

VIGILANCE POISON : L'empoisonnement illégal et l'intoxication au plomb sont les principaux facteurs affectant la survie des oiseaux nécrophages dans les Pyrénées (France)

Philippe Berny (a), Lydia Vilagines (b), Jean-Marc Cugnasse (c), Olivier Mastain (d, g), Jean-Yves Chollet (d), Guy Joncour (e), Martine Razin (f).

- a) Vétagro Sup, USC-1233-INRA, Campus vétérinaire, 1 av. Bourgelat, F-69280 Marcy l'étoile, France
- b) Clinique vétérinaire F 09400, Tarascon-sur-Ariège, France
- c) ONCFS Direction des Etudes et de la Recherche, 18 rue Jean Perrin, Actisud, Bâtiment 12, F-31110 Toulouse, France
- d) ONCFS Unité sanitaire de la faune, DER, BP 20. F-78612 Le Perray en Yvelines Cedex, France
- e) Clinique vétérinaire de Callac, 26 rue de Cleumeur, F-22610 Callac de Bretagne, France
- f) Ligue pour la Protection des Oiseaux (Bird Life) – Fonderies Royales 8/10 rue du Dr Pujos, F-17305 Rochefort Cedex, France
- g) Ministère de l'Ecologie, Grande Arche, Tour Pascal A et B, F-92055, Paris La Défense Cedex, France

Mots-clés : Rapaces, Pesticide, Saturnisme, Vautour, Milan royal, Conservation

RESUME

Un programme de surveillance spécifique a été mis en œuvre pour suivre les populations d'oiseaux nécrophages des Pyrénées françaises, représentant une forte proportion des populations françaises. Les deux principaux objectifs de cette étude étaient d'identifier toutes les causes de mortalité et de faire des recherches sur les cas d'empoisonnement. L'ensemble des 170 oiseaux retrouvés morts durant les 7 années de programme ont tous été soumis à une nécropsie complète, des radios, des recherches parasitaires et à des tests de dépistage toxicologique consistants (Inhibiteurs de cholinestérases, rodenticides anticoagulants, insecticides organochlorés, Pb, Cd). Durant la période d'étude, 8 gypaètes barbus, 120 vautours fauves, 8 vautours percnoptères et 34 milans royaux ont été finalement collectés. Les causes de mortalité étaient souvent multifactorielles, mais l'empoisonnement était de loin la plus fréquente des causes de mortalité (24,1%), suivi par les percussions/chutes (12%), maladie et dénutrition (8%) et électrocution (6%). L'usage illégal de pesticides interdits a été identifié comme la plus commune des causes d'empoisonnement (53% de tous les cas d'empoisonnement) and le saturnisme a aussi été identifié comme un problème toxique significatif (17% de tous les cas d'empoisonnement). La signature isotopique peut être associée essentiellement avec les munitions. Enfin, une relation positive entre percussion et exposition au plomb a été détectée, indiquant que le plomb contribue significativement à différentes causes de mortalité. Ces résultats recommandent vivement de sévères restrictions concernant les munitions à plomb afin d'éviter que les nécrophages ne soit affectés d'expositions préjudiciables.

1. Introduction

En Europe, les espèces sauvages souffrent d'une pression anthropique sévère, en particulier les espèces prédatrices et nécrophages.

Dans les Pyrénées françaises, les rapaces nécrophages sont majoritairement localisés dans la partie occidentale du massif, où un élevage ovin important est encore pratiqué. Les espèces nécrophages doivent se nourrir de bétail mort et d'ovins, qui constituent une ressource complémentaire à celle issue des ongulés sauvages. Les populations de vautours dans les Pyrénées françaises ont bénéficié à la fois des populations encore bien présentes dans le nord de l'Espagne dans les années 1970 et d'un renforcement des mesures de protection en France (Terrasse, 1992 ; Razin & Bretagnolle, 2002).

La partie centrale des Pyrénées est une barrière naturelle pour tous les oiseaux migrateurs allant en Afrique ou hivernant en Espagne, et la plupart d'entre eux traversent les Pyrénées par des cols sélectionnés (Hilgerloch & al, 1992), constituant d'abondantes ressources alimentaires aux oiseaux de proies durant la migration. Parmi ces espèces, le pigeon ramier *Columba palumbus* subi une pression de chasse importante durant son passage à travers les Pyrénées (Jean, 1997 ; Rouxel & Czalkowski, 2004). Les corps non ramassés (ainsi que ceux du gibier local tel que ceux des ongulés sauvages, perdrix, etc.) peut représenter une importante alimentation saisonnière pour les rapaces nécrophages (Cramp & Simmons, 1980 ; Margalida & Bertran, 1997 ; Mateo-Thomas & Olea, 2010 ; Margalida, 2010).

Les oiseaux nécrophages peuvent parfois être perçus comme des espèces « indésirables », à cause de leurs comportements alimentaires et de quelques constats de vautours se nourrissant d'animaux moribonds (Choisy, 2013). Ils peuvent aussi être les victimes imprévues d'un usage local de poisons destiné à éradiquer des espèces non désirées telles que le Campagnol terrestre ou encore l'Ours brun (Choisy, 2013). En conséquence, des cas d'empoisonnement ont été identifiés depuis 1992

(Berny & Gaillet, 2008) en France chez le Milan royal (*Milvus milvus*), mais aussi chez le Vautour fauve (Razin, com. pers.) et ceci à débouché sur la mise en œuvre d'un programme de surveillance de la mortalité et de d'identification des causes de mortalité dans le but de proposer des actions de conservation au Gouvernement français responsable de la gestion de programmes de conservation européens. Parallèlement, en Espagne, il est clairement évident que l'empoisonnement illégal et l'exposition au plomb accidentelle provenant des carcasses d'espèces de gibier, sont très fréquents chez les oiseaux nécrophages (y compris chez les espèces de Vautours) (Margalida, 2012 ; Margalida & al, 2013). Les chiffres pour l'Espagne comprennent au moins 53 gypaètes barbus (*Gypaetus barbatus*), 366 vautours percnoptères (*Neophron percnopterus*) et 2877 vautours fauves eurasiens (*Gyps fulvus*) entre 1990 et 2010 (Margalida, 2012). Il n'y a pas de données de ce type relevées en France.

Les objectifs de l'étude présente étaient de déterminer les causes de mortalité des oiseaux nécrophages des Pyrénées, et en particulier de détecter les expositions toxiques qui pourraient représenter une menace potentielle pour la survie d'oiseaux d'espèces menacées concernées par d'importants programmes de conservation européens.

2. Matériel et méthodes

2.1. Zone d'étude

Les Pyrénées françaises s'étendent sur 350 km de l'océan Atlantique à la mer Méditerranée, sur une superficie d'environ 10 000 km². Elles sont constituées d'une zone de reliefs abrupts bordée d'une zone de piémont. Les sommets les plus élevés culminent au dessus de 3000m et sont entrecoupés de vallées où le pastoralisme et, plus récemment, la sylviculture ont façonné le paysage. Le tourisme, les sports d'hiver et de pleine nature, la chasse et la production d'électricité y sont les principales autres activités pratiquées. Le piémont est consacré à des activités agricoles (élevage et maïsiculture au centre et à l'ouest, agriculture fruitière et viticole à l'est). L'activité industrielle y est peu développée et très localisée et se limitait autrefois principalement à l'exploitation minière (plomb, fer, cuivre, zinc, argent etc.) dont pourrait résulter une pollution environnementale (Cottard et al., 2003, Gourdon 1858, Milian, 2004) cf Figure 3).

