

Strasbourg, le 26 juillet 2004
[Inf02f_2004.doc]

T-PVS/Inf (2004) 02

CONVENTION RELATIVE À LA CONSERVATION DE LA VIE SAUVAGE
ET DU MILIEU NATUREL DE L'EUROPE

Comité permanent
24^e réunion

Strasbourg, 29 novembre - 3 décembre-2004

**Impact écologique de l'utilisation de la grenaille de
plomb sur les habitats terrestres et sur l'accumulation
de plomb chez les oiseaux non aquatiques**

*Rapport établi par Dr Giovanni Bana
Il Nibbio, Antonio Bana's Foundation for Research on ornithological migration
and environmental protection, Via Sant Antonio 11, I-20122 MILANO, Italy*

Impact écologique de l'utilisation de la grenaille de plomb sur les habitats terrestres et sur l'accumulation de plomb chez les oiseaux non aquatiques

Table des matières

	Page
Introduction	3
Résumé	4
1. Utilisation de la grenaille de plomb dans la chasse	5
1.1 Utilisation de la grenaille de plomb en Europe	5
1.2 Réglementation limitant l'usage de la grenaille de plomb	6
2. Transformation chimique du plomb dans l'environnement	7
2.1 Niveaux de base	7
2.2 Sources de dépôt de plomb dans l'environnement	7
2.3 Transformation chimique du plomb dispersé dans l'environnement	8
2.4 Facteurs influant sur la mobilité du plomb dans l'environnement	8
3. Dépôt de grenaille de plomb dans les habitats terrestres	9
3.1 Calcul du dépôt de grenaille de plomb	9
3.2 Disponibilité de la grenaille de plomb après dépôt	9
4. Evaluation du risque de pollution lié à la grenaille de plomb	10
5. Intoxication des espèces d'oiseaux non aquatiques	11
5.1 Analyse du degré d'exposition des oiseaux	12
5.2 Intoxication primaire	12
5.3 Intoxication secondaire	14
5.4 Effets de l'ingestion de grenaille de plomb	15
5.5 Variables influant sur le degré d'intoxication des espèces non aquatiques	15
5.6 Erreurs fréquentes dans l'évaluation de l'exposition à la grenaille de plomb	15
6. Evaluation des risques d'intoxication chez les espèces non aquatiques	17
6.1 Examen des études de cas publiées	17
7. Substituts au plomb	20
Conclusion	20
Recommandations	21
Bibliographie	22

Introduction

Le plomb (Pb) est un élément métallique mou présent à l'état de traces dans tous les milieux naturels (Scheuhammer, 1995). Cet élément, qui présente des propriétés utiles (fusion à température peu élevée, malléabilité), est très utilisé dans un certain nombre de produits industriels comme les piles électriques, les matériaux de couverture, les composants électroniques et aussi comme agent stabilisateur dans les plastiques PVC. Il s'agit aussi d'un matériau particulièrement adapté à la fabrication des munitions d'armes de chasse car il est facile à transformer en grenaille (chevrotine), présente de bonnes propriétés balistiques, est relativement bon marché et ne provoque pas l'abrasion de l'acier du canon des fusils.

Le plomb, cependant, a un inconvénient : il est toxique ; une fois déposée dans l'environnement, la grenaille de plomb peut, dans certaines conditions d'acidité, se dissoudre et s'incorporer à diverses composantes biologiques de l'écosystème. Le risque d'intoxication saturnine est particulièrement élevé chez les oiseaux en cas d'ingestion directe. Le plomb est alors dissous dans le milieu acide du gésier ou de l'estomac et absorbé dans le sang. Par contre, la grenaille de plomb qui s'incruste dans les tissus des oiseaux n'est pas dissoute et elle n'est donc pas généralement cause d'intoxication. Cependant, la grenaille incrustée peut devenir source de grenaille ingérée pour les espèces prédatrices et détritivores.

L'intoxication par le plomb des espèces d'oiseaux aquatiques a déjà été bien étudiée, de même que celle des rapaces qui se nourrissent de ces espèces comme, en particulier, le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) en Amérique du Nord et le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) en France. La reconnaissance de ce problème a conduit plusieurs pays à restreindre l'utilisation de la grenaille de plomb dans les zones humides et à imposer l'utilisation de substituts non toxiques. Le risque d'exposition des oiseaux des écosystèmes terrestres au plomb contenu dans les munitions utilisées par les chasseurs est aujourd'hui un sujet de préoccupation croissant.

Des cas de saturnisme létal dû à la grenaille de plomb ont été rapportés en divers lieux à propos de plusieurs espèces d'oiseaux non aquatiques. Le présent rapport vise à établir si de tels cas d'exposition au plomb représentent un risque inacceptable pour les populations d'oiseaux non aquatiques, comparable à celui qui est aujourd'hui largement reconnu pour les oiseaux d'eau.

Questions soulevées dans ce rapport

- Le dépôt de grenaille de plomb dû à la chasse des espèces d'oiseaux non aquatiques entraîne-t-il une pollution des sols ?
- Le dépôt de grenaille de plomb dû à la chasse des espèces d'oiseaux non aquatiques peut-il, de par sa quantité, provoquer un degré d'exposition suffisant pour rendre possible l'intoxication des oiseaux ?
- Certaines espèces d'oiseaux non aquatiques ingèrent-elles des niveaux potentiellement toxiques de plomb provenant de la grenaille utilisée dans la chasse ?
- Les rapaces qui se nourrissent d'oiseaux non aquatiques qui ingèrent ou portent incrustée dans un tissu de la grenaille de plomb sont-ils exposés au risque de contamination par le plomb ?
- Si les oiseaux sont effectivement exposés à une contamination par le plomb, les données confirment-elles certaines conséquences prévisibles telles qu'effets sublétaux, troubles de la reproduction ou mortalité directe ?
- Quels travaux de recherche permettraient de répondre de manière plus précise à ces questions ?
- Quelles sont les mesures à envisager pour réglementer l'usage de la grenaille de plomb dans la chasse des oiseaux non aquatiques ?

Résumé

Ce rapport examine les données disponibles au sujet des effets de l'utilisation de la grenaille de plomb sur les habitats terrestres et sur l'accumulation de plomb chez les oiseaux sauvages. Deux thèmes de recherche bénéficient aujourd'hui d'une attention croissante en ce domaine : le risque de pollution des sols dû au dépôt de grenaille de plomb et la possibilité d'intoxication par le plomb des oiseaux non aquatiques.

La grenaille de plomb déposée dans les sols et les sédiments aquatiques n'est pas chimiquement inerte même s'il faut des centaines d'années pour que celle-ci soit transformée en oxydes et carbonates de plomb. Les études sur la concentration de plomb dans les sols des sites de tir au pigeon d'argile ou d'entraînement au tir ont fait apparaître des taux bien supérieurs aux normes environnementales en vigueur en ce domaine. Ceci a conduit à s'interroger sur l'état des sols dans les zones de chasse intensive mais on manque généralement de données à ce propos. Toutefois, le taux de dépôt de la grenaille de plomb dans les sites de tir au pigeon d'argile ou d'entraînement au tir est bien supérieur à celui que l'on peut observer dans les sites de chasse même les plus fréquentés.

L'intoxication saturnine des oiseaux d'eau a déjà été bien étudiée, de même que celles des rapaces qui se nourrissent de ces espèces comme, en particulier, le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) en Amérique du Nord et le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) en France. La source principale d'exposition au plomb chez les oiseaux est l'ingestion de grenaille de plomb et non l'incrustation de grenaille dans leurs tissus. Les oiseaux d'eau ingèrent la grenaille de plomb en se nourrissant, soit de façon accidentelle, soit parce qu'ils la prennent pour du gravier ou d'autres éléments nutritifs (petits crustacés ou graines végétales). Les rapaces ingèrent la grenaille de plomb en mangeant des oiseaux d'eau porteurs de grenaille de plomb dans leurs tissus ou dans le tube digestif. La reconnaissance de ce problème a conduit plusieurs pays à restreindre l'utilisation de la grenaille de plomb dans les zones humides et à imposer l'utilisation de substituts non toxiques. En Europe, la Norvège, la Finlande, le Danemark, les Pays-Bas et la Suisse ont totalement interdit l'utilisation de grenaille de plomb dans les zones humides et une interdiction partielle a été introduite en Belgique et au Royaume-Uni. La crainte s'exprime aujourd'hui de façon croissante que les oiseaux des écosystèmes terrestres soient, eux aussi, exposés à la grenaille de plomb déposée dans ce type d'habitats.

Des études réalisées principalement en Amérique du Nord indiquent que certaines espèces d'oiseaux non aquatiques sédentaires (*upland birds*) présentent un niveau d'exposition au plomb semblable à celui observé chez les oiseaux d'eau avant l'interdiction de la grenaille de plomb. L'utilisation de grenaille de plomb dans la chasse de toutes les espèces d'oiseaux d'eau est interdite aux Etats-Unis depuis 1991 et au Canada depuis 1997 (Clark et Scheuhammer, 2003). Certaines données semblent indiquer que la tourterelle triste (*Zenaida macroura*), par exemple, ingère la grenaille de plomb déposée en la prenant pour du gravier ou des éléments nutritifs. Des études ont montré que le pourcentage de tourterelles ayant un ou plusieurs grains de plomb dans le gésier varie de 0,2 à 6,4% ou de 0,3 à 3,6% avec un échantillon plus important (410) (Kendal, 1996). L'incidence de grenaille de plomb dans le gésier des oiseaux d'eau aux Etats-Unis était, en comparaison, de 5% chez les canards de surface et de 16,3% chez les canards plongeurs (Pain, 1992). La tourterelle triste est une espèce particulièrement indiquée pour évaluer l'incidence de grenaille de plomb chez les espèces non aquatiques car il s'agit d'une espèce très chassée et dont on sait qu'elle ingère la grenaille de plomb. Toutefois, la manière dont cet oiseau est chassé, en des lieux bien délimités, à l'intérieur de zones de dimensions réduites qui l'attirent particulièrement (champs cultivés, haies, sources d'eau), n'est peut-être pas très représentative de la manière dont sont chassées les autres espèces d'oiseaux non aquatiques.

