

**A.M. Scheuhammer<sup>1</sup>**  
**S.L. Norris<sup>1</sup>**

**Examen des impacts  
environnementaux de la grenaille  
et des plombs de pêche en plomb  
au Canada**

**Publication hors série  
Numéro 88  
Service canadien de la faune**

*Also available in English*

<sup>1</sup> Environnement Canada, Service canadien de la faune,  
Centre national de la recherche faunique, Hull (Québec)  
K1A 0H3.

Photo de la couverture (de gauche à droite) : Huart à collier (David Pond), Canard colvert (G.W. Beyersbergen), et Pygargue à tête blanche (Richard Fyfe)

Publié en vertu de l'autorisation du  
Ministre de l'Environnement  
Service canadien de la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada,  
1995  
N° de catalogue CW69-1/88F  
ISBN 0-662-80426-0  
ISSN 0701-7944

Données de catalogage avant publication (Canada)

Scheuhammer, Anton Michael, 1952-

Examen des impacts environnementaux de la grenaille et  
des plombs de pêche au Canada

(Publication hors série, ISSN 0701-7944; no. 88)  
Publ. aussi en anglais sous le titre : *A review of the  
environmental impacts of lead shotshell ammunition and  
lead fishing weights in Canada.*  
Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-80426-0  
No. de cat. CW69-1/88F

1. Plomb — Aspect de l'environnement — Canada.
2. Pêche sportive — Matériel — Aspect de  
l'environnement — Canada.
3. Chasse — Matériel — Aspect de l'environnement —  
Canada.

I. Norris, S.L.

II. Service canadien de la faune.

III. Coll. : Publication hors série (Service canadien de la  
faune); no. 88.

TD196.L4S33 1995 363.17 $\bar{7}$ 91 C95-980210-X

## Le Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada s'occupe des questions de compétence fédérale touchant la faune. Ses responsabilités comprennent la protection et la gestion des oiseaux migrateurs et des habitats fauniques ayant une importance nationale. Les espèces menacées de disparition, la réglementation du commerce international des espèces menacées de disparition et la recherche relative aux questions fauniques d'importance nationale relèvent également du SCF. De nombreux travaux de recherche et de gestion de la faune sont menés en collaboration avec les provinces, les territoires, le Service canadien des parcs et d'autres organismes fédéraux.

## Les Publications hors série

Les Publications hors série présentent les résultats de recherches originales effectuées par des membres du Service canadien de la faune ou appuyées par le Service canadien de la faune. Les Publications hors série ont fait l'objet d'un examen externe attentif.

Pour de plus amples renseignements sur le Service canadien de la faune ou ses publications, veuillez vous adresser aux :

Publications  
Service canadien de la faune  
Environnement Canada  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0H3  
(819) 997-1095

Also available in English under the title *A review of the  
environmental impacts of lead shotshell ammunition and  
lead fishing weights in Canada*

## Résumé

Le présent rapport fait le bilan de l'information disponible, au Canada et ailleurs, sur l'utilisation de la grenaille de plomb et des plombs de pêche perdus, leur sort dans l'environnement et leur toxicité, et analyse les options qui s'offrent pour gérer leur impact négatif.

On estime qu'entre 25 et 35 millions de dollars de cartouches au plomb et de plombs de pêche sont achetés chaque année au Canada. Nos cartouches sont surtout importées, principalement des États-Unis, tandis que nos plombs de pêche sont majoritairement produits au Canada, en grande proportion, semble-t-il, par des particuliers ou de très petites compagnies. Entre 1988 et 1993, l'accumulation dans le milieu naturel de plombs de pêche et de chasse, y compris pour le tir au pigeon d'argile, est de l'ordre de 2 400 à 2 700 tonnes/an au Canada, les chasseurs en étant responsables à 70 à 80 %; cette accumulation affecte surtout l'Ontario et le Québec, mais également les autres provinces et les territoires. Le taux d'accumulation, presque nul à certains endroits, est très élevé dans d'autres où la chasse et la pêche sportive se pratiquent intensivement depuis longtemps : certains lacs, marais, rivières et clubs de tir. Dans les lieux de chasse à la sauvagine où on l'a mesurée, la concentration de la grenaille de plomb au Canada se compare aux concentrations observées au États-Unis et ailleurs.