2.2. Sélection des espèces d'oiseaux étudiées et estimation de leur effectif

Parmi une large variété de rapaces, le Gypaète barbu, le Vautour fauve, le Vautour percnoptère et le Milan royal sont relativement abondants dans les Pyrénées et représentent respectivement 72%, 57%, 77% et 15-20% des effectifs français non migrateurs. (Razin, 2012 ; Lécuyer & Néouze, 2012 ; Ponchon & al, 2012 ; Balleraud & Tlahoët, 2012 ; Mionnay, 2004 ; Pinaud & al, 2009) (Tableau 1). La Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO Bird Life) coordonne un réseau de bénévoles, d'établissements publics (Parc national, ONCFS, ONF), d'associations naturalistes locales, etc., qui suit les populations de Gypaète barbu, Vautour fauve, Vautour percnoptère et Milan royal pour le Ministère de l'Environnement (Razin, 2002).

Le Vautour fauve est le plus abondant des trois espèces locales de Vautour (Gypaète barbu, Vautour fauve, Vautour percnoptère), notamment sur la partie occidentale du massif (il ne nichait pas sur la moitié orientale du massif avant 2008) (Razin & al, 2009). Son régime alimentaire (majoritairement composé de carcasses d'ongulés sauvages et domestiques) est en partie partagé avec les trois autres espèces. Le Gypaète barbu est hautement spécialisé et son régime alimentaire est composé d'os (80%) d'ongulés. Le reste de son régime est composé d'oiseaux, reptiles et mammifères (rongeurs, mustélidés). Le Gypaète barbu est le dernier nécrophage à se nourrir dans un groupe d'oiseaux charognards (Terrasse & Terrasse, 1974). Parce que le Gypaète barbu peut être confondu avec un Vautour fauve, ils sont potentiellement exposés aux mêmes menaces, en particulier à l'empoisonnement illégal (Margalida & al, 2001). Le régime alimentaire du Vautour percnoptère est plus diversifié. Il se nourrit des restes d'ongulés laissés par les autres espèces de Vautours, de petits mammifères, d'oiseaux, d'insectes et de déchets (Cramp & Simmons, 1980). Le Milan royal a un régime alimentaire opportuniste. Il peut se nourrir des restes laissés par les autres nécrophages et aussi chasser des petits rongeurs (parmi lesquels l'*Arvicola terrestris* (Coeurdassieur & al, 2011), des espèces d'oiseaux, des lombrics, et consommer des déchets organiques issus de l'élevage intensif (volailles, lapins, porcs) ou de centres de traitement des déchets (synthèse dans Cramp & Simmons, 1980). A cause de leur régime, les deux dernières espèces sont potentiellement plus exposées aux insecticides et raticides à usage agricole, que les deux autres espèces.

La population de Vautour fauve est suivie tous les 5 ans par la même équipe. Toutes les falaises, toutes les colonies identifiées sont contrôlées, les couples recensés et le succès reproducteur évalué, et un suivi annuel de la colonie de la Réserve Naturelle d'Ossau est réalisé (Razin & al, 2008). La population de Milan royal est suivie en migration sur des cols de passage sélectionnés, sur les zones d'hivernage, sur les zones de nidification et à travers des enquêtes nationales (Urcun & Filippi-Condaccioni, 2009 ; Riols, 2009 ; Bretagnolle & al, 2009).

Le Gypaète barbu et le Vautour percnoptère sont classés parmi les espèces en danger en France, le Milan royal est considéré vulnérable et la situation du Vautour fauve est estimé moins préoccupante (UICN France & al, 2011). Ces 4 espèces font l'objet de programmes de conservation en France. Les figures présentées ne tiennent pas compte des oiseaux migrateurs. Le Gypaète barbu est sédentaire (Margalida & al, 2013). Le Vautour percnoptère est un migrateur transsaharien, mais les effectifs présentés concernent la période de présence des oiseaux au printemps et en été (population maximale, Kobierzycki, 2012). Le Milan royal est un migrateur partiel dont la plupart des populations nord-européennes hivernent en Espagne et dans les Pyrénées. En hiver, d'importants dortoirs peuvent être observés dans les Pyrénées françaises, concentrant jusqu'à plus de 55% de l'effectif français total de la population d'hivernants (3892 oiseaux

recensés pour un total de 7052 contactés durant la même période en France (Riols, 2013) ; le Vautour fauve n'est pas migrateur mais peut réaliser des déplacements saisonniers à large échelle. Les jeunes gypaètes barbus et vautours fauves ont un comportement erratique qui peut les conduire loin de leur lieu de naissance. En conséquence, des oiseaux du versant nord des Pyrénées (France) peuvent quitter le pays et des oiseaux exogènes peuvent être observés en France et d'autres individus restent sur leur site de reproduction (Terrasse, 2006). Parce que le Vautour fauve est un charognard localement abondant, il fut inclus dans cette étude en tant qu'espèce-sentinel afin d'augmenter la probabilité d'identifier les causes de mortalité des autres rapaces et en particulier celles qui affectent le Gypaète barbu, et pour disposer d'une évaluation complète de la qualité environnementale des Pyrénées occupées toute l'année par le Gypaète barbu. Par conséquent, en incluant plusieurs espèces partageant le même environnement et le même régime, nous obtenons une meilleure chance de déterminer les diverses causes de mortalité et leur impact potentiel sur les espèces à effectifs réduits (Gypaète barbu, Vautour percnoptère, Milan royal).

2.3. Collecte des cadavres

Les oiseaux inclus dans cette étude ont été collectés soit par des naturalistes durant les suivis effectués en montagne, soit par le personnel du Parc National des Pyrénées, soit par le personnel de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage pendant leur activité de surveillance de routine, soit auprès de centres de soins. Cette collecte est aléatoire, et basée sur un réseau. Les milieux ouverts situés entre 200 et 2000m d'altitude sont contrôlés régulièrement par le réseau de participants. Ces zones sont utilisées régulièrement pour diverses activités humaines dont le pastoralisme. La plupart des oiseaux nécrophages vivent et se reproduisent entre 200 et 2000m d'altitude dans cette région française, excepté le Gypaète barbu qui peut nicher jusqu'à 2550m d'altitude. En conséquence, les montagnes situées entre 200 et 2000m d'altitude sont d'une importance majeure pour ces espèces. Les suivis et surveillances d'oiseaux sont réalisés toute l'année. Chaque rapace découvert mort fut signalé et collecté aussi vite que possible par une personne autorisée (réseau SAGIR, incluant le Parc National des Pyrénées, la LPO et l'Union des Centres de Soins) et transféré au vétérinaire référent des Plans nationaux d'Actions pour une nécropsie (DVM Lydia Vilagines). Chaque oiseau fut transféré avec une fiche de commémoratifs détaillée, pesé, soumis à un examen externe et à des radios, avant la nécropsie.