Parmi les oiseaux terrestres, des concentrations très élevées du plomb ont été observées chez la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*). Les études de Scheuhammer (1999, 2003) ont établi que 52% de la population adulte et 29% des bécasses juvéniles présentent des concentrations élevées de plomb, bien que l'ingestion de grenaille de plomb ne soit pas connue chez cette espèce (Scheuhammer, 1999).

Des fragments d'os d'ailes ont été recueillis sur 1.588 bécasses d'Amérique et le tube digestif prélevé sur un échantillon de ces oiseaux (288). L'examen au fluoroscope des tubes digestifs n'a permis de détecter aucune trace de grenaille de plomb ingérée. La première étude (1999) a conclu que les sources de contamination par le plomb de la bécasse d'Amérique pouvaient être les suivantes : l'ingestion de grenaille de plomb déposée, l'ingestion de substances des sols contaminées par le plomb et/ou l'ingestion de vers de terre contaminés par le plomb. L'étude de 2003 visait à distinguer ces différentes sources possibles de contamination par le plomb en analysant l'abondance relative des isotopes du plomb dans les os des ailes, ainsi que dans les sols et les vers de terre des habitats correspondants. Les résultats de cette étude ont montré que, chez la moitié au moins des jeunes bécasses d'Amérique présentant des concentrations de plomb élevées, le plomb ne provenait ni des sols, ni des vers de terre. Cependant, aucune preuve de l'ingestion de grenaille de plomb n'a été recueillie chez la bécasse d'Amérique et on ne connaît aucun cas de saturnisme fatal chez cette espèce.

Des cas de saturnisme léthal dû à la grenaille de plomb ont été rapportés chez certaines espèces d'oiseaux non aquatiques. Le présent rapport vise à établir si de tels cas d'exposition au plomb représentent un risque inacceptable pour les populations d'oiseaux non aquatiques, comparable à celui qui est aujourd'hui largement reconnu pour les oiseaux d'eau.

1. Utilisation de grenaille de plomb dans la chasse

Le plomb est un matériau particulièrement adapté à la fabrication de munitions pour fusils de chasse et supérieur par de nombreux aspects à d'autres matériaux, sauf du point de vue de la toxicité. Le plomb est relativement bon marché et facile à compresser sous forme sphérique ; il présente un bon niveau de rétention d'énergie en raison de sa forte densité et ne provoque pas l'abrasion de l'acier du canon des fusils de chasse.

1.1 Utilisation de grenaille de plomb en Europe

En 1998, la quantité de plomb servant à la fabrication de grenaille de plomb dans les 15 pays de l'UE atteignait 59 kilotonnes (4% de la consommation totale de plomb dans l'UE). Le chiffre correspondant pour l'ensemble des pays occidentaux était de 115 kilotonnes (2% de la consommation totale de plomb dans les pays occidentaux). 80% environ de la grenaille de plomb sert à fabriquer des munitions ; les 20% restants sont utilisés comme additif dans certains alliages d'acier pour accroître l'usinabilité de l'acier (OCDE, 1993 ; d'après Tukker, 2001).

La grenaille de plomb, cependant, ne sert pas uniquement à la chasse ; un pourcentage important est utilisé dans le tir au pigeon d'argile ou dans le tir sur cibles. Selon certaines données déjà anciennes fournies par les fabricants, en Allemagne, pendant les années 80, environ 68 % de la grenaille de plomb était utilisé sur les champs d'entraînement au tir et 32 % dans la chasse (Bannick, 1998).

Evolution de la production de grenaille de plomb

Le tableau ci-dessous montre les chiffres de production de grenaille et de munitions au plomb dans plusieurs pays de l'UE. La production de plomb pour la fabrication de munitions dans les années suivantes est considérée comme constante et évaluée à environ 44 kilotonnes par an (moyenne des années précédentes).

Tableau 1 - Production de grenaille et de munitions au plomb dans les 15 pays de l'UE
(en kilotonnes de Pb)(ILZSG, 2000 - d'après Tukker, 2001)

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
France	7,90	8,00	6,50	8,00	7,00	7,50
Allemagne	13,20	14,40	4,70	14,00	14,60	13,60
Italie	23,50	21,90	23,70	23,60	24,60	26,40
Espagne	4,50	4,00	5,00	5,00	5,00	5,50
Royaume-Uni	3,50	3,50	5,50	5,20	5,30	5,60
TOTAL	52,60	51,80	55,40	55,80	56,50	58,60

1.2 Réglementation limitant l'usage de la grenaille de plomb

En 1980, un rapport du Bureau international de recherche sur les oiseaux d'eau et les zones humides (BIROE) a indiqué que l'intoxication par le plomb des oiseaux d'eau était une réalité dans les pays suivants : Allemagne, Australie, Canada, Danemark, Etats-Unis, Finlande, France, Italie, Norvège, Nouvelle Zélande, Pays-Bas, Royaume-Uni, Suède, Suisse et Tchécoslovaquie (rapport de la BASC). En 1981, le Danemark a décidé de restreindre l'utilisation de la grenaille de plomb dans les champs de tir dont la zone de retombée comporte des zones humides et en 1985, ce pays a interdit l'utilisation de grenaille dans 27 sites Ramsar et dans les étangs aménagés pour la chasse au colvert, en y ajoutant certaines restrictions pour les activités de tir sportif. En 1991, la question a acquis une plus grande visibilité à l'occasion de la conférence-atelier sur « Le saturnisme chez les anatidés » organisée à Bruxelles par l'IWRB. Cette conférence a été à l'origine du mouvement d'interdiction progressive de la grenaille de plomb dans les zones humides. De nombreux pays européens ont introduit des mesures d'interdiction, dans plusieurs cas sur l'initiative des chasseurs eux-mêmes. En Suisse, les chasseurs ont mis en place des restrictions volontaires (rapport de la BASC).

L'étape suivante de l'interdiction de la grenaille de plomb dans les zones humides est intervenue avec la signature en 1999 de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA), qui a été élaboré dans le cadre de la Convention relative à la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (Convention de Bonn). L'AEWA regroupe 117 pays (plus l'Union européenne) d'Europe, d'Asie, du Moyen-Orient et d'Afrique, ainsi que le Canada. La zone géographique couverte par l'AEWA s'étend en fait des régions septentrionales du Canada et de la Fédération de Russie à la pointe sud de l'Afrique. Les parties contractantes sont actuellement au nombre de 31 (AEWA, communication personnelle ; AEWA, 2001).

Les parties à l'accord se sont engagées dans toute une gamme d'actions de conservation qui sont définies dans un plan d'action global. Les *Lignes directrices de conservation*, dont les *Lignes directrices pour le prélèvement durable des oiseaux migrateurs* qui fournissent aux parties à l'accord des conseils sur les meilleures pratiques et politiques en matière de chasse, constituent un aspect essentiel du plan d'action de l'AEWA (AEWA, 2001). Il est indiqué dans le plan d'action au paragraphe 4.1.4 : « **Les Parties s'efforcent de supprimer l'utilisation de la grenaille de plomb de chasse dans les zones humides pour l'an 2000** ». Actuellement, seuls six des Etats appartenant à l'aire de répartition de l'AEWA (Canada, Norvège, Finlande, Danemark, Pays-Bas et Suisse, les quatre derniers étant parties contractantes) et les Etats-Unis ont interdit l'utilisation de la grenaille de plomb dans les zones humides. En Belgique, une interdiction semblable a été adoptée dans les Flandres où se situe la grande majorité des zones humides du pays. Au Royaume-Uni, l'utilisation de la grenaille de plomb est interdite uniquement dans les zones humides d'Angleterre et du pays de Galles.

Tableau 2 – Réglementations limitant l'usage de la grenaille de plomb en Europe

	Interdiction dans les zones humides	Interdiction dans les seuls sites Ramsar	Interdiction totale	Interdiction volontaire dans les zones humides
Depuis 1985 1991 1993 1994 1995 1996 1998 1999 2000 2001 2002	Norvège Danemark Finlande Belgique (Flandres) GB (Angleterre) Suède GB(Pays de Galles)	Danemark Belgique (Flandres) Suède Espagne	 Pays-Bas Danemark	Allemagne GB (Pays de Galles) GB (Ecosse, Irlande du Nord) ?
Proposée 2004 2005	GB (Ecosse) France			

2. Transformation chimique du plomb dans l'environnement

2.1 Niveaux de base

Le taux moyen de concentration du plomb dans la croûte terrestre est d'à peu près 15 µg/g et la plupart des sols non-contaminés contiennent des concentrations variant de 10 à 40 µg/g. Dans la plupart des sols industriels urbains, le taux de concentration du plomb se situe entre 100 et 1.000 µg/g (OMEE, 1993 ; voir Scheuhammer, 1995). Le niveau de concentration du plomb est généralement peu élevé dans les milieux aquatiques : moins de 1µg/L dans les milieux d'eau salée et moins de 5µg/L dans les milieux d'eau douce (OCDE, 1994 ; voir COWI, 2003).

2.2 Sources de dépôt de plomb

Sources naturelles

Les principales sources naturelles de remontée du plomb à partir de la croûte terrestre sont les volcans et l'érosion rocheuse. L'érosion libère dans les sols et dans les systèmes aquatiques le plomb contenu dans les roches. Ce processus joue un rôle important dans le cycle global du plomb mais aboutit rarement à une concentration élevée dans une niche environnementale particulière.

Sources d'origine humaine

Pendant l'année 2000, 3,1 millions de tonnes de plomb ont été extraites de la croûte terrestre par l'homme et mises en circulation dans la technosphère. Une quantité importante de plomb est aussi extraite sous formes de résidus ou de déchets dans les mines de charbon et de chaux. En 1993, entre 0,4 et 1 million de tonnes de plomb ont été traitées dans les déchets résultant de l'extraction de métaux ou de l'utilisation du charbon (COWI, 2003).

L'utilisation de plomb comme additif au carburant demeure une source importante de dépôt atmosphérique, malgré la baisse qui a suivi l'introduction du carburant sans plomb. En 1998, dans les 15 pays de l'UE, les additifs de carburant représentaient encore 61% des émissions aériennes de plomb. Toutefois, ce chiffre est aujourd'hui sensiblement inférieur (COWI, 2003).

