et son efficacité balistique. Il est aussi plus dur, ce qui augmente les risques d'usure en cas d'utilisation de canons non adaptés (Thomas et al., 2015).

Le bismuth, souvent allié à l'étain (environ 97 % de bismuth et 3 % d'étain), représente environ 5 à 10 % des alternatives. Sa densité est proche de celle du plomb ($9,8 \text{ g/cm}^3$) ce qui le rend intéressant d'un point de vue balistique et qui autorise son utilisation avec des armes anciennes ou fragiles. En revanche, son coût relativement élevé limite son adoption à grande échelle (Thomas et al., 2019).

L'étain est principalement retrouvé dans les balles de carabine plutôt que dans les cartouches à grenaille. Sa densité ($7,3 \text{ g/cm}^3$) est inférieure à celle du plomb, mais il a une bonne malléabilité et une toxicité faible. Il est également utilisé comme additif dans les alliages de bismuth pour augmenter leur solidité (Thomas et al., 2015).

Les alliages de tungstène, tels que le tungstène-polymer ou le tungstène-nickel-fer ont une densité égale ou supérieure au plomb selon les alliages (jusqu'à 18–19 g/cm³) et sont performants en termes de pénétration et portée. Ils sont cependant très coûteux et représentent moins de 5 % du marché. Leur usage est réservé à des contextes particuliers nécessitant une performance accrue, comme la chasse à longue distance ou certaines espèces gibiers d'eau (Thomas et al., 2019).

Le cuivre constitue aujourd'hui une alternative prometteuse au plomb dans les munitions, notamment pour les balles de carabine. Sa densité élevée (8,96 g/cm³) et ses bonnes propriétés balistiques assurent une efficacité comparable, voire supérieure, à celle du plomb. Ce matériau est non toxique et recyclable, il limite les risques de contamination des écosystèmes. Cependant, sa plus grande dureté peut provoquer une usure accrue des canons et nécessite parfois des adaptations des armes. Son coût est également légèrement supérieur à celui du plomb.

En résumé, l'acier est dominant en raison de son faible coût, tandis que le bismuth et le tungstène sont plus performants mais moins accessibles économiquement. L'étain est plutôt réservé aux balles de carabine. Ces alternatives permettent d'adapter les pratiques de chasse à des exigences environnementales croissantes, mais leur adoption dépend du coût, de la disponibilité locale, et de la compatibilité avec les armes mais également de leur adoption par les chasseurs (Epps, 2014; Pain et al., 2019; Thomas et al., 2015).

Pour les munitions au plomb, des alternatives non toxiques et efficaces sont disponibles, et des dérogations ne peuvent donc pas être justifiées.

Tableau II: Caractéristiques des différentes alternatives aux munitions contenant du plomb (D'après Popoff et al., 2007)

Matériau	Densité	Prix approximatif par cartouche (€)	Avantages principaux sur le plomb	Inconvénients principaux par rapport au plomb
Plomb	11,34	0,20 à 0,30	Très bon pouvoir de pénétration, matériau ductile, peu coûteux	Métal toxique pour la faune et l'environnement
Bismuth	9,8	0,67 à 0,73	Matériau ductile	Prix plus élevé
Étain	7,31	0,37 à 0,49	Matériau ductile	Moindre densité
Fer (acier)	7,87	0,20 à 0,50	Billes plus régulières, gerbes plus courtes	Moindre densité, dureté
Cuivre	8,96	0,50 à 0,70	Non toxique, bonne balistique, recyclable	Dureté élevée, usure accrue du canon
Alliage tungstène + autres métaux (type Hevi-shot)	Égale ou supérieure au plomb	4	Excellentes performances balistiques	Prix prohibitif, dureté
Tungstène + autres métaux en poudre agglomérés (type Tungsten-Matrix)	Égale ou supérieure au plomb	0,79 à 0,85	Matériau ductile	Prix élevé, performances encore à prouver

b) Acceptation par les chasseurs et barrières à l'adoption

Malgré les données scientifiques démontrant ses effets néfastes sur la faune, les habitats et la santé humaine, (Kanstrup et al., 2018) et alors que les progrès technologiques permettraient le recourt à d'autres matériaux, remettant en question la légitimité de son usage dans le cadre d'une chasse durable, l'utilisation du plomb dans les munitions de chasse persiste encore de nos jours (Mateo & Kanstrup, 2019). De fait, l'opposition à l'interdiction des munitions au plomb dépasse le simple cadre technique et soulève des enjeux sociaux, économiques et culturels, qui expliquent la résistance de certains organismes de chasse à passer à d'autres alternatives.

Les principales craintes et problématiques identifiées vis-à-vis de l'adoption des munitions sans plomb peuvent se regrouper en quatre points :

- **Efficacité** : Le plomb est un métal à la fois dense et malléable, ce qui permet aux grenailles de garder une énergie cinétique importante. Certains chasseurs craignent que les munitions alternatives, qui sont généralement plus dures et moins denses, réduisent la létalité, ce qui augmenterait les risques de blessures non mortelles et de souffrance animale (Ellis & Miller, 2023). Cependant, plusieurs études ont montrées que les munitions sans plomb, notamment celles en acier ou en cuivre, peuvent être tout aussi efficaces lorsqu'elles sont utilisées avec des calibres et des configurations adaptées (Knott et al., 2009; Pierce et al., 2014)
- **Sécurité** : Un autre problème est la dureté plus importante des munitions alternatives tel que l'acier et le cuivre. Certains chasseurs redoutent un risque accru de ricochet, ce qui pourrait poser des problèmes de sécurité pour les tireurs et les autres personnes présentes sur les terrains de chasse (Ellis & Miller, 2023). Cependant, à ce jour, aucun des pays ayant interdit le plomb ne semble avoir observé d'augmentation notable des accidents liés aux ricochets, ce qui suggère que ce risque, bien que réel, peut être diminué par des ajustements techniques et des formations adaptées (Kanstrup & Stenkjær, 2015)
- **Coût et disponibilité** : La disponibilité des munitions alternatives, influencée par la demande locale, n'est pas la même selon les pays et des régions. Si aucun obstacle économique majeur n'a été clairement identifié, des différences de prix (les munitions alternatives étant plus chères) et des contraintes d'approvisionnement sont tout de même présentes dans certaines zones, ce qui retarde la transition vers ces alternatives (Ellis & Miller, 2023).
- **Confiance et perception** : Un facteur psychologique joue également un rôle dans la réticence à l'abandon des munitions au plomb. Une partie des chasseurs perçoit cette transition comme une attaque contre la chasse elle-même et attribue ces restrictions à des groupes de défense des droits des animaux plutôt qu'à la volonté de protéger la faune et les écosystèmes. Cette méfiance entraîne une remise en question des messages scientifiques et des recommandations officielles, ce qui ralentit l'acceptation du changement. Pourtant, des études indiquent qu'une proportion croissante de chasseurs est prête à adopter des alternatives, à condition que celles-ci soient bien expliquées et facilitées par un accompagnement réglementaire et technique (Ellis & Miller, 2023).

Face à ces enjeux, la transition vers des munitions sans plomb ne peut être uniquement perçue comme une contrainte réglementaire, mais doit être intégrée dans une démarche plus large de gestion durable de la chasse. Le droit international de l'environnement reconnaît la chasse comme une utilisation raisonnée des ressources fauniques, à condition qu'elle ne compromette ni la conservation des espèces, ni la qualité des habitats (Kanstrup et al., 2018). Dans cette optique, plusieurs acteurs, notamment la Commission européenne, ont mis en place des initiatives de dialogue entre chasseurs et défenseurs de l'environnement pour assurer une transition efficace (Kanstrup et al., 2018).

Dès 2001, la Commission européenne a lancé l'initiative pour une chasse durable, dans le but de réconcilier les objectifs de conservation et les intérêts des chasseurs. En 2004, cette initiative a été précisée dans le Guide pour une chasse durable en vertu de la Directive Oiseaux, en partenariat avec BirdLife International et la Fédération des associations pour la chasse et la conservation de l'UE (FACE). Ces organisations ont convenu d'un objectif d'élimination progressive de la grenaille de plomb dans les zones humides de l'Union européenne, avec une date butoir fixée à 2009 (Kanstrup et al., 2018). Malgré ça, l'objectif n'a pas été atteint dans tous les États membres.

En parallèle de ces mesures, il existe localement des initiatives de substitution des balles de plomb par des alternatives non toxiques qui sont mises en place entre les fédérations de chasses locales et plusieurs parcs nationaux français (Mateo & Kanstrup, 2019), comme les Cévennes, les Alpes françaises et les Pyrénées, et plus récemment en Corse avec le programme Life Gyp'rescue (Syndicat Mixte du Parc Naturel régional de Corse – Parcu di Corsica, 2021). Ces initiatives sont limitées en ampleur mais montrent une prise de conscience du sujet et une volonté d'une partie du monde de la chasse de mettre en avant des pratiques plus durable (Mateo & Kanstrup, 2019).

Enfin, la durabilité de la chasse au-delà de l'impact environnemental du plomb, pose également la question des problèmes éthiques et des questions de bien-être animal. Contrairement à d'autres formes de pollution intentionnelle, l'empoisonnement au plomb est un phénomène non sélectif, qui affecte de nombreuses espèces, y compris celles qui ne sont pas chassées. Ceci pousse à repenser l'usage des munitions toxiques et à privilégier des solutions compatibles avec les principes de conservation et d'éthique (Kanstrup et al., 2018).

c) Impact potentiel dans une approche « One Health »

L'utilisation de munitions contenant du plomb par les chasseurs est un risque de contamination majeur pour les écosystèmes mais aussi pour la santé humaine. Si un animal est abattu avec des munitions en plomb, la balle peut se fragmenter en plusieurs morceaux et contaminer la carcasse et l'environnement alentour. De plus, si la carcasse n'est pas retirée du milieu naturel, les charognards peuvent être contaminés indirectement en se nourrissant avec. Enfin, des balles et plombs peuvent se retrouver dispersés dans l'environnement lorsque le tir n'atteint pas sa cible.

La contamination des oiseaux d'eau est déjà bien connue et documentée, ce qui a mené à l'interdiction de l'utilisation du plomb dans les zones humides.

Au-delà de la faune aviaire, la pollution au plomb peut affecter également d'autres espèces sauvages et domestiques qui peuvent ingérer accidentellement des résidus de munitions, ainsi que les chasseurs qui peuvent également en ingérer s'il reste des résidus de plomb dans les carcasses (Meignie, 2023).

Une revue systématique mondiale publiée en 2024 a examinée l'exposition au plomb chez les mammifères sauvages et ses effets sur la santé. Bien que l'étude se concentre principalement sur les effets du plomb chez les mammifères sauvages, elle soulève toutefois des parallèles avec la santé humaine. Cette étude a identifié 183 recherches menées dans 35 pays entre 1961 et 2022, qui portent sur 153 espèces de mammifères. Bien que toutes les études aient rapporté des concentrations de plomb, seulement 25 % ont exploré les effets sur la santé, et parmi celles-ci, 62 % ont trouvé des effets négatifs, qui vont de symptômes subcliniques jusqu'au décès des animaux. Les carnivores et les charognards, tels que les renards et les blaireaux, sont particulièrement vulnérables en raison de leur consommation de carcasses contaminées par des munitions au plomb. Cette exposition peut entraîner des troubles neurologiques, rénaux et reproductifs. De plus, le plomb peut se bioaccumuler dans les tissus, ce qui représente un risque pour les humains qui consomment de la viande de gibier contaminée (Meignie, 2023). Dans une perspective "One Health", ces recherches soulignent l'importance de surveiller et de réduire l'exposition au plomb dans l'environnement, non seulement pour protéger la faune, mais aussi pour prévenir les risques pour la santé humaine. Les auteurs recommandent des recherches supplémentaires sur les effets du plomb chez les mammifères sauvages, en particulier les carnivores et les charognards, ce qui pourraient servir d'indicateurs de la santé des écosystèmes. (Hydeskov et al., 2024)

L'ensemble de ces contaminations liées à l'utilisation continue des munitions au plomb engendre des coûts environnementaux et économiques importants. Dans l'Union européenne, ces impacts sont pris en compte par la Directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale, qui repose sur le principe du pollueur-payeur (article 1). Cependant, l'identification précise des pollueurs reste compliquée dans le cas des munitions, car les impacts sont diffus et cumulatifs. En l'absence d'un responsable clairement identifié, les coûts de dépollution et de restauration des milieux naturels sont assumés par la société dans son ensemble (Kanstrup et al., 2018).

IV. LE PLOMB COMME CONTAMINANT ENVIRONNEMENTAL POUR LES VAUTOURS : ORIGINE ET CONSEQUENCES

1) Voies d'exposition au plomb chez les vautours

a) Différentes sources d'exposition

L'exposition de la faune sauvage au plomb issu des activités humaines est très documentée, avec des effets délétères marqués notamment chez les oiseaux (Eens et al., 1999). Le plomb de chasse est aujourd'hui identifié comme l'une des principales sources de contamination chez les rapaces, en raison de son usage important et de sa dispersion dans l'environnement (Monclús et al, 2020). En France, une étude menée par Berny et al. (2015) sur 170 charognards dans les Pyrénées françaises (qui étudie des gypaètes barbus, vautours fauves, vautours percnoptères et milans royaux) a mis en évidence l'impact des munitions contenant du plomb sur la mortalité de ces espèces. L'empoisonnement était la principale cause de décès dans l'échantillon étudié, et l'intoxication au plomb, liée à la consommation de fragments issus des munitions de chasse, représentait 17 % des cas. Le plomb est donc un toxique majeur pour ces espèces (Berny et al., 2015).

Les oiseaux sont principalement exposés au plomb par deux voies : l'ingestion directe de grenailles de plomb ou de fragments de munitions à balle, présentent dans l'environnement ou dans des carcasses chassées, et l'ingestion indirecte par la consommation de proies ayant elle-même bioaccumulé du plomb. De manière plus anecdotiques, les oiseaux peuvent se contaminer via l'environnement, par exemple lorsqu'ils se baignent ou consomment des eaux contaminées ce qui peut entraîner une exposition chronique. Enfin, des intoxications sont également possibles chez les oiseaux victimes de tirs, le plomb pouvant diffuser de la munition dans l'organisme ce qui peut entraîner des intoxications plus ou moins sévères.

i) L'ingestion directe de plomb de chasse

De nombreuses espèces d'oiseaux aquatiques et terrestres, en particulier les granivores et les espèces fréquentant les zones humides, ingèrent par erreur des grenailles de plomb qu'ils confondent avec des gastrolithes (petits cailloux utilisés pour faciliter la digestion dans le gésier). Une fois ingérées, ces morceaux de grenailles sont rapidement érodés mécaniquement et dissouts par les acides gastriques, ce qui entraîne une absorption systémique du plomb dans l'organisme (De Francisco et al., 2003).

Chez les oiseaux aquatiques, la confusion entre des leurres de pêche en plomb et des cailloux naturels constitue également une source d'exposition importante. Ce phénomène a été observé chez plusieurs espèces de canards, cygnes et oies, entraînant des cas de saturnisme aigu (De Francisco et al., 2003).

Cette ingestion est néanmoins moins présente chez les vautours charognards du fait de leur régime alimentaire spécifique. Chez ces espèces, l'exposition au plomb résulte principalement de la consommation de carcasses et de déchets de chasse issus d'animaux tués par des munitions au plomb ou blessés mais non retrouvés par les chasseurs (Soria et al., 2013). Les balles de plomb peuvent se fragmenter lors de l'impact et disperser de nombreuses microparticules toxiques dans les tissus de la proie (Hernández & Margalida, 2009). Dans une étude menée sur des abats consommés par des vautours les analyses ont détecté la présence de fragments de plomb dans plus de 90 % des abats laissés sur place (Grainger Hunt, 2012).

Ce phénomène est plus présent chez les espèces nécrophages qui se nourrissent collectivement sur les carcasses. Le comportement grégaire des vautours autour d'une seule carcasse contaminée peut entraîner l'intoxication simultanée de plusieurs individus et même d'espèces différentes partageant le même cadavre (Berny et al., 2015).

Des études dans les Pyrénées françaises et espagnoles ont ainsi confirmées des concentrations élevées de plomb dans le foie, le sang et les os de plusieurs espèces de vautours, notamment le gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), le vautour fauve (*Gyps fulvus*) et le vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) (Hernández & Margalida, 2009; Soria et al., 2013).

ii) *L'ingestion indirecte via les carcasses contaminées*

La contamination des sols et de l'eau quant à elle, provoquée par des particules de plomb issues des munitions qui se déposent dans les sols et peuvent être absorbées par la végétation ou lessivées vers les eaux de surface lors de pluie ce qui expose des organismes plus bas dans la chaîne alimentaire que les vautours vont pouvoir ingurgiter et au fur et à mesure des repas, le plomb pourra être bioaccumulé dans l'organisme de ceux-ci (Pain et al., 2015). En effet, des études ont montrées que certains mammifères sauvages ou domestiques peuvent accumuler du plomb et les conserver dans leurs tissus (Chiverton et al., 2022). Ainsi, lorsque le vautour consomme la carcasse, il peut être exposé à des doses faibles de plomb mais qui en s'accumulant pourrait conduire à une intoxication chronique. Cette voie d'exposition bien que plausible est encore très peu étudiée à ce jour.

iii) *Autres sources d'exposition environnementale*

La chasse est identifiée comme la source principale d'exposition au plomb mais d'autres activités anthropiques peuvent contribuer à la contamination de la faune sauvage telle que la pollution industrielle et minière avec l'exploitation des mines de plomb et les rejets industriels ont longtemps contribué à des niveaux élevés de contamination des sols et des eaux et à l'exposition indirecte des animaux avec l'ingestion de particules contaminées (Arrondo et al., 2020; De Francisco et al., 2003).

b) *Hiérarchisation des sources de contamination*

L'exposition au plomb chez les rapaces est saisonnière, avec des pics de contamination observés en automne et en hiver, qui coïncident avec les saisons de chasse au grand et au petit gibier (Carneiro et al., 2014; Gangoso et al., 2009). Plusieurs études de suivi de plombémie ont mis en évidence que les niveaux sanguins de plomb étaient significativement plus élevés durant ces périodes, ce qui confirme une corrélation entre les périodes d'utilisation de munition au plomb et l'exposition des oiseaux nécrophages (Monclús et al., 2020).

Les analyses isotopiques menées chez les rapaces ont permis de différencier l'origine du plomb : les signatures isotopiques retrouvées dans les tissus de vautours sont différentes de celles retrouvées dans les sources géologiques naturelles et correspondent aux alliages de plomb utilisés dans les munitions de chasse (Soria et al., 2013).

L'utilisation des munitions au plomb reste la cause principale d'intoxication au plomb chez les oiseaux, plus que la pollution industrielle ou minière, notamment due à l'absence de réglementation stricte dans de nombreux pays (Pain et al., 2019).

c) Voies d'expositions et bioaccumulation

L'exposition au plomb se fait donc essentiellement par voie orale après ingestion de carcasses contaminées ou de proies portant des résidus de munitions en plomb. Une fois ingérée celui-ci est dissous dans l'estomac sous l'effet du pH acide. Chez les rapaces, le pH gastrique est très bas, ce qui favorise la transformation du plomb métallique en ions Pb^{2+} , qui est hautement absorbables par l'organisme (Gil-Sánchez et al., 2018). Une fois libérés, ces ions sont rapidement assimilés, principalement par la muqueuse du duodénum, où ils entrent en compétition avec le calcium pour leur absorption, ce phénomène est amplifié en cas de carence en calcium ou en période de jeûne (INRS, 2025).

Une absorption pulmonaire est également possible, même si secondaire, et dépendant de la taille des particules inhalées, les plus fines ($< 0,5 \mu m$) étant les plus susceptibles d'atteindre les alvéoles pulmonaires et de pénétrer dans la circulation sanguine. Cependant, celle-ci n'est pas, à notre connaissance, décrite chez les vautours, les sources d'exposition étant rare et l'exposition elle-même étant relativement faible.

Le plomb absorbé circule dans l'organisme principalement en étant liée aux érythrocytes et à l'hémoglobine (plus de 90 % du plomb sanguin), tandis qu'une fraction plus faible est présente sous forme libre dans le plasma (INRS, 2025). Il se répartit ensuite entre plusieurs compartiments biologiques. Trois principaux réservoirs ont été identifiés : un compartiment à échange rapide qui comprend le sang et les tissus mous tels que le foie, les reins et les muscles ; un compartiment à échange intermédiaire qui inclut le système nerveux central et les tissus osseux actifs ; et enfin un compartiment de stockage à renouvellement lent, qui est essentiellement constitué du squelette, où environ 90 % du plomb total est stocké (Klaassen, 2018). Au niveau du système nerveux le plomb s'accumule préférentiellement dans la substance grise du cerveau, notamment au niveau de l'hippocampe et du cervelet, ce qui explique en partie les effets neurotoxiques. Dans les os, il se fixe sur les cristaux d'hydroxyapatite par substitution au calcium, et constitue ainsi une réserve biologique qui peut être remobilisée lors de périodes de déminéralisation, notamment en cas de gestation ou stress physiologique. Cette fixation osseuse, même si elle est réversible, peut prolonger l'exposition interne au plomb sur plusieurs années, ce qui augmente le risque d'intoxication chronique, en particulier chez les individus avec une espérance de vie longue (Gangoso et al., 2009).

L'élimination du plomb par l'organisme est limitée et dépend de plusieurs voies excrétoires. L'excrétion rénale est la principale voie d'élimination du plomb après absorption, elle représente environ 80 % du total, via la filtration glomérulaire et une éventuelle réabsorption tubulaire (INRS, 2006). Le plomb est également éliminé par voie biliaire et gastro-intestinale (16 %), ainsi que par la sueur, les phanères et les excréctions glandulaires (environ 8 %). Chez les oiseaux, le plomb peut être partiellement stockées dans les plumes, ce qui en fait un marqueur biologique potentiel pour l'évaluation de l'exposition environnementale (Khwankitrittikul et al., 2024). Cependant, en raison de sa forte affinité pour les tissus osseux et de son faible taux d'élimination, le plomb peut persister dans l'organisme pendant plusieurs années, ce qui représente un risque constant d'exposition endogène, notamment lors de la résorption osseuse (Gangoso et al., 2009). Cette bioaccumulation prolongée, combinée à une élimination inefficace, explique pourquoi même des expositions à faibles doses peuvent induire une intoxication chronique (Gangoso et al., 2009).

2) Exposition au plomb chez les rapaces et seuils toxiques

Le saturnisme affecte plusieurs systèmes physiologiques chez les oiseaux ce qui compromet leur survie et leur état de santé général. La gravité des effets varie selon la quantité de plomb ingérée et la durée d'exposition. Cependant, même à faible dose, les effets peuvent être dévastateurs. L'évaluation des concentrations de plomb dans différents tissus permet d'analyser l'exposition au cours du temps. Les os, en tant que réservoir à long terme, conservent des concentrations élevées de plomb sur plusieurs années, ce qui permet d'évaluer l'exposition chronique d'un individu (Franson & Pain, 2011). En revanche, dans les tissus mous comme le foie et les reins, la demi-vie du plomb est plus courte, ce qui permet une étude de l'exposition sur quelques mois. Le sang, quant à lui, présente une demi-vie encore plus brève (environ deux semaines), ce qui en fait un indicateur fiable pour une exposition récente et quasi en temps réel (Carneiro et al., 2015).

Les seuils d'intoxication varient selon les tissus étudiés et l'intensité de l'exposition. On considère ainsi que des concentrations sanguines de plomb supérieures à 50 µg/dL, selon des études sur les oiseaux, sont associées à des signes cliniques d'intoxication aiguë, tandis que des concentrations comprises entre 20 et 50 µg/dL sont considérées comme élevées mais subcliniques (Fallon et al., 2017). Des concentrations dans le foie dépassant 2 mg/kg de poids frais, dans les reins 4 mg/kg poids frais, et dans les os 10 mg/kg de poids frais sont reconnues comme des seuils à partir desquels des effets subcliniques peuvent apparaître. Au-delà de 10 mg/kg de poids frais dans le foie, 6 mg/kg de poids frais dans les reins et 20 mg/kg de poids frais dans les os, les concentrations sont considérées comme potentiellement létales (Tableau III). Ces valeurs permettent d'identifier les individus les plus vulnérables et d'évaluer l'impact du plomb sur les populations ainsi que d'accompagner la mise en place d'un traitement chélateur lorsque cela est possible (Monclús et al, 2020). Cependant, la sensibilité au plomb varie selon les espèces rendant ces seuils toxiques imprécis. Par exemple, le vautour fauve (*Gyps fulvus*) semble mieux tolérer l'exposition au plomb que d'autres espèces comme le hibou grand-duc (*Bubo bubo*), qui y est particulièrement sensible (Monclús et al, 2020).

Tableau III: Interprétation suggérée des concentrations de plomb dans les tissus des Anseriformes, des Falconiformes et des Accipitriformes (d'après Pain et al., 2019)

Niveau d'intoxication	Sang (µg/dl)	Foie (mg/kg poids frais)	Rein (mg/kg poids frais)	Os (mg/kg poids sec)
Intoxication subclinique	20 < 50	2 < 6	2 < 6 ^a / 2 < 4 ^b	10 – 20
Intoxication clinique	50 – 100	6 – 10	6 – 15 ^a / 4 – 6 ^b	> 20
Intoxication clinique sévère	> 100	> 10	> 15 ^a / > 6 ^b	—

Notes :

^a : Anseriformes

^b : Falconiformes et Accipitriformes (anciennement regroupés sous Falconiformes dans Franson et Pain, 2011)

^c : Les concentrations de plomb dans les os reflètent l'accumulation au cours de la vie et peuvent être similaires dans les cas d'exposition aiguë à court terme ou d'exposition chronique à long terme.

L'utilisation du vautour fauve comme espèce bio-indicatrice de la contamination au plomb a été mise en avant dans plusieurs études (Berny et al., 2015). En raison de leur régime alimentaire basé sur la consommation de carcasses, ces rapaces accumulent plus facilement les toxines présentes dans l'environnement, ce qui permet d'évaluer l'étendue de la contamination par les munitions au plomb pouvant affecter d'autres espèces plus rares (Thompson et al., 2021).

L'étude du plomb dans la faune repose principalement sur des analyses biologiques réalisées à partir d'échantillons de sang, de foie, d'os, de reins, ou plus occasionnellement de plume. Dans la plupart des études, le sang est l'échantillon le plus fréquemment analysé du fait de sa facilité de prélèvement et de sa sensibilité comme biomarqueur de l'exposition récente, c'est également un prélèvement peu invasif pour les animaux vivants (Franson, 1996). Plus anecdotiquement on peut retrouver des échantillons de muscles, cerveau, poumons, cœur, graisse, granules, plasma sérum et de contenu stomacal dans la bibliographie (Plaza & Lambertucci, 2019).

L'analyse des différentes matrices par spectrométrie est une méthode de référence dans les laboratoires de diagnostic en raison de sa grande sélectivité et sensibilité. Cependant, elle reste coûteuse et nécessite du temps pour l'expédition et le traitement des échantillons en laboratoire (Redig and Arent, 2008 ; Bischoff et al., 2010). Cette technique demande d'abord de minéraliser l'échantillon en le digérant avec un acide afin de liquéfier les matrices solides. L'échantillon est ensuite nébulisé en aérosol fin et injecté dans un liquide de transport, appelé plasma, qui ionise les éléments. Les ions sont ensuite séparés en fonction du rapport masse/charge (m/z) dans le spectromètre, avec une détection des isotopes spécifiques du plomb (^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb). Enfin, la quantification est réalisée après un étalonnage pour corriger les interférences (Al-Hakkani 2019)

Pour pallier ces inconvénients, des méthodes plus rapides comme la voltampérométrie par stripping anodique (ASV) sont également employées pour une détection rapide et fiable du plomb dans le sang (González et al., 2017).