2.4. Nécropsie et radios

Les radios furent utilisées afin de détecter des lésions osseuses, certaines pathologies internes et la présence/absence de plombs résultant de tir ou de l'ingestion de proies contaminées. Pendant la nécropsie, un examen macroscopique et microscopique en parasitologie fut réalisé systématiquement sur le contenu stomacal et intestinal. Le foie, les reins, le jabot et l'estomac furent prélevés et congelés à -20°C en vue d'analyse toxicologique ultérieure. Lorsque l'état du cadavre le permettait, des examens complémentaires histologiques ou bactériologiques ont été conduits pour aider à établir le diagnostic. L'étude étant réalisée essentiellement dans un but conservatoire, la priorité a été donnée aux examens toxicologiques (analyse toxicologique systématique).

Le choix des contaminants analysés a été établi d'une part sur la base de notre expérience (Berny & Gaillet, 2008, Joncour, 1986, Lafontaine et al., 1990), de celle du Réseau SAGIR et des références bibliographiques internationales concernant la toxicologie chez les rapaces (Pattee & al., 1990 ; Hernandez, 2005 ; Margalida & al., 2008 ; Berny & Gaillet, 2008 ; Hernandez & Margalida, 2009b ; Nam & Lee, 2009 ; Knott & al., 2009 ; Rodriguez-Ramos & al., 2009 ; Grund & al., 2010). Certaines analyses ont été ciblées en fonction du contexte environnemental local : utilisation illicite du lindane (Gibert & al., 2004), anciennes activités minières (Gourdon, 1858, Cottard & al., 2003) et forte pression de chasse dans les Pyrénées occidentales pour le plomb (Jean, 1997 ; Rouxel & Czajkowski, 2004 ; Hernandez & Margalida, 2009a ; Mateo, 2009) ou les autres pollutions pour le Cd et les organochlorés (OC, Ramade 2007). Une base de données nationale a permis d'identifier les sites d'émissions polluantes industrielles (<http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>) consulté en mars et décembre 2013.

2.5. Analyses toxicologiques

Toutes les analyses toxicologiques ont été réalisées par le Laboratoire de Toxicologie de Vetagro Sup-Lyon (<http://www2.vetagro-sup.fr/ens/toxico/>), laboratoire de référence pour la faune sauvage en France (réseau SAGIR) (Berny & Gaillet, 2008).

2.5.1. Métaux lourds

Le plomb et le cadmium ont été analysés par Spectrométrie d'Absorption Atomique par Fourneau Graphite (Mazet & al., 2005; Lemarchand 1 al., 2010) sur des échantillons moulus de foie séché après macération dans une solution à 50% d'acide sulfurique à 700°C toute la nuit. Les résultats furent exprimés en mg.kg⁻¹ de matière sèche. Les limites de détection furent 20 µg.kg⁻¹ (Pb, Cd). Chaque échantillon fut réalisé en trois exemplaires. Des échantillons certifiés furent utilisés pour un contrôle qualitatif (CRM185R valeurs certifiées avec 95% d'intervalle de confiance pour le Pb, Cd, Hg du LGC standards, Molsheim, France). Des récipients blanchis et des échantillons furent contrôlés tous les jours afin de garantir les résultats (> 90%). Les concentrations de métaux furent déterminés en utilisant des courbes calibrées de 5 points (r² > 0.99). La limite de détection fut déterminée comme 3 x le SD de stérilisation (Starpac & al, 2012). Pour des raisons statistiques, aucune valeur en dessous de la ½ limite de détection ne fut retenue.

La détermination de l'isotope du plomb contenu dans les prélèvements de foie et de reins des animaux exposés permet d'identifier l'origine environnementale du plomb : plomb de munition (Tsuji & al., 2008), pollution industrielle (Meharg & al., 2002) ou issu d'exploitation minière (Laperche & al., 2004). Cette analyse a été menée selon la technique ICP-MS, telle que déjà publiée (Pain & al., 2007). Le Standard NIST SRM981 avec un isotope certifié de PB206, PB207, et PB208, a été utilisé. Des échantillons enrichis, blanchis et des échantillons certifiés ont été utilisés dans toutes les séries d'analyses. La détection fut > 91%.

2.5.2. OC

Les Organochlorés (OC) ont été analysés par chromatographie gazeuse avec détection par capture d'électrons (GC-ECD) sur des échantillons de foie. Des échantillons ont été extraits avec de l'acétone:hexane (25/75, 30 mL). Des résidus secs furent dissouts dans un hexane et purifiés avec H2SO4 (SO3 7%). Après centrifugation et une phase de séparation, les résidus surnageant furent analysés. Les limites de quantification furent de 5 et 10 ng g⁻¹ (poids humide) pour des individuels OCs. De l'huile de foie de morue (BCR349), matériel certifié, a été régulièrement utilisée pour de réguliers contrôles qualitatifs (Lemarchand & al, 2010). Des échantillons enrichis furent utilisés pour certifier la récupération (>92%).

2.5.3. OP

Des échantillons de gésier ou de foie furent analysés. Les Organophosphorés (OP) et les concentrations de pesticides Carbamate (CA) (Aldicarb, Benfuracarb, Dichlorvos, Carbofuran, 3(Hydroxy-Carbofuran, Mevinphos, Phorate, Phorate oxon, Phorate sulfone, Methiocarbe, Terbufos, Diazinon, Disulfoton, Chlorpyriphos methyl, Chlorpyriphos ethyl, Fenitrothion, Pyrimiphos methyl, Malathion, Fenthion, Parathion, Methidathion, Disulfoton sulfone, Triazophos) furent examinées par GC/MS en mode SIM avec 4 ions spécifiques pour chaque composant (OP + carbofuran et méthiocarb) ou par HPLC (CA) conformément à Lemarchand & al (2012). Les limites de détection furent de 0,025 mg kg⁻¹ par GC-MS et 1 mg kg⁻¹ par HPLC. Des échantillons enrichis ont été utilisés dans chaque série d'analyses (récupération entre 76% et 104%).

2.5.4. Anticoagulant raticides (AR)

Les analyses pour les expositions aux anticoagulants rodenticides (8 produits vendus en France : bromadiolone, chlorapaccinone, difenacoum, defithialone, warfarin, coumatetralyl, brodifacoum, flocoumafen) furent réalisées par l'utilisation de la chromatographie liquide de haute performance conformément à Lemarchand & al (2010), Berny & al (2006) et Giraudoux & al (2006). Brièvement, les échantillons de foie furent extraits en utilisant une solution d'acétone : éthanol (8/2) et analysés en utilisant une phase inverse de HPLC avec à la fois UV (détecteur à barrettes de diode) et une détection fluorescente.

2.5.5. Interprétation des résultats

Pour chaque oiseau, un diagnostic fut basé sur des évidences cliniques et nécropsiques (incluant des examens histopathologiques et radiographiques) et sur des résultats analytiques. Un animal est considéré « exposé » quand les niveaux des résidus tissulaires sont inférieurs au niveau connu des valeurs de seuil (expérience du laboratoire et données publiées) et en l'absence de symptômes cliniques ou nécropsiques compatibles avec une intoxication ; un oiseau est considéré empoisonné lorsque les niveaux des résidus tissulaires est supérieur au niveau connu des valeurs de seuil et quand des symptômes cliniques et nécropsiques sont présents, parfois confirmés par une évidence épidémiologique (appât par exemple).