2.3 Transformation chimique du plomb dispersé dans l'environnement

Habitats terrestres

Si le plomb métallique sous forme de grenaille est exposé à l'air ou à l'eau, il se forme des oxydes, des carbonates et autres composés de plomb lorsque les grains sont soumis aux intempéries (Sever, 1993). Les analyses de grenaille de plomb recueillie dans les champs de tir au Canada et au Danemark montrent que les grains sont visiblement corrodés et recouverts d'une croûte de matière blanche, grise ou brune (Jorgensen et Willems, 1987 ; Emerson, 1994). Cette croûte contient différents composés de plomb, en particulier de la cérusite, de l'hydrocérusite ($\text{Pb}(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) et de petites quantités d'anglésite.

Jorgensen et Willems (1987) ont indiqué que dans les sols à pH et à teneur en matières organiques élevés, les produits de transformation du plomb ne sont que légèrement solubles et peuvent adhérer à la surface des grains ou demeurer liés aux couches de sol supérieures.

Dans le cas d'une terre en friche dont le pH du sol serait d'environ 5,5, Jorgensen et Willems (1987) ont calculé que la moitié du contenu en plomb métallique du grain de plomb se transformerait en composés de plomb en 54 à 63 ans et que la transformation complète du grain pourrait prendre entre 100 et 300 ans (Scheuhammer, 1995).

Habitats aquatiques

Dans une étude sur huit champs de tir aux Etats-Unis dont la zone de retombée comportait des plans d'eau (étangs, marécages, etc.), Stansley *et al.* (1992) ont constaté que l'érosion des grains de plomb entraînait une augmentation importante des niveaux de plomb dans l'eau. Les auteurs de cette étude ont conclu que la suspension des composés du plomb de la croûte décrite par Jorgensen et Willems (1987) pourrait expliquer la concentration élevée de plomb dans l'eau des champs de tir (41,9–838 $\mu\text{g/L}$, contre 7,4 $\mu\text{g/L}$ dans les lieux témoins).

Dans les cours d'eau, en milieu neutre ou alcalin (pH supérieur à 7), les produits de l'oxydation du plomb sont relativement insolubles ; cependant, s'il y a du sable dans les sédiments du cours d'eau, la matière de la croûte est érodée ; celle-ci se détache alors du grain, libérant des particules des composés du plomb dans l'eau. Les conditions plus acides favorisent la dissolution et accélèrent la mobilité de ces composés (Scheuhammer, 1995).

2.4 Facteurs influant sur la mobilité du plomb dans l'environnement

La mobilité des particules de plomb métallique et des composés issus de la décomposition de la grenaille est déterminée par plusieurs facteurs tels que le pH du sol, la quantité de matières organiques, l'intensité des précipitations et l'étendue du couvert végétal. Le pH du sol est un des facteurs qui influent le plus sur la mobilité et la biodisponibilité du plomb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité sont encore plus grands dans les milieux acides, la roche ou les eaux de surface. Par ailleurs, les roches qui contiennent du calcium, du magnésium, du fer ou d'autres minéraux peuvent faire monter le pH de l'eau qui les baigne, ce qui entraîne la précipitation du plomb. Il reste très peu de plomb détectable dans une solution de $\text{pH} > 8$ (Scheuhammer, 1995). La présence de matières organiques peut renforcer la capacité de rétention du sol ou accroître la mobilité du plomb lorsque le pH du sol est alcalin. La mobilité du plomb diminue au fur et à mesure que le pH augmente jusqu'à la dissolution de nouvelles matières organiques. *Il est possible que l'apport de matières organiques dans le sol des champs de tir au pH peu élevé puisse réduire la mobilité du plomb dans la mesure où les matières organiques absorberont le plomb. Par contre, l'apport de matières organiques dans le sol des champs de tir au pH élevé peut avoir pour effet d'accroître la mobilité du plomb* (Cao *et al.*, 2003). Une forte pluviométrie augmente la durée de contact du plomb avec l'eau, ce qui accroît les risques de transport par ruissellement. Le couvert végétal ralentit l'écoulement (Scheuhammer, 1995).

La mobilité du plomb dans le sol est en général très faible, même en milieu acide. Dans une étude portant sur un champ de tir très fortement contaminé et au sol très acide en Suisse, Knechtenhofer (2003) a montré que plus de 95% de la totalité du plomb était concentrée dans une couche de 10 cm à la surface du sol.

3. Dépôt de grenaille de plomb dans les habitats terrestres

Le dépôt dans les sédiments aquatiques de fortes concentrations de grenaille de plomb dues à la chasse est la principale cause de saturnisme chez les oiseaux d'eau. La réactivité du plomb est faible, ce qui favorise l'accumulation et le maintien de la grenaille dans les sols et les sédiments des zones humides, et ultérieurement son ingestion par les oiseaux d'eau. L'exposition au plomb entraîne divers effets sublétaux et une diminution des chances de survie ou bien est directement cause de mortalité. Les rapaces ingèrent la grenaille de plomb incrustée dans les tissus ou présente dans le tube digestif des oiseaux d'eau et ceci provoque chez eux l'apparition de symptômes aigus et chroniques d'intoxication saturnine.

La grenaille de plomb continue à être utilisée dans d'autres activités de tir telles que la chasse au gibier à plumes sédentaire et le tir sur cibles. L'analyse des publications scientifiques existantes montre des similitudes entre la répartition et le dépôt actuels de la grenaille de plomb dans les habitats terrestres où la chasse est intensive et les phénomènes observés lorsque l'utilisation de la grenaille de plomb était encore autorisée dans la chasse aux oiseaux d'eau (Kendall, 1996).

3.1 Calcul du dépôt de grenaille de plomb

La quantité de grenaille de plomb déposée dans l'environnement peut être évaluée rapidement à partir de plusieurs sources de données comme les chiffres de vente des cartouches au plomb, en multipliant le nombre de cartouches tirées par chasseur par le nombre de chasseurs, ou encore à partir des données relatives aux prises de gibier, en évaluant le nombre de coups de feu tirés pour chaque oiseau capturé.

En 1989, par exemple, 41,3 millions de tourterelles tristes ont été prélevées aux Etats-Unis. Lewis et Legler (1968) estiment qu'environ cinq à huit coups sont tirés pour chaque oiseau capturé. Par conséquent, entre 200 et 330 millions de cartouches au plomb ont été tirées sur les seules tourterelles tristes. Si l'on évalue à 28 g la quantité de plomb contenue dans chaque cartouche (c'est-à-dire près d'une once), on peut en conclure que entre 5,6 et 9,2 millions de kilos de plomb sont déposés chaque année dans les habitats terrestres aux Etats-Unis lors de chasse à la tourterelle (Kendall, 1996).

Cependant, pour évaluer les effets de la grenaille de plomb sur les populations d'oiseaux, des données de nature spatiale sur le dépôt de grenaille de plomb, ainsi que sur la disponibilité de la grenaille de plomb après dépôt pour les oiseaux, sont nécessaires. *Avant de pouvoir prendre des mesures pour remédier à l'impact écologique de l'utilisation de cartouches au plomb dans les activités de chasse les plus intensives dans les habitats terrestres, il est nécessaire de mieux comprendre à la fois le processus de dépôt de grenaille de plomb dans ces habitats et le processus d'intoxication saturnine des espèces sauvages qui y vivent* (Keel, 1996).

3.2 Disponibilité de la grenaille de plomb après dépôt

Si l'ingestion de grenaille de plomb plutôt que la présence de plomb dans le sol ou dans certains aliments des oiseaux est la principale source d'intoxication saturnine chez les oiseaux, on peut raisonnablement en déduire que la quantité de grenaille de plomb accessible aux oiseaux est plus importante que la quantité totale de grenaille de plomb déposée. Dans certaines études, le nombre de coups tirés dans une aire donnée, et donc le nombre de grains de plomb déposés par hectare, a été enregistré puis des analyses des sols ont été effectuées afin d'évaluer la disponibilité du plomb déposé. Les mesures de disponibilité du plomb déposé varient en fonction du protocole d'échantillonnage

et/ou de l'habitat (tableau 3). Dans les champs de tir aménagés, les sols sont généralement plus meubles en raison des mesures d'entretien et la grenaille de plomb a plus de chances de se déposer en profondeur et donc au-delà du niveau de profondeur de l'échantillon retenu pour l'analyse. Les divers types de végétation présents en surface peuvent aussi influencer sur les évaluations.

Tableau 3 - Disponibilité de la grenaille après dépôt

Habitat	Type de chasse	Grenaille déposée	Disponibilité de la grenaille après dépôt	Nombre d'échantillons de sol (profondeur en cm)	Etude de référence
Hautes-terres Bois et forêts	Peu intense, non localisée (Colin de Virginie)	22.519 (sur 24 ans)	7.800 (35%)	235 (2,54)	Keel, 2002
Champs de tourterelles	Intense et localisée (Tourterelle triste)	64.775 1.086.275	0 (0%) 6.342 (0,58 %)	104 (1) 314 (1)	Schultz, 2002

Dans l'étude de Keel (2002), un total de 7.776 coups ont été tirés, aboutissant au dépôt d'environ 4,5 millions de grains de plomb (~ 22.519 par hectare) sur une période de 24 ans. Seize des 235 (6,8%) échantillons de sol recueillis en 1989 et 1992 contenaient un ou deux grains de plomb. Les échantillons de sol indiquaient qu'environ 7.800 grains de plomb par hectare (près de 35% du total du dépôt projeté sur 24 ans) se trouvaient à moins de 2,54 cm de la surface du sol. Le site sur lequel portait cette étude était un habitat boisé de 202 hectares en Floride (Etats-Unis), qui était utilisé pour la chasse au colin de Virginie (*Colinus virginianus*). Dans ce site, la chasse n'était pas particulièrement localisée mais avait lieu sur l'ensemble des 202 hectares.

L'étude réalisée par Schultz (2002) portait sur deux champs aménagés pour la chasse à la tourterelle. Dans le premier site, 60 chasseurs ont prélevé 275 tourterelles et indiqué avoir tiré en moyenne 6,6 coups par tourterelle capturée sur une durée de 4 jours. Au total, 1.527 cartouches ont été tirées, ce qui représente un dépôt de 41 kilos de grenaille ou environ 576.500 grains de plomb (64.775 grains de plomb par hectare). Dans le second site, 728 chasseurs ont prélevé 2.403 tourterelles et indiqué avoir tiré en moyenne 6,3 coups par tourterelle capturée sur une durée de 4 jours. Au total, 14.087 cartouches ont été tirées, conduisant au dépôt de 430 kilos de grenaille ou environ 5.540.000 grains de plomb (1.086.275 grains de plomb par hectare).