3) Toxicité du plomb et effets biologiques

Le plomb est un poison métabolique cumulatif qui a une action sur plusieurs systèmes physiologiques et biochimiques chez les organismes vivants (Figure 14), notamment les systèmes hématopoïétique, vasculaire, nerveux, rénal, immunitaire et reproducteur (ATSDR, 2007; EFSA, 2010; Eisler, 1988). Une fois absorbé, le plomb se lie aux protéines et enzymes cellulaires et perturbe de nombreux processus physiologiques importants. Parmi les premiers symptômes observés, on retrouve des troubles neurologiques, comme une inclinaison anormale de la tête, une perte d'équilibre, une faiblesse des membres pelviens et des troubles de la proprioception (Fallon et al., 2017). La gravité des manifestations cliniques dépend à la fois de la concentration de plomb dans l'organisme et de la durée de l'exposition.

L'intoxication aiguë au plomb résulte d'une exposition soudaine et massive. Elle entraîne des symptômes sévères, tel que léthargie, anorexie, vomissements, stase gastro-intestinale, anémie, ainsi que des atteintes neurologiques majeures qui peuvent se traduire par des convulsions, une paralysie, voire la mort rapide de l'individu (Plaza & Lambertucci, 2019). En cas d'exposition très élevée, les oiseaux peuvent mourir sans présenter de signes préalables visibles (Franson & Friend, 2015).

L'intoxication chronique découle d'une exposition prolongée à de faibles doses de plomb. Ce type d'intoxication ne conduit pas toujours directement à la mort, mais provoque des effets sublétaux qui affectent plusieurs aspects de la physiologie et du comportement des individus touchés. L'affaiblissement général, combiné à une immunodépression, augmente la vulnérabilité aux infections, aux maladies et à la prédation (Pain & Amiardtriet, 1993). L'intoxication chronique perturbe aussi la digestion, et entraîne une paralysie progressive du tractus gastro-intestinal, ce qui conduit souvent à une mort par inanition (Gangoso et al., 2009). Les oiseaux atteints présentent une perte de poids importante, des troubles locomoteurs, des altérations du plumage et une modification de leurs comportements migratoires. La contamination chronique au plomb pourrait entraîner des conséquences bien plus importantes que ce qui était initialement supposé et affecter non seulement les individus directement exposés, mais aussi les dynamiques globales des populations de rapaces. Enfin, la variabilité de la toxicité du plomb en fonction des espèces et des conditions environnementales complique l'évaluation de son impact réel. Des facteurs biologiques et écologiques, tels que l'alimentation, l'âge, le sexe et le statut physiologique, influencent la capacité d'un oiseau à absorber, détoxifier et éliminer le plomb (Stamberov & Mehmedov, 2020). Certaines espèces, comme le gypaète barbu, le milan royal et l'aigle royal, semblent particulièrement vulnérables à l'intoxication, tandis que le vautour fauve, bien que fréquemment exposé, accumule davantage de plomb sans en subir immédiatement des conséquences mortelles (Plaza & Lambertucci, 2019). Cette tolérance apparente ne signifie cependant pas une absence de risque, mais traduirait plutôt une capacité de stockage plus importante dans les tissus osseux, ce qui semble retarder l'apparition des effets délétères (Monclús et al, 2020).

Un parallèle entre les effets neurotoxiques du plomb sur la faune sauvage et ceux observés chez l'homme a été démontré : les troubles du développement cognitif, les altérations du comportement et les déficiences du système immunitaire sont des symptômes communs aux deux groupes (Needleman & Leviton, 1979). Les preuves des effets nocifs du plomb chez l'humain permettent de suspecter qu'il en va de même pour les autres vertébrés, car la physiologie du plomb est relativement similaire entre les espèces (Grainger Hunt, 2012).

a) Effets physiologiques chez les oiseaux :

À l'heure actuelle, on considère qu'il n'y a pas de « doses sans effet nocif observé » (DSENO) ou de « concentrations estimées sans effet » (CESE) pour le plomb chez les humains (EFSA, 2010) et il en va donc probablement de même pour d'autres vertébrés. Les concentrations de plomb dans le sang varient en fonction du degré d'exposition et du contexte environnemental. Une étude réalisée sur les vautours percnoptères dans deux populations espagnoles – une insulaire et une continentale – a montré que la bioaccumulation du plomb était corrélée à l'exposition environnementale et à l'âge des individus. Alors qu'un seul individu de la population continentale présentait une concentration anormalement élevée (217,30 mg/L), 7,3 % des individus de la population insulaire avaient des niveaux supérieurs à 200 mg/L, et 2,19 % dépassaient les 500 mg/L (Gangoso et al., 2009). Un cas extrême atteignant 1780 mg/L a été observé, dépassant largement les concentrations considérées comme toxiques pour les oiseaux de proie (Franson, 1996).

Les effets physiologiques du plomb chez les vautours sont variés et touchent plusieurs systèmes biologiques qui seront développés ensuite. Les mécanismes exacts restent cependant encore mal compris : on suppose que le plomb pourrait avoir également des effets subclinique encore peu étudiés. Ainsi, on observe que l'exposition au plomb est associée à une augmentation des espèces réactives de l'oxygène (ROS), occasionnant des dommages cellulaires et un affaiblissement général de la santé de l'individu, même à des concentrations considérées comme faibles (Gangoso et al., 2009). Une réduction de l'activité de l'acide δ -aminolévulinique déshydratase (δ ALAD), enzyme qui participe à la synthèse de l'hème, a également été observée, pouvant perturber la production des globules rouges et aggraver les effets anémiques de l'intoxication (Espín et al., 2015).

i) Troubles neurologiques et comportementaux

L'exposition chronique au plomb à des concentrations relativement faibles peut entraîner des altérations neurologiques et comportementales chez les oiseaux, qui sont similaires à celles observées chez l'homme. Ces niveaux d'exposition ne provoquent pas toujours une intoxication aiguë classique mais sont régulièrement associées à des troubles plus ou moins importants de la fonction cognitive et du comportement (Carneiro et al., 2015). Ces modifications peuvent toucher la perception sensorielle, la coordination motrice et les capacités d'apprentissage, ce qui peut avoir un impact sur la survie des individus dans leur environnement naturel. (González et al., 2017)

L'un des effets de ces altération neurologiques et comportementales chez les oiseaux est l'augmentation du risque de collision avec des infrastructures humaines, en particulier les lignes électriques. Une étude menée par Kelly et Kelly (2005) a montré que les oiseaux qui présentaient des concentrations modérées de plomb dans le sang présentent un risque plus élevé de collisions que ceux qui ont des concentrations très faibles ou très élevées. Cette observation laisse penser que des niveaux modérés de contamination peuvent perturber les fonctions motrices et cognitives sans complètement empêcher le vol, ce qui expose les individus à un risque accru d'accidents (Kelly et al., 2013; Monclús et al., 2020). En revanche, des concentrations très élevées de plomb peuvent provoquer une telle altération de la coordination et de la force musculaire que les oiseaux deviennent incapables de voler efficacement, ce qui réduit la probabilité de collision avec les lignes électriques, mais augmente leur vulnérabilité à d'autres dangers, comme la prédation ou la famine (Pain et al., 2019). On peut cependant suspecter un risque plus grand à proximité des routes.

Chez l'Homme, des troubles de l'apprentissage ainsi qu'une perte de la mémoire ont également été mis en évidence chez des enfants atteints de saturnisme. En France, des méta-analyses indiquent qu'une augmentation de la plombémie de 100 à 200 $\mu\text{g/L}$ chez les moins de 6 ans s'accompagne d'une baisse de QI de 1 à 3 points, voire de 7,4 points pour des plombémies $< 100 \mu\text{g/L}$ (Pain et al., 2019). Ces symptômes n'ont pas encore été mis en évidence chez les oiseaux mais cela reste une piste possible de troubles comportementaux pouvant affecter d'autres espèces que l'Homme.

ii) Impact sur le système immunitaire

L'exposition chronique au plomb, même à des niveaux subcliniques, peut avoir un impact significatif sur le système immunitaire des oiseaux. Plusieurs études ont fait l'hypothèse que l'accumulation de toxines comme le plomb peut diminuer les défenses immunitaires, et donc augmenter la susceptibilité des individus aux maladies infectieuses et, par conséquent, entraîner une diminution de l'état de santé général ainsi qu'une augmentation de la mortalité à l'échelle de la population (Blanco et al., 2007; Gangoso et al., 2009)

L'un des effets du plomb sur le système immunitaire est la perturbation de l'équilibre des réponses inflammatoires et immunitaires de l'organisme. Il agit sur la production et l'activité des cellules immunitaires et peut altérer la capacité des oiseaux à lutter efficacement contre les pathogènes. Ce phénomène a été observé chez plusieurs espèces animales où une exposition chronique à des métaux lourds, dont le plomb, a entraîné une diminution de la production d'anticorps et une diminution de la réponse immunitaire, compromettant la capacité de l'organisme à résister aux infections (Snoeijs et al., 2004). Chez les rapaces et les vautours, dont l'alimentation repose sur la consommation de carcasses potentiellement contaminées par divers agents pathogènes, cette altération immunitaire pourrait être particulièrement délétère.

iii) Atteintes rénale et hépatique

L'exposition au plomb entraîne des dysfonctionnements hépatiques et rénaux significatifs chez les oiseaux, même à des doses relativement faibles. Des études ont mis en évidence une toxicité subcellulaire marquée dans le foie après ingestion de grenaille de plomb. Par exemple, Pineau et al. (2017) ont observé, grâce à la microscopie électronique à transmission, des altérations des cellules hépatiques chez des canards colverts (*Anas platyrhynchos*) ayant ingéré une unique grenaille de plomb ($0,177 \pm 0,03$ g). Comparés aux individus témoins, ces canards ont des lésions cytoplasmiques importantes, témoin d'un stress oxydatif et de dommages structurels au niveau hépatique (Pineau et al., 2017).

Le foie a un rôle central dans la détoxification et le métabolisme des métaux lourds, y compris du plomb. Cependant, une exposition aiguë ou prolongée peut dépasser les capacités physiologiques du foie à détoxifier, entraîner une accumulation du métal dans l'organisme et provoquer des effets cytotoxiques sévères. Des modifications comme une hypertrophie hépatocytaire, une altération des mitochondries et des anomalies des noyaux cellulaires a été rapportées chez plusieurs espèces d'oiseaux exposées au plomb. Ces dysfonctionnements hépatiques compromettent la synthèse des protéines essentielles, la régulation des enzymes métaboliques et la gestion des réserves énergétiques, ce qui participe à affaiblir les individus intoxiqués (Pain et al, 2019)

Au niveau rénal, le plomb est également responsable de lésions structurelles et fonctionnelles importantes. Il est principalement éliminé par voie urinaire, ce qui expose les reins à une accumulation progressive du métal. Chez des vautours intoxiqués, des études histopathologiques ont montrée des altérations des tubules rénaux, une nécrose cellulaire et une inflammation chronique ce qui suggère une néphrotoxicité importante. Ces altérations peuvent affecter la filtration glomérulaire et perturber l'homéostasie électrolytique, ce qui entraîne des troubles de l'équilibre hydrique et acido-basique (Pikula et al., 2013).

iv) Impact sur la minéralisation osseuse

L'impact du plomb sur la minéralisation osseuse est majeur du fait de sa forte affinité avec les tissus osseux. Les os agissent comme un réservoir à long terme du plomb, et accumulent environ 90 % de la charge corporelle totale du plomb chez les mammifères et les oiseaux (Ethier et al., 2007). Cette rétention est principalement due à la capacité de l'ion Pb^{2+} à remplacer facilement l'ion Ca^{2+} dans la structure osseuse (Scheuhammer, 1987), entraînant des perturbations de la régulation hormonale du calcium et de la fonction ostéoblastique (González et al., 2017).

L'accumulation de plomb dans les os provoque un défaut de minéralisation, conduisant à une fragilisation du squelette (Gangoso et al., 2009). Les métaux lourds, et en particulier le plomb, modifient le taux de renouvellement osseux en agissant sur l'activité des ostéoblastes et des ostéoclastes, ce qui peut conduire au développement de pathologies osseuses (Berglund et al., 2000; Carmouche et al., 2005). La réduction de la minéralisation osseuse induite par le plomb est responsable d'une augmentation de la fréquence des fractures et d'une prédisposition aux déformations osseuses (Fleming et al., 2000). Cette fragilité osseuse a été mise en évidence dans la population insulaire du Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), où une fréquence inhabituelle de fractures et même d'amputations spontanées des pattes a été enregistrée (8 % jusqu'en 2007, n = 150), contrairement à la population continentale où ce phénomène n'a pas été observé (n > 2000) (Gangoso et al., 2009).

Les effets néfastes du plomb sur la minéralisation osseuse ne touchent pas que les adultes mais affecte également le développement embryonnaire. Chez les oiseaux femelles, le plomb est mobilisé lors de la formation de la coquille des œufs, ce qui favorise son accumulation dans les œufs et entraîne une potentielle toxicité pour l'embryon (Gangoso et al., 2009; Ruuskanen et al., 2014). Une étude menée sur le Vautour percnoptère a montré que les femelles présentaient des concentrations sanguines de plomb inférieures à celles des mâles, probablement en raison de cette mobilisation du plomb dans la formation de la coquille (Gangoso et al., 2009). Cependant, cette différence n'a pas été observée chez d'autres espèces de vautours, comme le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) (Hernández & Margalida, 2009), ce qui suggère que la physiologie de chaque espèce peut influencer la manière dont le plomb est stocké et redistribué (González et al., 2017).

v) Perte de poids

L'exposition au plomb impacte l'état corporel des oiseaux, celui-ci est donc un indicateur important des effets physiopathologiques de ce métal sur l'organisme. Une corrélation significative a été mise en évidence entre les concentrations sanguines de plomb et l'altération de la condition physique des oiseaux exposés. En effet, la majorité des oiseaux qui ont des concentrations de plomb inférieures à 20 µg/dL sont en bonne santé et sont jugés aptes à être réintroduits dans la nature, avec une notation corporelle variant de 3 à 5/5 sur l'échelle d'évaluation de l'état corporel. En revanche, les vautours qui ont une plombémie supérieure à 20 µg/dL présentent une condition physique altérée, avec des scores corporels réduits entre 1 et 2/5, cependant ces valeurs ne se basent que sur une étude et à ma connaissance, aucune étude n'a émis de consensus sur les seuils de plombémie liés à la note d'état corporel (González et al., 2017).

Ces résultats restent cependant cohérents avec d'autres études qui mettent en évidence l'impact négatif du plomb sur l'état corporel des oiseaux sauvages. Chez les canards sauvages chassés en Argentine, une étude a montré que plus les concentrations en plomb dans le foie sont élevées et plus la masse corporelle des individus diminue ce qui montre que le plomb peut entraîner un amaigrissement et une détérioration de la condition physique (Ferreira et al., 2014). De même, chez les femelles d'eiders à duvet (*Somateria mollissima*) au Canada, les niveaux de plomb dans le sang étaient inversement corrélés à l'état corporel des individus, ce qui suggère que l'accumulation de plomb compromet leur condition physique et potentiellement leur survie (Provencher et al., 2016).

La relation entre l'exposition au plomb et la perte de poids pourrait être expliquée par plusieurs mécanismes physiologiques. Le plomb perturbe le métabolisme énergétique en inhibant certaines enzymes impliquées dans la production d'ATP (Espín et al., 2014), ce qui peut altérer l'assimilation des nutriments et l'utilisation des réserves lipidiques et musculaires. En parallèle, l'intoxication chronique au plomb peut fréquemment provoquer une anorexie, une léthargie et des troubles gastro-intestinaux avec notamment une diarrhée verdâtre, ce qui réduit l'absorption et la rétention des nutriments. Les troubles digestifs sont présents dans 100% des admissions en centre de soin pour saturnisme selon une étude espagnole (Gangoso et al., 2024). Même si l'effectif ne porte que sur 117 admissions, on peut supposer que ces troubles digestifs restent un des symptômes majoritaires de l'intoxication au plomb.

b) Effets sur la reproduction et le succès reproducteur

L'exposition au plomb entraîne des répercussions significatives sur la reproduction des oiseaux, en agissant à la fois sur la fertilité, le développement embryonnaire et la survie de la progéniture. L'un des principaux effets concerne la qualité du sperme, qui peut être altérée par l'accumulation de plomb dans l'organisme, causant une diminution du taux de fécondation (Castellanos et al., 2008). Cette perturbation de la fertilité mâle peut diminuer le succès reproducteur des espèces exposées, en particulier chez les oiseaux de proie et les charognards qui ont une faible taux de fécondité (Gangoso et al., 2009).

Chez les femelles on observe la mobilisation du plomb stocké dans les os lors de la formation des œufs. Cette mobilisation entraîne un transfert du métal toxique vers la coquille de l'œuf et l'embryon en développement, ce qui augmente le risque de malformations ou d'échecs de reproduction (Gangoso et al., 2009). Une étude a montré que la consommation maternelle d'une pastille de plomb de 95 mg chez les pigeons à rouleaux domestiqués (*Columba livia*) a provoqué une diminution de la taille des œufs et a perturbé le développement des organes des nouveau-nés, ce qui suggère un impact direct sur le développement embryonnaire (Williams et al., 2017).

Par ailleurs, l'exposition au plomb peut également influencer l'épaisseur et la structure de la coquille des œufs, bien que certaines études indiquent que le principal effet réside essentiellement dans une perturbation du comportement de nidification et des soins apportés aux œufs et aux jeunes plutôt que dans une modification directe de la coquille elle-même (Gil-Sánchez et al., 2018).

En effet le succès reproducteur serait également compromis le faible taux de survie des juvéniles du fait des effets physiologiques sur les adultes. Ces effets, précédemment décrits, pouvant entraîner une diminution des capacités des adultes à chasser ou à se nourrir, diminuant de fait leur capacité à s'occuper des jeunes et les nourrir (Gangoso et al., 2009).

4) Traitement

Le traitement de l'intoxication au plomb chez les oiseaux repose sur trois grands piliers : éliminer la source de contamination, favoriser l'élimination du plomb circulant et atténuer les effets toxiques sur l'organisme (SCOTT, 2021).

La première étape consiste à extraire les munitions de plomb ingérées lorsqu'elles sont présentes dans le gésier. Pour cela, plusieurs méthodes sont employées, notamment l'élimination digestive du plomb à l'aide d'huile minérale, d'huile de colza, de sulfate de sodium ou d'une mixture de psyllium à 1 %, qui facilitent l'évacuation du plomb par le tractus gastro-intestinal (De Francisco et al., 2003; Klaassen, 2018). L'utilisation de charbon activé peut également être envisagée pour piéger les petites particules de plomb et réduire leur absorption systémique. Par ailleurs, un lavage gastrique avec retrait endoscopique ou une ventriculotomie sont parfois nécessaires dans les cas les plus graves où une évacuation mécanique du plomb est indispensable (Horowitz et al., 2014).

En complément de ces mesures, l'administration intra-veineuse de fluides isotonique constitue un soutien essentiel, notamment par l'administration de dextrose à 5 %, afin de favoriser la fonction rénale et l'élimination du plomb par voie urinaire (Fallon et al., 2017). Toutefois, le traitement de choix pour les cas d'intoxication avancés reste l'utilisation de chélateurs, administrés par voie intraveineuse, intramusculaire ou sous-cutanée. Parmi les agents les plus fréquemment utilisés figurent l'EDTA (acide éthylène diamine tétraacétique), le DTPA (acide diéthylène triamine pentaacétique), le DMSA (dimercaptosuccinic acid), le BAL (British Anti-Lewisite) et la D-pénicillamine (bien que son efficacité semble controversée). Cependant, certains de ces chélateurs, notamment l'EDTA, présentent une néphrotoxicité liée à leur élimination par voie rénale, ce qui nécessite un suivi attentif de la fonction rénale et une fluidothérapie concomitante pour minimiser les effets secondaires (Fallon et al., 2017).

L'EDTA calcique est le chélateur le plus fréquemment utilisé pour le traitement des intoxications par des métaux lourds. Il possède une forte affinité pour le plomb circulant et est très efficace pour mobiliser le plomb présent dans les tissus mous. La posologie recommandée varie de 35 à 100 mg/kg toutes les 12 heures pendant cinq jours. Une alternative moins néphrotoxique est l'administration orale de Succimer (DMSA), qui permet de diminuer la concentration de plomb dans les tissus mous. Toutefois, son utilisation doit être adaptée aux oiseaux qui souffrent de vomissements, car elle pourrait aggraver leur état clinique (Fallon et al., 2017). La posologie généralement utilisée est de 10 à 40 mg/kg.

Le traitement symptomatique est également un aspect clé de la prise en charge des oiseaux intoxiqués. Il comprend l'administration de benzodiazépines, telles que le diazépam (utilisable chez les oiseaux entre 0.5 et 2 mg/kg par voie intra-veineuse ou intra-musculaire (Plumb's, 2025)), pour contrôler les crises convulsives qui peuvent survenir en cas d'intoxication aiguë. De plus, des traitements spécifiques sont souvent nécessaires pour combattre les maladies opportunistes fréquemment associées à l'intoxication chronique au plomb, notamment l'aspergillose, le parasitisme interne et les infections à hémoparasites (Fallon et al., 2017).

Des programmes de réhabilitation ont été mis en place dans plusieurs centres spécialisés, notamment en Espagne, où des cas d'intoxication au plomb chez des vautours fauves, qui présentent des concentrations élevées dans le sang, ont permis de traiter par chélation les foies et les reins des individus contaminés avec succès (Carneiro et al., 2015).

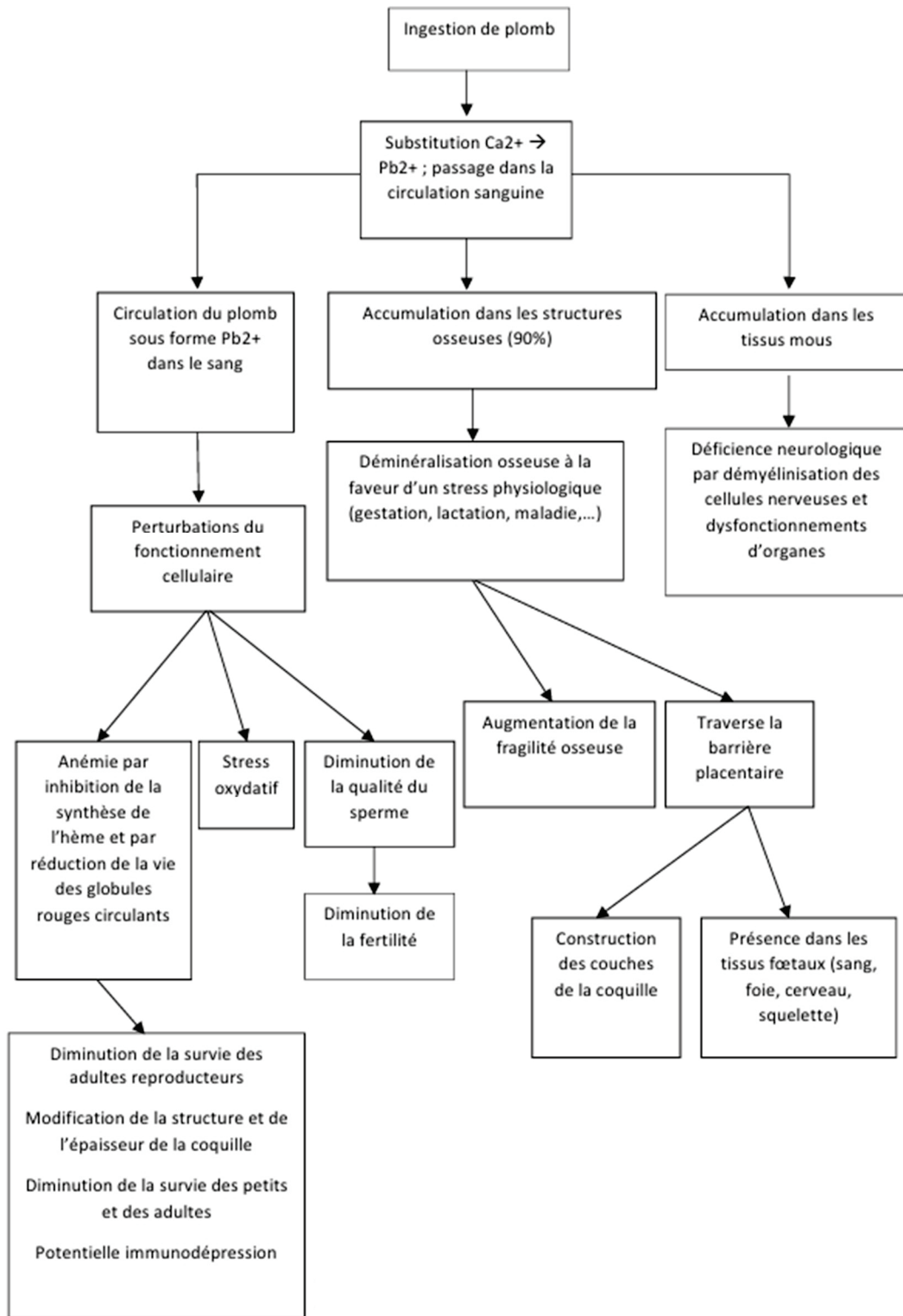


Figure 14 : Bilan général des effets du plomb sur l'organisme chez les rapaces (Oriel, 2018)

PARTIE 2

ÉTUDE EXPERIMENTALE DE LA

CONTAMINATION AU PLOMB CHEZ LE

VAUTOUR FAUVE DANS LE CADRE DU PROJET

LIFE GYP'ACT

I. CONTEXTE DE L'ETUDE

Notre étude s'inscrit dans un projet européen de réintroduction du Gypaète barbu, le LIFE Gyp'act. Ce projet, lancé en décembre 2022 et prévu jusqu'en 2028, dans la continuité du programme LIFE GypConnect. Il vise à renforcer la viabilité de la population de Gypaètes barbus entre les Alpes et les Pyrénées, en assurant leur recolonisation dans les massifs intermédiaires du Massif central et du sud-est de la France.

Le Centre National d'Informations Toxicologiques Vétérinaires (CNITV) est partenaire du projet LIFE Gyp'Act. Dans ce cadre il réalise l'autopsie systématique des cadavres de différentes espèces de vautours collectés sur le terrain, l'interprétation des résultats toxicologiques, et la transmission des données aux partenaires du projet pour une meilleure compréhension des causes de mortalité. Le CNITV interprète entre autres les dosages de plomb dans les tissus (sang, foie) des oiseaux retrouvés morts ou affaiblis. Il participe également à la réalisation de prélèvements sanguins de vautours fauves sur le terrain pour la mesure de la plombémie afin d'évaluer l'impact des actions visant à promouvoir l'utilisation de munitions sans plomb sur la durée du Projet LIFE.

II. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Les objectifs de cette étude sont l'évaluation de la prévalence de l'exposition au plomb chez le vautour fauve, utilisé en tant qu'espèce sentinelle en distinguant l'exposition aigue via la plombémie et une exposition plus longue en dosant le plomb hépatique.

On distingue dans notre étude deux types de surveillance. D'une part un **monitoring actif** avec la réalisation de prélèvements opportunistes dans le cadre du suivi de la grippe aviaire, effectués sur une population d'oiseaux sur un temps et un lieu défini. D'autre part un **monitoring passif**, par l'analyse de prélèvements effectués sur des oiseaux retrouvés morts sur la zone du projet Life.

Le **monitoring passif** repose sur l'analyse des concentrations de plomb dans les tissus d'individus retrouvés morts. Cette méthode permet d'identifier les cas d'intoxication aiguë et de quantifier la mortalité associée au saturnisme. Son principal avantage est le fait de pouvoir accéder à des organes internes comme le foie traduisant une exposition sur le court à moyen terme, donnant ainsi également une indication sur l'exposition chronique des oiseaux.

A l'inverse, le **monitoring actif** consiste à capturer des individus vivants pour effectuer des prélèvements sanguins et des analyses physiologiques. Cette méthode permet d'évaluer l'exposition aiguë d'oiseau ne présentant pas de symptômes. Elle offre ainsi une meilleure représentativité de l'exposition globale des populations étudiées ainsi que la détection de variation sur un temps court de cette exposition. Cependant, le monitoring actif est beaucoup plus contraignant du fait de sa logistique importante et nécessite des autorisations pour la capture et la manipulation de ces espèces ce qui peut restreindre la taille de l'échantillon et la fréquence des suivis.