Parmi les cadavres d'animaux, la(les) cause(s) apparente(s) peu(ven)t être associée(s) à des facteurs aggravants, incluant des expositions toxiques modérées. Dans la plupart des cas, la mort est le résultat de plusieurs facteurs directs ou indirects combinés et ces facteurs de causalité doivent être classés :

1. En cas de mort violente par électrocution, traumatismes (percussion), ou tir, ces causes de mortalité sont considérées comme la principale cause de mortalité.
2. Quand plusieurs événements peuvent avoir un effet synergique et mener à la mort, la cause de mortalité apparente ne peut être que le résultat d'un précédent état pathologique grave. Dans ces circonstances, les traumatismes, chute à l'envol ou autres causes de mortalité ne sont pas retenues comme principale cause de mortalité, quand des évidences cliniques, nécropsiques ou analytiques suggèrent qu'un processus sous-jacent a affaibli l'animal (par exemple une septicémie résultant d'un traumatisme ou d'une chute d'un oiseau affaibli).
3. Des causes sont considérées inconnues quand la cause de mortalité apparente n'est pas cohérente avec d'autres découvertes sur l'oiseau (chute d'une falaise pour un oiseau adulte expérimenté).

Pour les toxiques suivants, certaines valeurs de seuil ont été considérées sur la base de la littérature disponible et des compétences analytiques du laboratoire :

1. Une exposition environnementale au plomb est considérée positive quand le niveau de Pb dans le foie ou les reins est > 2 µg/g de poids sec sur la base d'une limite maximale de résidus (0,5 %g/g poids mouillé, i.e. 1,5 µg/g poids sec) recommandée pour les espèces domestiques et sauvages.
2. Une Intoxication chronique ou aigüe est confirmée lorsque le niveau de Pb dans le foie ou le rein est respectivement > 6µg/g ou 15µg/g (poids sec).
3. Cadmium > 2 µg/g (poids sec) dans le foie ou le rein est considéré comme une exposition, sur la base d'une limite maximale de résidus (0,5 %g/g poids mouillé, i.e. 1,5 µg/g poids sec) recommandée pour les espèces domestiques et sauvages.

4. Dans le cas d'expositions toxiques multiples, la valeur la plus proche du seuil toxique connu est considérée comme principale cause de mortalité.

Lorsque cela a été possible, tous les résultats ont été discutés après considération de données démographiques (espèce, âge, sexe), biologiques (régime alimentaire, comportement) et de facteurs de risques environnementaux (exposition locale).

2.5.6. Analyses statistiques

Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour des comparaisons multiples et des comparaisons post-hoc par paires furent réalisées avec le Wilcoxon rank sum test et l'ajustement de Bonferroni. Les analyses de régression linéaire furent menées après une log transformation pour les concentrations de Pb et Cd afin d'estimer une distribution normale en utilisant la corrélation de Pearson's. Les valeurs résiduelles résultent de la moyenne des valeurs des résidus relevés par les analyses et l'analyse de covariance QQ-plot des résidus. Les statistiques ont été effectuées en utilisant R (R Core team, 2012).

3. Résultats

3.1. Généralités – distribution saisonnière

Au total 170 oiseaux (8 gypaètes barbus, 9 vautours percnoptères, 34 milans royaux et 119 vautours fauves) ont pu être étudiés entre 2005 et 2012. En se basant sur les estimations des effectifs, il existe une sous représentation significative du Milan royal, mais qui n'est pas observée pour les trois espèces de Vautour. L'ensemble du sexe ratio est de 1,2 (M/F) avec aucune différence significative entre les espèces ($p > 0,1$). Le sexe et l'âge sont décrits dans le tableau 1. Comme il fallait s'y attendre à cause de leur lieu de résidence principal dans les Pyrénées, la plupart des individus retrouvés étaient des adultes pour toutes les espèces, exceptée pour le Vautour fauve : dans ce cas, des jeunes ont été découverts principalement au moment de la période d'envol à proximité des colonies de nidification.

La majorité des cadavres furent collectés dans le département 64 (60%) où une grande majorité (plus de 90% certaines années) de la population nicheuse de Vautour fauve est présente (Le Vautour fauve représente 70% du total des cadavres collectés), et où la majorité des milans royaux hivernants sont observés (Source <http://rapaces.lpo.fr/milan-royal>, consulté en mars 2014) ; le département 65 arrive en second en terme de collecte d'oiseaux (17%), mais premier pour le Gypaète barbu (43% des couples de Gypaète barbu niche dans ce département). Les 4 autres départements représentent 23% de la collecte de cadavres.

De plus, la collecte de cadavres fut assez homogène au fil des ans ($p > 0,05$), variant de 13 cas en 2008 et 2010 à 29 cas en 2011 (moyenne = 21,2 cas/an).

La figure décrit la distribution géographique des cadavres retrouvés le long de la chaîne des Pyrénées. La plupart des cas furent découverts sur la partie occidentale du massif.

3.2. Causes de mortalité par espèces

Le tableau 2 présente les causes de mortalité regroupées (maladies/dénutrition ; intoxication ; traumatismes/collision infrastructures ; chutes ; électrocution ; tir/mutilation/coup ; indéterminé). Il n'y a pas de différence significative entre les espèces qui puisse être détectée en ce qui concerne la proportion des causes de mortalité.

Globalement, les cas d'intoxication sont de loin la cause de mortalité la plus fréquente (25% de toutes les cas), suivis par les chutes et collisions (12,3%), les maladies (infections et dénutrition 11,6%), ensuite par un groupe de cas comprenant tir, coups et mutilation (11,2%), puis l'électrocution (7%). Il n'y a pas de différence significative entre les espèces, excepté dans la fréquence des intoxications aux inhibiteurs de cholinestérase plus faible chez le Vautour fauve (Tableau 2). La cause de la mort ne fut pas identifiée dans 34% des cas.

Durant la période d'étude, les causes anthropiques directes concernent 51% de toutes les causes de mortalité (tir, mutilation, intoxication, électrocution et traumatisme par percussion de câbles électriques ou de véhicules). La plus fréquente des causes non anthropiques chez le Vautour fauve est liée aux chutes de jeunes animaux (à l'envol).

Parmi toutes les maladies infectieuses, les pneumonies étaient les plus communes, parfois associées à des aéro-sacculites (3 VF, 1 MR, 1 GB), des entérites (3GF dont un cas d'infection par *E.coli*), des cachexies avec septicémies terminales (7 vautours fauves, surtout des jeunes, et 1 Milan royal), et un cas de *Staphylococcus* chez un gypaète barbu et un cas de néphrite chez un vautour fauve.

La Figure 2 présente la distribution géographique des cas individuels d'exposition au plomb (Log[Pb]foie). Comme on peut le voir sur la carte, la plupart des cas furent découverts sur la partie occidentale du massif où la plupart des oiseaux vivent. Quelques unes des plus fortes concentrations furent aussi détectées dans cette partie du massif, où une chasse intensive est pratiquée près des plus importants cols de passage. Les sources de plomb identifiées (industries, mines) sont indiquées et ne coïncident pas avec la distribution des cas d'intoxication ou d'exposition des oiseaux.

La distribution des cas d'intoxications et d'expositions est relativement homogène sur le massif ($p > 0,1$), avec un minimum de 43% à la frontière occidentale (Dept 64) à un maximum de 58% sur la partie orientale (Dept 11). Une plus forte et significative proportion de cas de mortalité anthropique (tir, coups, mutilation) est détectée dans les Pyrénées occidentales. Les cas d'électrocution sont répartis sur l'ensemble du massif.