On peut conclure de ce qui précède que la quantité de grenaille de plomb déposée n'est pas identique à la quantité de grenaille de plomb accessible aux espèces d'oiseaux terrestres. L'étude sur la tourterelle triste montre que, malgré la quantité très importante de grenaille déposée, seule une très faible proportion (0 et 0,58%) est effectivement accessible aux tourterelles lorsque celles-ci se nourrissent.

Tableau 4 - Densité du dépôt de grains de plomb selon plusieurs études

Habitat	Pays	Densité (nbre de grains par hectare)	Profondeur des échantillons de sol (cm)	Etude de référence
Zones humides				
	USA	99.025		Schranck et Dollahon, 1975 ^a
	USA	303.415		Fredrickson <i>et al.</i> , 1977 ^a
	USA	109.833		Esslinger et Klimstra, 1983 ^a
	USA	157.150		Windingstad et Hinds, 1987 ^a
Marécages, chasse peu intense	Australie	3.400		Sharley <i>et al.</i> , 1992
Marécages, chasse très intense	Australie	70.000-1.060.000		Sharley <i>et al.</i> , 1992
Marécages	France	2.000.000		Pain, 1991 ^c
Marécages	GB	300.000		Mudge, 1984 ^c
Marécages	Danemark	1.840.000		Peterson et Meltofte, 1979 ^c

Habitats terrestres				
<i>Hautes-terres</i>	USA	7.800	2,54	<i>Keel, 2002 (voir plus haut)</i>
Champ de tourterelles	USA	172.222–348.750		Buck, 1998 ^a
Réserve d'eau	USA	860.185		Best <i>et al.</i> , 1992 ^a
Champ de tourterelles (après)	USA	108.900	0,95	Lewis et Legler, 1968 ^b
Champ de tourterelles (avant)	USA	26.909	0,95	Lewis et Legler, 1968 ^b
Champ cultivé (1)	USA	51.643	2,5	Anderson et Havera, 1989 ^b
Haies/champs de maïs (1)	USA	136.150	2,5	Anderson et Havera, 1989 ^b
Tir au pigeon d'argile/Tir sur cibles				
Argile	Pays-Bas	29.250.000		Smit <i>et al.</i> , 1988 ^c
Argile	Danemark	200.000.000		Peterson et Meltofte, 1979 ^c

Notes :

^a = d'après Keel (2002), niveaux postérieurs à la saison de la chasse.

^b = d'après Kendall (1996).

^c = d'après Pain (1992), données maximales.

(1) = chasse aménagée au faisan.

4. Evaluation du risque de pollution lié à la grenaille de plomb

Presque toutes les études qui portent sur les concentrations de plomb dans le sol, les sédiments, l'eau ou le biote dans les zones à fort dépôt de grenaille de plomb ont été réalisées dans des champs de tir au pigeon d'argile ou sur des champs d'entraînement au tir. Pour pouvoir évaluer le risque de pollution lié à la chasse, il serait utile d'obtenir des données semblables pour les sites de chasse intensive mais de telles données sont généralement absentes. Cependant, comme la densité de grains de plomb sur les sites de chasse intensive et localisée est bien inférieure à celle observée sur les lieux de tir sur cibles, il est vraisemblable que le risque de pollution y est bien moins élevé.

Les données disponibles montrent que des quantités importantes de grenaille de plomb sont déposées en relation avec la chasse à la tourterelle en Amérique du Nord. *La densité de la grenaille de plomb varie de 2.152 à 180.875 grains de plomb par hectare dans les champs cultivés aménagés pour la chasse à la tourterelle et de 136.150 à 860.185 grains de plomb par hectare dans les autres habitats prisés des tourterelles et d'autres oiseaux sédentaires comme les sources d'eau et les haies. La densité de grenaille de plomb observée sur certains sites de tir sur cibles (jusqu'à 3,7 milliards de grains de plomb par hectare) est bien supérieure à celle constatée dans les zones de chasse (Kendall, 1996).*

Les données relatives à certains sites terrestres de tir sur cibles fournissent cependant des indications sur la pollution des sols liée au dépôt de grenaille de plomb. Une étude finlandaise a permis de déterminer que le plomb de la grenaille dispersée dans un champ de tir était mobilisé par l'eau des pluies acides (pH de 4,4 à 4,7) dans la couche d'humus du sol (Manninen et Tanskanen, 1993). Dans cette étude, les pluies acides ont contribué à l'acidité des sols (un des principaux facteurs qui facilitent la dissolution du plomb) et causé des concentrations extrêmement élevées de plomb dans le sol des champs de tir par rapport aux échantillons de référence provenant de sols situés juste en dehors du champ de tir. La plupart du plomb présent dans le sol se trouvait sous une forme dont l'acide édétique peut être extrait, de sorte qu'il est alors biodisponible pour les plantes et peut avoir des effets toxiques sur la croissance. Les concentrations totales de plomb (à l'exclusion des grains) dans la couche d'humus du sol du champ de tir variaient de 4.700 à 54.000 mg/g (Manninen et Tanskanen, 1993), dépassant de loin les concentrations considérées comme toxiques pour les plantes (de 100 à 500 mg/g) (d'après Scheuhammer, 1995).

Bien que les concentrations de plomb mesurées dans le sol des champs de tir soient élevées, la contamination y est localisée autour des cibles et des postes de tir. Plusieurs études ont confirmé la faible mobilité du plomb dans le sol des champs de tir, les concentrations de plomb diminuant rapidement à quelques décimètres de la surface (Astrup *et al.*, 1999 ; Chen *et al.*, 2002 ; Lin *et al.*, 1995 ; Turpeinen *et al.*, 2000, in Knechtenhofer, 2002).

5. Intoxication des espèces d'oiseaux non aquatiques

Le risque d'intoxication des oiseaux lié à la grenaille de plomb est particulièrement élevé lorsque les grains déposés sont directement ingérés. La grenaille ingérée est dissoute dans le milieu acide de l'estomac des oiseaux (proventricule et ventricule ou gésier) et absorbée dans le sang à travers la paroi du système digestif. Par contre, la grenaille de plomb qui s'incruste dans les tissus des oiseaux touchés mais non tués n'est pas biologiquement absorbée sauf lorsqu'elle pénètre dans la cavité du gésier ou le proventricule (Kendal, 1996).

5.1 Analyse du degré d'exposition des oiseaux

On recourt fréquemment à l'analyse des tissus organiques pour quantifier le niveau d'exposition au plomb des oiseaux, bien qu'une telle analyse ne renseigne pas nécessairement sur l'origine du plomb. Les tissus généralement analysés sont le foie, le rein, les os, le sang et parfois les plumes.

Foie et rein

La présence de résidus élevés de plomb dans les tissus mous est l'indication d'une forte exposition récente au plomb (Stendell, 1980 ; Anderson et Havera, 1985 ; Scheuhammer, 1987 ; Burger *et al.*, 1992, *in* García-Fernandez, 1997). On considère que des concentrations de plomb < 6 µg/g, poids sec, dans le foie et/ou le rein indiquent une exposition *antérieure* et que des concentrations > 6 µg/g, poids sec, indiquent une exposition *actuelle* au plomb. Les oiseaux sont considérés comme *intoxiqués* par le plomb lorsque les concentrations dans le foie dépassent 30 µg/g, poids sec, ou lorsque les concentrations dans le rein sont supérieures à 20 µg/g, poids sec (Clark, 2003 ; Pain, 1993).

Os

La présence de plomb dans les os témoigne d'une exposition chronique car ce métal s'accumule rapidement dans les os et n'est éliminé que très lentement (García-Fernandez, 1997). Les concentrations dans les os sont donc plus difficiles à interpréter car elles peuvent être dues à une exposition récente ou à une exposition plus ancienne. Les concentrations >10-20 µg/g sont considérées comme l'indication d'une exposition *actuelle* au plomb et les concentrations supérieures à 20 µg/g comme très élevées (Pain, 1992).

Sang

La concentration de plomb dans le sang, comme dans les tissus mous, est l'indication d'une forte exposition récente. Un niveau de plomb dans le sang de 4,8 ±3,3 µg/dl est considéré par Scheuhammer (1989) comme normal chez les oiseaux non exposés ; un niveau de 15 µg/dl témoigne de l'absence d'exposition anormale au plomb ; un niveau d'environ 20 µg/dl est l'indication d'une concentration légèrement élevée de plomb dans le sang. D'autres auteurs considèrent une concentration supérieure à 20 µg/dl comme l'indice d'une exposition sublétales (Redig *et al.*, 1983 ; Samuel *et al.*, 1992) (García-Fernandez, 1997).

Tableau 5 - Niveaux de concentration du plomb dans les tissus organiques des oiseaux

Tissu analysé	Type d'exposition			Etude de référence
	<i>Antérieure</i>	<i>Actuelle</i>	<i>Elevée</i>	
Foie	< 6 µg/g poids sec	> 6 µg/g poids sec	> 30 µg/g poids sec	Clark, 2003
Rein	< 6 µg/g poids sec	> 6 µg/g poids sec	> 20 µg/g poids sec	Clark, 2003
Os	< 10 µg/g poids sec	10 à 20µg/g poids sec	> 20µg/g poids sec	Pain, 1992
Sang	< 15 µg/dl	25 à 40 µg/dl	< 40 µg/dl	Pain, 1992

Analyse isotopique

Le plomb comporte quatre isotopes stables (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb) et le ratio de ces différents isotopes varie selon la source du plomb. L'analyse de l'abondance relative des isotopes du plomb dans les sols contaminés ou les tissus des oiseaux peut aider à déterminer l'origine du plomb. Cette technique a été utilisée par Scheuhammer (2003) pour distinguer plusieurs sources possibles d'exposition élevée au plomb chez la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor*). L'analyse des os des ailes a permis de montrer que 52% des adultes et 29% des juvéniles présentaient des concentrations élevées de plomb, alors que rien ne semblait indiquer l'ingestion de grenaille de plomb chez cet oiseau. On pensait que les sources potentielles de contamination par le plomb de la bécasse d'Amérique étaient les suivantes : l'ingestion de grenaille de plomb déposée, l'ingestion de substances des sols contaminées par le plomb et/ou l'ingestion de vers de terre contaminés par le plomb. L'analyse isotopique a montré qu'il existait une corrélation positive entre les vers de terre et les sols du point de vue du ratio des isotopes $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ et que ce ratio était identique à la signature isotopique du plomb contenu dans l'essence au plomb en vente au Canada (1,14 à 1,16). Cependant, l'étude a montré que la moitié au moins des jeunes de l'année présentant des concentrations élevées de plomb ($> 20 \mu\text{g/g}$) étaient exposés à des sources de plomb dont le ratio isotopique était différent de celui obtenu par l'analyse des vers de terre et des sols (figure 1). Bien que ce résultat ne prouve pas l'ingestion de grenaille de plomb, on voit mal quelle autre source pourrait être en cause.