Les dosages en plomb dans différents tissus après autopsie ou les dosages sanguins chez les animaux vivants seront nos variables à expliquer, en considérant que plus la concentration en plomb dans les différentes matrices est élevée et plus l'exposition de l'animal au toxique est élevée. Nous utiliserons les données de prévalence apparente (= proportion d'animaux positifs/total des animaux du groupe étudié) et de concentration (= variables quantitatives continues).

Pour faire l'état des lieux de l'intoxication au plomb dans la zone d'étude du LIFE Gyp'act, nos variables explicatives seront le sexe, l'âge, les différents massifs, le type d'exposition si celui-ci a pu être déterminé (directe, indirecte ou autre - cf. Partie 1, paragraphe IV – 1), et le lien avec la période de chasse. Pour cette dernière variable, soit les dates de prélèvements soit les saisons seront les paramètres utilisés.

Dans le cadre de la surveillance des mortalités, des analyses sur le plomb hépatique ont été réalisées sur les trois autres espèces de vautours présentes en France - vautour moine, vautour percnoptère et gypaète barbu – lorsque des cadavres de ces trois espèces étaient retrouvés. Ces données ont été incluses dans notre étude malgré un effectif bien plus faible afin d'essayer de comparer les dosages entre espèces de vautours.

III. HYPOTHESES DE L'ETUDE

Nous supposons qu'il n'y aura pas de différences fortes au niveau du sexe de l'animal pour la prévalence et la concentration en plomb, quel que soit le type de suivi, monitoring actif ou passif.

Il peut cependant y avoir un effet de l'âge du fait de la prospection alimentaire plus restreinte chez les jeunes individus : la prévalence et/ou la concentration pourraient être inférieures chez les jeunes par rapport aux adultes.

Pour l'incidence du massif, des variations semblent probables étant donné qu'il peut y avoir des massifs avec du plomb environnemental plus présents (notamment dans les Cévennes avec des mines de plomb qui ont été exploitées il y a de nombreuses années et qui ont laissées des résidus de plomb dans l'environnement plus important qu'ailleurs) ainsi que des endroits où la chasse peut être plus intense ; ces variations pourraient être plus facilement détectées avec les données de monitoring actif.

Enfin, nous nous attendons à un impact de la période de chasse sur l'exposition au plomb avec une prévalence et surtout des dosages plus élevés lorsque les prélèvements sont faits pendant la période de chasse (ou juste après), principalement pour les données de monitoring passif. Les périodes de chasse principalement retenues sont celles de la chasse générale mais aussi de la chasse au sanglier, qui est plus étendue et diffère selon les départements.

Concernant la comparaison des résultats entre espèces de vautours, nous nous attendons à des différences assez faibles, étant donné les caractéristiques biologiques et comportementales proches entre les 4 espèces de vautours (cf. partie I, paragraphes I, 2 à 5, pages 30 à 39).

IV. MATERIEL ET METHODE

1) Critère d'inclusion et caractéristiques des individus étudiés

Cette étude se concentre sur le Vautour fauve, espèce nécrophage largement répandue en France, en tant qu'espèce sentinelle pour le Gypaète barbu, plus rare et fragile.

Pour les dosages de plomb hépatique du monitoring passif, les vautours fauves ont été inclus dans l'étude lorsque les cadavres étaient retrouvés dans la zone d'étude du LIFE ou à proximité (Figure 15) dans un état de décomposition qui permettait l'autopsie et la réalisation de prélèvements de foie (les vautours étant dans un état de décomposition trop avancé ont donc été exclu).

Pour les dosages de la plombémie du monitoring actif, tous les vautours capturés ont été inclus dans l'étude ; les seules exclusions étaient lorsque l'état de santé de l'animal ne permettait pas de réaliser de prise de sang.

L'âge et le sexe sont les variables individuelles retenues ; ils ont été évalués de la façon suivante :

Lors des captures et des autopsies, les individus étaient regroupés en différentes classes d'âges selon des critères morphologiques comme la couleur du plumage au niveau de la collerette, la couleur de l'iris et la couleur du bec (Gensbol, 2005). Occasionnellement, sur des animaux bagués au nid, l'âge exact pouvait être déterminé.

Au final, 4 classes d'âge sont retenues :

- Les **individus juvéniles**, nés au printemps de la même année ;
- Les **individus immatures** ayant entre 1 et 4 ans ;
- Les **individus subadultes** ayant autour de 4 ou 5 ans, pour lesquels les critères morphologiques adultes et immatures se confondaient ;
- Les **individus adultes** considérés comme ayant plus de 5 ans.

La détermination de l'âge dans le cas des individus morts, du fait de la moindre expérience du personnel en charge a été restreinte aux catégories juvéniles, immatures et adultes, la distinction des subadultes étant plus délicate.

Dans le cas des individus mort, le sexe était déterminé par l'observation des gonades lorsque l'état de conservation le permettait. Pour les individus vivants, le sexage a pu être effectué sur un petit nombre d'individus par analyses génétiques (communication personnelle N. Gardoni).

2) Site et période d'étude

La zone d'étude correspond à la zone couverte par le projet LIFE Gyp'act qui s'étend entre le Vercors et l'Aude. Elle regroupe différents massifs dans cette zone, notamment les Pré-Alpes (Vercors et Baronnies), les monts de l'Ardèche, le Massif central qui regroupe les Cévennes et le massif des grands Causses et les Pyrénées avec des prélèvements réalisés dans l'Aude. Dans ces régions, les cadavres de vautours récupérés permettent le monitoring passif de la contamination par le plomb des populations.

Une surveillance active de ces contaminations par la réalisation de captures de vautours fauves et de prélèvements de sang a également été mise en place dans trois zones géographiques communes aux zones du monitoring passif. Ces captures ont eu lieu dans les Pyrénées (département de l'Aude, sur la commune de Quillan), dans le Pré-Alpes (massif des Baronnies provençales, sur la commune de Remuzat) et dans le Massif Central (massif des grands Causses, sur la commune de Saint pierre les tripiers). Pour ce dernier massif les captures ont été effectuées sur deux sites, Azinière et Cassagne, éloignés de quelques kilomètres. On considèrera donc qu'il s'agit de la même population de vautours.

Selon le site de découverte d'un oiseau ou le site de prélèvements pour les individus vivants, les prélèvements sont regroupés par population entre différentes zones géographiques (Figure 15).

Au total, quatre zones géographiques ont été retenues et seront utilisées comme variable explicative :

- les **Pyrénées** – associées au site de prélèvement de Quillan
- le **Massif Central** – associé aux sites de prélèvement de Cassagne et Azinière
- l'**Ardèche** (monitoring passif seulement)
- les **Pré-Alpes** (Vercors/Baronnies) – associées au site de prélèvement de Rémuzat

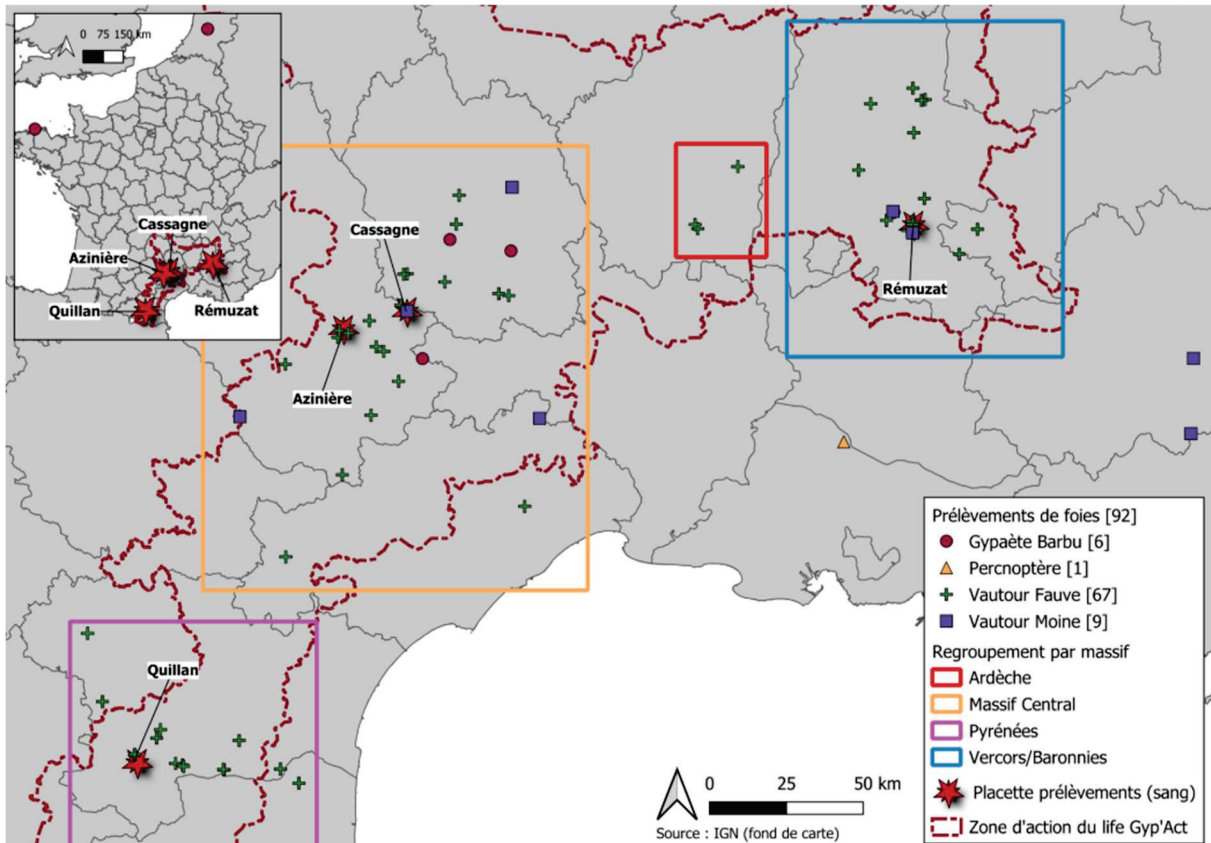


Figure 15: Carte présentant les différents sites de prélèvement et de découverte des carcasses ainsi que les massifs de regroupement (Source : CNITV)

3) Collecte des échantillons

a) Monitoring actif

i) Autorisation et encadrement du protocole

Le protocole de capture et de prélèvement a été autorisé par le CRBPO (MNHN), dans un avenant au programme personnel n°345, « Conservation, restauration, suivi et étude des populations de Vautours fauves et moines en France » coordonné par R. Nadal. L'ensemble des manipulateurs et des personnes prélevant le sang est formé et accrédité à la collecte de sang sur des vautours. Les prélèvements sont systématiquement réalisés en présence d'une personne formée à l'expérimentation animale selon la directive DIRECTIVE 2010/63/UE relative à l'utilisation des animaux à des fins scientifiques.

Le protocole de prélèvement de sang pour la mesure de la plombémie a fait l'objet d'une autorisation de la part du comité éthique de Vetagro Sup et du ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche (référence : APAFIS #43798-202305220925444 v5).

ii) *Méthodes de capture et de manipulation des vautours*

Les vautours sont capturés périodiquement afin de procéder à leur identification par le biais de bagues gravées et numérotées. Les oiseaux sont capturés via des cages par une équipe formée à la capture d'individus adultes volants. Afin de réduire le nombre d'animaux capturés sur une année, les prélèvements de sang ont été couplés aux captures pour le baguage et le suivi de la grippe aviaire.

Le prélèvement sanguin est réalisé à la veine brachiale car celle-ci est de taille importante chez les vautours et facile à prélever (*Figure 16*), contrairement à la veine du tarse qui est plus difficilement accessible à cause des écailles des pattes et de la coagulation plus rapide du sang à ce niveau. La peau autour de la veine est désinfectée avec de l'alcool à 70% ou de la chlorhexidine avant de réaliser le prélèvement. Celui-ci est réalisé avec une aiguille 23G montée sur une seringue de 5 mL et est ensuite transféré dans un tube hépariné dans la minute qui suit le prélèvement puis homogénéisé dans le tube.

La veine brachiale est mise en évidence par compression au doigt et le sang est aspiré doucement. Une compression à l'aide d'un coton au site de ponction est ensuite réalisée après le prélèvement durant une minute afin de permettre la coagulation qui est généralement rapide. En cas d'hématome une mèche de Coalgan est appliquée durant une minute supplémentaire.



Figure 16: Réalisation d'un prélèvement sanguin sur un vautour fauve (Source : C. Robert)

iii) Types d'échantillons prélevés

Lors des captures 5 mL de sang ont été prélevés par individu (1-2 mL pour le plomb, 1-2 mL pour la recherche de pesticides, et 1 mL pour le suivi de la grippe aviaire).

Selon la directive Européenne 2010/63/EU, lors de prélèvement unique sur un individu en bonne santé, il est possible de prélever jusqu'à 10% du volume sanguin totale d'un animal, ce qui correspond à 0,55% de sa masse sans mettre l'animal en danger. Sur un vautour fauve de 10 kg, cela correspond à 55 mL de sang par prélèvement ce qui permet largement de prélever l'échantillon nécessaire à l'analyse.

Le sang était ensuite conservé dans une glacière jusqu'à ce qu'il puisse être placé au congélateur à -20°C.

iv) Période d'échantillonnage

Les prélèvements ont été réalisés entre juin 2023 et janvier 2024. Les prélèvements étaient opportunistes en fonction des captures effectuées dans le cadre du suivi grippe aviaire et étaient donc conditionnés à la disponibilité des partenaires et au succès des captures. L'objectif était de réaliser des captures avant et après le début de l'ouverture de la chasse lors de la saison 2023-2024. Celle-ci c'est globalement étendue du 10/09/2023 au 29/02/2024 sur l'ensemble des départements du LIFE, à l'exception d'arrêtés autorisant la chasse au sanglier en solitaire préalablement à cette période.

Pour l'étude du lien avec la chasse, les paramètres utilisés pour les comparaisons sont (1) la date calendaire du prélèvement sur le terrain, (2) la saison et (3) le statut « chasse » (pendant ou hors de la période de chasse).

- *Prélèvements sanguins dans les Pyrénées*

Les prélèvements faits dans l'Aude ont été réalisés le 06 juin 2023, ce qui correspond au tout début de la période de chasse dans ce département (autorisation à partir du 1^{er} juin 2023). Plusieurs tentatives de prélèvements ont été effectuées durant l'automne et l'hiver mais qui sont restées infructueuses.

- *Prélèvements sanguins dans les Pré-Alpes*

Le parc naturel régional des Baronnies est situé à la fois sur les départements de la Drôme et des Hautes-Alpes.

Pour la Drôme, la période générale de chasse était étendue du 10 septembre 2023 au 29 février 2024. Pour le sanglier, une chasse anticipée a été autorisée du 1er juillet au 14 août 2023, en battue ou à l'affût sans chien. De plus, pour les zones à fort enjeux agricoles et les zones de plaines, la chasse au sanglier a été prolongée jusqu'au 31 mai 2024.

Dans les Hautes-Alpes, la période générale d'ouverture s'étendait du 10 Septembre 2023 au 14 janvier 2024. La chasse au sanglier en battue est restée autorisée jusqu'au 29 février 2024 et la chasse à l'affût était possible jusqu'au 30 mars 2024 sous réserve d'une autorisation individuelle par la préfecture afin de réguler la population de sanglier dans le département.

Deux séries de prélèvements sanguins ont été réalisés dans les Baronnies, la première a été réalisée le 28 juin 2023, c'est-à-dire avant la période de chasse, et la seconde le 16 janvier 2024, à la fin de la période de chasse.

Dans notre cas, les prélèvements ont été réalisés à Remuzat, dans le département de la Drôme.

- *Prélèvement sanguin dans le Massif Central*

- Site de Cassagne

Le site de Cassagne est situé dans le département de la Haute Garonne. Dans ce département, la période générale de chasse s'étendait du 10 septembre 2023 au 29 Février 2024. Pour le sanglier, la chasse à l'approche ou à l'affût a également été autorisée du 1^{er} juin au 31 juillet 2023 sur autorisation préfectorale individuelle. Du 1^{er} aout 2023 au 31 mars 2024, la chasse au sanglier en battue, à l'approche ou à l'affût a été autorisée sans nécessité d'autorisation préfectorale.

- Site d'Azinière

Le site d'Azinière est situé dans le département de l'Aveyron. Dans ce département, la période générale de chasse s'est étendue du 10 septembre 2023 au 5 janvier 2024. Une chasse anticipée a été prévue pour le sanglier du 1^{er} juin au 14 aout 2023, exclusivement à l'approche ou à l'affût, sur décision préfectorale individuelle. La chasse en battue quant à elle a été permise du 15 aout au 9 septembre 2023, quatre jours par semaine. Enfin, une prolongation a été accordée du 6 janvier au 31 mars 2024, sous conditions spécifiques.

b) Monitoring passif

Le monitoring passif est réalisé toute l'année au gré des collectes, ce qui demande donc moins de logistique et permet un échantillonnage sur l'année en fonction des découvertes de cadavres, pouvant être réalisées par les différents organismes tel que l'OFB, les parcs naturels et des associations naturalistes mais également par les promeneurs lors de découvertes fortuites. Les cadavres de vautours récupérés ont été autopsiés complètement afin d'essayer d'identifier les causes de la mort des différents oiseaux. Différents échantillons ont été prélevés pour des projets de recherche et des échantillons de foie provenant de vautours fauves ont été prélevés afin de réaliser une veille toxicologique du plomb. D'autres échantillons de tissus (rein, cerveau, muscle et contenu digestif) ont également été prélevés dans le cadre du suivi des mortalités et de la veille toxicologique et à titre conservatoire ; ils n'ont pas été utilisés dans cette étude.

Pour l'étude du lien avec la chasse, les paramètres utilisés pour les comparaisons sont (1) la saison à laquelle le cadavre a été découvert sur le terrain et (2) le statut « chasse » (pendant ou hors d'une période de chasse), la période de chasse englobant les mois de septembre à février (inclus) afin d'harmoniser l'analyse entre les départements.

Sur certains cadavres, des sources d'intoxication ont pu être déterminés (ingestion de grenaille, vautours présentant des plombs enkystés,...). Les vautours ont été radiographiés et le plomb, étant radio-opaque, a pu être mis en évidence. Les plombs, enkystés ou ingérés, ont également été mis en évidence visuellement lors de l'autopsie. Ces observations nous ont permis de classer les individus dans les catégories suivantes correspondant au type d'exposition supposé :

- Ingestion = exposition directe quand du plomb était retrouvé dans le tractus digestif
- Tir = exposition indirecte lorsque des plombs étaient retrouvés dans le corps à la radiographie ou enkystés dans des organes
- Inconnu = aucune des deux catégories précédentes

4) Dosage et analyses des teneurs en plomb dans les échantillons

a) Techniques de dosage

Les échantillons de sang ont été analysés pour leur teneur en métaux au laboratoire de toxicologie de l'IREC (Ciudad Real, Espagne). La concentration totale en plomb dans le sang a été déterminée selon la méthode décrite dans Parker et al. (2023). Les concentrations de plomb ont été déterminées dans le sang total de vautour à l'aide de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Chaque lot de digestion comprenait au moins deux répliques d'un matériau de référence certifié afin de calculer les taux de récupération analytique. La limite de détection rapportée était de 0,2 µg/dL.

Les analyses de foie ont quant à elles été sous-traitées aux laboratoires Terana Drôme jusqu'à août 2023 puis Deltabiomarker où elles ont été effectuées par ICP-MS après pesée de la masse sèche. Les résultats ont été rendus en mg/kg de matière sèche (MS) afin de permettre une meilleure comparaison entre les échantillons. La limite de quantification était rendue à 0,05 mg/kg MS.

b) Seuils d'intoxication et interprétation des résultats

Pour l'analyse des résultats, nous nous sommes appuyés sur les seuils proposés par Pain et al en 2019 (Tableau III) :

- Nous retenons donc pour la plombémie une intoxication considérée comme sub-clinique lorsque les valeurs sont comprises entre 20 et 50 µg/dL, une intoxication clinique entre 50 et 100 µg/dL et une intoxication sévère lorsque la plombémie est supérieure à 100 µg/dL. Lorsque les valeurs sont inférieures à 20 µg/dL, nous considérerons qu'il n'y a aucune intoxication.
- Pour le plomb retrouvé dans le foie, Pain décrit des valeurs d'intoxications subcliniques entre 2 et 6 mg/kg de poids frais, un empoisonnement clinique entre 6 et 10 mg/kg de poids frais et un empoisonnement sévère au-delà de 10 mg/kg de poids frais. Les résultats étant rendu en termes de matière sèche nous avons appliqué un facteur de conversion de 3 sur les seuils en poids frais comme décrits dans Krone 2018. Nous retenons ainsi une intoxication considérée comme sub-clinique entre 6 et 18 mg/kg MS (matière sèche), un empoisonnement clinique entre 18 et 30 mg/kg MS et un empoisonnement sévère lorsque la concentration de plomb dans le foie est supérieure à 30 mg/kg MS.

5) Approches statistiques et modélisation

Les individus prélevés ont dans un premier temps été décrits en termes de sexe, de classe d'âge, de zone géographique et de date/saison de prélèvement (variables qualitatives).

Les distributions des taux de plomb mesurés (dans le sang et le foie), variables quantitatives continues, ont été décrites graphiquement et comparées aux seuils de toxicité précédemment décrits et rapportée en termes de médiane (moyenne ; min – max).

Dans le cas des teneurs hépatiques en plomb, les valeurs extrêmes, supérieures à 30 mg/kg MS, ont été traitées à part afin de différencier les contaminations basales des intoxications aiguës et limiter l'influence des valeurs extrêmes qui y étaient associées. Ces teneurs ont été décrites en termes d'âge, de sexe, de massif et de date de découverte, en lien avec la période de chasse et la présence de fragment de plomb dans le tube digestif ou les tissus mous.

Les taux de plomb mesurés (pour le sang et pour les échantillons de foie ayant un taux de plomb < 30 mg/kg) ont ensuite été comparés entre les sexes, les classes d'âge, les différents massifs et selon la période de l'année (date de prélèvements pour la plombémie, saison pour les teneurs hépatiques), ainsi que selon le type d'exposition pour les teneurs hépatiques. Les distributions des teneurs en plomb ont été évaluées graphiquement et à l'aide d'un test de Shapiro-Wilk pour vérifier l'hypothèse de normalité. Si besoin une transformation logarithmique a été effectuée pour réduire l'influence de valeurs extrême sur la distribution et la rapprocher de celle d'une loi normale. Lorsque la distribution (après transformation ou non) s'approchait d'une loi normale et que l'échantillon était de taille suffisante (> 30 individus) un test paramétrique, soit un test de corrélation de Pearson, soit une ANOVA, selon que l'on compare un groupe de 2 niveaux ou plus, ont été effectués. Dans le cas où ces conditions n'étaient pas respectées un test non paramétrique, Wilcoxon ou Kruskal-Wallis, a été préféré. Pour les tests de type ANOVA et Kuskall-Wallis, des comparaisons par paire avec correction de Bonferonni ont été réalisées pour comparer les différents groupes entre eux.

Dans le cadre du monitoring actif une seconde analyse a été effectuée en suivant la même pour comparer les sessions réalisées avant et pendant la période de chasse sur un même massif (dans le Massif central et les Préalpes) afin de s'affranchir d'une potentielle interaction entre le site et la date de prélèvement.

L'exposition des différentes espèces de vautours a été décrite en termes de médiane, moyenne, minimum et maximum du fait de la taille réduite des échantillons ne permettant pas de comparaison interspécifique.

Pour tous les tests, le niveau de significativité a été retenu au seuil de 5% (pour une p-value < 0,05). L'ensemble des analyses ont été réalisées avec le logiciel R (version 4.4.3, R Core Team).

Le tableau suivant présente de façon synthétique les différentes variables étudiées, selon le type de suivi, par monitoring actif ou passif, et de prélèvements effectués (Tableau IV).

Tableau IV: Récapitulatif des variables analysées durant l'étude

Catégorie	Caractéristiques des variables			
	Nom	Type / Nature	Description (Unités)	Modalités ou étendue des valeurs possibles
Variables à expliquer (dépendantes)	Plombémie*	Quantitative continue	Concentration totale de plomb dans le sang total (µg/dL)	6,29 – 85,46 µg/dL
	Teneur en plomb hépatique**	Quantitative continue	Concentration totale de plomb dans le foie (mg/kg MS)	0,07 – 242,8 mg/kg MS
Variables explicatives (indépendantes)	Sexe***	Qualitative nominale	Sexe biologique de l'individu	Mâle / Femelle / Indéterminé
	Âge***	Qualitative ordinale	Classe d'âge déterminée par critères morphologiques	Juvenile / Immature / Subadulte / Adulte
	Zone géographique***	Qualitative nominale	Zone géographique ou massif de découverte ou de capture	Pyrénées / Massif Central / Ardèche / Pré-Alpes
	Date de prélèvement**	Calendaire (convertie en facteur pour ANOVA)	Date exacte de capture ou découverte	7 dates entre le 06/06/2023 et le 16/01/2024
	Saison*	Qualitative nominale	Saison correspondant à la date de prélèvement ou de découverte	Printemps / Été / Automne / Hiver
	Statut "Chasse"***	Qualitative binaire	Période correspondant à l'ouverture ou non de la chasse	Oui (pendant la chasse) / Non (hors saison)
	Année*	Qualitative ordinale	Année civile de la découverte	2022/2023 / 2024 / 2025
	Type d'exposition potentielle*	Qualitative nominale	Source présumée de contamination	Ingestion / Tir / Inconnue

* = variables du monitoring passif ; ** = variables du monitoring actif ; *** = variables communes aux deux

II. RESULTATS

1) Résultats du Monitoring actif

a) Description des données

Au total, 179 échantillons de sang ont été collectés et analysés au cours de 7 sessions de prélèvement entre juin 2023 et janvier 2024.

i) Sexe et âge des individus prélevés

Parmi les individus prélevés, l'identification du sexe a pu être effectuée par analyse génétique pour seulement 17 individus (9,5%) : 7 femelles et 10 mâles (Figure 17).

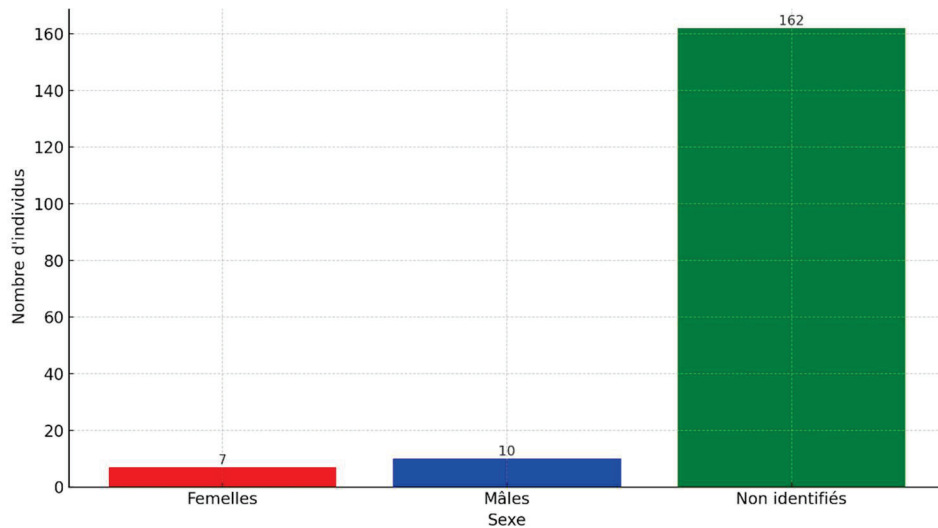


Figure 17: Répartition des individus selon le sexe

Concernant la classe d'âge, elle a été rapportée pour 145 individus (Figure 18).