3.3. Intoxication et exposition aux produits toxiques

Les intoxications représentent 22-37% des causes de mortalité chez les 4 espèces incluses dans cette étude. Les produits impliqués comprennent les OP/CA, Pb et des produits euthanasiant (9 vautours fauves). Les intoxications aux inhibiteurs de cholinestérase détectées chez 23 oiseaux (2 gypaètes barbus, 3 vautours percnoptères, 5 milans royaux, 13 vautours fauves) résultent de l'usage illicite de produits interdits (voir Tableau 2) et sont la cause d'empoisonnement la plus importante. Le carbofuran est le pesticide détecté le plus fréquemment (18 cas), suivi de l'aldicarb (3 cas). Le plomb fut responsable de l'intoxication aiguë de 7 oiseaux (4 milans royaux et 3 vautours fauves), but globalement les concentrations de Pb > 2 mg/kg-1 de poids sec (foie) ont été détectées dans 25% des oiseaux, et des concentrations de Pb > 6 mg/kg-1 de poids sec (foie) dans 9% de tous les oiseaux (voir Tableau 2).

Les insecticides organochlorés ont été détectés généralement à de très faibles niveaux, considérés cliniquement non significatifs. Le DDT n'a presque jamais été détecté et seulement le DDE était présent dans la plupart des échantillons, à des niveaux communs dans l'environnement. Quelques oiseaux présentaient de forts niveaux de lindane (1 vautour fauve empoisonné) mais généralement en dessous du niveau de seuil (22% des oiseaux ont des résidus de lindane détectables).

Le Tableau 3 présente les concentrations moyennes de Pb et de Cd dans les échantillons de foie et de reins. Le Milan royal montre des niveaux de Pb ($p = 0,0049$) et de Cd ($p = 0,0001$) significativement plus élevés comparé aux autres espèces. Le Milan royal a des résidus de Pb et de Cd significativement plus importants que le Gypaète barbu et le Vautour fauve, mais pas que le Vautour percnoptère. Les résidus de Pb et Cd des vautours fauves ne sont pas différents de ceux des gypaètes barbus.

Il existe un effet significatif lié à l'âge, avec des concentrations de Pb et de Cd dans le foie et les reins plus faibles chez les jeunes.

Des plombs de chasse furent détectés sur 20 oiseaux (8 vautours fauves, 11 milans royaux, 1 gypaète barbu). Il existe aussi une plus forte et significative concentration de Pb dans le foie ou les reins des oiseaux montrant un ou plusieurs plombs de chasse à la radio, comparé aux oiseaux sans plombs de chasse ($p > 0,001$). Il existe aussi une concentration plus forte et significative de Pb chez les oiseaux découverts morts par traumatisme et/ou électrocution que dans ceux morts d'une autre cause ($p < 0,001$), et aussi une plus forte et significative concentration de Cd dans le foie des oiseaux avec des plombs de chasse.

Les rapports isotopiques du plomb sont présentés dans un dossier supplémentaire. Il n'y a pas de différence significative statistiquement entre [Pb] dans le foie ou les reins des 4 espèces. Les rapports isotopiques Pb206/207 et Pb206/208 sont plus faibles chez les oiseaux avec un plomb de chasse identifié à la radio ($p < 0,05$). La Figure 3 présente la distribution géographique des cas d'empoisonnement au plomb avec les sources locales de plomb identifiées (anciennes mines, émissions industrielles) et la Figure 4 présente les rapports isotopiques de l'ensemble des oiseaux avec les références bibliographiques de plusieurs sources de plomb européennes, y compris des mines locales.

3.4. Distribution temporelle des cas d'intoxication

Des cas d'empoisonnement au carbofuran ont été détectés majoritairement au printemps et en été, entre mi-avril et mi-septembre (18 cas sur 23) ; les cas impliquant de l'aldicarb et du mévinphos ont été détectés en été (les 3 cas), les cas d'intoxication au Pb ont été identifiés en automne et hiver (les 7 cas) et les intoxications au penthobarbital ont tous été observés après une euthanasie de bétail en été ($n = 9$). Cependant, aucune tendance annuelle n'a pu être détectée pour les cas d'intoxication ($p > 0,10$).

3.5. Distribution géographique des cas d'intoxication

Les intoxications et expositions au plomb représentent l'interrogation la plus importante dans les Pyrénées. Les cas d'intoxication concernent l'ensemble du massif (de l'Ouest vers l'Est : 20 cas dans le Dept 64, 8 cas dans le Dept 65 ; 4 cas dans le Dept 31 ; 7 cas dans le Dept 11 ; 3 cas dans le Dept 09 et 1 cas dans le Dept 66) mais les proportions ne diffèrent pas du cas général de la collecte (Tableau 1 et Figure 1). Un cas unique mais massif d'empoisonnement au penthobarbital a eu lieu dans le Dept 65 (7 vautours fauves trouvés morts). Les cas d'exposition au Cd concernent principalement le Milan royal dans le Dept 64 (10 cas) et le Dept 65 (2 cas). Les cas d'exposition au lindane concernent essentiellement le Dept 64 (12 cas).

4. Discussion

Les oiseaux nécrophages se nourrissant de carcasses et de restes d'animaux morts, occupent une place privilégiée dans la chaîne alimentaire et peuvent servir de bio-indicateurs des questions environnementales (Helander & al, 2009).

4.1. Démographie, données saisonnières et géographiques

4.1.1. Données démographiques

La collecte d'oiseaux morts fut similaire pour toutes les espèces de Vautours mais significativement plus faible pour le Milan royal. Cela peut-être lié à la différence de méthode de suivi ainsi qu'à la taille plus petite des milans royaux, entraînant une

difficulté plus grande pour les détecter (Ward & al, 2006). En fait, le Gypaète barbu et le Vautour percnoptère sont étroitement surveillés et font l'objet d'un suivi exhaustif (Razin, 2012 ; Ponchon & al, 2012). De la même manière, les populations de Vautour fauve sont bien connues et toutes les colonies sont suivies sur une base régulière (Lecuyer & Neouze, 2012). Au contraire, les populations de Milan royal sont répandues en France, hivernent dans différentes zones (pas spécifiquement dans les Pyrénées, Mionnay, 2004 ; Bretagnolle & al, 2009), avec à la fois des oiseaux migrateurs et hivernants. En conséquence, les estimations de population sont moins précises.