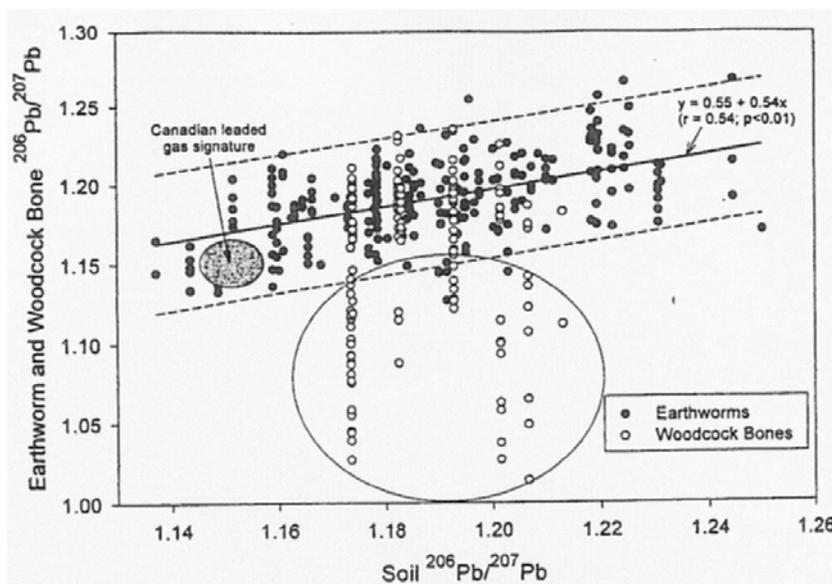


Figure 1. Comparaison des ratios isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ d'échantillons de sols ruraux de l'est du Canada et des ratios isotopiques $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ de vers de terre recueillis dans ces sols (●) et d'os de bécasses nées dans l'année présentant une forte accumulation de plomb ($> 20 \mu\text{g/g}$) qui ont été prélevées dans les mêmes zones d'échantillonnage (○). La ligne droite ininterrompue représente la régression linéaire la mieux ajustée pour les données relatives aux vers de terre et aux sols ; les lignes en pointillé indiquent les intervalles de confiance à hauteur de 95%. Les données relatives aux sols correspondent en fait à la moyenne de plusieurs échantillons recueillis dans une même zone de prélèvement. La grande ellipse inclut les os de bécasses présentant une concentration élevée de plomb dont le ratio isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ est sensiblement différent de celui des sols et des vers de terre généralement ingérés par ces oiseaux. La figure montre également le ratio isotopique de l'essence au plomb utilisée au Canada (Scheuhammer, 2003).

Le ratio isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des cartouches au plomb de divers fabricants d'Amérique du Nord varie de 1,07 à 1,27, avec une moyenne de $1,18 \pm 0,05$ (Scheuhammer, 1998). Cette fourchette assez large recoupe les ratios isotopiques d'autres sources de plomb et c'est la raison pour laquelle il est difficile d'identifier l'origine de la grenaille de plomb ayant provoqué la contamination des

oiseaux. Il est beaucoup plus facile de distinguer les sources probables de plomb lorsque celles-ci ont une signature isotopique spécifique comme cela est le cas avec l'essence au plomb utilisée au Canada.

L'analyse des isotopes du plomb a aussi été utilisée par Munksgaard *et al.* (2003) pour évaluer les effets sur l'environnement des activités d'extraction de l'uranium et du plomb dans le nord de l'Australie. Dans cette étude, les différentes sources possibles de contamination par le plomb présentaient un ratio isotopique spécifique permettant de les identifier sans risque d'erreur. Le ratio isotopique $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ des cartouches au plomb généralement utilisées dans la région variait de 1,08 à 1,17 (indice obtenu par conversion à partir du ratio isotopique $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$). Le ratio isotopique de la grenaille de plomb était différent de celui des concentrations de plomb mesurées dans les sédiments de cours d'eau et des caractéristiques isotopiques du plomb extrait de la mine de Mount Isa mais semblable à celui des résidus de plomb observés dans le foie de canaroes (figure 2). Les données recueillies dans cette étude ont montré que les concentrations de plomb présentes dans le foie de canaroes semipalmées, en fait peu élevées (0,28 $\mu\text{g}/\text{g}$, poids sec), provenaient des dépôts de grenaille de plomb accumulés dans les sédiments des zones humides de la zone étudiée et non des activités d'extraction minière.

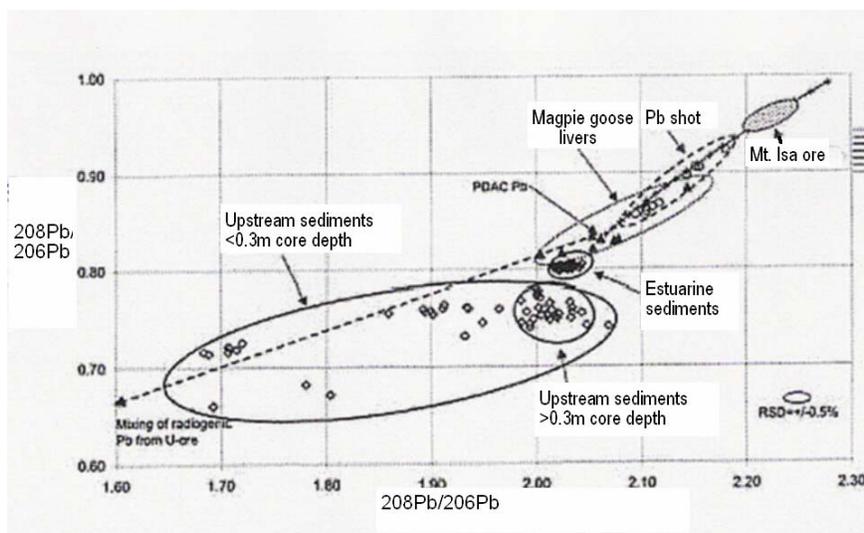


Figure 2. Ratios isotopiques des concentrations de plomb des sédiments de la Finnis, du plomb accumulé dans le foie de canaroes semipalmées, de la grenaille de plomb utilisée dans la région (○) et du minerai provenant de la mine de Mount Isa au nord de l'Australie (Munksgaard, 2003).

5.2 Intoxication primaire

L'intoxication primaire intervient lorsque les oiseaux ingèrent directement la grenaille de plomb en se nourrissant, soit de manière accidentelle, soit en la prenant pour du gravier ou des éléments nutritifs (graines végétales). L'ingestion de grenaille de plomb a été établie pour plusieurs espèces d'oiseaux terrestres dont le faisan à collier (*Phasianus colchicus*) (Hunter et Rosen, 1965), le colin de Virginie (*Colinus virginianus*) (Westemeier, 1966), la tourterelle triste (*Zenaida macroura*) (Locke et Bagley, 1967 ; Scheuhammer, 1999), et le pigeon biset (*Columba livia*) (Kendall, 1996).

Des cas de saturnisme léthal dû à la grenaille de plomb, sans que l'ingestion de grenaille de plomb soit établie, ont aussi été rapportés à propos des espèces suivantes : le colin de Virginie (*Colinus virginianus* : Floride, Illinois), le colin écaillé (*Callipepla squamata* : Nouveau-Mexique), le faisan à collier (*Phasianus colchicus* : Nebraska, Californie, Royaume-Uni), le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo* : New York), la perdrix grise (*Perdix perdix* : Danemark), la grue du Canada (*Grus canadensis* : Wisconsin, Nebraska, Texas, Mississippi), le pigeon ramier (*Columba palumbus* : Danemark) (Kendall, 1996), la bécasse d'Amérique (*Scolopax minor* : Canada)

(Scheuhammer, 1999) et le tétras à queue fine (*Pedioecetes phasianellus*, Canada) (Scheuhammer, 2002, inédit).

5.3 Intoxication secondaire

L'intoxication secondaire par la grenaille peut survenir quand un prédateur ou un détritivore consomme la chair d'animaux abattus porteurs de grenaille de plomb incrustée dans les tissus ou contenue dans le tube digestif. Les cas les plus fréquemment rapportés d'intoxication secondaire de rapaces concernent des espèces qui se nourrissent d'oiseaux d'eau, en particulier le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) en Amérique du Nord et le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) en France (Pain, 1993) et, plus récemment, l'aigle ibérique (*Aquila adalberti*) en Espagne (Pain, 2004, à paraître). S'agissant du busard des roseaux en France, l'analyse des pelotes de régurgitation de ces oiseaux a montré que, dans 12% des cas, celles-ci contenaient de la grenaille de plomb, le plus souvent un grain par pelote régurgitée. Bien que cette espèce soit associée aux habitats des zones humides en France et qu'elle se nourrisse d'oiseaux d'eau, l'exposition au plomb des busards de l'un des marécages étudiés était due principalement à l'ingestion de mammifères blessés par un tir de chasse ou non récupérés par les chasseurs (Pain, 1993).

Les données disponibles montrent que les tissus de proies animales, même lorsque celles-ci ont ingéré de la grenaille de plomb, ne peuvent atteindre des concentrations suffisantes de plomb biologiquement incorporé pour être la cause directe de l'intoxication saturnine des rapaces qui se nourrissent de ces tissus (Redig *et al.*, 1980 ; Pattee et Hennes, 1983, *in* Scheuhammer, 2003b).