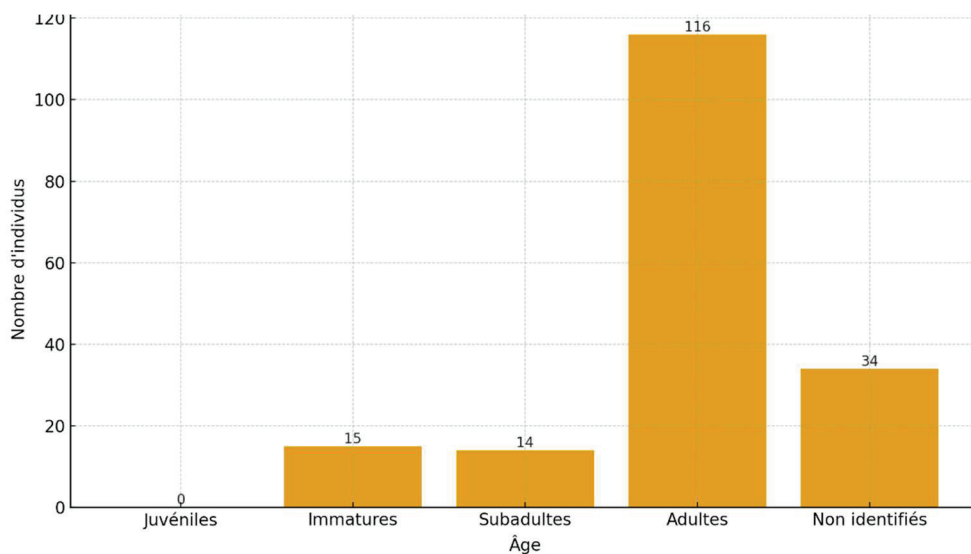


Figure 18: Répartition des individus par classe d'âge

La répartition des classes d'âge est très déséquilibrée : la majorité des individus sont adultes ($n \approx 116$), tandis que les immatures ($n \approx 15$) et les subadultes ($n \approx 14$) sont nettement moins représentés. À noter que les âges des individus capturés dans les Pyrénées n'ont pas été rapportés.

ii) Sessions et zone géographiques de prélèvements

Comme développé dans la partie I.3)c) les prélèvements ont été effectués lors de sept sessions de captures réparties entre les trois sites.

- Dans les **Pyrénées**, l'ensemble des 34 échantillons a été prélevé lors d'une unique session, hors période de chasse, le 6 juin 2023.
- Dans les **Pré-Alpes** 63 échantillons ont été recueillis en deux sessions distinctes : 34 le 28 juin 2023, en dehors de la période de chasse, et 29 le 16 janvier 2024, dans la période de chasse.
- Dans le **Massif Central**, 82 échantillons ont été collectés. Neuf d'entre eux proviennent du site d'Azinière (4 le 24 octobre 2023 et 5 le 28 novembre 2023, tous durant la période de chasse), tandis que 73 ont été prélevés sur le site de Cassagne (36 le 1er septembre 2023, en tout début de la période de chasse et 37 le 31 octobre 2023, durant la période de chasse).

b) Description des dosages de plombémie

Parmi les 179 échantillons analysés, les concentrations sanguines en plomb (plombémies) présentent une médiane de 25,6 $\mu\text{g}/\text{dL}$ ($\bar{x} = 29,1 \mu\text{g}/\text{dL}$; 6,3 – 85,6 $\mu\text{g}/\text{dL}$). La majorité des individus prélevés (68,2 % de l'échantillon) avaient des dosages compatibles avec une intoxication subclinique ou clinique (Tableau V).

Tableau V : distribution des résultats de plombémie en fonction des seuils toxiques rapportés dans la littérature (Pain et al., 2019)

Seuil toxiques	Nombre d'oiseaux (N = 179)	%	Interprétation
< 20 $\mu\text{g}/\text{dL}$	57	31,8 %	En dessous des seuils d'intoxication
20 – 50 $\mu\text{g}/\text{dL}$	105	58,7 %	Intoxication subclinique
50 – 100 $\mu\text{g}/\text{dL}$	17	9,5 %	Intoxication clinique
> 100 $\mu\text{g}/\text{dL}$	0	0 %	Intoxication sévère

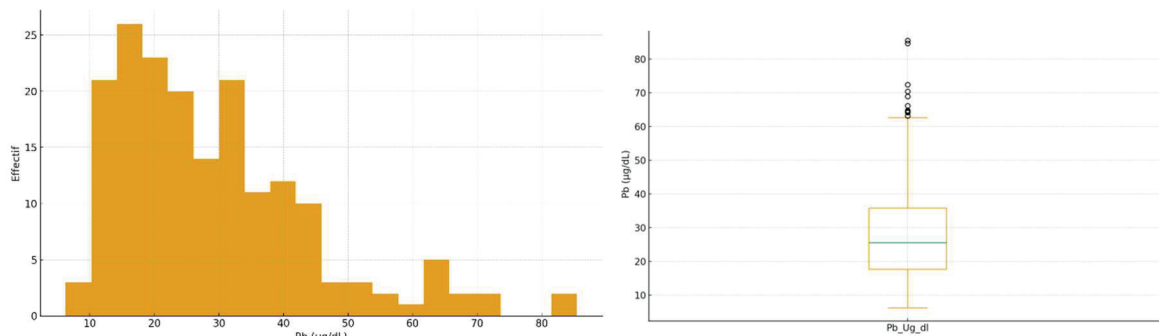


Figure 19: Histogramme de distribution (à gauche) et boxplot (à droite) des valeurs brutes de plombémies ($\mu\text{g}/\text{dL}$)

La distribution des concentrations sanguines en plomb est asymétrique et montre une large dispersion des valeurs, comprises entre 6 µg/dL et plus de 86 µg/dL (Figure 19). La majorité des individus se situent dans une plage intermédiaire (15–35 µg/dL), avec un pic de fréquence autour de 15–20 µg/dL. La queue de distribution est étendue vers les valeurs élevées (> 50 µg/dL). Cette structure suggère que les données ne suivent pas une loi normale, avec une asymétrie à droite, et nécessitent donc des analyses avec des transformations (logarithme) ou des tests non paramétriques. Pour les données de contamination, la transformation faite couramment est une transformation logarithmique.

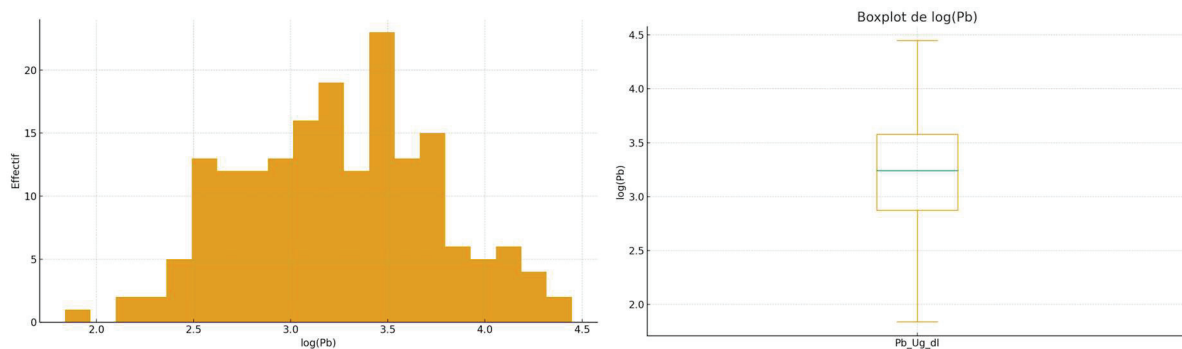


Figure 20: Histogramme de distribution (à gauche) et boxplot (à droite) des valeurs de plombémie après transformation logarithmique (Log(Pb))

Après transformation logarithmique, la distribution devient plus symétrique et plus proche d'une distribution normale, visible à la fois sur l'histogramme et sur le boxplot (Figure 20). La majorité des observations se situe entre 2,5 et 3,7 en log(Pb), avec un pic marqué autour de 3,4. Peu de valeurs extrêmes persistent, et la répartition globale est homogène de part et d'autre de la moyenne. Cette transformation réduit l'influence des valeurs élevées observées dans les données initiales et permet de mieux visualiser la tendance centrale et la dispersion réelle de la population. Le test de Shapiro–Wilk sur log(Pb) ne met pas en évidence de déviation significative à la normalité ($p > 0,05$) (Tableau VI).

Tableau VI : Test de Shapiro–Wilk sur log(Pb)

W	p-value	n
0.9923	0.4725	179

c) Analyse de la plombémie en fonction de l'âge de l'animal

Les plombémies varient légèrement selon la classe d'âge des individus (Tableau VII). Les immatures ($n = 15$) présentent une valeur médiane de 32,5 µg/dl ($\bar{x} = 35,7$ µg/dl ; 13,4 – 85,5 µg/dl), les subadultes ($n = 14$) une médiane de 30,7 µg/dl ($\bar{x} = 27,9$ µg/dl ; 6,3 – 55,1 µg/dl) et les adultes ($n = 116$) une médiane de 26,7 µg/dl ($\bar{x} = 30,9$ µg/dl ; 8,5 – 84,7 µg/dl). La répartition des classes d'âge, en nombre d'individus et en pourcentage de la classe d'âge, en fonction des seuils de toxicité est présentée dans le tableau VII.

Aucun individu adulte ou subadulte n'a dépassé le seuil de 100 µg/dl, considéré comme hautement toxique.

Tableau VII : Distribution de la plombémie selon l'âge des individus

	Immature	Subadulte	Adulte	Âge non identifié
< 20 µg/dL	3 (20%)	5 (36%)	31 (27%)	18
20 – 50 µg/dL	8 (53%)	8 (57%)	73 (63%)	16
50 – 100 µg/dL	4 (27%)	1 (7%)	12 (10%)	0
> 100 µg/dL	0	0	0	0

Graphiquement, les concentrations sanguines de plomb semblent similaires entre les classes d'âge avec cependant une proportion d'individu avec des taux élevés légèrement supérieurs chez les individus immatures (Figure 21), mais ce groupe représente peu d'individus.

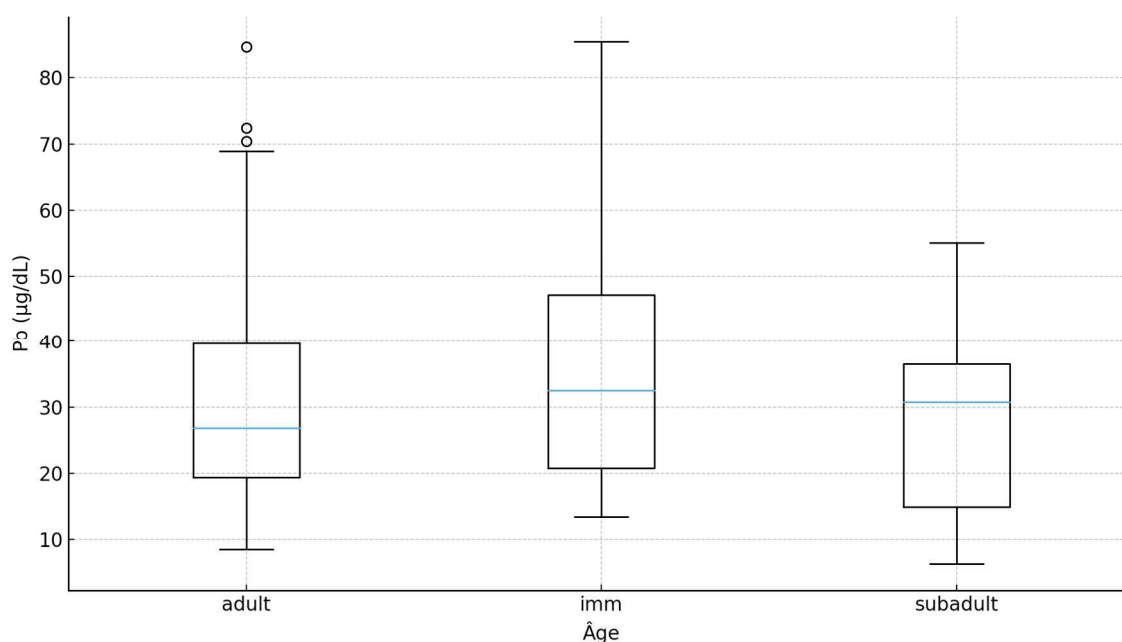


Figure 21: Plombémie (µg/dL) par classe d'âge

Du fait de la faible taille d'échantillonnage pour les individus immatures et subadultes un test non paramétrique de Kruskal–Wallis a été privilégié pour comparer les plombémies entre les groupes. Ce test ne met pas en évidence de différences significatives en termes de plombémie selon la classe d'âge ($\chi^2 = 0,79$, $df = 2$, $p = 0,674$).

d) Analyse de la plombémie en fonction du sexe de l'animal

Graphiquement les distributions de la plombémie chez les mâles et les femelles semble similaire à l'exception d'une valeur extrême chez les mâles (Figure 22). Pour les mâles ($n = 10$) on mesure une plombémie médiane de 22,6 µg/dl ($\bar{x} = 27,5$ µg/dl ; 11,9 – 72,4 µg/dl) contre chez les femelles ($n = 7$) une médiane de 22,7 µg/dl ($\bar{x} = 23,1$ µg/dl ; 8,4 – 38,4 µg/dl).

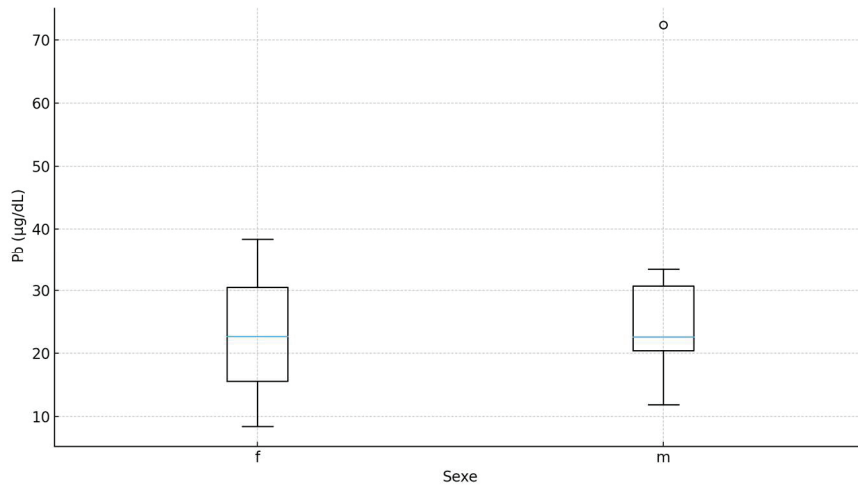


Figure 22: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) par sexe

Du fait du faible effectif de mâles et de femelles un test de non-paramétrique Wilcoxon a été privilégié qui ne met pas en évidence significative en termes de plombémie entre mâles et femelles analysées ($W = 33, p = 0,887$).

e) Evolution de la plombémie en fonction de la date

Les plombémies ont été comparées entre les différentes sessions de prélèvements dans un premier temps sans tenir compte des massifs (Figure 23).

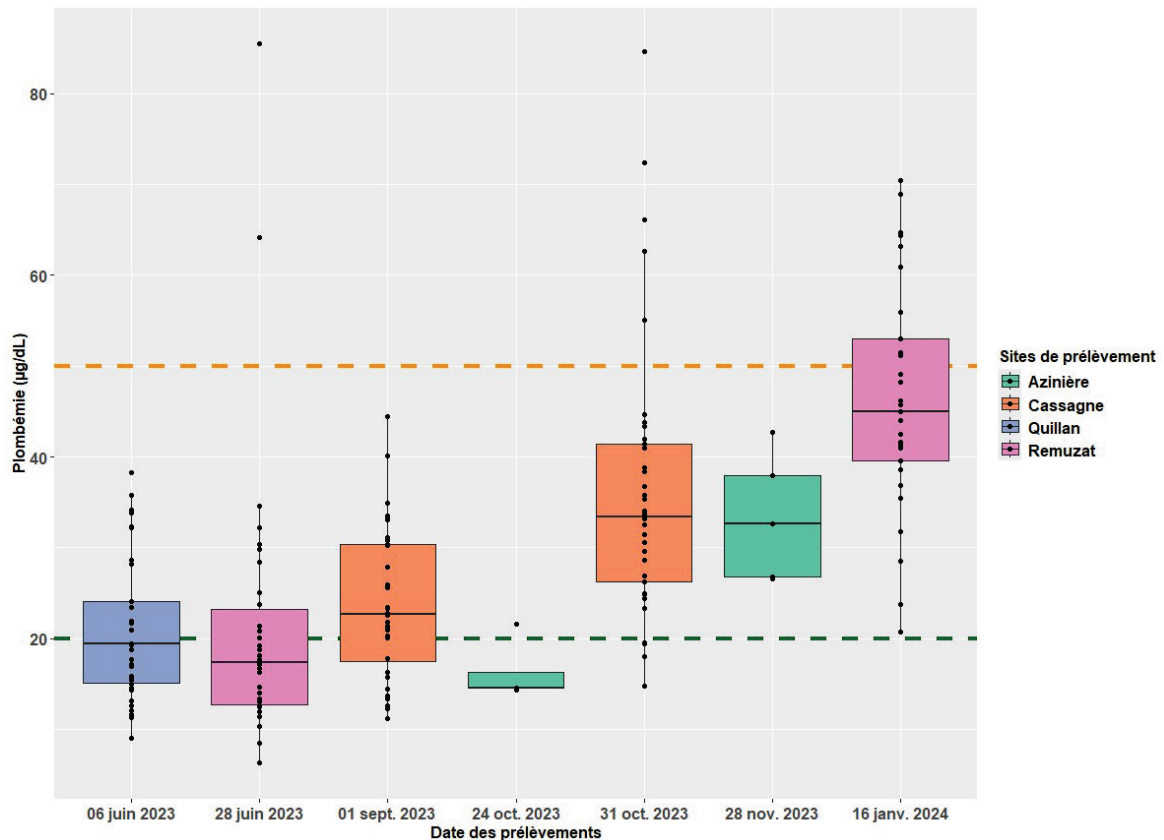


Figure 23: Variation de la plombémie lors de différentes sessions de prélèvements.

Les détails des plombémies mesurées lors des différentes sessions de prélèvement est rapporté dans le Tableau VIII.

Tableau VIII : Tableau résumant les plombémies mesurées selon les sessions de prélèvements

Date de prélèvement	n	Médiane (µg/dL)	Moyenne (µg/dL)	Min–Max (µg/dL)
06 juin 2023 (Pyrénées - Quillan)	34	19,4	20,9	9,0 – 38,2
28 juin 2023 (Pré-Alpes - Rémuzat)	34	17,4	21,4	6,3 – 85,5
01 sept. 2023 (Massif central - Cassagne)	36	22,7	23,7	11,2 – 44,5
24 oct. 2023 (Massif central - Azinière)	4	14,6	16,3	14,4 – 21,6
31 oct. 2023 (Massif central - Cassagne)	37	33,4	36,5	14,7 – 84,8
5 nov. 2023 (Massif central - Azinière)	5	32,6	33,3	26,5 – 42,8
16 janv. 2024 (Pré-alpes - Rémuzat)	29	46,8	45,3	20,7 – 70,4

Après log-transformations les distributions des plombémies mesurées lors des différentes sessions de prélèvements se rapprochent de celle d'une loi normale (Figure 24), sans prendre en compte les données du site d'Azinières à cause de leur trop faible effectif.

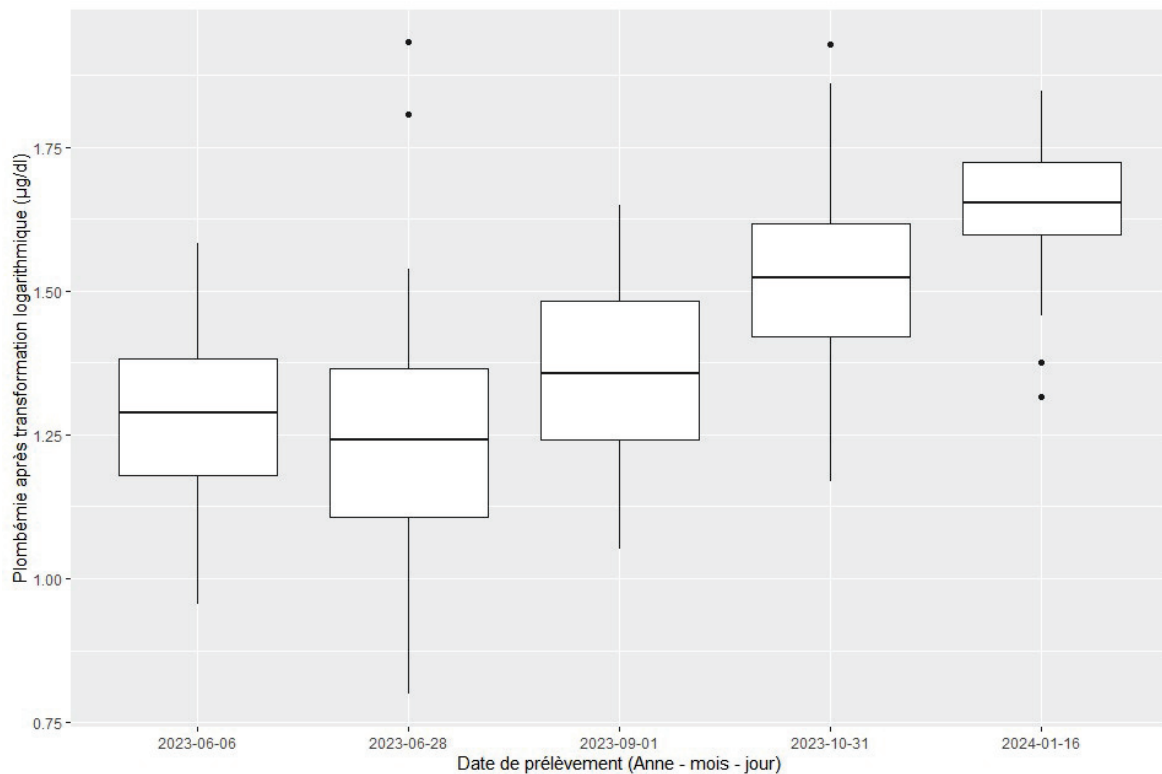


Figure 24. Plombémie après transformation logarithmique selon la date de prélèvement

Cette approche de la normalité est vérifiée par des tests de Shapiro-Wilk sur la distribution de chaque groupe qui ne met pas en évidence la présence de différence significative avec une distribution normale ($p > 0.05$).

Une ANOVA pour comparer les plombémies, après transformation logarithmique, lors des différentes sessions de prélèvements met en évidence une différence significative en fonction des groupes ($df = 4$; $F = 29,3$; $p < 0,001$). Des tests de comparaison post hoc avec correction de Bonferroni ont été réalisés qui indique que les plombémies mesurées lors des sessions de juin et de septembre 2023 ne diffèrent pas significativement entre elles ($p > 0,05$). Cependant, les sessions d'octobre et de janvier sont significativement plus élevées que les trois premières et la session de janvier ($p < 0,001$) est significativement plus élevée que celle d'octobre ($p = 0,015$).

i) *Comparaison entre deux dates sur un même site de prélèvements*

Afin de s'affranchir d'un possible effet lié à l'influence de la zone géographique une comparaison a été effectuée entre les deux dates de prélèvement sur les sites des Pré-Alpes (Rémuzat) et du Massif Central (Cassagne et Azinière) pour ne prendre en compte que l'impact de la date.

- Rémuzat

Sur le site de Rémuzat on observe une augmentation marquée des concentrations sanguines en plomb entre juin 2023 et janvier 2024 avec une multiplication par 2,7 de la plombémie médiane (Figure 25 et Tableau IX) Les plombémies mesurées lors deux sessions ont été comparées en utilisant un test de Student après transformation logarithmique mettant en évidence une différence significative entre les valeurs des prélèvements de juin et de janvier ($t = -8,43$; $p < 0.001$).

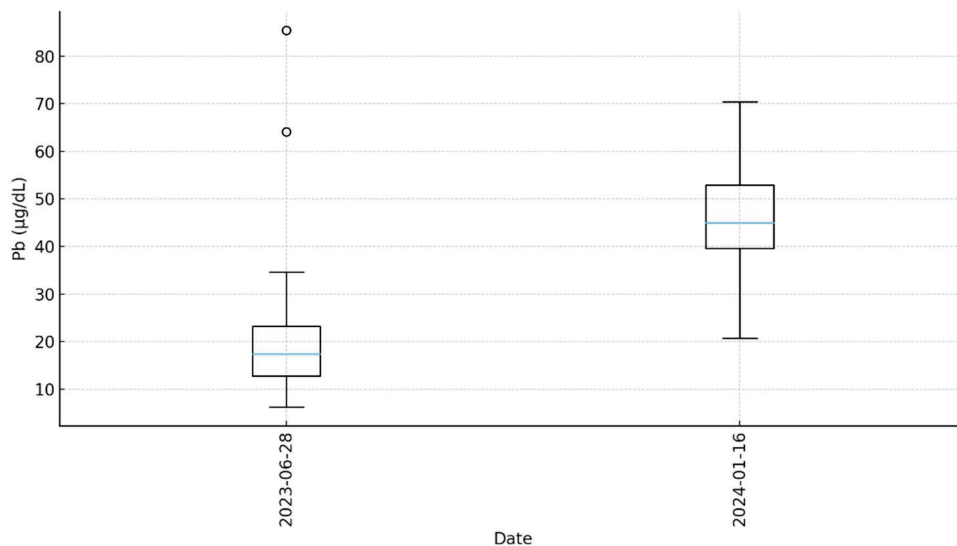


Figure 25: Plombémie ($\mu\text{g/dl}$) en fonction de la date de prélèvement sur le site de Rémuzat dans les Pré-Alpes

- Cassagne

Sur le site de Cassagne, on observe une augmentation marquée des concentrations sanguines en plomb entre début septembre 2023 et fin octobre 2023 avec une multiplication par 1,5 de la plombémie médiane (Figure 26 et Tableau IX). Les plombémies mesurées lors deux sessions ont été comparées en utilisant un test de Student après transformation logarithmique mettant en évidence une différence significative entre les valeurs des prélèvements septembre et d'octobre ($t = -8,43 ; p < 0.001$).

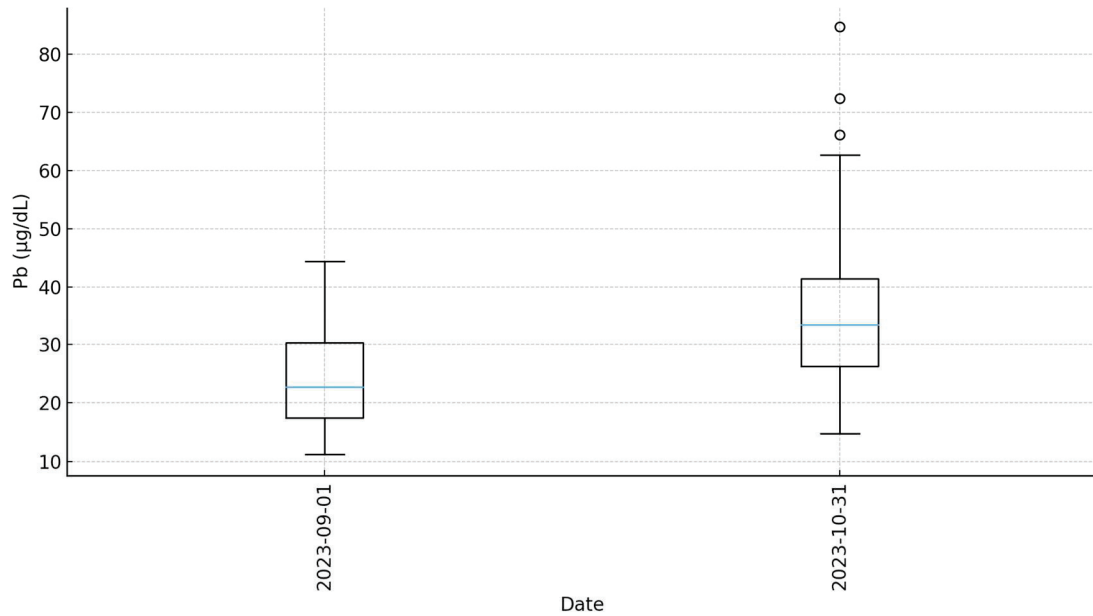


Figure 26: Plombémie ($\mu\text{g/dL}$) en fonction de la date de prélèvement sur le site de Cassagne dans le Massif Central

- Azinière

Au site d’Azinière (Figure 27), le peu de données ne permet pas de mettre en place un test statistique valable mais l’on observe graphiquement des valeurs de concentrations sanguines en plomb plus élevées lors de la seconde session (28/11/2023) que de lors de la première (24/10/2023). La médiane passe d’environ 14,6 µg/dL (n = 4) à 32,6 µg/dL (n = 5), soit un accroissement absolu d’environ 18,0 µg/dL en un mois.