Malgré le faible nombre de gypaètes barbus compris dans cette étude, la classe d'âge est représentative de la population locale des Pyrénées françaises, avec une faible proportion de jeunes présents (jeunes, immatures) (Razin, 2001). Margalida & al (2008) ne trouvent pas de différence significative selon les classes d'âge ou le sexe des oiseaux, en termes de première cause de mortalité du Gypaète barbu en Espagne. Les jeunes vautours percnoptères migrent en Afrique sub-saharienne et ne reviennent nicher en Europe qu'à l'âge adulte (Cramp & Simmons, 1980). Cela peut être une coïncidence, mais le nombre de gypaètes barbus et de vautours percnoptères collectés fut similaire et, bien que la population de Vautour percnoptère soit deux fois plus importante, elle passe 50% de son temps en dehors de l'Europe. Pour le Milan royal, le sexe ratio est équilibré (1,1) et reflète probablement la situation naturelle, bien qu'aucune donnée spécifique n'a pu être trouvée pour confirmer cette hypothèse. Pour le Vautour fauve, le sexe ratio est équilibré, considérant la forte proportion d'oiseaux (en état de décomposition) où le sexe n'a pas pu être déterminé. La proportion de juvéniles est forte, mais similaire aux autres études en France et la distribution des cas de mortalité ne diffère pas entre classes d'âge comme décrit dans d'autres études (Bosé & al, 2007). Chez les oiseaux réintroduits Bosé & al (2007) trouve un sexe ratio lors du baguage, égal à 1,1. En accord avec ces auteurs, l'absence de biais sur le sexage lors de la naissance, la mortalité et la dispersion pourraient s'expliquer par la faible compétition entre les sexes et l'investissement équitable des mâles et des femelles dans la reproduction. La distribution des oiseaux (sexe, classes d'âge) apparaît similaire aux données publiées concernant les populations sédentaires et migratrices de rapaces (Newton, 1979).

4.1.2. Données saisonnières et géographiques

Les communes où plusieurs oiseaux furent collectés (4-8) sont généralement des zones de reproduction du Vautour fauve et l'origine géographique des oiseaux est cohérente avec leur distribution dans les Pyrénées occidentales, qui est suivie par une surveillance de terrain régulière (Razin & al, 2009) et par la présence du Parc National des Pyrénées. Les autres points de concentration des parties centrales et orientales du massif, sont cohérents avec une plus faible densité d'oiseaux (Source LPO, <http://rapaces.lpo.fr/milan-royal>, consulté en Mars 2014 pour le Milan royal). Parce que le nombre de gypaètes barbus et de vautours percnoptères est faible, aucune conclusion quantitative ne peut être émise, mais ces données offrent toutefois une information qualitative.

La présence saisonnière des milans royaux est assez bien représentée à travers les périodes de découverte des cadavres : 32% en route pour l'Espagne ou ayant commencé à hiverner localement, 32% présents en hiver, 36% sont présents durant le printemps et l'été (saison de reproduction, oiseaux sédentaires). Pour le Vautour fauve, les oiseaux ont été collectés toute l'année, avec une augmentation de la proportion de cadavres détectés en été (48%), correspondant à la période critique d'envol des jeunes (Eliotout, 2007).

4.2. Causes de mortalité

4.2.1. Biais identifiés

Des traumatismes (collision/percussion) sont révélés pour les 4 espèces, sur l'ensemble du massif, toute l'année. Usuellement parlant, un traumatisme est associé à une ligne électrique. Il n'y a pas de relation significative avec l'âge/expérience qui ait pu être identifiée. Il n'y a que chez le Gypaète barbu qu'aucun cas d'électrocution n'ait été identifié, mais ces oiseaux ne sont jamais observés perchés sur des lignes électriques contrairement aux milans royaux et aux vautours percnoptères (pour lesquels cette cause de mortalité est importante). De même, la surveillance régulière de sites de reproduction favorise la collecte d'oiseaux morts (Vautour fauve), spécialement des jeunes, découvert en forte proportion comme dans les études similaires publiées concernant les rapaces nécrophages (Rideout & al, 2011). Les limitations budgétaires, de même que l'état de décomposition avancé de certains cadavres n'ont pas permis la réalisation d'examens bactériologiques et hysto-pathologiques de tous les oiseaux, et peuvent conduire à une sous-estimation de la proportion de maladies infectieuses parmi les causes de mortalité identifiées.

Très peu d'oiseaux ont été détectés avec un problème de pathologie systémique. La dénutrition de jeunes oiseaux augmente la probabilité de développement d'autres désordres pathologiques et la déshydratation a aussi été associée généralement avec des uricémies sévères, des dépôts d'urates concomitants qui induisent des lésions de goutte viscérale et/ou articulaire et des lésions de néphrite associées qui aggravent le tableau clinique (Beynon & al, 1996).

4.2.2. Saison

Plus de 50% des cadavres comportant des résidus de lindane ont été découverts en été. Cette saison est aussi celle du pastoralisme transhumant et 86% du cheptel est localisé dans le Dept 64 (Pyrénées occidentales). Il est évident que ce pesticide interdit peut toujours circuler dans cette partie du pays, à travers la frontière, comme récemment démontré (http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/communiquetrafic%20dejoue_produits%20phytopharmaceutiques.pdf).

Des oiseaux intoxiqués au plomb furent détectés durant l'automne et l'hiver, principalement en période de chasse, spécialement dans les Pyrénées occidentales (Dept 64 & Dept 65) où la chasse est concentrée autour de plusieurs couloirs de migration connus (168 000 pigeons tués, 1 552 000 tirs estimés, 1 col de chasse tous les 2 km - Jean, 1997). Il a été

estimé qu'entre 1979 et 1984, pour 100 tirs, 11,3 pigeons étaient tués, 6,4 blessés et non récupérés, représentant une ressource disponible pour les oiseaux nécrophages (Sagot & Tanguy Le Gac, 1985). La Fédération Nationale de Chasse établit que durant la saison de chasse aux ongulés sauvages (15/08 au 28/02), cette partie de la France est la première région pour le nombre de chasseurs (<http://www.chasseursdefrance.com/decouvrir-la-chasse/qui-sont-les-chasseurs/les-chasseurs-qui-sont-ils.html>) consulté le 27 décembre 2013.

4.2.3. Cas d'intoxication aigüe

Il existe très peu de données publiées concernant les rapaces sauvages en Europe. La tendance apparaît assez semblable cependant : les produits de protection des plantes (pesticides), en particulier les insecticides inhibiteurs de cholinestérase, et les anticoagulants raticides représentent la majorité des cas d'empoisonnement (Berny, 2007). Chez le Milan royal, le poison fut identifié dans presque 80% des oiseaux envoyés au réseau de surveillance sanitaire en France (Berny & Gaillet, 2008). Puisque seuls les oiseaux suspectés d'être morts empoisonnés furent soumis à des analyses, la proportion de cas d'empoisonnement fut probablement surestimée. Cependant l'étude présente confirme cette tendance sur des oiseaux collectés spontanément sans éléction *a priori*. Elle est aussi assez similaire à la tendance espagnole identifiant les cas d'empoisonnement comme la principale menace pour de nombreuses espèces nécrophages (Margalida, 2012), et comme une préoccupation réelle si l'on considère que l'empoisonnement illégal est responsable de la quasi extinction du Gypaète barbu en Europe (Margalida & al, 2013).

Une étude spécifique des gypaètes barbues confirme la forte prévalence des cas d'intoxication chez cette espèce en Espagne, à travers des expositions illicites ou accidentelles (Margalida & al, 2008). Une préoccupation majeure en termes de conservation est la forte proportion d'oiseaux découverts avec des résidus détectables à des niveaux environnementaux critiques : 50% sont associés à des cas d'intoxication aiguës, 50% sont exposés et cette exposition peut être considérée comme un facteur de risque de maladie concomitante. Ces résultats peuvent être comparés aux études sur le Condor de Californie (*Gymnogyps californius*). Réellement, chez ces espèces, les causes de mortalité anthropiques représentent la majorité des causes de mortalité déterminées et les cas d'empoisonnement sont communs ou parfois la plus commune des causes de mortalité (en fonction des classes d'âge) (Rideout & al, 2011).