5.4 Effets de l'ingestion de grenaille de plomb

S'il y a eu ingestion d'un grand nombre de plombs (= 10), une *intoxication saturnine aiguë* ne tarde pas à s'ensuivre et les oiseaux meurent généralement en quelques jours. Les victimes d'intoxication aiguë peuvent sembler en bonne santé et ne pas souffrir d'une perte de poids prononcée. Le plus souvent, toutefois, les oiseaux meurent d'*intoxication chronique par le plomb* après ingestion d'une petite quantité de grenaille. En pareil cas, les symptômes du saturnisme (distension du proventricule, fèces vertes et liquides, affaissement des ailes, anémie, perte de poids) apparaissent plus graduellement et les oiseaux touchés meurent deux ou trois semaines environ après l'ingestion, souvent fort amaigris. De plus, beaucoup d'oiseaux exposés à des doses sublétales en meurent sans doute, même si l'on ne peut attribuer directement la mortalité à l'intoxication par le plomb. Le plomb exerce des effets toxiques sublétaux sur de nombreux tissus, surtout sur le système nerveux central et le système nerveux périphérique, les reins et les systèmes circulatoire et hématopoïétique. Les lésions causées dans ces tissus par l'exposition au plomb provoquent des altérations biochimiques et physiologiques et portent atteinte au comportement. Ces altérations augmentent chez les oiseaux affectés le risque de mourir de faim ou d'être victime d'un prédateur ou d'une maladie. L'absorption sublétales de plomb diminue l'aptitude à lutter contre d'autres sources possibles de mortalité (Scheuhammer, 1995).

5.5 Variables influant sur le degré d'intoxication des espèces non aquatiques

Espèces et habitudes alimentaires

Certaines espèces, en raison principalement de leurs habitudes alimentaires, sont exposées à de plus grands risques que d'autres. Parmi les oiseaux d'eau, par exemple, les canards plongeurs présentent la plus forte incidence d'ingestion de grenaille de plomb, suivis des canards de surface et des espèces brouteuses (Pain, 1992). Parmi les rapaces, il semblerait que les espèces qui se nourrissent d'oiseaux d'eau ou les charognards soient exposés à un risque plus important. Certains types de comportements propres à telle ou telle espèce peuvent aussi accroître le risque d'exposition au plomb (Decker *et al.*, 1979), comme le montre Keel (2002) à propos du vautour pape. L'aigle royal et le pygargue à tête blanche sont très fortement exposés au risque d'intoxication saturnine car il s'agit d'espèces détritivores qui se nourrissent fréquemment d'animaux abattus par des chasseurs ou porteurs

de plomb incrusté dans leurs tissus et morts par la suite (Pain *et al.*, 1995), tout particulièrement le pygargue à tête blanche qui, pendant l'hiver, se nourrit en grande partie d'oiseaux d'eau.

Taille

Les grands rapaces s'attaquent à des proies de grande taille tandis que les petits rapaces choisissent des proies plus petites. Les grands rapaces, par conséquent, risquent d'ingérer du plomb en plus grande quantité que les petits rapaces (Pain et Amiard-Triquet, 1993). Une étude comparative réalisée en Espagne sur l'exposition au plomb de quatre espèces de rapaces a montré que la plus grande des espèces étudiées, le grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*), était celle qui présentait les concentrations moyennes de plomb les plus élevées dans tous les tissus, os y compris (Garcia-Fernandez, 1997).

Age

Les oiseaux plus âgés présentent généralement des concentrations de plomb plus élevées (Garcia-Fernandez, 1997 ; Scheuhammer, 1999 ; Pain, 1997). Le plomb s'accumule avec le temps dans l'organisme de ces oiseaux, en particulier dans les tissus osseux, car ce métal se concentre rapidement dans les os et n'est éliminé que très lentement (Garcia-Fernandez, 1997). Ceci est particulièrement le cas lorsque les oiseaux sont exposés de manière chronique au plomb, c'est-à-dire à des niveaux peu élevés pendant une longue durée.

Facteurs saisonniers

Les facteurs saisonniers peuvent dans certains cas favoriser l'intoxication saturnine des rapaces. Un changement de régime alimentaire peut en être la cause comme c'est le cas, par exemple, chez le pygargue à tête blanche qui se nourrit d'oiseaux d'eau en hiver. Une augmentation du taux de concentration du plomb dans le sang a aussi été observée chez le busard des roseaux pendant la saison de la chasse en France (Pain, 1997), ce qui montre que, dans cette période, le busard est plus fortement exposé au risque de manger des oiseaux d'eau porteurs de grenaille de plomb.

5.6 Erreurs fréquentes dans l'évaluation de l'exposition à la grenaille de plomb

Plusieurs sources d'erreur peuvent conduire à fausser les résultats lors de l'évaluation de l'exposition au plomb des oiseaux.

Erreurs conduisant à une surévaluation de l'exposition à la grenaille de plomb

1. Les espèces les plus recherchées des chasseurs ont plus de chances d'avoir été exposées au plomb et/ou de contenir de la grenaille car les oiseaux intoxiqués par le plomb sont sans doute moins capables de réactions rapides et donc plus susceptibles d'être abattus.
2. La prévalence de l'ingestion de grenaille de plomb peut être surévaluée si l'on n'examine pas soigneusement les gésiers et les grains de plomb afin de déterminer si la grenaille a été tirée dans la cavité du gésier pendant la chasse ou effectivement ingérée.
3. Une généralisation hâtive consiste à identifier la proportion d'oiseaux pour lesquels l'exposition à la grenaille de plomb a été établie par une étude spécifique à celle des oiseaux exposés dans l'ensemble de la population concernée. Le dépôt important de grenaille de plomb est généralement un phénomène localisé et, par conséquent, seule la part de la population qui utilise certaines zones risque d'être exposée au plomb. *Il est probable que seule une faible proportion de la population totale des tourterelles tristes aux Etats-Unis fréquente les zones considérées à haut risque comme les sites d'entraînement au tir et les zones aménagées pour la chasse. Si l'on admet, par exemple, que 10% de la population de tourterelles fréquente les zones à haut risque et que 3% de ces oiseaux sont exposés au risque d'intoxication saturnine, le pourcentage de la population totale qui*

est exposé à ce risque est seulement de 0,3%. Etant donné la forte capacité reproductive des tourterelles, un tel niveau de risque peut être sans conséquences. L'évaluation du pourcentage de la population totale qui est en danger est donc essentielle pour définir des mesures appropriées au sujet de l'utilisation de la grenaille de plomb. (Kendall, 1996)

4. Un grand nombre d'études sont axées sur les zones de chasse intensive et privilégient par conséquent les « points chauds ».

Erreurs conduisant à une sous-évaluation de l'exposition à la grenaille de plomb

5. La grenaille ingérée est éventuellement éliminée du gésier des oiseaux qui survivent ; par conséquent, les données concernant la présence de grains de plomb dans le gésier sont seulement représentatives de la période d'échantillonnage.
6. L'examen manuel du gésier des oiseaux d'eau n'est pas aussi efficace que la radiographie ou l'examen au fluoroscope pour détecter la présence de grenaille de plomb ingérée.
7. Tous les oiseaux morts ne sont pas retrouvés et ceci rend difficile l'évaluation de la mortalité liée au saturnisme.
8. Les oiseaux ayant ingéré un nombre élevé de grains de plomb et/ou présentant de fortes concentrations de plomb dans les tissus peuvent mourir avant d'être prélevés à des fins d'échantillonnage.

6. Evaluation des risques d'intoxication par le plomb chez les espèces non aquatiques

Plusieurs études indiquent que les oiseaux appartenant aux espèces non aquatiques peuvent être exposés au plomb par ingestion directe de la grenaille déposée. Toutefois, on dispose d'assez peu de données sur le pourcentage des populations qui est concerné par ce risque. Il semblerait que le risque d'exposition soit lié aux habitudes alimentaires et aux aires d'alimentation des oiseaux.

Les données peu nombreuses dont on dispose au sujet des rapaces se nourrissant de gibier à plumes indiquent que certaines espèces se nourrissant de gibier sont exposées au plomb par ingestion de plomb incrusté ; des cas de saturnisme ont été rapportés chez plusieurs de ces espèces. Cependant, on ignore encore dans quelle mesure ce type d'exposition au plomb est mortel pour les oiseaux car il est difficile de recueillir les oiseaux morts sur le terrain.

6.1 Examen des études de cas publiées

Pain D. J., Sears J. et Newton I. (1995), « **Lead Concentrations in Birds of Prey in Britain** », *Environmental Pollution*, 87, p. 173-180.

Cet article présente les concentrations de plomb observées dans le foie de 424 oiseaux appartenant à 16 espèces de rapaces différentes et trouvés morts au Royaume-Uni entre le début des années 80 et celui des années 90.

Des concentrations élevées de plomb dans le foie (> 20 ppm, poids sec), d'un niveau normalement associé au saturnisme léthal chez les rapaces, ont été relevées chez un faucon pèlerin (4% de l'échantillon correspondant à cette espèce) et une buse (2% de l'échantillon correspondant). Un autre spécimen de chacune de ces espèces présentait une concentration de plomb dans le foie de 15 à 20 ppm, poids sec, montrant une absorption anormalement élevée de plomb. La source du plomb relevé dans l'organisme de ces oiseaux n'est pas connue mais pourrait être due à des concentrations élevées de plomb chez certaines de leurs proies, liées dans certains cas à la grenaille de plomb. Le niveau médian des concentrations de plomb dans le foie était généralement peu élevé (de < 0,07 à 1,61 ppm, poids sec, chez les espèces dont l'échantillon était supérieur à 10). Dans le cas de l'épervier, tous

les oiseaux de l'échantillon assez nombreux, à l'exception d'un seul, présentaient des concentrations d'un niveau peu élevé (< 2-6 ppm, poids sec).

Kendall R. J., Lacher T. E., Bunck C., Daniel B., Driver C., Grue C. E., Leighton F., Stansley W., Watanabe P. G. et Whitworth M. (1996), « **An Ecological Risk Assessment of Lead Shot Exposure in Non-Waterfowl Avian Species : Upland Game Birds And Raptors** », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, n° 1, p. 4-20.