La grenaille de plomb métallique qui se dépose sur le sol et les sédiments aquatiques n'est ni chimiquement ni écologiquement inerte, même s'il faut des dizaines voire des centaines d'années pour qu'elle se décompose et se dissolve. La vitesse d'érosion, d'oxydation et de dissolution de la grenaille de plomb dans l'environnement dépend de plusieurs facteurs physiques et chimiques. Le milieu aérobie et acide accélère la décomposition des plombs, alors que le milieu anaérobie et alcalin l'inhibe. La décomposition est accélérée également par des facteurs physiques tels que le débit rapide des eaux, les sols ou sédiments composés surtout de sables grossiers ou de graviers, la perturbation fréquente des sols contaminés. La concentration de plomb dans les sols et les sédiments des centres de tir au pigeon d'argile peut dépasser le Critère canadien de qualité de l'environnement à cet égard. La situation est peut-être la même pour les lieux de chasse très fréquentés, mais nos données à leur sujet font généralement défaut. La concentration de plomb lixiviable

dans les sols ou les sédiments voisins des centres de tir au pigeon d'argile peut être suffisante pour dépasser celle du critère de déchet dangereux. Le plomb sous forme moléculaire résultant de la décomposition de la grenaille peut être absorbé par les organismes vivants, en particulier les invertébrés du sol et des sédiments, ainsi que les plantes terrestres et aquatiques, et passer ensuite aux organismes des niveaux trophiques supérieurs.

L'ingestion de la grenaille de plomb est probablement la première source d'exposition forte et d'empoisonnement au plomb (saturnisme) chez les anatidés et autres oiseaux au Canada. Chez certaines espèces, comme le Huard à collier, c'est l'ingestion de plombs de pêche qui est la cause la plus fréquente de saturnisme. À partir des études du gésier et des os des ailes des espèces de canards le plus chassées, et par extrapolation à partir de l'estimation américaine de quelque 50 à 60 millions de canards-gibiers migrant à partir du Canada chaque année, on calcule que jusqu'à 6 millions de canards ingèrent un plomb ou plus alors qu'ils sont au Canada. Ces canards peuvent en mourir (env. 200 000 à 360 000) ou souffrir d'empoisonnement subléthal (plusieurs millions). Les États-Unis ayant interdit l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine sur tout leur territoire depuis 1991, le Canada est maintenant responsable d'une part de plus en plus grande du problème de l'empoisonnement au plomb en Amérique du Nord, et pourrait être l'origine principale des anatidés migrateurs porteurs de grenaille dans les tissus. De nombreuses espèces d'oiseaux autres que les anatidés ingèrent du plomb, comme le gibier à plumes terrestre, les oiseaux des rivages, les rapaces et les détritivores. Là où on l'a étudié explicitement au Canada et aux États-Unis, le saturnisme causé par l'ingestion de proies porteuses de grenaille compte pour environ 10 à 15 % des décès consignés, après l'envol, chez le Pygargue à tête blanche et l'Aigle royal. Plusieurs études révèlent que la fréquence de plombs dans les tissus d'anatidés apparemment sains et en liberté dépasse 20 %, ce qui signifie que des millions de canards et d'oies migrateurs en sont porteurs. Une part importante des espèces très chassées d'oiseaux non aquatiques et de petits mammifères, de même que certaines espèces non chassées, sont également porteuses de plombs.

Les centres de tir au pigeon d'argile, en particulier ceux où les plombs peuvent retomber dans des étangs, des marais, des lacs et des rivières, sur les plages et dans d'autres milieux aquatiques, créent un risque important d'ingestion et d'empoisonnement pour la sauvagine.

Dans les milieux d'eau douce fréquentés par les huarts et où se pratique la pêche sportive, l'empoisonnement causé par l'ingestion de petits plombs de pêche et de turlottes de moins de 50 g cause de 10 à 50 % des décès consignés de huarts adultes, selon l'endroit.

Il existe sur le marché des substituts à la grenaille de plomb et aux plombs de pêche, qui sont non toxiques et de bonne qualité et d'autres sont en cours de développement. Les substituts actuels sont plus chers que les produits en plomb, mais l'emploi de produits en acier, par exemple, n'augmenterait les dépenses annuelles des chasseurs que de 1 à 2 % et celles des pêcheurs de moins de 1 à 2 %. Tant que les produits de plomb resteront disponibles, le marché des produits de remplacement demeurera probablement marginal et l'approvisionnement incomplet.