Comme cela fut parfois décrit dans d'autres régions d'Europe, l'été les troupeaux partagent les estives avec la faune sauvage et des techniques d'euthanasie inappropriées peuvent entraîner la mort d'oiseaux nécrophages, malgré les formations et les communications réalisées auprès d'acteurs locaux (Gedoux, 2010 ; Joncour 2011).

Plusieurs études illustrées dans Guitart & al (2010) ont montré que l'empoisonnement illégal est très commun chez le Milan royal et le Vautour fauve en Espagne. En réalité, Martinez-Haro & al (2008) et Hernandez et Margalida (2009b), par exemple, décrivent les insecticides inhibiteurs de cholinestérase (carbofuran et aldicarb) comme le principal problème en Espagne, malgré leur interdiction totale en Europe depuis 2008. Ces auteurs considèrent que l'absence d'une surveillance spécifique sur la présence/distribution de ces produits après interdiction est un problème majeur. Il s'agit d'une préoccupation sérieuse puisque la mortalité adulte est fortement préjudiciable à la survie d'espèces menacées et longévives comme révélé par Hernandez & Margalida (2008) et spécialement Margalida & al, (2014) qui ont démontré que la mortalité adulte aggravée par des empoisonnements illégaux pouvait affecter gravement la survie du Gypaète barbu.

Bien que fréquemment détecté, le lindane a été détecté à des niveaux relativement faibles, et il est raisonnable de considérer que les formes de contamination accidentelle décrites auparavant dans cette région ont moins d'impact sur les populations d'oiseaux aujourd'hui, et que l'usage illégal de cet insecticide diminue au fil des ans (Gibert & Appolinaire, 2004). La présence de lindane n'est pas significativement liée à une autre cause de mortalité. De même le DDT (principalement présent à travers son métabolite DDE, interdit depuis 1972 en Europe) est seulement présent à de faibles niveaux. Il existe encore un débat, cependant, sur l'impact potentiel de ces faibles niveaux de contamination localement sur la survie des espèces longévives. Tenan & al (2012), par exemple, montrent que les cas d'intoxication (représentant 43-76% des cas de mortalité dans les classes d'âge vulnérables des populations de milans royaux de Majorque, Espagne) pourraient être responsables de la chute démographique de 20% de cette population d'oiseaux. Parce que localement, en Espagne, la productivité de l'espèce est élevée (1,83 jeune par couple reproducteur et par an), globalement la population continue d'augmenter. Les auteurs, cependant, indiquent clairement le risque pour les espèces peu productives, ce qui est le cas du Gypaète barbu (0,4, Razin, données non publiées), du Vautour fauve (0,6, Razin & al, 2008) et du Vautour percnoptère (0,7-<http://rapaces.lpo.fr/vautour-percnoptere/reproduction>) consulté le en mars 2015) dans les Pyrénées et localement du Milan royal (seulement 1,12 jeune/couple reproducteur/an, LPO, Milan info 2013, <http://rapaces.lpo.fr/milan-royal> consulté en mars 2014).

Globalement l'exposition au Cd apparaît faible. L'exposition au Cd est surtout détectée chez le Milan royal et ne peut être liée à des carcasses d'ongulés sauvages (les autres espèces seraient affectées aussi). Il est évident que les milans royaux peuvent consommer des lombrics (Cramp & Simmons, 1980), connus pour accumuler Cd dans leurs tissus (Burgat, 1990). Plus qu'une pollution environnementale (qui affecterait aussi les autres espèces), une contamination du sol est suspectée et pourrait résulter de l'utilisation régulière de fertilisants phosphatés dans les prairies, connus pour contenir de fortes concentrations de cadmium (Ramade, 2007).

4.2.4. Intoxication et exposition au plomb

L'une des plus importantes conclusions de cette étude est l'exposition potentielle des rapaces au Pb. Elle apparaît comme une menace émergente pour les populations de Gypaète barbu en Europe, en tant que conséquence cumulative, d'une toxicité sur le long terme. A cause de son régime alimentaire, la physiologie gastrique du Gypaète barbu est adaptée à la digestion d'os et est très acide, et favorise donc l'absorption de plomb (<http://www4vultures.org/2015/02/09/bearded->

[vulture-monitoring-report-for-the-french-alps-life-gyphelp/](#) consulté en Mars 2015). Une seule autre étude offre des informations concernant le Gypaète barbu (Hernandez & Margalida, 2009a). Dans cette étude espagnole, la contamination au Pb apparaît plus importante, mais le nombre total de gypaètes barbuis des Pyrénées françaises exposés est trop faible pour être significatif ($N = 3$). Chez le Milan royal, Pain & al (2007) montre aussi la forte prévalence de l'exposition au Pb résultant de plombs de chasse, mais dans une moindre mesure que dans notre étude. En Espagne, les concentrations de plomb mesurées chez l'Aigle ibérique (*Aquila aldaberti*) étaient un peu plus faibles que les niveaux détectés en France, mais les auteurs ont identifié une association significativement positive avec la chasse au grand gibier (Rodriguez-Ramos & al, 2009). Dans la même région, il est prouvé que les oiseaux d'eau migrateurs sont fortement exposés au plomb ($> 100\mu\text{g/g}$ poids mouillé, Lucia & al, 2009) en conséquence de la chasse. Surtout, l'exposition au plomb est prouvée pour les 4 espèces en Europe : Milan royal dans l'UK (Pain & al, 2007), Vautour fauve et Vautour percnoptère en Espagne (Garcia-Fernandez & al, 2005 ; 2008 ; Gangoso & al, 2009 ; Hernandez & Margalida, 2009a) et Gypaète barbu dans les Pyrénées, les Alpes et en Andalousie (Espagne) (Hernandez, 2005 ; Hernandez & Margalida, 2009a). L'effet combiné de la fragmentation et la dispersion des balles de plomb dans les proies peut favoriser leur ingestion sans distinction par les grands oiseaux nécrophages (Knott & al, 2009) and le PH très faible des sucs gastriques est certainement responsable de la dissolution rapide et de l'absorption du Pb. Il est aussi communément admis que les rapaces sont fortement sensibles à l'effet du Pb (Pattee & al, 2006), bien que quelques différences entre espèces aient pu être observées (Carpenter & al, 2003). La population réintroduite de Condor californien ne survie que grâce à l'approvisionnement de sources de nourriture sans plomb et à une protection renforcée (Finkelstein & al, 2010). Fisher & al (2006) considèrent que l'exposition au Pb peut mettre en danger les espèces à faible potentiel reproducteur, en diminuant le taux de survie des adultes. En conséquence, une telle menace pourrait réellement affecter la survie du Gypaète barbu en France, si des mesures de protection fortes et des restrictions concernant l'usage de munitions à plomb n'étaient pas entreprises.