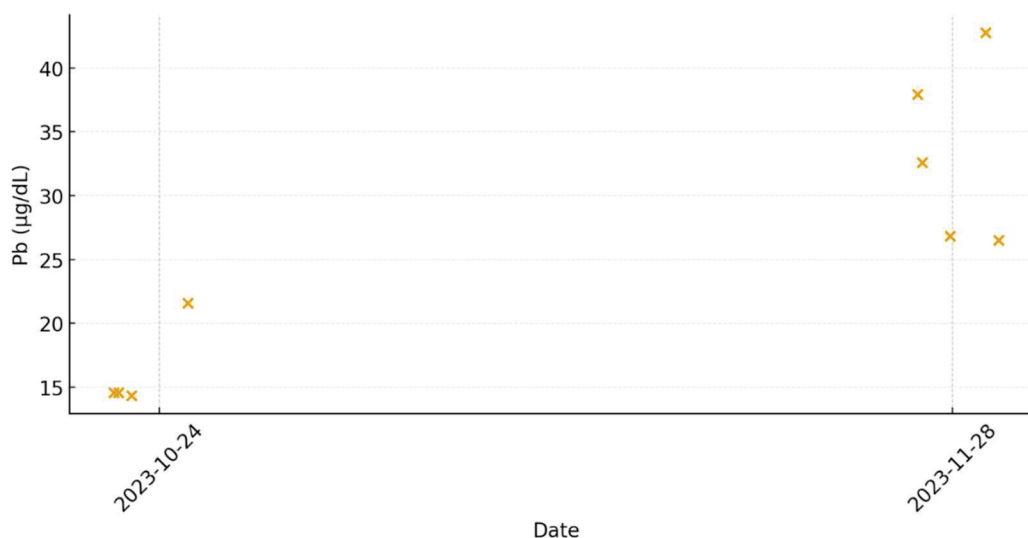


Figure 27: Plombémie (µg/dL) par date (nuage de points) – Azinière dans le Massif Central

ii) *Impact de la saison de chasse sur la plombémie*

Lorsque l’on compare les effectifs prélevés avant et pendant la période de chasse, on observe que 91% des oiseaux prélevés durant la période de chasses présentent des seuils potentiellement toxiques (> 20 µg/dl) contre 52% des oiseaux prélevés avant. La réalisation d’un test du khi-deux afin de comparer la proportion d’individus au-dessus d’un seuil potentiel d’intoxication selon que l’on soit en période de chasse ou non montre une différence significative ($X^2 = 28,379$; $df = 1$; $p < 0.001$).

Tableau IX : Nombre d’individus présentant un risque d’intoxication basé sur sa plombémie avant et pendant la période de chasse.

Plombémie (µg/dL)	Niveau d’intoxication	Période de chasse (n = 75)	Hors période de chasse (n = 104)
<20 µg/dL	En dessous des seuils d’intoxication	7	50
[20 ; 50[µg/dL	Intoxication subclinique	53	52
[50 ; 100[µg/dL	Intoxication clinique	15	2
>100 µg/dL	Intoxication sévère	0	0

f) Comparaison entre les zones géographiques

Afin de comparer les sites en s’affranchissant des fluctuations liées à la date des prélèvements et à l’influence de la période de chasse une comparaison a été effectuée entre les trois massifs (Pré-alpes, Massif Central et Pyrénées) sur les prélèvements réalisés avant ou en tout début de la période de chasse (entre le mois de juin et le 1^{er} septembre).

Dans les Pyrénées, les prélèvements effectués le 06 juin 2023 à Quillan (n = 34) ont mis en évidence une plombémie médiane de 19,4 µg/dL (\bar{x} = 20,9 ; 9,0 – 38,2).

Dans les Pré-Alpes, les prélèvements effectués le 28 juin 2023 à Rémuzat (n = 34) ont permis de mesurer une plombémie médiane de 22,7 µg/dL (\bar{x} = 23,7 ; 11,2 – 44,5).

Enfin, dans le Massif Central, les prélèvements effectués le 01 septembre 2023 à Cassagnes (n = 36) ont permis de mesurer une plombémie médiane de 17,4 µg/dL (\bar{x} = 21,4 ; 6,3 – 85,5).

Après transformation logarithmique, les distributions sont graphiquement proches de celle d'une loi normale (Figure 28) et la réalisation d'un test de shapiro-wilk ne met pas en évidence de différence significative avec une distribution normale ($p < 0.001$).

L'ANOVA effectuée pour comparer les sites entre eux ne met pas en évidence de différences significatives de la plombémie ($F = 2,709$; $p = 0.103$).

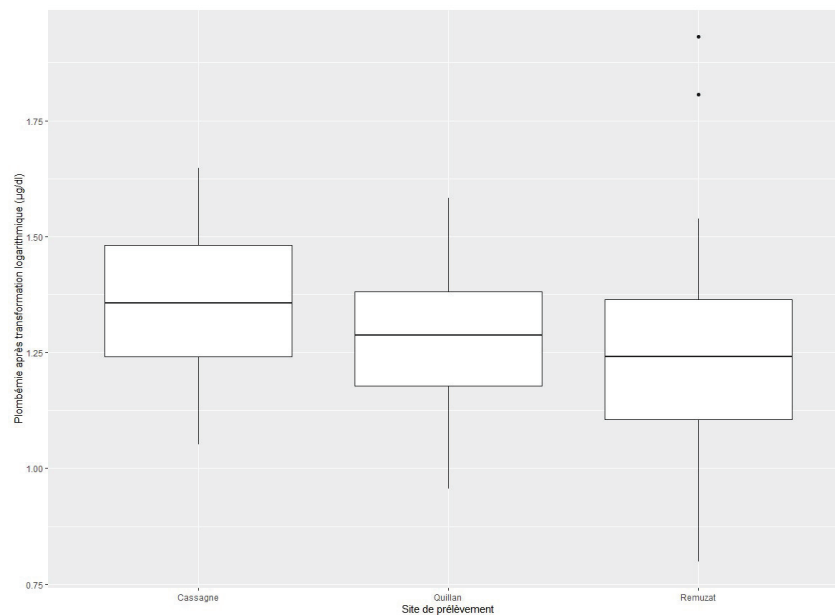


Figure 28. Plombémie (après transformation logarithmique) en fonction du site de prélèvements lors des sessions avant la période de chasse.

2) Résultats du Monitoring passif

a) Description des données

Au total, 67 échantillons de foie, provenant de vautours fauves, comprenant 2 individus découverts en 2022, 21 individus en 2023, 34 en 2024 et 10 en 2025, ont été analysés. Parmi ceux-ci, 22 étaient des femelles et 28 des mâles (Figure 29). Pour 17 individus le sexe n'a pas pu être déterminé du fait de leur état de conservation, ou n'a pas été rapporté. Il est à noter que la masse corporelle des individus n'a pas été prise en compte dans l'analyse, les corps ayant été congelés, ce qui compromet la fiabilité des mesures pondérales.

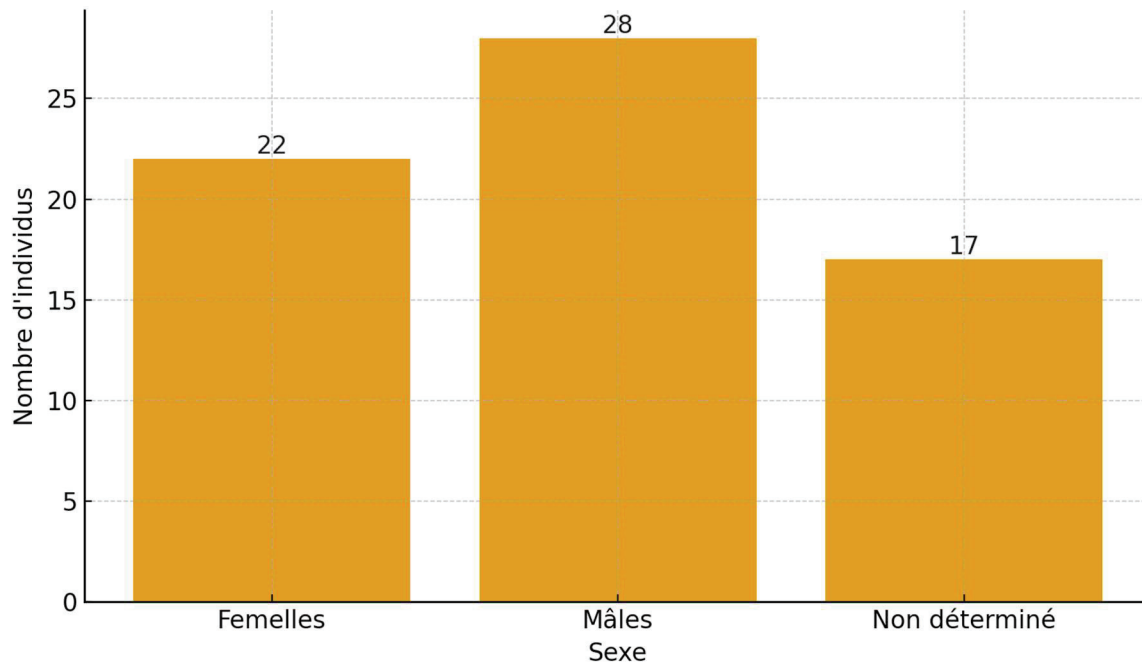


Figure 29 : Répartition de l'effectif selon le sexe

L'effectif comporte 39 adultes, 11 immatures/subadultes, 12 juvéniles et 5 vautours fauves pour lequel l'âge n'a pas été rapporté (Figure 30).

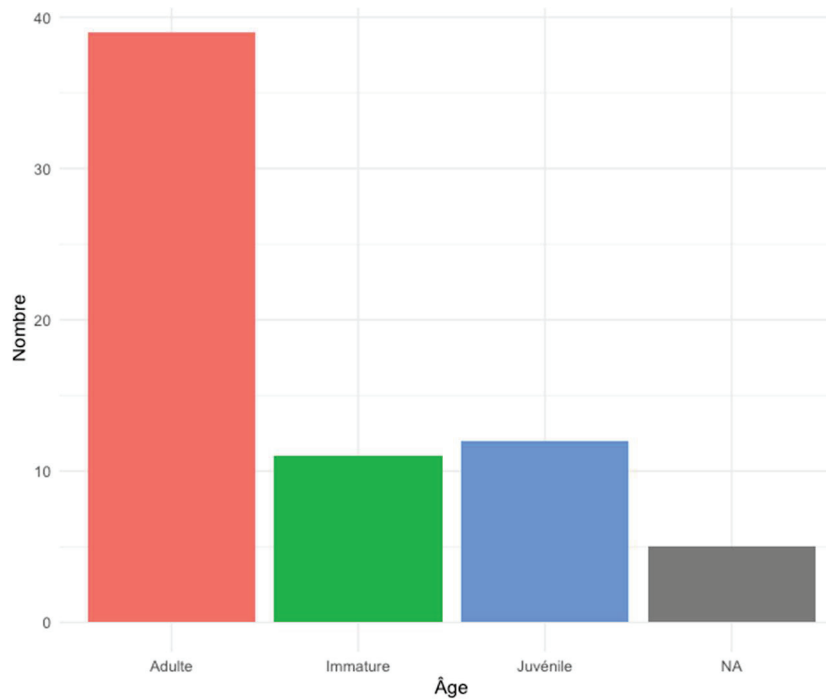


Figure 30: Répartition de l'effectif selon l'âge

i) *Effectif selon le massif de découverte*

Les sites de découvertes et le nombre d'individus associés par massif et par département sont rapportés dans la Figure 31 et le Tableau X. On observe que les pré-alpes et le Massif Central sont les massifs où l'ont été découvert le plus d'oiseaux (respectivement 37 et 36%) suivi des Pyrénées (22,5%) et des monts de l'Ardèche (4,5%).

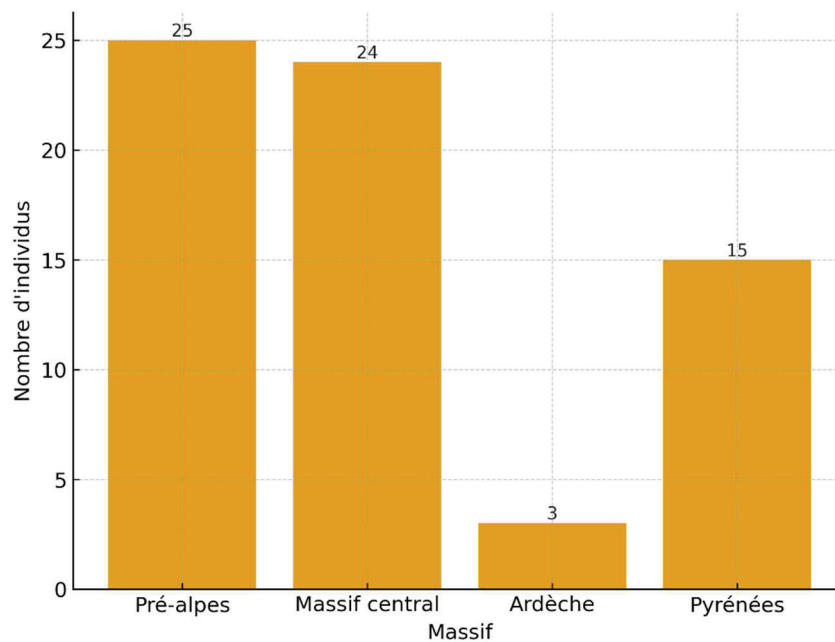


Figure 31: Répartition de l'effectif selon le massif de découverte

Tableau X : Répartition des effectifs selon les départements de découverte

Massif	Département	Nombre d'individus	% du total
Pré-Alpes	Drôme (Baronnies)	25	37.3 %
Massif central	Aveyron	13	19.4 %
Massif central	Hérault	3	4.5 %
Massif central	Lozère	8	11.9 %
Ardèche	Ardèche	3	4.5 %
Pyrénées	Aude	14	20.9 %
Pyrénées	Pyrénées-Orientales	1	1.5 %

ii) Répartition des découvertes des oiseaux au cours de l'année

Le plus grand nombre d'individus a été découvert au printemps (30%) suivi de l'hiver et de l'automne (25%) et de l'été (19%) (Figure 32).

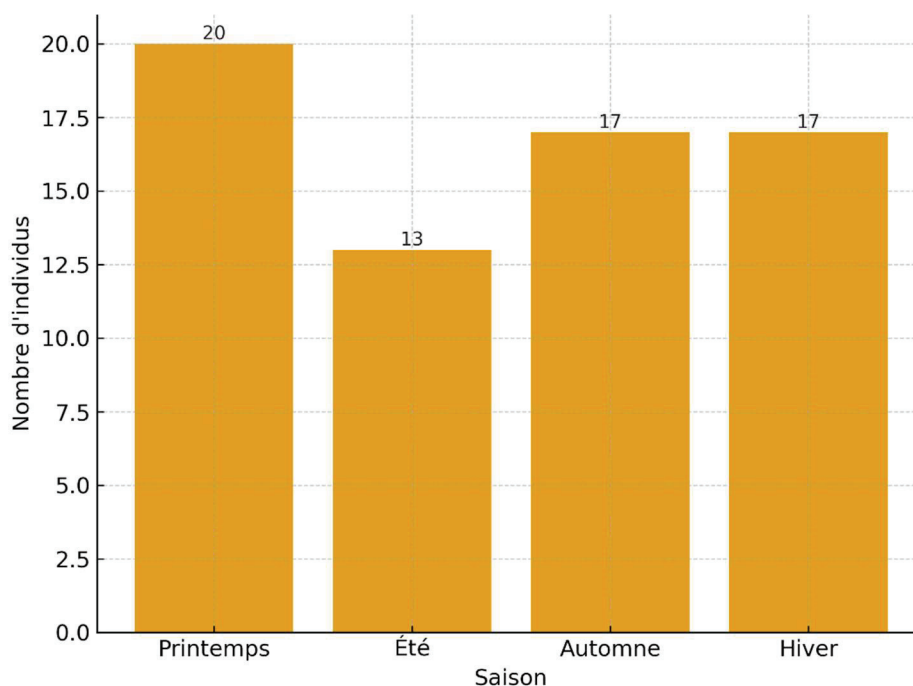


Figure 32: répartition des effectifs selon la saison de découverte

b) Description des teneurs en plomb hépatique chez le vautour fauve

Les taux de plomb mesurés dans le foie sur l'ensemble des individus présentent une distribution fortement asymétrique liée à des valeurs très élevées associées à des intoxications aiguës sévères. On observe ainsi une valeur médiane sur l'échantillon total de 2,1 mg/kg de matière sèche (MS) pour une moyenne de 16,2 mg/kg MS (0,1 – 242,8). La répartition des valeurs se caractérise par une majorité d'individus présentant des concentrations faibles en plomb : 51 oiseaux ont des valeurs de plomb hépatique inférieures à 6 mg/kg de MS, sept entre 6 et 18 mg/kg MS et deux entre 18 et 30 mg/kg MS (Tableau XI). Sept oiseaux présentent des valeurs de plomb dans le foie supérieures à 30 mg/kg MS.

Tableau XI : Répartition des effectifs selon le seuil de plomb hépatique

Taux hépatique en plomb (mg/kg MS)	Nombre d'oiseaux	% du total (n = 67)	Interprétation
< 6	51	76,2 %	Faible exposition, en dessous du seuil de toxicité
6 – 18	7	10,4%	Compatible avec une intoxication subclinique
18 – 30	2	3,0 %	Compatible avec une intoxication clinique faible à modérée
> 30	7	10,4 %	Compatible avec une intoxication clinique sévère

c) Distribution des teneurs en plomb hépatiques hors valeurs extrêmes (valeurs <30 mg/kg MS)

Pour les 60 dosages inférieurs à 30 mg/kg MS, les concentrations hépatiques en plomb montre une distribution centrée sur des valeurs faibles. La médiane est de 1,66 mg/kg MS (\bar{x} = 4,1 mg/kg MS ; 0,1 – 25,5) (Figure 33).

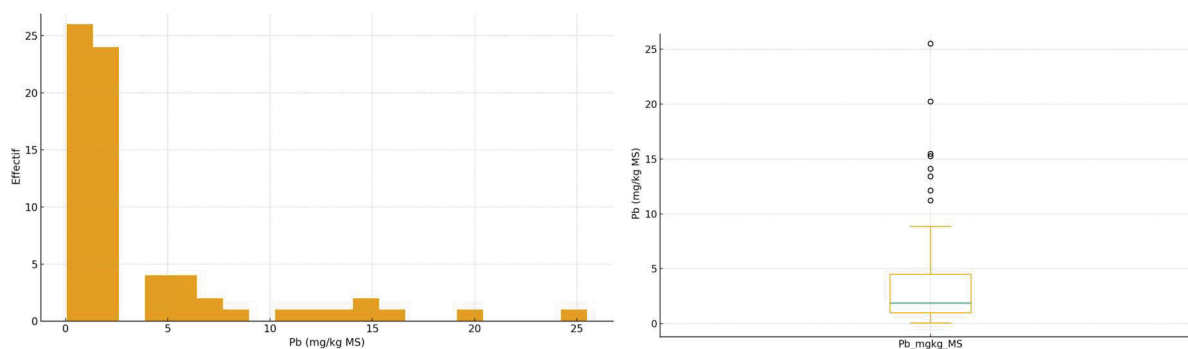


Figure 33: Distribution des teneurs en plomb hépatique chez les oiseaux analysés dont la mort n'a pas été directement associée à une intoxication aigüe au plomb.

Les valeurs ont été transformées par un logarithme afin de réduire l'asymétrie de la distribution. Un test de normalité de Shapiro-Wilk appliqué aux données transformées indique une statistique W de 0,958 et une p-value de 0,036, suggérant que, même après transformation, la distribution des teneurs en plomb ne suit pas une loi normale au seuil de 5 %.

i. Analyse univariée selon l'âge de l'animal

L'effet de l'âge sur les concentrations hépatiques en plomb a été évalué sur trois classes (Adulte, Immature, Juvénile). Graphiquement, on observe que les immatures semblent légèrement plus contaminés malgré la présence de valeurs ponctuellement plus élevées dans les autres classes d'âge (Figure 34). Les teneurs mesurées sont de 1,8 mg/kg MS (\bar{x} = 4,4 mg/kg MS ; 0,1 – 20,2) chez les juvéniles (n = 12), 5,3 mg/kg MS (\bar{x} = 6,4 mg/kg MS ; 0,4 – 14,1) chez les immatures (n = 10) et 1,8 mg/kg MS (\bar{x} = 3,5 mg/kg MS ; 0,1 – 25,5) chez les adultes (n = 33).

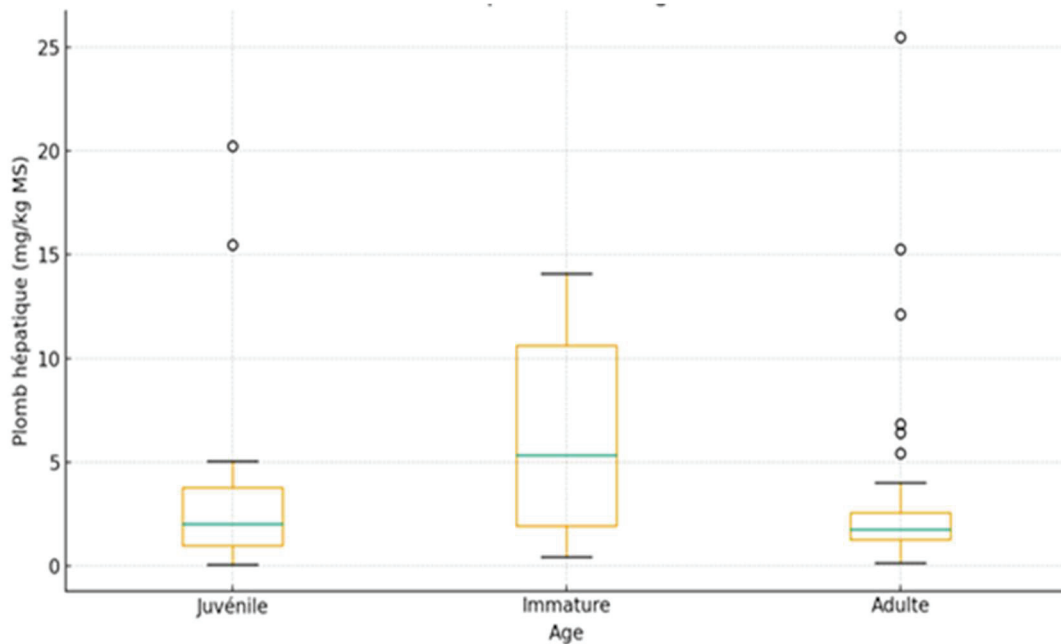


Figure 34: Dosage de plomb hépatique selon l'âge (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)

Du fait de la distribution des teneurs en plomb entre les trois groupes et les faibles effectifs chez les juvéniles et les immatures, la comparaison entre les classes d'âge est réalisée à l'aide du test non-paramétrique de Kruskal-Wallis. Ce dernier ne permet pas de mettre en évidence de différence significative entre les classes d'âge concernant les dosages en plomb ($p = 0,241$).

ii. Analyse univariée selon le sexe de l'animal

L'examen des teneurs hépatiques en plomb (< 30 mg/kg MS) pour des individus dont on a pu connaître le sexe, entre les mâles et les femelles ne présente pas graphiquement de grande différence sinon une distribution légèrement plus asymétrique chez les mâles. Chez les femelles ($n = 19$), la médiane est de 1,9 mg/kg MS ($\bar{x} = 3,9$ mg/kg MS ; 0,1 – 15,3), tandis que chez les mâles ($n = 26$), la médiane est de 2,0 mg/kg MS ($\bar{x} = 4,0$ mg/kg MS ; 0,5 – 25,5) (Figure 35).

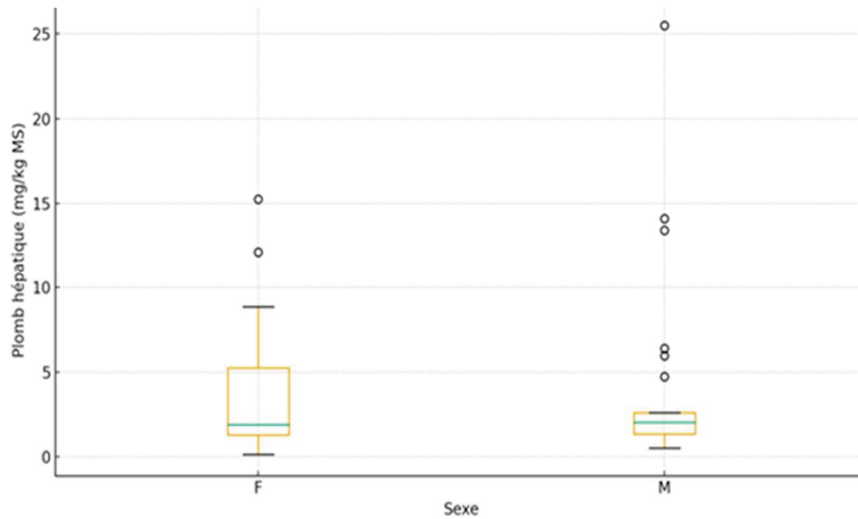


Figure 35: Plomb hépatique selon le sexe (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)

Compte tenu du faible échantillonnage, et de la distribution hétérogène des teneurs hépatiques en plomb, la comparaison entre les sexes est effectuée à l'aide du test non-paramétrique de Wilcoxon. Cette comparaison ne met pas en évidence de différence significative des taux de plomb hépatiques entre les sexes ($p = 0,954$).

iii. Analyse univariée selon le massif de découverte

L'examen visuel des concentrations hépatiques en plomb (≤ 30 mg/kg MS) selon le massif de découverte montre une variabilité modérée entre les régions, sans différence marquée bien que les teneurs mesurées dans les Pyrénées et dans les monts de l'Ardèche semblent légèrement plus élevées (Figure 36).

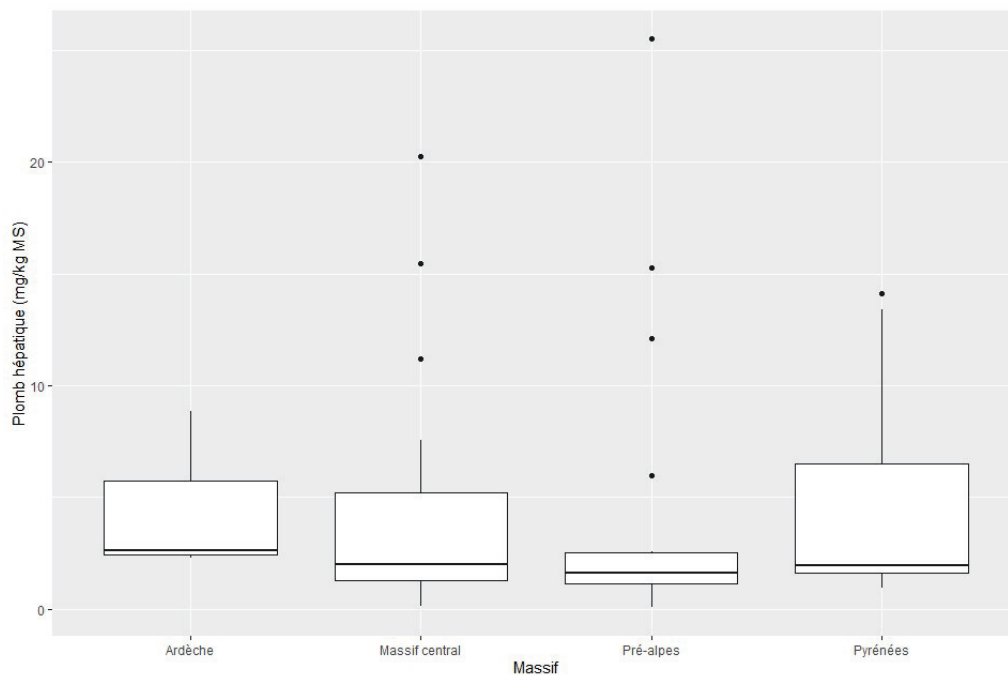


Figure 36: Plomb hépatique selon la zone de découverte (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)

En Ardèche, l'effectif est très réduit (n=3) avec des teneurs mesurées de 2,21 mg/kg MS, 2,61 mg/kg MS et 8,86 mg/kg MS. De ce fait, le massif de l'Ardèche n'a pas été inclus dans la comparaison entre les différents massifs.