Les cartouches modernes à l'acier et au bismuth-étain sont efficaces pour la chasse à la sauvagine et à d'autres gibiers, à une distance de tir acceptable (jusqu'à 45 m pour la sauvagine). Le fait de blesser le gibier dépend plus de l'habileté du chasseur que du type de munition (plomb, acier, bismuth). La chasse à la grenaille non toxique présente un seul effet indésirable : la perte d'animaux blessés. Dans le cas de la chasse à la grenaille de plomb, il faut ajouter, à la perte des animaux blessés, celle d'anatidés et autres oiseaux par saturnisme léthal et subléthal résultant d'une consommation directe; la perte de rapaces et de détritivores par saturnisme secondaire; le risque d'exposition au plomb de certaines espèces d'élevage comme le bétail et la volaille; l'exposition inutile des humains qui consomment du gibier abattu au plomb; la décomposition inévitable du plomb métallique dans l'environnement et le passage du plomb sous forme métallique ou moléculaire chez les organismes végétaux et animaux.

Ni le gouvernement fédéral, ni ceux des provinces et territoires n'ont les moyens d'évaluer complètement la totalité des endroits où se justifierait l'interdiction de la grenaille ou des plombs de pêche toxiques; ils n'auraient pas non plus les moyens de faire appliquer l'interdiction de la grenaille et des plombs toxiques dans de nombreux «points chauds». En ce qui a trait à l'obéissance des chasseurs, à l'action policière, à la disponibilité des produits non toxiques sur le marché et à la protection de la santé des espèces et de l'écosystème, l'interdiction partielle de la grenaille de plomb ou des petits plombs de pêche et turlottes toxiques est une solution boiteuse au problème de l'empoisonnement par le plomb, et crée de nouveaux problèmes. D'autres pays ont réussi à interdire les petits plombs de pêche toxiques, et la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine et autre, et sont en train de faire de même pour le tir au pigeon d'argile, en adoptant une démarche progressive qui donne aux fabricants, aux vendeurs et aux utilisateurs le temps de s'adapter.

Au Canada, plusieurs provinces et territoires se sont engagés à éliminer la grenaille de plomb de la chasse à la sauvagine sur tout leur territoire d'ici 1997, et il y aura une interdiction nationale d'utiliser de la grenaille de plomb pour la chasse à tous les oiseaux migrateurs à partir de la même année. En outre, les ministères de l'Environnement fédéral, provinciaux et territoriaux ainsi que de nombreuses organisations environnementales non gouvernementales encouragent de plus en plus les pêcheurs à passer volontairement aux «plombs» de pêche non toxiques. Le présent rapport peut servir de point de départ à d'autres mesures gouvernementales visant à gérer l'impact négatif de la grenaille et des plombs de pêche toxiques au Canada.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes, qui ont examiné et commenté les premières ébauches du présent document : G. Sanderson (Illinois Natural History Survey), K. Morehouse (U.S. Fish and Wildlife Service), M. Pokras (Tufts University School of Veterinary Medicine); les membres suivants d'Environnement Canada : J.A. Keith et W.K. Marshall (Centre national de la recherche faunique, Service canadien de la faune [SCF]), K. Lloyd (Évaluation des produits chimiques commerciaux, Service de la protection de l'environnement), S. Wendt, (Direction de la conservation de la faune, SCF), G. Thompson (Bureau de la Convention sur la biodiversité, SCF), N. Burgess (SCF, Région de l'Atlantique), M. Wayland (SCF, Région des Prairies et du Nord). Les membres du personnel de la Direction générale de la protection de la santé (Santé Canada) et de la Direction générale des sciences physiques et chimiques (Pêches et Océans Canada) ont également examiné le présent rapport et formulé des commentaires. Un merci tout spécial à K. Dickson, qui a préparé les cartes des figures 4, 5, 6 et 10, ainsi qu'à K. Langelier, D. Campbell, V.G. Thomas, P.-Y. Daoust et N.J. Thomas, qui nous ont fourni les données inédites utilisées dans le présent rapport.

Cette publication a été produite par la Division des publications scientifiques et techniques du SCF. L'équipe de production était composée de : Pat Logan, chef — coordination et supervision; Sylvie Larose, infographiste — mise en pages; Mark Hickson, agent de production — impression; Communications Choquette — révision.

# Table des matières

Introduction	8
--------------	---

## Chapitre 1

<b>Production, importation et utilisation de grenaille de plomb et de plombs de pêche au Canada</b>	10
1.1 Généralités	10
1.2 La grenaille de plomb	10
1.2.1 La chasse	10
1.2.2 Le tir au pigeon d'argile	14
1.3 Les plombs de pêche et les turluttés	15
1.4 Résumé et conclusions	18