Une découverte originale de notre étude est la forte association positive entre la présence d'un plomb de chasse à la radio et une plus forte concentration de plomb dans le foie et les reins des oiseaux exposés. En outre, les rapports isotopiques sont en faveur d'une origine anthropique du plomb, à savoir de plomb de munition. En réalité, les rapports isotopiques mesurés dans une étude par Helander & al (2009) (Pb206/208 et Pb206/207) sur le Pygargue à queue blanche ou par Pain & al (2007) sur le Milan royal étaient similaires à nos propres découvertes (par exemple : Pb206/207 médiane : 1.170). Dans ces études, les projectiles locaux montrent un patronne des rapports isotopiques compatible avec une exposition au munitions à plomb. Notre moyenne des rapports isotopiques pour le Pb206/207 (1,178) est dans la fourchette moyenne des munitions à plomb européennes (1.12-1.18) en accord avec Pain & al (2007) ou Thomas & al (2009), ou aussi avec les munitions américaines (Lambertucci & al, 2011). A l'inverse, les études sur les mines locales (Cardellach & al, 1996) dans les Pyrénées centrales, montrent des valeurs éloignées de celle des oiseaux étudiés (avec moins de 10% des oiseaux tombant dans l'intervalle lié à la contamination au Pb des mines locales). En outre, les oiseaux avec les plus fortes concentrations de plomb ont des rapports isotopiques clairement distincts de ces sources environnementales. Des comparaisons ont aussi été faites avec d'anciennes mines des Pyrénées occidentales (Monna & al, 2004). Le rapport médian du Pb206/207 était proche de 1.12 et les autres rapports fournis (Pb204/206 et Pb204/208) ont des valeurs différentes de celles obtenues pour les oiseaux dans cette étude. Enfin, peu de valeurs ont été publiées sur le Pb de l'essence (Helander & al, 2009). Cette source de Pb n'est plus disponible nulle part et le rapport Pb206/207 (1.14) était aussi assez différent des rapports mesurés chez les oiseaux. Une récente étude en Suisse a aussi détecté une exposition au plomb de l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*), avec des rapports isotopiques similaires avec la signature des rapports du plomb de munition et clairement distincts de la signature isotopique de leurs proies (Madry & al, 2015).

A analyse spatiale de la chasse au grand gibier et des zones d'alimentation des Vautours en Espagne, montre une superposition définie de ces zones (Mateo, 2009). Notre conclusion est donc que les oiseaux nécrophages des Pyrénées françaises sont exposés au plomb de munition, non seulement par contamination de leur nourriture mais aussi par une diffusion prolongée des plombs (les oiseaux qui survivent au tir sont analysés ici).

Nous avons aussi démontré l'existence d'une relation significative entre la proportion de traumatismes et/ou d'électrocutions et la concentration de plomb en-dessous du seuil usuel donné pour une exposition environnementale ($<6\mu\text{g/g}$ poids sec) (Pain & al, 2007). Cela soulève des questions sur l'état de santé de la population d'oiseaux et les effets sub-aigus /indirects d'une exposition toxique à des niveaux plus faibles que ceux attendus. Il est d'ores et déjà évident que l'exposition au plomb peut avoir un effet sur la capacité de vol des oiseaux (Mathiasson, 1992). Des études expérimentales ont aussi démontré les potentialités neurotoxiques chez des espèces d'oiseaux (Mazliah & al, 1989 ; Burger & Gochfeld, 2005 ; Bana, 2004) altérant à la fois l'activité locomotrice et les capacités d'apprendre des oiseaux exposés. Il est aussi prouvé qu'une intoxication chronique au plomb peut avoir aussi des effets sur les capacités de vol des oiseaux (Mathiasson, 1992). Notre conclusion est que sur le long terme, une exposition au Pb même à faible niveau (même à des niveaux $> 6\mu\text{g/g}$ poids sec) pourrait donc, réduire les capacités de vol des rapaces afin d'éviter des obstacles ou apprendre comment les éviter, comme suggéré aussi par Rideout & al (2011).

La dernière tendance observée dans cette étude est que certaines espèces d'oiseaux peuvent être considérées comme indicateurs d'exposition pour d'autres, avec de plus petites et plus fragiles populations. Nous concluons que le Vautour fauve est un bon indicateur pour le Gypaète barbu (tant sur le plan des causes de mortalité que du risque de contamination). Travailler avec le Vautour fauve, dont les populations sont plus importantes et en meilleur état, peut aider à fournir des données statistiquement significatives, qui ne pourraient pas être obtenues avec le Gypaète barbu, malgré des susceptibilités potentielles différentes de l'espèce (Carpenter & al, 2003). De même, mais avec des populations plus réduites, il semble que le Milan royal pourrait être un bon indicateur pour le Vautour percnoptère.

En Europe, d'importants programmes de conservation ont été mis en œuvre en faveur des rapaces pyrénéens. Il a été prouvé que le Gypaète barbu est menacé par l'effet de perturbations anthropiques (Arroyo & Razin, 2006), incluant le saturnisme (Hernandez & Margalida, 2009a). Cette étude montre que les pesticides et le plomb représentent la plus importante cause de mortalité identifiée pour les espèces longévives. L'interdiction totale des produits toxiques serait certainement bénéfique pour la survie des populations actuelles, à condition qu'il y ait un contrôle strict de l'usage agricole local (Martinez-Haro & al, 2008). Chez le Gypaète barbu, le Vautour percnoptère et le Milan royal, avec des populations aussi limitées et un potentiel reproducteur aussi faible, les collisions et traumatismes peuvent altérer leur survie. Une révision approfondie des interactions entre des menaces identifiées et des actions de gestion adaptées en faveur de la survie des rapaces nécrophages ont été réalisées pour le Vautour moine (*Aegypius monachus*) en Espagne (Moreno-Opo & Margalida, 2014) et montrent la nécessité d'une adaptation attentive des mesures de protection aux menaces identifiées pour des populations données. La démonstration de la forte occurrence d'exposition au plomb et parallèlement des désordres locomoteurs/comportementaux peut aussi éclairer les études précédentes montrant une forte proportion d'électrocution/traumatismes, qui pourrait en fait être attribuée à une forte exposition au plomb. En conséquence, l'utilisation de plomb dans les projectiles de chasse a un impact majeur sur la probabilité de survie sur le long terme des grands rapaces dans les Pyrénées. Remplacer le plomb par d'autres métaux pourrait permettre à la fois d'augmenter les probabilités de survie de ces espèces et de conserver des munitions effectives pour la chasse (Trinogga & al, 2013 ; Margalida & al, 2013).

Résumé condensé

L'usage illégal de pesticides et le saturnisme se révèlent être les principales causes de mortalité des Vautours menacés en France.

Remerciements

Cette étude a été financée en partie par la Ligue pour la Protection des Oiseaux (Programmes financiers nationaux et interregionaux) et par le réseau SAGIR (ONCFS). Nous voulons remercier Jeff Knott (RSPB) pour les fructueuses discussions et contact avec le Dr Meharg. Nous remercions le Dr A.A.Meharg, School of Biological Sciences, Dept of Plant and Soil Science, University of Aberdeen, UK, for lead isotope analysis. Les auteurs souhaitent remercier tous les observateurs pour avoir envoyé leurs informations concernant des oiseaux locaux découverts morts, et aussi le personnel de l'ONCFS, du Parc National des Pyrénées, de l'ONF et des associations locales de protection de la nature pour leur participation à cette étude. Les auteurs remercient aussi la DREAL Aquitaine et le Ministère de l'Écologie pour leur soutien financier à travers les programmes de conservation. Les auteurs souhaitent aussi remercier Mrs D.Vey for son assistance technique excellente au laboratoire de toxicologie.

(Références, Tableaux, Figures : se référer à l'article original)