Pour ce qui est des autres zones géographiques, on mesure une teneur hépatique médiane de 2,0 mg/kg MS (\bar{x} = 4,6 mg/kg MS ; 1,0 – 14,1) dans les Pyrénées (n = 12), de 1,6 mg/kg MS (\bar{x} = 3,9 mg/kg MS ; 0,1 – 25,5) dans les Préalpes (n = 22) et de 2,0 mg/kg MS (\bar{x} = 4,2 mg/kg MS ; 0,1 – 20,2) dans le Massif Central (n=24).

Du fait de la distribution et du faible effectif des échantillons, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis est utilisé pour comparer les massifs des Préalpes, du Massif central et des Pyrénées. Ce dernier ne met pas en évidence de différences significatives de teneurs hépatiques en plomb entre les massifs ($p = 0,583$).

iv. Analyse univariée selon l'année de découverte

Graphiquement, on observe que les taux de plomb hépatique varient sensiblement d'une année à l'autre, sans que ne se dégage de tendance marquée au fil du temps (Figure 37).

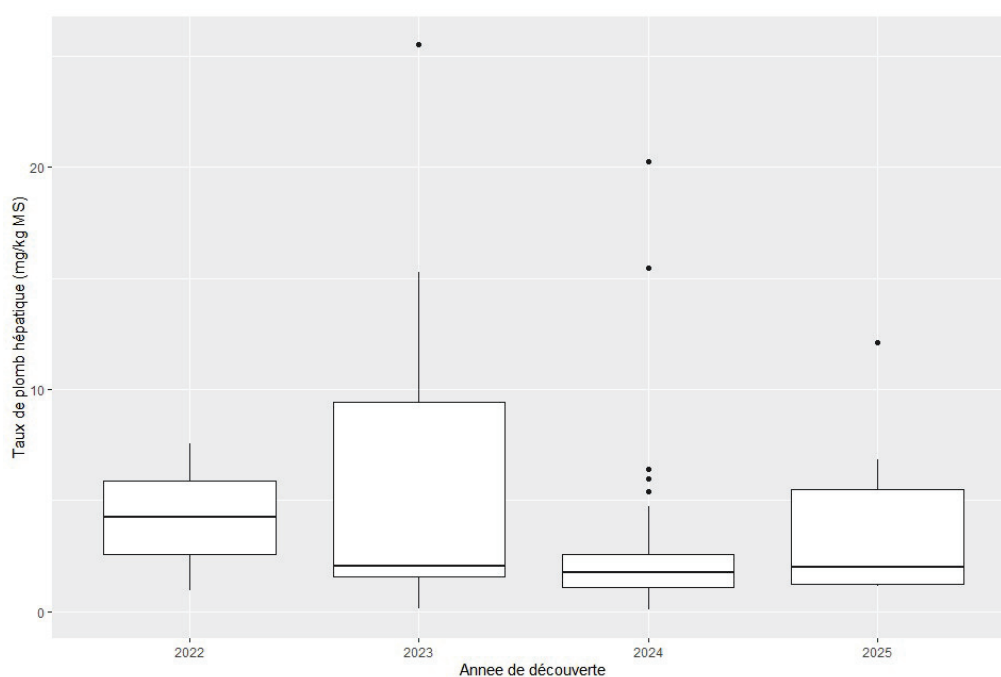


Figure 37: Plomb hépatique selon le l'année de découverte (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)

Lors des années 2022 et 2025 les collectes n'ont pas eu lieu tout au long de l'année ce qui limite la comparaison avec les autres années ainsi que la taille des effectifs. En 2022 (n = 2) les taux de plomb détectés sont de 1,0 et 7,5 mg/kg MS. En 2025 (n = 8) la médiane est de 2,0 mg/kg MS (\bar{x} = 4,0 mg/kg MS ; 1,1 – 12,1).

Pour les années 2023 (n = 20) et 2024 (n = 30) les effectifs légèrement supérieurs permettent une comparaison statistique. En 2023 on relève un taux hépatique en plomb médian de 2,1 mg/kg MS (\bar{x} = 5,6 mg/kg MS ; 0,1 – 25,5) et pour 2024 une valeur médiane de 1,8 mg/kg MS (\bar{x} = 3,3 mg/kg MS ; 0,1 – 20,2).

Du fait de la taille des échantillons et les distributions des teneurs hépatiques en plomb au sein de ces derniers un test non-paramétrique de Wilcoxon est utilisé pour comparer les teneurs hépatiques entre les deux années. Ce dernier ne met pas en évidence de différences significatives d'une année à l'autre ($p = 0,255$).

v. Variation du taux de plomb hépatique selon les saisons

L'effet de la saison sur les concentrations hépatiques en plomb (≤ 30 mg/kg MS) a été évalué sur quatre périodes (Printemps, Été, Automne, Hiver), toutes années confondues. Graphiquement on observe que des taux hépatiques supérieurs aux seuils de toxicité (> 6 mg/kg MS) sont rapportés toute l'année (Figure 38). Les effectifs par saison sont les suivants : Printemps (n = 19), Été (n = 13), Automne (n = 17) et Hiver (n = 11) avec des teneurs qui semblent plus élevée en hiver (Figure 39).

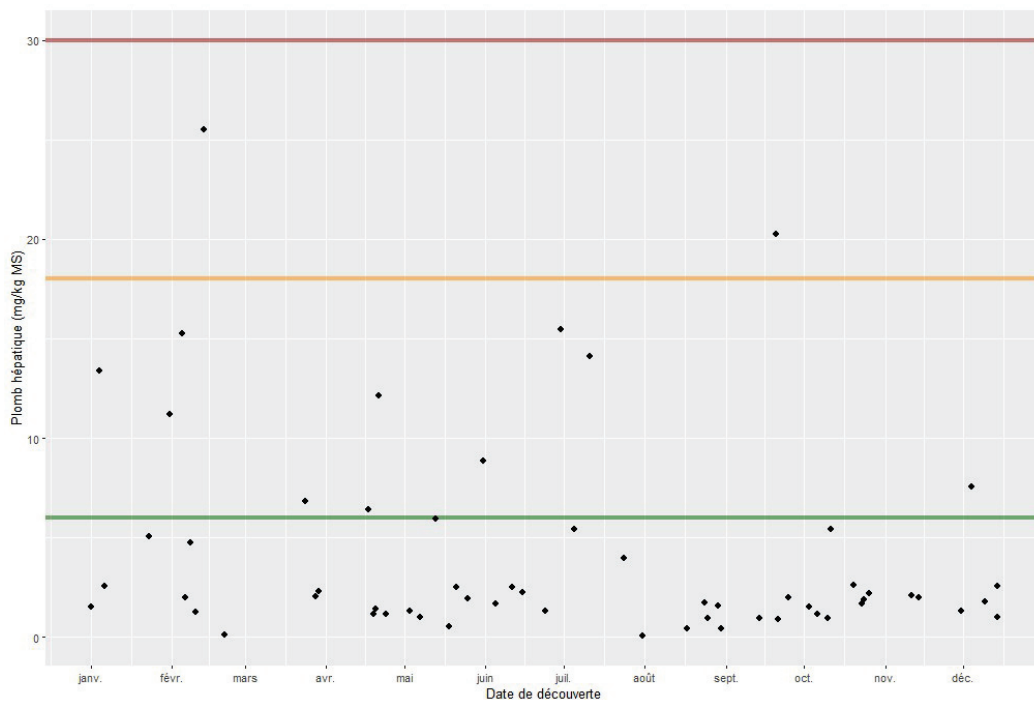


Figure 38: Évolution saisonnière du plomb hépatique (seuil 6 (vert)/18 (jaune)/30 (rouge) mg/kg MS)

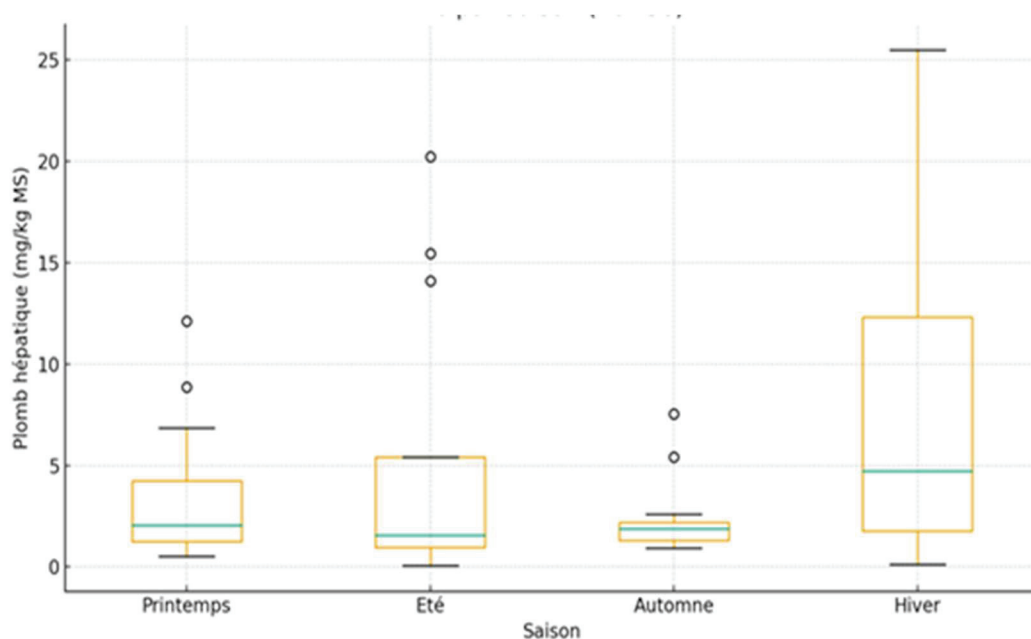


Figure 39: Plomb hépatique selon la saison de découverte (valeurs ≤ 30 mg/kg MS)

On observe ainsi une valeur médiane de la teneur en plomb hépatique en hiver ($n = 11$) de 4,7 mg/kg MS ($\bar{x} = 7,5$ mg/kg MS ; 0,1 – 25,5), contre une médiane de 2,1 mg/kg MS ($\bar{x} = 3,3$ mg/kg MS ; 0,5 – 12,2) au printemps ($n = 19$), de 1,6 mg/kg MS ($\bar{x} = 5,1$ mg/kg MS ; 0,1 – 20,2) en été ($n = 13$) et de 1,9 mg/kg MS ($\bar{x} = 2,3$ mg/kg MS ; 1,0 – 7,5) à l'automne ($n = 17$).

Du fait de la taille des effectifs et de la distribution des teneurs en plomb hépatique entre les différentes saisons un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis est utilisé afin de déterminer les variations de l'exposition au plomb entre les différentes saisons. Ce dernier ne met pas en évidence de différences significatives ($p = 0,368$).

Si l'on se concentre sur la saison de chasse et les oiseaux retrouvés durant celle-ci ($n=30$) ou en dehors ($n=30$) on observe graphiquement que les valeurs sont très similaires (Figure 40).

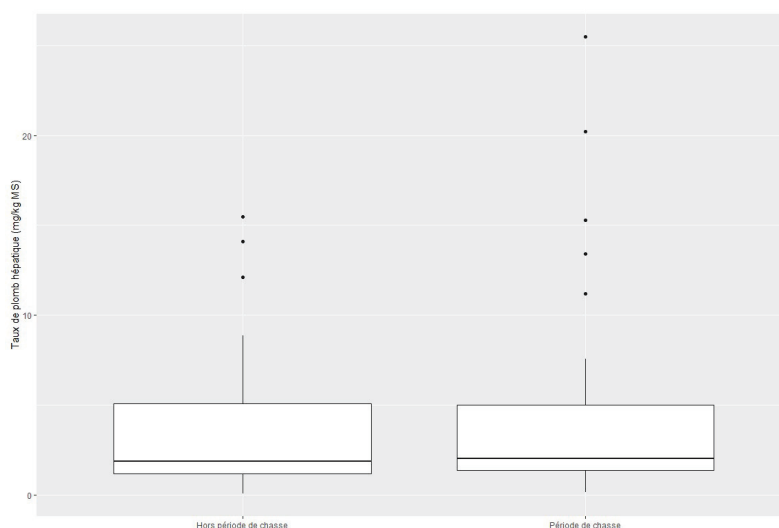


Figure 40: Taux de plomb hépatique en fonction de la saison de chasse

La distribution des taux de plomb après transformation logarithmique ne s'approchant pas suffisamment de celle d'une loi normale du fait de plusieurs valeurs extrêmes les deux périodes sont comparées à l'aide d'un test non-paramétrique de Wilcoxon. Ce dernier ne met pas en évidence de différences significatives ($p = 0,469$).

d) Distribution des teneurs en plomb hépatique pour les taux compatibles avec une intoxication sévère > 30 mg/kg MS)

Sept vautours présentent une concentration de plomb dans le foie supérieur à 30 mg/kg MS, ayant probablement participé au processus ayant entraîné la mort. Les taux hépatiques mesurés vont de 46,36 mg/kg MS à 242,80 mg/kg MS avec une médiane de 91,79 mg/kg MS et une moyenne de 119,41 mg/kg MS.

Il s'agissait principalement d'individus adultes (six cas) et d'un immature. Il y avait trois femelles, deux mâles et deux oiseaux dont le sexe n'a pas pu être identifié.

Sur ces oiseaux, quatre présentaient des fragments radio-opaques dans le tube digestif suite à une ingestion de plomb à l'origine de l'intoxication suraiguë (Figure 42 & Figure 43).

Deux avaient été victimes de tirs et présentaient des plombs enkystés avec des lésions inflammatoires (Figure 41 & Figure 44)(respectivement 19 et 16 plombs identifiés) et un qui présentait une atteinte mixte tir/ingestion. Pour ce dernier la teneur en plomb hépatique a été considérée pour la suite des analyses comme étant principalement lié à l'ingestion récente de plomb.

Ces oiseaux représentent 12% des vautours fauve autopsiés pour lesquelles une hypothèse a pu être posée sur les causes de mortalité. Pour deux d'entre eux la mort est liée à une collision avec une ligne à haute tension tandis que les cinq autres sont décédés sans qu'aucune lésion liée à un autre problème que l'intoxication au plomb ne permette d'expliquer la mort. Pour certains, des signes neurologiques ou des traces de troubles digestifs ont été rapportés lors de la découverte.

Concernant les localisations de découverte les quatre zones de l'étude sont concernées (trois oiseaux dans les Pré-Alpes – 2 dans le Vercors et 1 dans le Baronnies, trois dans les Pyrénées – dans l'Aude, et un dans le Massif central – dans les Grands Causses).



Figure 41: Radiographie du vautour 24VF09 présentant des plombs (Source : CNITV)

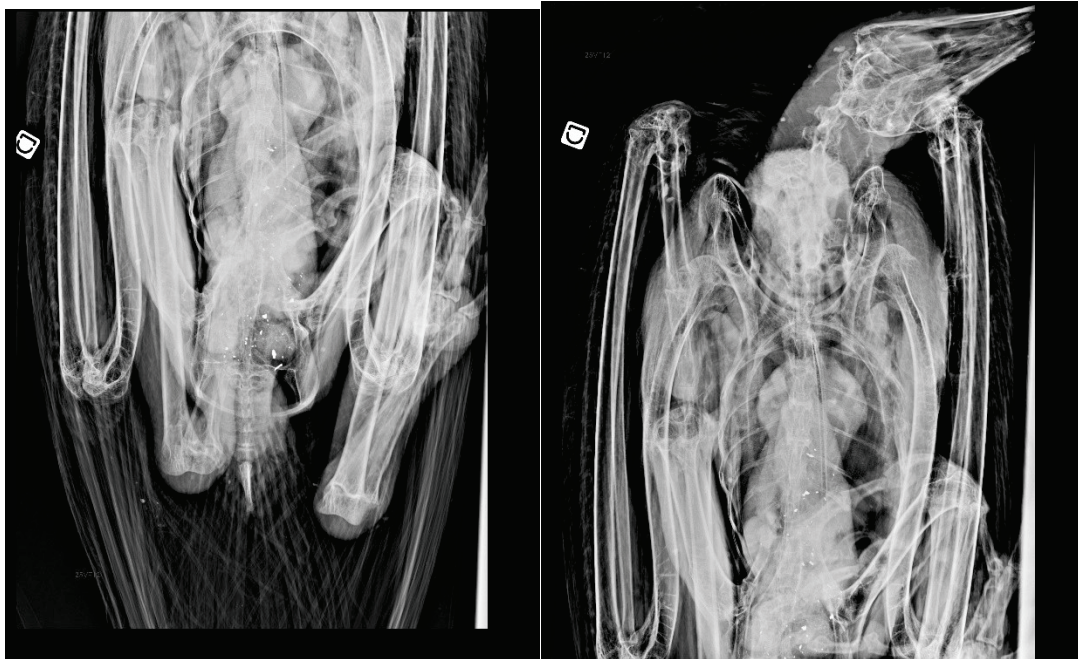


Figure 42: Radiographie du vautour 25VF12 présentant des plombs dans le tube digestif (Source : CNITV)



Figure 43: Radiographie du contenu digestif d'un vautour fauve 25VF12 présentant des plombs (Source : CNITV)



Figure 44: Photographie de plombs de chasse retrouvés dans le tissu sous cutané du flanc droit et du doigt d'un vautour fauve. On observe un zone réactionnelle inflammatoire autour des plombs (Source : CNITV)

Concernant les dates de découvertes liées à ces mortalités on constate que les 7 oiseaux ont été retrouvés entre fin janvier et début avril soit à la fin de la période de chasse et un peu après (Figure 45).

e) Analyse des concentrations en plomb en fonction de la source potentielle d'exposition sur l'ensemble des échantillons

Sur l'ensemble des vautours fauves analysés on observe à la radiographie la présence de résidus métalliques dans le tractus digestif pour 4 d'entre eux et de plombs de chasse localisés dans les tissus mous pour 12. On observe également un individu présentant à la fois des grenailles dans les tissus mous et des fragments métalliques dans le tube digestif, le taux hépatique mesuré étant probablement majoritairement influencé par l'ingestion. Pour deux individus la radiographie n'a pas pu être réalisée.

Si l'on regarde les taux de plomb entre ces différents groupes on observe graphiquement que les individus ayant ingérés du plomb présentent des taux bien supérieurs aux deux autres groupes (Figure 45).

Plus précisément chez les vautours fauves présentant des fragments radio-opaque dans le tube digestif (n = 5) on observe une teneur hépatique médiane en plomb de 84 mg/kg MS (\bar{x} = 130,1 mg/kg MS ; 46,4 – 242,8) contre une médiane de 4,0 mg/kg MS (\bar{x} = 19,8 mg/kg MS ; 1,3 – 93,6) chez les oiseaux avec des plombs issus de tir dans les tissus mous (n = 12) et une médiane de 2,0 mg/kg MS (\bar{x} = 4,1mg/kg MS ; 0,1 – 25,5) chez les individus pour lesquels aucun fragment métallique n'a pu être mis en évidence (n = 48).

Le nombre très réduit d'oiseau ayant ingéré du plomb ne permettant pas une comparaison correcte avec les autres groupes, la comparaison selon la source d'intoxication n'a pris en compte que les modalités « tir » et « autre ». Du fait de leur distribution, en termes de teneur hépatique en plomb, et le faible nombre d'individus présentant des plombs issus de tir, un test non-paramétrique de Wilcoxon a été utilisé afin de comparer ces deux modalités ; il met en évidence une différence significative entre les deux groupes (W = 174, p = 0,036) avec des teneurs hépatiques en plomb sensiblement supérieures chez les individus présentant des plombs de chasse.

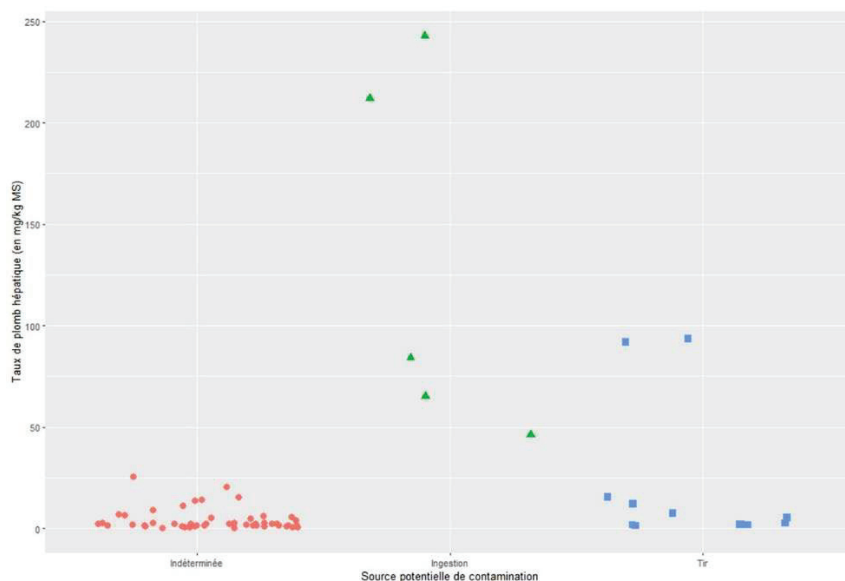


Figure 45: Concentration de plomb hépatique selon la source d'exposition potentielle

3) Taux de plomb hépatiques chez les autres espèces de vautour

Les teneurs hépatiques en plomb pour les différentes espèces sont décrites dans le Tableau XII.

On observe que globalement les valeurs mesurées sont relativement faibles en comparaison de ce qui a pu être observé chez les vautours fauves avec aucun individu ne dépassant les seuils toxiques de 6mg/kg MS (Figure 46).

Tableau XII : Résultat des dosages de plomb hépatique pour chaque espèce de Vautour étudiées

Espèce	Nombre d'individus	Concentration moyenne (mg/kg MS)	Concentration médiane (mg/kg MS)	Concentration minimale (mg/kg MS)	Concentration maximale (mg/kg MS)
Gypaète Barbu	6	0,4	0,2	0,1	1,2
Percnoptère	1	0,2	0,2	0,2	0,2
Vautour moine	9	1,1	0,4	0,1	4,5

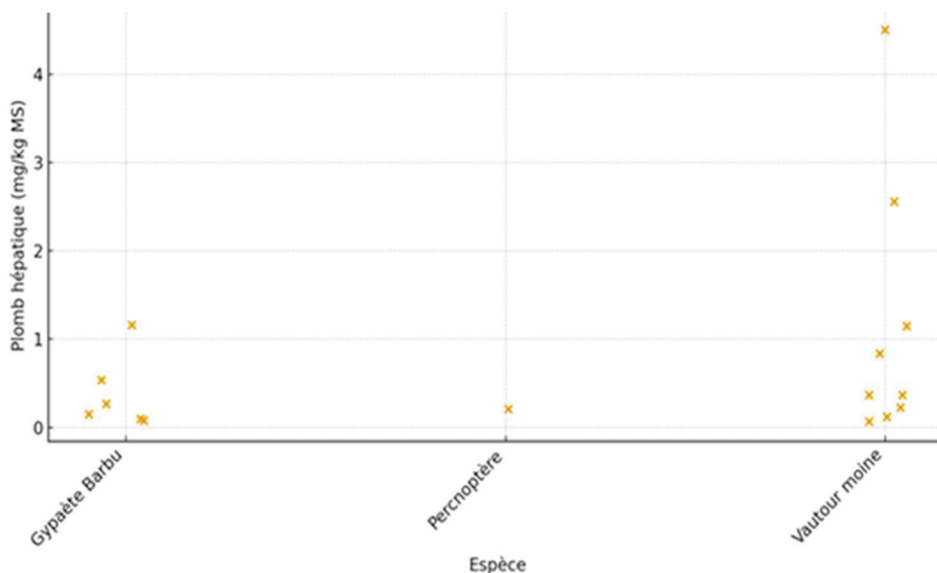


Figure 46 : Plomb hépatique selon l'espèce étudiée (hors vautour fauve)

V. DISCUSSION

1) Limite de l'étude

Cette étude présente plusieurs limites méthodologiques qui doivent être prise en compte dans l'interprétation des résultats.

Dans un premier temps, les prélèvements ont été réalisés de manière opportuniste, en fonction des captures effectuées dans le cadre d'autres interventions (notamment le suivi de la grippe aviaire), pour le monitoring actif, ou aux grés des découvertes de cadavres, pour le monitoring passif. Ces approches peuvent introduire un biais de représentativité lié à la disponibilité des individus, à la présence sur le terrain des équipes et aux conditions de capture, ainsi qu'à leurs chances de succès, qui ne permettaient pas de planifier à l'avance le nombre d'individus, leur sexe, leur âge et les dates de prélèvement/découverte. Pour ce dernier point les échecs de capture dans l'Aude à l'Automne et les contraintes de dates liées aux équipes pour la réalisation des captures limitent fortement l'analyse des variations-spatiotemporelle de la plombémie.

Ensuite, l'âge et le sexe des vautours n'ont pas toujours pu être déterminés réduisant l'effectif analysé et sa représentativité à l'échelle de la population. À cela s'ajoute que lors des captures pour les prélèvements de sang les juvéniles n'étaient pas systématiquement prélevés et lorsqu'ils l'étaient les échantillons ont été privilégiés pour d'autres analyses d'où l'absence d'individu de cette classe d'âge.

Que ce soit pour le monitoring actif ou passif, le regroupement par massifs est également assez arbitraire à cause des potentiels déplacements d'individus ou de groupes de vautour de l'un à l'autre ne permettant pas de garantir que la contamination soit liée spécifiquement au massif où l'oiseau a été prélevé, à l'exception des individus morts rapidement après l'exposition (présence de fragment de plomb dans le tube digestif). Les conditions du monitoring actif ont tout de même permis de prélever des oiseaux dans les 3 principaux massifs et les résultats de découverte ainsi que le maillage des partenaires de terrains a permis de collecter des oiseaux en nombre à peu près équivalent sur la majeure partie de la zone d'étude.

Enfin, l'échantillonnage reste globalement limité à l'échelle des populations étudiées. Cela est particulièrement le cas pour le monitoring passif (seulement 67 oiseaux contre plusieurs milliers de couples vivants sur le territoire étudié). Concernant les prélèvements de sang la méthode de capture limite elle aussi le nombre d'individus échantillonnés. Celui-ci reste donc limité à l'échelle de certaines populations mais non négligeable avec 25 individus pour 475 individus nicheur pour les Baronnie (5,3%), 24 sur 375 pour le Massif Central (6,4%) et 15 sur 1350 dans les Pyrénées (1,1%).

Concernant l'interprétation des valeurs de plombémies et des taux de plomb hépatiques celles-ci restent limitées par les connaissances actuelles concernant la toxicité du plomb mais aussi les propriétés toxicocinétiques chez cette espèce. Dans le cadre du monitoring passif cela aurait pu être complété par le dosage du plomb dans d'autres organes comme les os, les reins et le cerveau, ce qui n'a cependant pas été permis par manque de moyens financiers. Pour le monitoring actif l'évaluation de marqueur biochimique et un examen neurologique et clinique auraient pu aider à l'interprétation mais leur réalisation était limitée par les contraintes de terrains et le manque de moyens financiers pour la réalisation de biochimies.