Il s'agit d'une évaluation de l'impact écologique de l'exposition à la grenaille de plomb chez le gibier à plumes sédentaire, qui reprend le cadre utilisé par l'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis. La tourterelle triste sert d'espèce de référence dans cette évaluation car il est établi qu'elle ingère de la grenaille de plomb ; il s'agit d'une espèce très chassée aux Etats-Unis et donc susceptible de manifester certains effets de l'exposition au plomb. Les auteurs déclarent en conclusion que, sur la base des données disponibles, il n'est pas possible d'établir clairement l'existence d'un risque important lié à l'exposition à la grenaille de plomb pour le gibier à plumes sédentaire, bien que la question mérite d'être suivie de près afin de protéger ces espèces et les populations de rapaces.

L'étude recommande également que soient menées des recherches supplémentaires afin de déterminer : 1) la proportion de la population de tourterelles qui est exposée à un risque important ; 2) l'identité des autres espèces d'oiseaux sédentaires et, en particulier, des rapaces qui sont menacés ; 3) si le risque en question est suffisamment important pour affecter de façon importante le niveau des populations et si une intervention réglementaire est par conséquent justifiée.

García-Fernández A. J., Motas-Guzmán M., Navas I., María-Mojica P., Luna A., Sánchez-García J. A. (1997), « **Environmental Exposure and Distribution of Lead in Four Species of Raptors in Southeastern Spain** », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33, p. 76-82.

Cette étude avait pour but d'analyser l'exposition au plomb de quatre espèces de rapaces dans le sud-est de l'Espagne (région de Murcie). Des échantillons de foie, de rein, de cervelle et de sang de deux espèces de rapaces diurnes (le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) et la buse variable (*Buteo buteo*)) et de deux espèces de rapaces nocturnes (le grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*) et la chevêche d'Athéna (*Athene noctua*)) ont été recueillis en 1994. Certaines corrélations ont pu être établies entre la taille et l'âge des oiseaux, la distance de leurs habitats vis-à-vis des zones d'activité humaine et les concentrations de plomb observées dans leurs tissus. Les os étaient le principal lieu d'accumulation de plomb dans l'organisme de ces oiseaux (de 0,62 à 43 mg/Kg, poids sec), suivi par les reins (de 0,03 à 0,66 mg/Kg, poids frais), le foie (de 0,017 à 0,05 mg/Kg, poids frais) et, dans une moindre mesure, la cervelle (de 0,013 à 0,223 mg/Kg, poids frais). Ce type de répartition du plomb montre que les rapaces du sud-est de l'Espagne sont exposés de façon constante et prolongée à des niveaux peu élevés de plomb dans l'environnement.

Keel M. K., Davidson W. R., Doster G. L. et Lewis L. A. (2002), « **Northern Bobwhite and Lead Shot Deposition in an Upland Habitat** », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43, p. 318-322.

Cette étude aboutit à la conclusion que la chasse sportive des populations de colin de Virginie sauvage dans les habitats terrestres ne constitue pas un facteur important d'intoxication saturnine en comparaison avec le dépôt de plomb lié à la chasse au gibier d'eau ou à la chasse à la tourterelle. La fréquence de l'ingestion de grenaille a été évaluée en examinant 241 gésiers de colins de Virginie recueillis entre 1989 et 1992 ; trois colins seulement (1,3%) avaient ingéré des grains de plomb. Pendant les quatre années couvertes par l'étude, aucun cas de saturnisme n'a été observé chez le colin dans la zone de recherche.

Il importe de souligner que, dans cette étude, les activités de chasse n'étaient pas concentrées autour de sites particuliers mais se déroulaient sur l'ensemble de la zone étudiée qui couvrait 202 hectares. D'autre part, le nombre de tirs (3 environ) par colin prélevé (Kellogg et Doster, 1971 ;

Doster *et al.*, 1982) est nettement inférieur aux chiffres correspondants dans la chasse au gibier d'eau (de 3 à 15 tirs par oiseau) (Environmental Impact Statement, 1986) et dans la chasse à la tourterelle (de 5 à 8 tirs par oiseau) (Lewis et Legler, 1968).

Il s'agit d'une des rares études évaluant l'impact écologique du dépôt de grenaille de plomb dans un contexte de chasse peu intensive. Elle montre que le niveau d'exposition au plomb résultant de ce type de chasse est minimal par rapport à celui qui est associé à la chasse au gibier d'eau ou à la chasse à la tourterelle, qui ont été beaucoup plus fréquemment étudiées. Le tableau 4 présente les densités de plomb observées dans cette étude ; une seule des autres études mentionnées dans ce tableau (Sharley, 1992) inclut des évaluations portant sur des sites de chasse peu intensive.

Clark A. J. et Scheuhammer A. M. (2003), « **Lead Poisoning in upland-foraging Birds of Prey in Canada** », *Ecotoxicology*, 12, p. 23-30.

Cette étude examine le degré d'exposition au plomb de certains oiseaux de proie sur la base des concentrations observées dans les tissus, de 184 rapaces de 16 espèces trouvés morts dans différentes régions du Canada. Les espèces étudiées, particulièrement prévalentes, sont la buse à queue rousse, le grand-duc d'Amérique et l'aigle royal (n = 131). La majorité des oiseaux examinés présentent un niveau très faible d'accumulation du plomb ; cependant, 3 à 4% de la mortalité totale de ces trois espèces très courantes est attribué au saturnisme. L'étude conclut en indiquant que ces données, ainsi que d'autres travaux publiés, montrent que les oiseaux de proie charognards et détritviores qui se nourrissent généralement de gibier à plume et de mammifères sont exposés au risque d'intoxication par le plomb due à l'ingestion des projectiles de plomb utilisés dans la chasse.

Scheuhammer A. M., Bond D. E., Burgess N. M. et Rodrigue J. (2003), « **Lead and Stable Lead Isotope Ratios in Soil, Earthworms, and Bones of American Woodcock (*Scolopax minor*) from Eastern Canada** », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, p. 2585-2591.

Cet article fait suite à des travaux antérieurs sur la bécasse d'Amérique dans l'est du Canada (publiés en 1999), qui montraient que 52% des adultes et 29% des juvéniles présentaient des concentrations élevées de plomb dans les os. L'étude de 1999 désignait en conclusion comme sources probables de contamination par le plomb : l'ingestion de grenaille de plomb déposée, l'ingestion de substances des sols contaminées par le plomb et/ou l'ingestion de vers de terre contaminés par le plomb. L'étude de 2003 visait à distinguer les sources de contamination par le plomb en analysant l'abondance relative des isotopes du plomb dans les os des ailes, ainsi que dans les sols et les vers de terre des habitats correspondants. Des échantillons de sols et de vers de terre ont été recueillis à cette fin sur les sites de prélèvement des bécasses. Les résultats montrent que la moitié au moins des jeunes de l'année présentant de fortes concentrations de plomb sont exposés à des sources de pollution par le plomb différentes de celles qui sont à l'origine de la contamination des sols et des vers de terre. Il a été suggéré que les concentrations de plomb observées chez ces oiseaux étaient sans doute dues à l'ingestion de grenaille de plomb mais l'analyse du tube digestif d'un sous-échantillon de ces oiseaux n'a pas permis de confirmer cette hypothèse. L'ingestion de grenaille de plomb n'a encore pu être établie chez la bécasse d'Amérique et on ne connaît aucun cas de saturnisme fatal chez cette espèce.

7. Substituts au plomb

Les substituts non-toxiques à la grenaille de plomb actuellement disponibles sont les suivants : 1) l'acier (fer doux) ; 2) le tungstène (tungstène, tungstène-acier, tungstène-nickel-acier et polymères de tungstène) ; 3) le bismuth ; 4) le zinc.

1) L'acier :

- matériau en usage depuis le plus longtemps et donc le mieux connu ;
- matériau non-toxique, relativement bon marché mais plus cher que le plomb ;

- propriétés balistiques inférieures à celles du plomb mais efficace compte tenu de la portée normale des armes de chasse ;
- risque d'endommagement de certains canons de fusils ; tests sous pression éventuellement requis ; enrobement de plastique nécessaire pour protéger le canon des fusils ;
- risque, dans certaines situations, d'incrustation dans les arbres ou de ricochet et cause possible d'incendies en Australie ;
- mesures spéciales de conservation nécessaires pour éviter l'oxydation ;
- risque d'endommagement des dents lors de la consommation de gibier.

2) Le tungstène :

- densité proche de celle du plomb mais matériau cher ;
- relativement dur ; doit être enrobé de plastique ;
- matériau acceptable d'un point de vue environnemental.

3) Le bismuth et les alliages de bismuth :

- propriétés balistiques comparables à celles du plomb ;
- toxicité non prouvée pour les oiseaux d'eau ; taux de dissolution et toxicité des formes biodisponibles pour les organismes aquatiques et terrestres encore mal connus (l'accumulation du bismuth dans des tissus animaux a été observée chez des souris de laboratoire et celle-ci peut être toxique (Pamphlett *et al.*, 2000)) ;
- coût nettement plus élevé ; en raison du caractère limité de l'offre, l'augmentation de la demande contribuerait encore à augmenter ce coût ;
- les niveaux actuels et anticipés de production ne permettraient de couvrir qu'une partie de la quantité totale de grenaille de plomb utilisée dans le monde.

4) Le zinc :

- densité légèrement inférieure à celle de l'acier mais matériau moins dur ;
- bon marché par rapport au tungstène ou au bismuth ;
- matériau acceptable d'un point de vue environnemental.

Source : OCDE (1994) ; BASC (2000).

Conclusion

Le plomb est déposé dans l'environnement à partir de nombreuses sources, tant naturelles qu'humaines, et il est présent à l'état de traces dans tous les milieux naturels, ainsi que dans les tissus des oiseaux. En général, les concentrations de plomb inférieures à $< 6\mu\text{g/g}$, poids sec, que l'on trouve dans les tissus des oiseaux, correspondent au niveau de base du plomb dispersé dans l'environnement et l'on n'observe aucun effet toxique à ce niveau. Lorsque les concentrations de plomb dépassent $20\mu\text{g/g}$, poids sec, dans les tissus mous comme le foie ou les reins, des effets toxiques aigus apparaissent indiquant une exposition récente. Des concentrations semblables dans les os peuvent être l'indication d'une exposition chronique de longue durée.

Le risque d'intoxication saturnine est particulièrement élevé chez les oiseaux en cas d'ingestion directe de la grenaille de plomb déposée. Par contre, la grenaille de plomb qui s'incruste dans les tissus des oiseaux n'est pas dissoute et elle n'est donc pas généralement source d'intoxication. Cependant, la grenaille incrustée peut devenir une source potentielle de grenaille ingérée pour les espèces prédatrices et détritivores.