2) Interprétation des résultats dans le cadre du monitoring actif

L'analyse des 179 échantillons de sang prélevés entre juin 2023 et janvier 2024 montre une exposition généralisée des vautours fauves au plomb à des seuils potentiellement toxiques : près de 70 % des individus présentent une plombémie compatible avec une intoxication subclinique (20–50 µg/dL), et environ 10 % atteignent des concentrations caractéristiques d'une intoxication clinique (> 50 µg/dL). La plombémie médiane est supérieure au seuil de toxicité (médiane = 25,6 µg/dL ; \bar{x} = 29,1 µg/dL ; 6,3 – 85,6 µg/dL). Ces valeurs sont semblables à ce qui a pu être observé par le passé sur cette espèce (Plaza & Lambertucci, 2019) bien que des études plus récentes rapportent des valeurs de plombémie supérieures (avec des moyennes rapportées de 64,0 µg/dl, 40,1 µg/dl et 38,4 µg/dl selon les zones) avec des cas réguliers d'intoxications sévères sur la péninsule ibérique (Arrondo et al., 2020; Descalzo et al., 2021). La comparaison entre les études reste cependant difficile à évaluer du fait de période de prélèvements différentes (principalement en hiver lors de ces études). On ne peut toutefois exclure des différences liées au site du fait de pressions de chasse différentes conduisant à la persistance de fragments de munitions au plomb dans des carcasses ou de plomb présent dans l'environnement ou de contamination anthropique via les rejets d'activités minières ou industrielles (Arrondo et al., 2020; Franson & Pain, 2011).

Dans notre étude, aucune différence significative de plombémie n'a été observée entre les classes d'âge ou entre les sexes. Ces résultats diffèrent de précédentes études menées en Espagne ayant montré des taux de plomb supérieurs chez les femelles et qui suspectaient que cela puisse être dû à la mobilisation du plomb osseux lors de la conception de l'œuf (Arrondo et al., 2020; González et al., 2017). La très faible taille de notre échantillon et la saisonnalité de cette mobilisation, en lien avec la ponte, peuvent expliquer que nous ne retrouvons pas cette différence dans nos résultats. Pour l'âge l'effet sur la plombémie semble moindre (Descalzo et al., 2021) et n'est pas systématiquement observé (González et al., 2017) dans les études ayant étudiées la plombémie chez les vautours fauves, contrairement à d'autres espèces de rapaces (Slabe et al., 2020). En l'état nos résultats ne semblent pas soutenir un impact important de l'âge, ce qui peut être expliqué par l'absence d'accumulation dans le sang (Carneiro et al., 2015), l'interprétation étant toutefois limitée par le plus faible nombre d'individus immatures et subadultes prélevés.

L'évolution temporelle des plombémies met clairement en évidence une augmentation significative des concentrations sanguines en plomb entre juin et janvier, notamment sur les sites suivis de manière répétée. Dans les Baronnies, les plombémies mesurées en janvier 2024 sont en moyenne deux fois plus élevées que celles de juin 2023, et une tendance similaire est observée dans les Causses entre septembre et octobre. Cette saisonnalité concorde avec la période d'activité cynégétique, durant laquelle la probabilité de contact avec des carcasses contaminées augmente considérablement. Ce schéma saisonnier a fréquemment été décrit chez plusieurs rapaces nécrophages (Monclús et al., 2020; Plaza & Lambertucci, 2019). Par exemple, Gangoso *et al.* (2009) et Hernández & Margalida (2010) ont montré des augmentations similaires de la plombémie chez le Gypaète barbu et le Vautour fauve pendant la saison de chasse en Espagne. L'hypothèse principale est donc celle d'un effet direct de la chasse, les vautours ingérant des restes d'animaux abattus par balle au plomb (projectiles fragmentés dans les tissus) (Mateo et al., 2025). Il est également possible que ces rapaces nécrophages consomment plus d'animaux sauvages retrouvés dans la nature que d'animaux domestiques présents sur les placettes d'équarrissage naturel durant cette période que le reste de l'année. Les espèces sauvages pouvant être plus fréquemment contaminées que les animaux d'élevage, leur consommation régulière affecterait l'exposition des vautours dans un second temps (ANSES, 2018; Nkosi et al., 2021).

Au-delà de l'augmentation saisonnière de la plombémie on observe que les plombémies mesurées restent globalement élevées même en dehors de la période de chasse (autours de 20µg/dl) avec 54% des oiseaux prélevés qui présentent un taux supérieur au seuil toxique. Cette contamination peut s'expliquer par la persistance de la pression de chasse liée à des dérogations tout au long de l'année (entre autres pour le sanglier) ou l'ingestion de gibier lui-même contaminé comme évoqué dans le paragraphe précédent mais également par une contamination environnementale comme il a pu être montré chez des vautours fauves en Espagne (Arrondo et al., 2020).

Enfin nos résultats ne montrent pas de différences significatives entre les différents massifs lorsque les prélèvements sont effectués avant la période de chasse. Dans le cas de contamination environnementales on se serait attendu à des différences plus marquées entre les massifs du fait de contaminations plus ou moins marquées selon les lieux comme cela a pu être rapporté (Arrondo et al., 2020). Ce résultat laisse donc supposer un impact sur la plombémie plus important du fait des activités cynégétiques mais de futures recherches sur le plomb isotopique ainsi que de nouveaux prélèvements devront être réalisés pour tester cette hypothèse.

3) Monitoring passif et dosages de plomb hépatique

Le suivi des 67 échantillons de foie a permis d'évaluer la contamination à moyen terme. La majorité des individus (76 %) présentent des teneurs inférieures au seuil subclinique de 6 mg/kg MS, ce qui indique une exposition et une accumulation limitée. Cependant 10 % des vautours analysés dépassent le seuil de 30 mg/kg MS, traduisant des intoxications aiguës sévères. Ces cas extrêmes sont particulièrement préoccupants, car ils représentent vraisemblablement la cause directe de la mort pour plusieurs individus et ont pu altérer le comportement de vol de deux individus et favoriser l'électrocution ayant causé leur mort (Kelly et al., 2013). Ces mortalités associées à des contaminations au plomb sont comparables à ce qui a pu déjà être observé en Espagne (11%) (Descalzo et al., 2021), en Italie (15%) (Bassi et al., 2021) et chez d'autres espèces de rapaces en Europe (Monclús et al., 2020).

Les concentrations basales de notre étude (médiane \approx 1,7 mg/kg MS hors valeurs extrêmes) sont proches de ce qui a pu être rapporté dans d'autres pays comme l'Espagne (Descalzo et al., 2021) et par le passé en France (Berny et al., 2015) et légèrement plus élevée que ce qui a pu être retrouvé en Italie (Bassi et al., 2021). On retrouve également dans ces études des taux généralement inférieurs au seuil toxiques avec des valeurs allant jusqu'à plusieurs centaines de milligramme par kilos de matière sèche dans le foie les valeurs moyennement élevées pouvant traduire une exposition répétée sur le long terme là où des valeurs extrêmes sont généralement associées à des intoxications sévères (Krone, 2018).

Nos résultats n'ont pas mis en évidence de différence significative entre les sexes comme cela a pu être rapporté chez d'autres espèces (Castro et al., 2011). Cette absence de différence contrairement à ce qui a pu être rapporté pour le sang pouvant s'expliquer par un régime alimentaire similaire (González et al., 2017; Krone, 2018) et une moindre sensibilité du foie au variation transitoire dans le métabolisme du plomb comme celle liée à la ponte.

Concernant l'âge nous n'avons pas non plus trouvé de différence significative entre les classes d'âge. Cela correspond à ce qui a déjà pu être observé en Italie et en France (Bassi et al., 2021; Berny et al., 2015). Ces résultats sont compatibles avec la demi-vie limitée du plomb dans le foie (plusieurs mois) qui limite son accumulation dans cet organe (Krone, 2018). Les os seraient plus à même de refléter une accumulation en fonction de l'âge (Bassi et al., 2021).

Aucune différence statistiquement significative n'a été mise en évidence entre les saisons contrairement à ce qui a pu s'observer en Espagne (Descalzo et al., 2021). C'est également les résultats obtenus en Italie (Bassi et al., 2021). On observe toutefois que les concentrations tendent à être plus élevées en hiver, période correspondant à la fin de la saison de chasse. Cette tendance saisonnière est cohérente avec celle observée pour les plombémies chez les vautours vivants : les niveaux les plus hauts coïncident avec l'intensification de l'activité cynégétique et seraient cohérents avec une accumulation progressive qui perdurerait sur les premiers mois suivant la période de chasse du fait d'une élimination lente et de la persistance de dérogation de chasse.

En parallèle, tous les cas d'intoxication sévère (> 30 mg/kg MS) ont été détectés entre fin janvier et début avril. Cette période correspond à la fin de la période de chasse et les deux mois qui suivent. Les radiographies ont révélé la présence de fragments métalliques dans le tube digestif chez quatre individus, confirmant une ingestion directe de plomb, probablement issue de restes de munitions (Mateo et al., 2025). Les concentrations mesurées chez ces individus (46–243 mg/kg MS) sont comparables à celles décrites chez des vautours morts de saturnisme aigu en Espagne (Carneiro et al., 2016) et confirme la gravité toxicologique de ces niveaux de dosages et le risque associé à l'ingestion muniton contenant du plomb. Ce phénomène pourrait être favorisé à cette saison par le fait que la visibilité accrue des cadavres en fin d'hiver et au printemps (végétation basse, forte présence de volontaires en période de nidification) accroît la probabilité de découverte de carcasses de vautours contaminés, comme précédemment suggéré pour les populations pyrénéennes (Berny et al., 2015). On remarquera également que cette période (fin hiver-début de printemps) est particulièrement critique pour l'espèce car elle correspond à la période de la ponte et des naissances (Xirouchakis & Mylonas, 2007), qui associe donc les contaminations détectées chez les adultes à un risque important de contamination des oisillons via l'œuf ou le nourrissage au nid. Les mortalités qui y sont associées pour les adultes et qui sont facilement évitables sont également à risque pour la survie de l'oisillon en cas de mortalité d'un des parents.

Deux des vautours avec des taux très élevés présentaient des plombs enkystés dans les tissus mous, associés à des lésions inflammatoires chroniques, témoignant d'une exposition par tir récent mais non léthal. Ces observations confirment que, chez le Vautour fauve, les deux voies d'exposition — ingestion et tir — coexistent. Toutefois nos résultats montrent que si la présence de plomb dans le tube digestif est associé à des taux significativement plus élevés la première et majoritairement responsable des intoxications létales, la présence de plomb dans les tissus a un impact plus limité avec une diffusion moindre du plomb et liée à la localisation des munitions dans l'organisme (Bassi et al., 2021; Berny et al., 2015). A noter que la faible différence entre les taux de plomb entre les individus ayant été la cible de tir et ceux pour lesquels aucune trace métallique n'a été détectée à la radio peut aussi venir de la régurgitation des pellets contenant du plomb (Mateo et al., 2025).

Chez les autres espèces de vautours étudiés (Vautour moine, Gypaète barbu, Vautour percnoptère), les concentrations hépatiques sont nettement inférieures à celles du Vautour fauve (toutes < 5 mg/kg MS). Ce résultat est basé sur de très faibles effectifs et donc difficilement généralisable mais il suggère que *Gyps fulvus* reste l'espèce la plus exposée, probablement en raison de son comportement alimentaire plus opportuniste et favorisant les tissus mous où peuvent se retrouver des fragments de plomb (Figure 5). Ces résultats sont également mis en évidence par Monclús et al., 2020, dans une méta-analyse qui compare les différentes études réalisées sur les rapaces en Europe, le vautour fauve est également décrit comme l'espèce de vautour la plus exposée. Ces résultats confirment son rôle pertinent d'espèce sentinelle pour la contamination au plomb dans les écosystèmes de montagne et pour les autres espèces de vautours.

4) Perspectives et analyses complémentaires

Les résultats obtenus soulignent la nécessité d'un suivi renforcé afin de confirmer les tendances observées et de mieux caractériser les sources de contamination au plomb chez les vautours. Il est nécessaire de continuer le monitoring actif dans les différents massifs mais également dans les massifs alentours en augmentant le nombre de données afin d'avoir une meilleure représentativité. L'augmentation saisonnière des concentrations, observée tant dans le sang que dans le foie, suggère un impact direct de l'activité cynégétique, qui est la seule activité émettrice de plomb dans l'environnement ayant eu lieu simultanément sur les différents massifs durant la période étudiée. La poursuite des analyses de plombémies sur d'autres massifs à la fois avant et pendant la période de chasse permettra de renforcer cette hypothèse. L'étude des isotopes du plomb dans les prélèvements effectués en comparaison avec ceux identifiés dans des échantillons de sols et de munition de chasse permettra également de mieux discerner les parts respectives de l'environnement et de la chasse dans l'exposition des vautours au plomb. L'étude de l'exposition au plomb des populations d'ongulés sauvages serait également intéressante pour identifier la source d'intoxications des oiseaux.

Afin de mieux interpréter les résultats du monitoring actif et approfondir ces résultats, de plus ample recherches devraient évaluer les effets sublétaux du plomb en se basant sur des examens neurologiques et cliniques ainsi que sur des analyses biochimiques de certains marqueurs afin de relier plus précisément les concentrations mesurées à l'état de santé réel des oiseaux.

L'ensemble des résultats issus du monitoring passif mettent en évidence la persistance de mortalité en proportion non-négligeable liées à l'ingestion de munition de chasse contenant du plomb et ainsi que des cas de tir sur des vautours pouvant mener à leur intoxication lorsqu'ils ne les tuent pas tout de suite. En parallèle la détection de valeurs subcliniques ou modérées dans une large part de la population étudiée traduit également une contamination chronique diffuse, probablement liée à la consommation répétée de carcasses contaminées à faibles doses tout au long de l'année mais pouvant également être lié à des contaminations environnementales ou la consommation de gibier lui-même contaminé par son alimentation. Afin de mieux distinguer les expositions aiguës des expositions chroniques, ainsi que pour mieux comprendre la temporalité des intoxications, l'études d'autres organes comme les os et le cerveau serait intéressante. Il semble également intéressant d'étudier les dynamiques de populations de vautours fauve sur un temps plus long en lien avec les contaminations au plomb ainsi que les liens entre saturnisme et certaines causes de mortalités (collision avec des infrastructures humaines par exemple).

Enfin les teneurs en plomb observées lors de la période de pontes et de nourrissage des petits, questionnent sur l'impact de ce plomb chez ces jeunes en termes d'exposition et en termes de survie et de développement comportemental. Des projets à venir de dosage du plomb sur des coquilles d'œuf, des restes alimentaires et le sang des oisillons corrélés à des données GPS permettra peut-être de mieux cerner l'impact de ces contaminations.

CONCLUSION

Le Vautour fauve (*Gyps fulvus*) occupe une place centrale dans les écosystèmes montagnards français, où il joue un rôle clé de nécrophage et d'espèce sentinelle de la qualité de l'environnement. Dans le cadre du projet européen LIFE Gyp'Act, dont l'objectif est de favoriser la viabilité à long terme des populations de grands vautours entre Alpes et Pyrénées, cette thèse a pour but d'évaluer l'exposition au plomb des vautours fauves dans plusieurs massifs (Pyrénées, Massif central, Ardèche, Pré-alpes) et d'explorer les facteurs susceptibles d'influencer cette contamination, en particulier la saisonnalité et la période de chasse.

Pour répondre à ces objectifs, deux approches complémentaires ont été mises en œuvre :

- un monitoring actif, basé sur le dosage du plomb dans le sang de vautours vivants capturés entre juin 2023 et janvier 2024 ;
- un monitoring passif, fondé sur l'analyse des concentrations hépatiques en plomb chez des vautours fauves autopsiés entre 2023 et 2025 au CNITV.

Les résultats montrent que le plomb demeure un contaminant préoccupant pour les vautours fauves en France. En effet, d'une part, la majorité des individus vivants présentent des plombémies compatibles avec une exposition subclinique, avec une proportion non négligeable d'oiseaux dépassant les seuils d'intoxication clinique décrits dans la littérature. D'autre part, l'analyse des foies indique qu'environ 10 % des vautours autopsiés présentaient des concentrations hépatiques compatibles avec une intoxication aiguë sévère, vraisemblablement à l'origine de leur décès. Ces concentrations élevées coexistent avec des valeurs plus modérées chez la majorité des individus, suggérant une contamination à la fois récurrente et diffuse, mise en évidence dans des tissus à cinétique rapide (sang) comme dans des tissus à cinétique plus lente (foie).

L'étude met également en évidence des variations saisonnières : les concentrations de plomb, tant sanguines qu'hépatiques, ont tendance à augmenter entre l'automne et l'hiver, période qui coïncide avec l'intensification de l'activité cynégétique. Cette synchronie, renforcée par la mise en évidence de fragments de munitions dans le tube digestif ou les tissus de certains individus intoxiqués, suggère une contribution probable de la chasse à la contamination, via la consommation de carcasses ou de viscères contenant des résidus de munitions. Néanmoins, les résultats doivent être interprétés dans une approche écosystémique : le plomb peut également provenir d'autres sources environnementales (contexte géologique local, anciennes activités industrielles ou minières, pollutions diffuses), et la chasse ne peut être considérée comme l'unique facteur explicatif.

Cette thèse souligne ainsi l'importance de poursuivre et de renforcer les actions déjà engagées dans le cadre du projet LIFE Gyp'Act et de la réglementation européenne, notamment la promotion des munitions non toxiques. Une réduction progressive de l'usage du plomb, associée à une sensibilisation des acteurs de terrain (chasseurs, gestionnaires d'espaces naturels, naturalistes), constitue une mesure pragmatique pour diminuer la contamination de la faune nécrophage sans opposer conservation et pratiques cynégétiques.

Sur le plan méthodologique et scientifique, ce travail met en évidence l'intérêt de combiner :

- des données de terrain standardisées (captures, autopsies, radiographies) ;
- des analyses toxicologiques multi-tissus (sang, foie, et à l'avenir os) ;
- et, à plus long terme, des approches isotopiques permettant de distinguer les sources de plomb (munitions vs plomb environnemental).

Par son écologie, sa longévité et sa position au sommet de la chaîne trophique, le Vautour fauve se confirme comme un indicateur pertinent de la santé des écosystèmes montagnards. Les résultats de cette thèse montrent qu'il reste exposé de manière significative au plomb, tout en offrant un outil précieux pour suivre l'efficacité des mesures de réduction de ce contaminant. La poursuite des programmes de suivi, couplée à des analyses plus fines des sources d'exposition, permettra de mieux orienter les actions de prévention et de conservation à l'échelle des territoires, au bénéfice des vautours mais aussi de l'ensemble de la faune sauvage qui partage ces milieux.

BIBLIOGRAPHIE

- A&E. (2024, octobre 30). Condamnés pour avoir empoisonné une espèce protégée. *Agriculture et Environnement*. <https://www.agriculture-environnement.fr/2024/10/30/condamne-empoisonne-espece-protegee>
- Amara, A., Bisson, M., Hulot, C., & Maresceaux, N. (2016). *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques* (DRC-09-103112-08910C). INERIS.
- ANSES. (2018). *Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif au « risque sanitaire lié à la consommation de gibier au regard des contaminants chimiques environnementaux (dioxines, polychlorobiphényles (PCB), cadmium et plomb) »* (Avis Saisine n° 2015-SA-0109; p. 74). ANSES.
[extension://bfdogplmndidlpjfhiojckpakkdjkkil/pdf/viewer.html?file=https%3A%2F%2Fwww.anses.fr%2Fen%2Fsystem%2Ffiles%2FERCA2015SA0109.pdf%3Futm_source%3Dchatgpt.com](https://bfdogplmndidlpjfhiojckpakkdjkkil/pdf/viewer.html?file=https%3A%2F%2Fwww.anses.fr%2Fen%2Fsystem%2Ffiles%2FERCA2015SA0109.pdf%3Futm_source%3Dchatgpt.com)
- Arrêté du 7 août 1998 relatif à l'élimination des cadavres d'animaux et au nourrissage des rapaces nécrophages (1998). <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000572740>
- Arrondo, E., Navarro, J., Perez-García, J. M., Mateo, R., Camarero, P. R., Martin-Doimeadios, R. C. R., Jiménez-Moreno, M., Cortés-Avizanda, A., Navas, I., García-Fernández, A. J., Sánchez-Zapata, J. A., & Donázar, J. A. (2020). Dust and bullets : Stable isotopes and GPS tracking disentangle lead sources for a large avian scavenger. *Environmental Pollution*, 266, 115022.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115022>
- Article R4624-23—Code du travail—Légifrance. (s. d.). Consulté 27 mai 2025, à l'adresse https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000036483826
- ATSDR. (2007). *Toxicological profile for lead*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>

- Bassi, E., Facchetti, R., Ferloni, M., Pastorino, A., Bianchi, A., Fedrizzi, G., Bertolotti, I., & Andreotti, A. (2021). Lead contamination in tissues of large avian scavengers in south-central Europe. *Science of The Total Environment*, 778, 146130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146130>
- Baud, F., & Garnier, R. (2017). *Toxicologie clinique*. Médecine sciences.
- Berglund, M., Akesson, A., Bjellerup, P., & Vahter, M. (2000). Metal-bone interactions. *Toxicology Letters*, 112-113, 219-225. [https://doi.org/10.1016/s0378-4274\(99\)00272-6](https://doi.org/10.1016/s0378-4274(99)00272-6)
- Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J.-M., Mastain, O., Chollet, J.-Y., Joncour, G., & Razin, M. (2015). VIGILANCE POISON : Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.003>
- Blanco, G., Lemus, J. A., Grande, J., Gangoso, L., Grande, J. M., Donázar, J. A., Arroyo, B., Frias, O., & Hiraldo, F. (2007). Retracted Geographical variation in cloacal microflora and bacterial antibiotic resistance in a threatened avian scavenger in relation to diet and livestock farming practices—Blanco—2007—Environmental Microbiology—Wiley Online Library. *Environnemental Microbiology*, Volume 9(Issue 7), 1738-1749. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01291.x>
- Buechley, E. R., & Sekercioglu, C. H. (2016). Vultures. *Current Biology: CB*, 26(13), R560-R561. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.01.052>
- Carmouche, J. J., Puzas, J. E., Zhang, X., Tiyapatanaputi, P., Cory-Slechta, D. A., Gelein, R., Zuscik, M., Rosier, R. N., Boyce, B. F., O'Keefe, R. J., & Schwarz, E. M. (2005). Lead exposure inhibits fracture healing and is associated with increased chondrogenesis, delay in cartilage mineralization, and a decrease in osteoprogenitor frequency. *Environmental Health Perspectives*, 113(6), 749-755. <https://doi.org/10.1289/ehp.7596>
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Azorín, B., Nicolas, O., Colaço, J., Pires, M. J., Agustí, S., Casas-Díaz, E., Lavin, S., & Oliveira, P. A. (2015). Assessment of the exposure to heavy metals in

- Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113, 295-301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.016>
- Carneiro, M., Colaço, B., Brandão, R., Ferreira, C., Santos, N., Soeiro, V., Colaço, A., Pires, M. J., Oliveira, P. A., & Lavín, S. (2014). Biomonitoring of heavy metals (Cd, Hg, and Pb) and metalloid (As) with the Portuguese common buzzard (*Buteo buteo*). *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(11), 7011-7021. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3906-3>
- Carneiro, M., Oliveira, P. A., Brandão, R., Francisco, O. N., Velarde, R., Lavín, S., & Colaço, B. (2016). Lead Poisoning Due to Lead-Pellet Ingestion in Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) From the Iberian Peninsula. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 30(3), 274-279. <https://doi.org/10.1647/2014-051>
- Cartigny, Y. (2004). *Les alliages à base de plomb pour batteries acides : A) Etude thermodynamique des alliages PbCaSn ; B) Optimisation d'un nouveau procédé d'élaboration des grilles d'électrodes par métallurgie des poudres* [Phdthesis, Université Henri Poincaré - Nancy 1]. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01747496>
- Castellanos, P., Mateo, Rafael, Reglero, Manuel M., Estesio, Milagros C., Fernández-Santos, María R., & Garde, J. J. (2008). In vitro effects of lead on fatty acid composition, oxidative stress biomarkers and quality of ram spermatozoa. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 90(6), 1163-1175. <https://doi.org/10.1080/02772240801936810>
- Castro, I., Aboal, J. R., Fernández, J. A., & Carballeira, A. (2011). Use of raptors for biomonitoring of heavy metals : Gender, age and tissue selection. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(3), 347-351. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0220-4>
- Chanel, O., Dollfus, C., Haguenoer, J.-M., Hartemann, P., Huel, G., Larroque, B., Lison, D., Marret, S., Pinon-Lataillade, G., Prémont, J., Verneuil, H. de, & Zmirou, D. (1999). *Plomb dans l'environnement : Quels risques pour la santé ?* (p. 451 pages, graphiques, références

- bibliographiques disséminées) [Report, Institut national de la santé et de la recherche médicale(INSERM)]. <https://hal-lara.archives-ouvertes.fr/hal-01571950>
- Chen, Y., Xiang, L., Chen, P., & Zhao, H. (2023). Vultures as a model for testing molecular adaptations of dietary specialization in birds. *Avian Research*, *14*, 100128.
<https://doi.org/10.1016/j.avrs.2023.100128>
- Chiverton, L., Cromie, R., & Kock, R. (2022). European mammal exposure to lead from ammunition and fishing weight sources. *Heliyon*, *8*(8), e10014.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10014>
- Christou, A., Hadjisterkotis, E., Dalias, P., Demetriou, E., Christofidou, M., Kozakou, S., Michael, N., Charalambous, C., Hatzigeorgiou, M., Christou, E., Stefani, D., Christoforou, E., & Neocleous, D. (2022). Lead contamination of soils, sediments, and vegetation in a shooting range and adjacent terrestrial and aquatic ecosystems : A holistic approach for evaluating potential risks. *Chemosphere*, *292*, 133424. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133424>
- Cugnasse, J.-M., Poudré, L., Constantin, P., & Garde, L. (2017). *Poudré L., Constantin P., Cugnasse J.M. et Garde L. (2017). Plan national d'actions. Vautour fauve et Activités d'élevage. 2017-2026. Ministère de l'Ecologie, du développement durable et de l'Energie : 131p.*
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12372.19849>
- De Francisco, N., Ruiz Troya, J. D., & Agüera, E. I. (2003). Lead and lead toxicity in domestic and free living birds. *Avian Pathology: Journal of the W.V.P.A*, *32*(1), 3-13.
<https://doi.org/10.1080/0307945021000070660>
- De Klemm, C. (1990). La Convention de Ramsar et la conservation des zones humides côtières, particulièrement en Méditerranée. *Revue juridique de l'Environnement*, *15*(4), 577-598.
<https://doi.org/10.3406/rjenv.1990.2647>
- Descalzo, E., Camarero, P. R., Sánchez-Barbudo, I. S., Martínez-Haro, M., Ortiz-Santaliestra, M. E., Moreno-Opo, R., & Mateo, R. (2021). Integrating active and passive monitoring to assess

- sublethal effects and mortality from lead poisoning in birds of prey. *Science of The Total Environment*, 750, 142260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142260>
- DGS_Anne.M, & DGS_Anne.M. (2023, novembre 1). *Sources d'exposition au plomb*. Ministère de la Santé et de la Prévention. <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/batiments/article/sources-d-exposition-au-plomb>
- Di Vittorio, M. (2006). *Di Vittorio M., 2006. Reintroduction of the Griffon Vulture Gyps fulvus in Nebrodi Regional Park, Sicily. In : Houston, D.C. & S.E. Piper (eds). 2006. Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. 176 pages. ISBN: 960-367-023-5.*
- Douay, F., Roussel, H., Pruvot, C., Loriette, A., & Fourrier, H. (2008). Assessment of a remediation technique using the replacement of contaminated soils in kitchen gardens nearby a former lead smelter in Northern France. *Science of The Total Environment*, 401(1), 29-38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.025>
- Duriez, O., & Issa, N. (2015). *Vautour fauve* (Vol. 1-2). Delachaux & Niestlé.
- Duriez, O., Kato, A., Tromp, C., Dell'Omo, G., Vyssotski, A. L., Sarrazin, F., & Ropert-Coudert, Y. (2014). How Cheap Is Soaring Flight in Raptors? A Preliminary Investigation in Freely-Flying Vultures. *PLOS ONE*, 9(1), e84887. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084887>
- Duriez, O., & Sarrazin, F. (2018, mars 22). *Vautours fauves | Observer aujourd'hui, préparer demain*. OREME. <https://oreme.org/observation/ecopop/vautours-fauves/>
- Eens, M., Pinxten, R., Verheyen, R. F., Blust, R., & Bervoets, L. (1999). Great and Blue Tits as Indicators of Heavy Metal Contamination in Terrestrial Ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44(1), 81-85. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1828>
- EFESE. (2021). *Mettre en valeur les espèces sauvages et leurs fonctions écologiques dans les territoires* *Recommandations à partir du cas de la réintroduction des vautours dans les parcs naturels régionaux du Vercors et des Baronnies provençales*. www.ecologique-solidaire.gouv.fr/Efese

- EFSA. (2010). Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA journal*, 8(4).
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- Eisler, R. (1988). *Lead Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates : A Synoptic Review*. U.S. Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center.
- Eliotout, B. (2007). *Le vautour fauve* (Première édition). Delachaux & Niestlé.
- Ellis, M. B., & Miller, C. A. (2023). Efforts to ban lead ammunition : A comparison between Europe and the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 47(2), e1449. <https://doi.org/10.1002/wsb.1449>
- Epps, C. W. (2014). Considering the switch : Challenges of transitioning to non-lead hunting ammunition. *The Condor: Ornithological Applications*, 116(3), 429-434.
<https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-78.1>
- Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., & García-Fernández, A. J. (2014). Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environmental Research*, 129, 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.008>
- Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., & García-Fernández, A. J. (2015). Delta-aminolevulinic acid dehydratase (δ ALAD) activity in four free-living bird species exposed to different levels of lead under natural conditions. *Environmental Research*, 137, 185-198.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.017>
- Ethier, A. L. M., Braune, B. M., Scheuhammer, A. M., & Bond, D. E. (2007). Comparison of lead residues among avian bones. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 145(3), 915-919.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.001>
- European comission. (2021). *Strengthening the reintroduction program to restore the Gypaetus barbatus metapopulation between the Alps and the Pyrenees*. Life Public Data Base.
<https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE21-NAT-FR-LIFE-GYPACT-101074131/strengthening-the-reintroduction-program-to-restore-the-gypaetus-barbatus-metapopulation-between-the-alpsand-the-pyrenees>

- Fallon, J. A., Redig, P., Miller, T. A., Lanzone, M., & Katzner, T. (2017). Guidelines for evaluation and treatment of lead poisoning of wild raptors. *Wildlife Society Bulletin*, 41(2), 205-211.
<https://doi.org/10.1002/wsb.762>
- Fernandez, J., & Fernandez, J. (1974). Sobre sexo, mecanismos y proceso de reproducción en el buitre leonado *Gyps fulvus*. *Doñana Acta Vertebrata*, 1(2), 193-199.
- Ferreira, H., Romano, M., Beldomenico, P., Caselli, A., Correa, A., & Uhart, M. (2014). Lead gunshot pellet ingestion and tissue lead levels in wild ducks from Argentine hunting hotspots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103, 74-81.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.10.015>
- Fleming, R. H., McCormack, H. A., & Whitehead, C. C. (2000). Prediction of breaking strength in osteoporotic avian bone using digitized fluoroscopy, a low cost radiographic technique. *Calcified Tissue International*, 67(4), 309-313. <https://doi.org/10.1007/s002230001120>
- Fluhr, J. (2017). *Stratégies de prospection alimentaire chez le Vautour fauve (Gyps fulvus) et mesures de conservation* [Phdthesis, Université de Montpellier]. <https://theses.hal.science/tel-01799114>
- Franson, J. C. (1996). *Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl*. 265-279.
- Franson, J. C., & Friend, M. (2015). Field Manual of Wildlife Diseases. In *Techniques and Methods* (15). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/tm15>
- Franson, J. C., & Pain, D. (2011). Lead in Birds. *United States Geological Survey: Staff Publications*.
<https://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/974>
- Gangoso, L., Álvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, Alejandro. A. B., Mateo, R., Hiraldo, F., & Donazar, J. A. (2009). Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environmental Pollution*, 157(2), 569-574.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.015>
- Gangoso, L., Mateo, R., Santamaría-Cervantes, C., García-Alfonso, M., Gimeno-Castellano, C., Arrondo, E., Serrano, D., van Overveld, T., de la Riva, M., Cabrera, M. A., & Donazar, J. A.

- (2024). Blood lead levels in an endangered vulture decline following changes in hunting activity. *Environmental Research*, 252, 118712. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118712>
- Garnier, R. (2005). Toxicité du plomb et de ses dérivés. *EMC - Toxicologie-Pathologie*, 2(2), 67-88. <https://doi.org/10.1016/j.emctp.2004.10.004>
- Gaudillat, Argagnon, & Bensettiti. (2018, mars). *Habitats d'intérêt communautaire : Actualisation des interprétations des Cahiers d'habitats | Natura 2000*. <https://www.natura2000.fr/documentation/references-bibliographiques/habitats-interet-communautaire-actualisation>
- Gault-Pouliquen, A. (2006). *Prospection alimentaire et impact de la distribution spatiale et temporelle des ressources trophiques chez le Vautour fauve (Gyps fulvus)* [Thèse de doctorat, Université Paris VI]. <https://docslib.org/doc/8720672/ecologie-agn%C3%A8s-gault-prospection-alimentaire-et-impact-de-la-distri>
- Gensbol, B. (2005). *Guide des rapaces diurnes. Europe, Afrique du Nord et Moyen-Orient* (Delachaux&Niestlé).
- Gil-Sánchez, J. M., Molleda, S., Sánchez-Zapata, J. A., Bautista, J., Navas, I., Godinho, R., García-Fernández, A. J., & Moleón, M. (2018). From sport hunting to breeding success : Patterns of lead ammunition ingestion and its effects on an endangered raptor. *Science of The Total Environment*, 613-614, 483-491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.069>
- González, F., López, I., Suarez, L., Moraleda, V., & Rodríguez, C. (2017). Levels of blood lead in Griffon vultures from a Wildlife Rehabilitation Center in Spain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.010>
- Grainger Hunt, W. (2012). Implications of Sublethal Lead Exposure In Avian Scavengers. *Journal of raptor research*, 46(4), 389-393. <https://doi.org/10.3356/JRR-11-85.1>
- Green, R. E., Newton, I., Schultz, S., Cunningham, A. A., Gilbert, M., Pain, D. J., & Prakash, V. (2004). Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian

- subcontinent—GREEN - 2004—Journal of Applied Ecology—Wiley Online Library. *Journal of applied ecology*, 41, 793-800. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00954.x>
- Guillaume. (2020, juin 18). Munitions de chasse au plomb et pollution. *Louernos Nature*.
<https://louernos-nature.fr/chasse-plomb-pollution/>
- Hernández, M., & Margalida, A. (2009). Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environmental Research*, 109(7), 837-842. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.05.001>
- Herrero Villar, M., Taggart, M., & Mateo, R. (2024). Pharmaceuticals in avian scavengers and other birds of prey : A toxicological perspective to improve risk assessments. *Science of The Total Environment*, 948, 174425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174425>
- Horowitz, I. H., Yanco, E., Nadler Valency, R., Anglister, N., Landau, S., Elias, R., Lublin, A., Perl, S., Ederly, N., & Rosenzweig, A. B. (2014). Acute Lead Poisoning in a Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Israel. *Israel Journal of Veterinary Medicine*, 69, 163-168.
- Hydeskov, H. B., Arnemo, J. M., Lloyd Mills, C., Gentle, L. K., & Uzal, A. (2024). A Global Systematic Review of Lead (Pb) Exposure and its Health Effects in Wild Mammals. *Journal of Wildlife Diseases*, 60(2), 285-297. <https://doi.org/10.7589/JWD-D-23-00055>
- INRS. (2020, novembre). *Interventions sur les peintures contenant du plomb—Brochure—INRS*.
<https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%206374>
- INRS. (2025). *Plomb et composés minéraux (FT 59). Généralités—Fiche toxicologique—INRS*. INRS.
https://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox/fiche.html?refINRS=FICHETOX_59
- Jean, A. (1980). *Les vautours d'Europe occidentale. Biologie et protection* [Thèse de doctorat vétérinaire]. Ecole nationale vétérinaire d'Alfort.
- Kanstrup, N., & Stenkjær, K. (2015). Skovhagl—Er der fortsat grundlag for en særlig forvaltning? In *Skovhagl—Er der fortsat grundlag for en særlig forvaltning?* (Rapport 978-87-7903711-3). Københavns Universitet.

- Kanstrup, N., Swift, J., Stroud, D. A., & Lewis, M. (2018). Hunting with lead ammunition is not sustainable : European perspectives. *Ambio*, 47(8), 846-857. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1042-y>
- Kelly, T. R., Poppenga, R. H., Woods, L. A., Hernandez, Y. Z., Boyce, W. M., Samaniego, F. J., Torres, S. G., & Johnson, C. K. (2013). Causes of mortality and unintentional poisoning in predatory and scavenging birds in California. *Veterinary Record Open*, 1(1), e000028. <https://doi.org/10.1136/vropen-2014-000028>
- Khwankitrittikul, P., Poapolathep, A., Poapolathep, S., Prasanwong, C., Kulprasertsri, S., & Khidkhan, K. (2024). Species Differences and Tissue Distribution of Heavy Metal Residues in Wild Birds. *Animals : an Open Access Journal from MDPI*, 14(2), 308. <https://doi.org/10.3390/ani14020308>
- King, M., Ramachandran, V., Prengaman, R., DeVito, S., & Breen, J. (2005). *Lead and Lead Alloys*. <https://doi.org/10.1002/0471238961.1205010411091407.a01.pub2>
- Klaassen, C. D. (2018). *Casarett & Doull's Toxicology : The Basic Science of Poisons, 9th Edition*. McGraw-Hill Education.
- Knott, J., Gilbert, J., Green, R. E., & Hoccom, D. G. (2009). Comparison of the lethality of lead and copper bullets in deer control operations to reduce incidental lead poisoning; field trials in England and Scotland. *Conservation Evidence*, 6, 71-78.
- Krone, O. (2018). Lead Poisoning in Birds of Prey. In J. H. Sarasola, J. M. Grande, & J. J. Negro (Éds.), *Birds of Prey* (p. 251-272). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_11
- Labouré, A., Granier, G., Helly, B., Heredia, C., Gourlan, A. T., Delile, H., Audin, L., & Guédron, S. (2022). L'exploitation et l'utilisation du plomb dans l'Antiquité et ses conséquences éventuelles sur la santé des populations : L'exemple de Vienne (Isère, France). *Bulletins et mémoires de la Société d'Anthropologie de Paris. BMSAP*, 34((S)), Article (S). <https://doi.org/10.4000/bmsap.8935>

- Le Clech, B. (1998). *Environnement et agriculture* (2e éd). Synthèse agricole.
- Le Gouar, P., Sulawa, J., Henriquet, S., Tessier, C., & Sarrazin, F. (2011). Low evidence for extra-pair fertilizations in two reintroduced populations of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). *Journal of Ornithology*, *152*(2), 359-364. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0593-x>
- Levallois, P., Barn, P., Valcke, M., Gauvin, D., & Kosatsky, T. (2018). Public Health Consequences of Lead in Drinking Water. *Current Environmental Health Reports*, *5*(2), 255-262. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0193-0>
- Lisney, T. J., Stecyk, K., Kolominsky, J., Graves, G. R., Wylie, D. R., & Iwaniuk, A. N. (2013). Comparison of eye morphology and retinal topography in two species of New World vultures (Aves : Cathartidae). *Anatomical Record (Hoboken, N.J.: 2007)*, *296*(12), 1954-1970. <https://doi.org/10.1002/ar.22815>
- Martínez, F., Carrete, M., & Blanco, G. (2025). Spatial, social, and environmental factors influencing natal dispersal in the colonial griffon vulture. *Current Zoology*, *71*(2), 170-183. <https://doi.org/10.1093/cz/zoae037>
- Mateo, R., & Kanstrup, N. (2019). Regulations on lead ammunition adopted in Europe and evidence of compliance. *Ambio*, *48*(9), 989-998. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01170-5>
- Mateo, R., Lavilla, M. J., & Camarero, P. R. (2025). Non-invasive assessment of the spatio-temporal variations of exposure to lead ammunition in Eurasian griffon vultures in Spain. *Environmental Pollution*, *385*, 127108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127108>
- Mateo, R., & Toledo, R. (2009). Lead Poisoning in Wild Birds in Europe and the Regulations Adopted by Different Countries. *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. <https://doi.org/10.4080/ilsa.2009.0107>
- Meignie, A. (2023). La contamination environnementale et les intoxications au plomb liées à l'activité de chasse. *Science du vivant*.
- MNHN & OFB. (2003a). *Fiche de Aegypius monachus (Linnaeus, 1766)*. Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/2869

- MNHN & OFB. (2003b). *Fiche de Gypaetus barbatus (Linnaeus, 1758)—Gypaète barbu*. Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/2852
- MNHN & OFB. (2003c). *Fiche de Gyps fulvus (Hablizl, 1783)—Vautour fauve*. Inventaire National du Patrimoine Naturel. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/2860
- MNHN & OFB. (2003d). *Fiche de Neophron percnopterus (Linnaeus, 1758)*. Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN). https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/2856
- Monclús, L., Shore, R. F., & Krone, O. (2020). Lead contamination in raptors in Europe : A systematic review and meta-analysis. *Science of The Total Environment*, *748*, 141437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141437>
- Mondain-Monval, J.-Y., Defos de Rau, P., Guillemain, M., & Olivier, A. (2015). Switch to non-toxic shot in the Camargue, France : Effect on waterbird contamination and hunter effectiveness | European Journal of Wildlife Research. *European Journal of Wildlife Research*, *61*, 271-283. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0897-x>
- Navarro, I., & Castillo-Contreras, R. (2025). Game Species Management and Ecosystem Health : Leveraging Vulture Scavenging to Improve Carcass Disposal and Health Risk Reduction. *Animals : an Open Access Journal from MDPI*, *15*(5), 732. <https://doi.org/10.3390/ani15050732>
- Needleman, H. L. (2013). History of Lead poisoning in the world. *The physical science basis*, *59*(9), 1-30. <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.med.55.091902.103653>
- Needleman, H. L., & Leviton, A. (1979). Lead and neurobehavioural deficit in children. *Lancet (London, England)*, *2*(8133), 104. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(79\)90162-4](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(79)90162-4)
- Nkosi, D. V., Bekker, J. L., & Hoffman, L. C. (2021). Toxic Metals in Wild Ungulates and Domestic Meat Animals Slaughtered for Food Purposes : A Systemic Review. *Foods*, *10*(11). <https://doi.org/10.3390/foods10112853>

Nysten, P.-H. (1771-1818) A. du texte. (1811). *Recherches de physiologie et de chimie pathologiques , pour faire suite à celles de Bichat sur la vie et la mort ; par P.-H. Nysten,...*

<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k6387883b>

OFB. (2023). *Les zones humides*. Office français de la biodiversité. <https://www.ofb.gouv.fr/les-zones-humides>

Ogada, D. L., Keesing, F., & Virani, M. Z. (2012). Dropping dead : Causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249(1), 57-71.

<https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06293.x>

Pain, D. J., & Amiardtriquet, C. (1993). Lead Poisoning of Raptors in France and Elsewhere.

Ecotoxicology and Environmental Safety, 25(2), 183-192.

<https://doi.org/10.1006/eesa.1993.1017>

Pain, D. J., Mateo, R., & Green, R. E. (2019). Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife : A review and update. *Ambio*, 48(9), 935-953. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01159-0>

Pelou, C. (2018). *Étude d'un cas clinique : Saturnisme chronique suite à un traumatisme balistique*. 86.

Pierce, B., Roster, T., Frisbie, M., Mason, C., & Roberson, J. (2014). A comparison of lead and steel shot loads for harvesting mourning doves—Pierce—2015—Wildlife Society Bulletin—Wiley Online Library. *Wildlife Society Bulletin*, 39(1), 103-115. <https://doi.org/10.1002/wsb.504>

Pikula, J., Hajkova, P., Bandouchova, H., Bednarova, I., Adam, V., Beklova, M., Kral, J., Ondracek, K., Osickova, J., Pohanka, M., Sedlackova, J., Skochova, H., Sobotka, J., Tremel, F., & Kizek, R. (2013). Lead toxicosis of captive vultures : Case description and responses to chelation therapy. *BMC Veterinary Research*, 9, 11. <https://doi.org/10.1186/1746-6148-9-11>

Pineau, A., Fauconneau, B., Plouzeau, E., Fernandez, B., Quellard, N., Levillain, P., & Guillard, O. (2017). Ultrastructural study of liver and lead tissue concentrations in young mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) after ingestion of single lead shot. *Journal of Toxicology and*

- Environmental Health, Part A*, 80(3), 188-195.
<https://doi.org/10.1080/15287394.2017.1279093>
- Plaza, P. I., & Lambertucci, S. A. (2019). What do we know about lead contamination in wild vultures and condors? A review of decades of research. *Science of The Total Environment*, 654, 409-417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.099>
- Plumb's. (2025). *Diazepam*. <https://academic-plumbs-com.ezproxy.vetagro-sup.fr/drug/x9Kt8MPnT1PROD?source=search&searchQuery=diaze>
- Popov Aleksandrov, A., Tucovic, D., Kulas, J., Popovic, D., Kataranovski, D., Kataranovski, M., & Mirkov, I. (2024). Toxicology of chemical biocides : Anticoagulant rodenticides – Beyond hemostasis disturbance. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 277, 109841. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2024.109841>
- Potier, S., Mitkus, M., & Kelber, A. (2020). Visual adaptations of diurnal and nocturnal raptors. *Seminars in Cell & Developmental Biology*, 106, 116-126.
<https://doi.org/10.1016/j.semcdb.2020.05.004>
- Provencher, J. F., Forbes, M. R., Hennin, H. L., Love, O. P., Braune, B. M., Mallory, M. L., & Gilchrist, H. G. (2016). Implications of mercury and lead concentrations on breeding physiology and phenology in an Arctic bird. *Environmental Pollution*, 218, 1014-1022.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.052>
- Ruuskanen, S., Laaksonen, T., Morales, J., Moreno, J., Mateo, R., Belskii, E., Bushuev, A., Järvinen, A., Kerimov, A., Krams, I., Morosinotto, C., Mänd, R., Orell, M., Qvarnström, A., Slate, F., Tilgar, V., Visser, M. E., Winkel, W., Zang, H., & Eeva, T. (2014). Large-scale geographical variation in eggshell metal and calcium content in a passerine bird (*Ficedula hypoleuca*). *Environmental Science and Pollution Research International*, 21(5), 3304-3317.
<https://doi.org/10.1007/s11356-013-2299-0>
- Sassi, Y. (2023). *De l'individu au groupe : Étude du comportement de vol des vautours fauves* [Phdthesis, Université de Montpellier]. <https://hal.science/tel-04977863>

- Scheuhammer, A. M. (1987). The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds :
A review—ScienceDirect. *Environmental Pollution*, 46(4), 263-295.
[https://doi.org/10.1016/0269-7491\(87\)90173-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(87)90173-4)
- SCOTT, D. E. (2021). *Raptor Medicine, Surgery and Rehabilitation. 3rd edition* [Ouvrage]. CABI.
<https://alex.vetagro-sup.fr/Record.htm?record=19446447124912646299&idlist=1>
- Slabe, V. A., Anderson, J. T., Cooper, J., Miller, T. A., Brown, B., Wrona, A., Ortiz, P., Buchweitz, J.,
McRuer, D., Dominguez-Villegas, E., Behmke, S., & Katzner, T. (2020). Feeding Ecology Drives
Lead Exposure of Facultative and Obligate Avian Scavengers in the Eastern United States.
Environmental Toxicology and Chemistry, 39(4), 882-892. <https://doi.org/10.1002/etc.4680>
- Snoeijs, T., Dauwe, T., Pinxten, R., Vandesande, F., & Eens, M. (2004). Heavy metal exposure affects
the humoral immune response in a free-living small songbird, the great tit (*Parus major*).
Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 46(3), 399-404.
<https://doi.org/10.1007/s00244-003-2195-6>
- Soria, R. M., Coll, N. V., & Santaliestra, M. E. O. (2013). Intoxicación por munición de plomo en aves
silvestres en España y medidas para reducir el riesgo: *Ecosistemas*, 22(2), Article 2.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-2.10>
- Stamberov, P., & Mehmedov, T. (2020). *STUDIES OF LEAD RESIDUES IN BONES AND FEATHERS OF
GRIFFON VULTURES.*
- Stephenson, P. (2022, février 22). Ancient Roman Pollution. *Roundtable*.
<https://www.laphamsquarterly.org/roundtable/ancient-roman-pollution>
- Syndicat Mixte du Parc Naturel régional de Corse – Parcu di Corsica. (2021). Life GYPRESCUE.
<https://www.gypaetecorse.com/En/>. <https://www.gypaetecorse.com/en/life-gyprescue/>
- Tanquerel Des Planches, L. J. C. M. A. du texte. (1839). *Traité des maladies de plomb ou saturnines.*
Tome 1 / par L. Tanquerel Des Planches,... <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k6365933m>

- Thomas, V. G., & Guitart, R. (2009). Limitations of European Union policy and law for regulating use of lead shot and sinkers : Comparisons with North American regulation. *Environnemental policy and governance*, 20(1), pp 57-72. <https://doi.org/10.1002/eet.527>
- Thomas, V. G., Kanstrup, N., & Fox, A. D. (2019). The transition to non-lead sporting ammunition and fishing weights : Review of progress and barriers to implementation. *Ambio*, 48(9), 925-934. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1132-x>
- Thomas, V. G., Kanstrup, N., & Gremse, C. (2015). Key questions and responses regarding the transition to use of lead-free ammunition. *Lead ammunition: Understanding and minimising the risks to human and environmental health*, 125-135.
- Thompson, L. J., Krüger, S. C., Coverdale, B. M., Shaffer, L. J., Ottinger, M. A., Davies, J. P., Daboné, C., Kibuule, M., Cherkaoui, S. I., Garbett, R. A., Phipps, W. L., Buechley, E. R., Godino Ruiz, A., Lecoq, M., Carneiro, C., Harrell, R. M., Gore, M. L., & Bowerman, W. W. (2021). Assessing African Vultures as Biomonitors and Umbrella Species. *Frontiers in Conservation Science*, 2. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.729025>
- Titton, M. (2010). *Guide pratique : Le saturnisme, intoxication par le plomb*. ARS du centre. [extension://bfdogplmndidlpjfhhoijckpakkdjkkil/pdf/viewer.html?file=https%3A%2F%2Fwww.centre-val-de-loire.ars.sante.fr%2Fmedia%2F2283%2Fdownload%3Finline](https://bfdogplmndidlpjfhhoijckpakkdjkkil/pdf/viewer.html?file=https%3A%2F%2Fwww.centre-val-de-loire.ars.sante.fr%2Fmedia%2F2283%2Fdownload%3Finline)
- undefined. (1988). *Grands Rapaces et Corvidés des montagnes d'Europe*. Centre pyrénéen de biologie et anthropologie des montagnes.
- van Geen, A., Yao, Y., Ellis, T., & Gelman, A. (2020). Fallout of Lead Over Paris From the 2019 Notre-Dame Cathedral Fire. *GeoHealth*, 4(8), e2020GH000279. <https://doi.org/10.1029/2020GH000279>
- Wani, A. L., Ara, A., & Usmani, J. A. (2015). Lead toxicity : A review. *Interdisciplinary Toxicology*, 8(2), 55-64. <https://doi.org/10.1515/intox-2015-0009>
- Williams, R. J., Tannenbaum, L. V., Williams, S. M., Holladay, S. D., Tuckfield, R. C., Sharma, A., Humphrey, D. J., & Gogal, R. M. (2017). Ingestion of a Single 2.3 mm Lead Pellet by Laying

Roller Pigeon Hens Reduces Egg Size and Adversely Affects F1 Generation Hatchlings. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(4), 513-521.

<https://doi.org/10.1007/s00244-017-0406-9>

XirouchakKis, S. M., & and Mylonas, M. (2007). Breeding behaviour and parental care in the Griffon Vulture *Gyps fulvus* on the island of Crete (Greece). *Ethology Ecology & Evolution*, 19(1), 1-26.

<https://doi.org/10.1080/08927014.2007.9522578>

Zimet, Z., Bilban, M., Fabjan, T., Suhadolc, K., Poljšak, B., & Osredkar, J. (2017). Lead Exposure and Oxidative Stress in Coal Miners. *Biomedical and Environmental Sciences: BES*, 30(11),

841-845. <https://doi.org/10.3967/bes2017.113>

TITRE

ETUDE DE LA SAISONNALITE DE L'EXPOSITION AU PLOMB CHEZ LES VAUTOURS FAUVES EN RELATION AVEC LES ACTIVITES CYNEGETIQUES DANS LE CADRE DU PROJET LIFE GYP'ACT

Auteur

COUFFRANT Océane

Résumé

Ce travail s'inscrit dans le projet européen LIFE Gyp'Act, visant à renforcer la viabilité des populations de Gypaète barbu entre les Alpes et les Pyrénées en réduisant les pressions anthropiques, notamment l'exposition au plomb. Le Vautour fauve (*Gyps fulvus*), espèce abondante et sensible aux contaminants présents dans les carcasses, a été utilisé comme sentinelle pour évaluer cette contamination. Deux approches complémentaires ont été menées : un monitoring actif, fondé sur l'analyse de la plombémie d'oiseaux capturés dans l'Aude, les Baronnies et le Massif central, et un monitoring passif, reposant sur la mesure du plomb hépatique chez des individus retrouvés morts.

Au total, 179 échantillons de sang (2023–2024) montrent une variabilité de 6,29 à 85,46 µg/dL, avec une médiane de 25,56 µg/dL. Environ 60 % des oiseaux présentent une intoxication subclinique et 10 % une intoxication clinique. Ni l'âge ni le sexe n'influencent la plombémie, mais de fortes variations saisonnières apparaissent, avec une augmentation marquée en période de chasse. Les individus capturés entre octobre et janvier sont beaucoup plus exposés, suggérant un lien direct avec la consommation de carcasses de gibier contaminées par des fragments de munitions.

Le monitoring passif confirme une exposition diffuse dans tous les massifs : 76 % des foies analysés présentent des teneurs <6 mg/kg MS, mais 10,4 % dépassent 30 mg/kg MS, seuil d'intoxication sévère. Plusieurs individus retrouvés morts contenaient des fragments de plomb, et dans cinq cas, l'intoxication était probablement la cause directe du décès. Aucune variable biologique ou spatiale n'explique les niveaux basaux, ce qui suggère une contamination chronique généralisée liée à l'ingestion répétée de petites quantités de plomb.

La convergence des deux approches met en évidence une exposition régulière, ponctuée d'épisodes aigus, fortement amplifiée par la saison de chasse. Si les munitions constituent la source la plus probable, des apports environnementaux ne peuvent être exclus. Ces résultats renforcent la nécessité de poursuivre la transition vers des munitions sans plomb et d'approfondir l'identification des sources via des analyses isotopiques, multi-tissus et écologiques. Le Vautour fauve s'affirme ainsi comme un indicateur précieux pour suivre les pressions anthropiques dans les écosystèmes montagnards et orienter les actions de conservation.

Mots-clés

Plomb, Rapaces, Saisonnalité, Chasse

Jury

Président du jury : **Dr LEFEBVRE Sébastien**
1er assesseur : **Pr CALLAIT-CARDINAL Marie-Pierre**
2ème assesseur : **Dr RENE-MARTELLET Magalie**