Les sols contaminés par le plomb provenant de la grenaille ne semblent pas jouer un rôle dans le processus d'intoxication saturnine des oiseaux, non plus que la consommation de tissus contaminés par les rapaces (lorsque ces tissus contiennent uniquement du plomb biologiquement incorporé). Les études sur les risques de pollution des sols liés à l'utilisation de grenaille ou munitions de plomb ont été réalisées principalement dans des champs de tir au pigeon d'argile ou d'entraînement au tir et bien que, dans de tels sites, les concentrations de plomb atteignent des niveaux élevés, la contamination y est en fait fortement localisée. Plusieurs études ont confirmé la faible mobilité du plomb dans le sol des champs de tir, les concentrations de plomb diminuant rapidement à quelques décimètres de la surface.

La principale cause d'intoxication saturnine des oiseaux d'eau est le dépôt de grenaille de plomb dans les sédiments des cours d'eau à des densités très élevées pouvant aller de 100.000 à 2.000.000 de grains de plomb par hectare (tableau 4). Dans la chasse aux oiseaux terrestres, le dépôt de grenaille est d'une densité bien moindre, même dans les sites de chasse intensive et localisée. Dans les champs aménagés pour la chasse à la tourterelle, la densité de la grenaille peut atteindre de 170.000 à 350.000 grains de plomb par hectare ; toutefois, une densité d'environ 8.000 grains de plomb par hectare est plus fréquemment la norme dans les sites de chasse peu intensive. De nouvelles études seront nécessaires pour mieux comprendre les processus de dépôt de grenaille de plomb, évaluer la disponibilité du plomb dans les habitats terrestres et déterminer dans quelle mesure les oiseaux non aquatiques ingèrent de la grenaille de plomb.

Les données disponibles montrent que les effets du dépôt de grenaille de plomb et l'exposition au plomb qui en résulte pour les oiseaux terrestres ne sont pas comparables aux effets observés dans les zones humides. D'une manière générale, les risques d'intoxication saturnine pour les oiseaux des habitats terrestres et pour les rapaces qui se nourrissent des espèces terrestres ne sont pas importants.

Recommandations

- Les prédateurs des oiseaux d'eau sont plus fortement exposés au risque d'ingestion de grains de plomb que ceux qui s'attaquent aux espèces terrestres et le contrôle de l'usage de la grenaille de plomb dans les zones humides permettrait de réduire de manière significative les risques de saturnisme chez ces espèces.
- Les données actuellement disponibles ne montrent pas l'existence d'un risque significatif d'exposition au plomb chez les oiseaux non aquatiques en relation avec le dépôt de grenaille de plomb dans les habitats terrestres et, par conséquent, l'interdiction de l'usage de la grenaille de plomb dans les habitats terrestres ne constitue pas actuellement une priorité en matière de conservation.
- L'élaboration d'un cadre pour le contrôle des effets de l'utilisation de la grenaille de plomb est nécessaire afin de définir un niveau acceptable de contamination par le plomb liée à cette source et d'établir quel est son impact réel sur les populations des espèces d'oiseaux terrestres.
- Des mesures de réglementation de l'usage de la grenaille de plomb ne pourront être envisagées que si de nouvelles études montrent que son utilisation dans les habitats terrestres est à l'origine d'une importante contamination par le plomb des oiseaux terrestres. Dans une telle éventualité, la réglementation devra être introduite à un rythme et selon des modalités permettant aux chasseurs, aux fabricants de cartouches, aux fabricants de fusils et au secteur commercial concerné de passer sans difficultés à d'autres matériaux.

Bibliographie

- Anderson W. L., Havera S. P., Zercher B. W. (2000), « Ingestion of lead and non-toxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi Flyway », *J. Wildl. Manage.*, vol. 64, n° 3, p. 848-857.
- Bannick *et al.* (1998), *Soil Contaminations at Shooting Ranges*, Report by the Work Group of the Conference of the (Laender) Ministers for the Environment as Material for Administrative Action Resolution of the 51st Conference of the (Laender) Ministers for the Environment, 19-20 november 1998, Stuttgart (TOP 19.18).
- BASC (2000), *Lead Free Shot : The complete guide*, The British Association for Shooting & Conservation.
- Beintema N. H. (2001), *Lead Poisoning in Waterbirds, International Update Report 2000*, Wetlands International, Wageningen, Pays-Bas.
- Cao X. D., Ma L. Q., Chen M., Hardison D. W., Harris W. G. (2003), « Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges », *Journal of Environmental Quality*, 32, p. 526-534.
- Clark A. J. et Scheuhammer A. M. (2003), « Lead poisoning in upland-foraging birds of prey in Canada », *Ecotoxicology*, 12, p. 23-30.
- COWI (2003), *Lead Review*, Nordic Council of Ministers.
- García-Fernández A. J., M. Motas-Guzmán, I. Navas, P. Maryá-Mojica, A. Luna, J. A. Sánchez-García (1997), « Environmental Exposure and Distribution of Lead in Four Species of Raptors in Southeastern Spain », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33, p. 76-82.
- Keel M. K., Davidson W. R., Doster G. L., Lewis L. A. (2002), « Northern Bobwhite and Lead Shot Deposition in an Upland Habitat », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 43, p. 318-322.
- Kendall R. J., Lacher T. E., Bunck C., Daniel B., Driver C., Grue C. E., Leighton F., Stansley W., Watanabe P. G. et Whitworth M. (1996), « An Ecological Risk Assessment Of Lead Shot Exposure In Non-Waterfowl Avian Species : Upland Game Birds And Raptors », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 15, n° 1, p. 4-20.
- Knechtenhofer L. A., Xifra I. O., Scheinost A. C., Flühler H., Kretzschmar R. (2003), « Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil : small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow », *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, p. 84-92.
- Locke L.N. et Friend M. (1992), « Lead poisoning of avian species other than waterfowl », in D. J. Pain (éd.), *Lead poisoning in waterfowl*, IWRB Spec. Publ. n° 16, Slimbridge, UK, p. 19-22.
- Munksgaard N. C., Brazier J. A, Moir C. M. et Parry D. L. (2003), « The Use of Lead Isotopes in Monitoring Environmental Impacts of Uranium and Lead Mining in Northern Australia », *Australian Journal of Chemistry*, 56(3), p. 233-238.
- OCDE (1994), *Workshop on Lead Products and Uses*, 12-15 septembre 1994, Toronto, Canada.
- Pain D. J., Sears J. et Newton I., « Lead concentrations in birds of prey in Britain », *Environmental Pollution*, 87 (1995), p. 173-180.
- Pain D. J. (1992), « Lead Poisoning in Waterfowl : a Review », in Pain D. J. (éd.) (1992), *Lead Poisoning in Waterfowl*, Proceedings of an International Workshop, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991, IWRB Special Publication n° 16.
- Pain D. J., Bavoux C. et Burneleau G. (1997), « Seasonal Blood Concentration In Marsh Harriers (*Circus Aeruginosus*) from Charente-Maritime (France) : Relationship With The Hunting Season », *Biological Conservation*, 81, p. 1-7.
- Pain D. J., Meharg A. A., Ferrer M., Taggart M. et Pentariani V. (2004) « Lead contamination through shot ingestion in the globally threatened Spanish Imperial Eagle », à paraître.

- Pain D. J., Amiard-Triquet C., Bavoux C., Burneleau G., Eon L. et Nicolau-Guillaumet P. (1993), « Lead poisoning in wild populations of marsh harriers (*Circus aeruginosus*) in the Camargue and Charente-Maritime, France », *Ibis*, 135, p. 379-386.
- Pamphlett R., Dansher G., Rungby J. et Stoltenberg M. (2000), « Tissue Uptake of Bismuth from Shotgun Pellets », Environmental Research Section A 82, p. 258-262, in Stoltenberg M. (2004), *Bismuth : Some Aspects of Localisation, Transport and Pathological Effects of Metallic Bismuth and Bismuth Salts with special emphasis on its Neurotoxicity to Man and Experimental Animals*, Unversité d'Aarhus, Danemark.
- Scheuhammer A. M., Rogers C. A. et Bond D. (1999), « Elevated Lead Exposure in American Woodcock (*Scolopax minor*) in Eastern Canada », *Arch. of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 36, n° 3, p. 334-340.
- Scheuhammer A. M. et Norris S. L. (1995), « A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead weights in Canada », Occasional Paper n° 88, Canadian Wildlife Service.
- Scheuhammer A. M. et Templeton D. M. (1998), « Use of stable isotope ratios to distinguish sources of lead exposure in wild birds », *Ecotoxicology*, 7 (1), p. 37-42.
- Scheuhammer A., Campbell D., Martin P., Thomas V. et Wickstrom M. (2002), « Wildlife toxicology of lead », National Conference of the Toxic substances Research Initiative, March 5-8, 2002, Crowne Plaza Ottawa, Research Summaries.
- Scheuhammer A. M., Bond D. E., Burgess N. M. et Rodrigue J. (2003), « Lead and stable lead isotope ratios in soil, earthworms, and bones of American woodcock (*Scolopax minor*) from eastern Canada », *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, p. 2585-2591.
- Schulz J. H., J. J. Millspaugh, B. E. Washburn, G. R. Wester, J. T. Lanigan et J. C. Franson (2002), « Assessing spent shot availability on areas managed for mourning doves », *Wildlife Society Bulletin*, 30, p. 112-120.
- Sharley A. J., Best L.W., Lane J. et Whitehead P. (1992), « An overview of lead poisoning in Australian waterfowl and implications for management », in Pain D. J. (éd.) (1992), *Lead Poisoning in Waterfowl*, Proceedings of an International Workshop, Brussels, Belgium, 13-15 June 1991, IWRB Special Publication n° 16.
- Thomas V.G. (1994), « Lead shot in the environment : its role in toxicosis and remediation of the problem », Issue paper presented at the OECD Workshop on Lead Products and Uses, 12-15 September, Toronto, 7 p.
- Tukker A., Buijst H., van Oers L. et van der Voet E. (2001), « Risks to Health and the Environment Related to the Use of Lead in Products », TNO report STB-01-39 (Final) to DG ENTR, European Commission, TNO Strategy, Technology and Policy, Delft.