## Chapitre 2

<b>Transformation chimique et sort du plomb métallique provenant de la grenaille et des plombs de pêche dans l'environnement</b>	19
2.1 Niveaux de base et critères de qualité de l'environnement relatifs au plomb dans le sol et dans l'eau	19
2.2 Transformation chimique du plomb métallique de la grenaille dispersée dans l'environnement	19
2.2.1 Environnement terrestre	20
2.2.2 Marécages et environnement aquatique	20
2.3 Facteurs influant sur la mobilité des composés du plomb dans l'environnement	20
2.4 Concentrations de plomb dans le sol et les sédiments attribuables au dépôt de grenaille	21
2.5 Concentrations de plomb dans l'eau attribuables au dépôt de grenaille	22
2.6 Concentrations de plomb dans le biote à proximité des lieux de dépôt de grenaille	23
2.6.1 Les plantes terrestres	23
2.6.2 Les animaux terrestres	23
2.6.3 Les plantes aquatiques	24
2.6.4 Les invertébrés aquatiques et les poissons	24
2.7 Résumé et conclusions	24

## Chapitre 3

<b>Toxicité de la grenaille et des plombs de pêche</b>	26
3.1 Généralités	26
3.2 Ingestion de grenaille par les anatidés et saturnisme	26
3.2.1 Inventaires des gésiers	28
3.2.2 Relevés du plomb dans les os des ailes	29
3.2.3 Estimation de l'ingestion de la grenaille de plomb et de la mortalité chez les anatidés du Canada	30
3.3 Ingestion de grenaille et saturnisme chez d'autres espèces que les anatidés	31
3.3.1 Intoxication primaire	31
3.3.2 Intoxication secondaire	31
3.4 Saturnisme et champs de tir au pigeon d'argile	34
3.5 Effets de l'ingestion de grenaille de plomb sur le bétail	35
3.6 La chasse à la grenaille de plomb — préoccupations pour la santé humaine	35
3.7 Ingestion de plombs de pêche et toxicité chez les oiseaux aquatiques	36
3.8 Résumé et conclusions	37

## Chapitre 4

<b>Gérer l'impact négatif de la grenaille et des plombs de pêche en plomb</b>	39
4.1 Options générales face au problème de la grenaille de plomb	39
4.2 Substituts au plomb	39
4.2.1 La grenaille d'acier	40
4.2.2 La grenaille de bismuth-étain	41
4.2.3 La grenaille de zinc	42
4.2.4 La grenaille au tungstène-bismuth-étain (TBE)	42
4.2.5 Le molybdène-polymère et le tungstène-polymère	42
4.3 Options pour restreindre l'usage de la grenaille de plomb	43
4.3.1 Le passage volontaire à la grenaille non toxique	43
4.3.2 Règlement limitant l'usage de la grenaille de plomb	43
4.3.3 Considérations transfrontalières	45

4.3.4 Options de gestion de l'utilisation des grenailles de plomb pour le tir au pigeon d'argile	45
4.4 Options possibles au problème des plombs de pêche	46
4.4.1 Plombs de pêche de substitution	47
4.4.2 Options pour la restriction des plombs de pêche et des turluttés en plomb	47
4.5 Résumé et conclusions	48

---

<b>Ouvrages cités</b>	50
-----------------------	----

---

#### Liste des tableaux

Tableau 1. Principales utilisations mondiales du plomb	10
Tableau 2. Chasse à la grenaille et tir au pigeon d'argile au Canada	11
Tableau 3. Facteurs influant sur le transport du plomb dans l'écoulement de surface et les eaux souterraines	21
Tableau 4. Saturnisme chez les aigles du Canada	33
Tableau 5. Fréquence des grains de plomb incrustés dans les anatidés en liberté	34
Tableau 6. Cas confirmés et soupçonnés de mortalité aviaire par ingestion de plombs de pêche au Canada	37
Tableau 7. Comparaison entre le plomb et les matières de remplacement	40
Tableau 8. Règlements de divers pays de l' OCDE sur la grenaille de plomb	44

#### Liste des figures

Figure 1. Tendances des achats de permis pour la chasse aux oiseaux migrateurs et aux gallinacés, au Canada, entre 1988 et 1993	11
Figure 2. Estimation des captures annuelles moyennes de gibier à plumes par les chasseurs titulaires de permis au Canada	12
Figure 3. Tendances récentes de l'importation de plomb en cartouches ou en sacs de grains au Canada	13
Figure 4. Profil de l'intensité de la chasse au canard par les titulaires de permis de l'est du Canada	14
Figure 5. Emplacement des champs de tir au pigeon d'argile qui étaient en opération à l'automne 1994, dans l'est du Canada	15
Figure 6. Emplacement des champs de tir au pigeon d'argile qui étaient en opération à l'automne 1994, dans l'ouest du Canada	16

---

Figure 7. Tendances récentes des ventes de permis de pêche sportive et des importations de plombs de pêche au Canada	17
--	----

---

Figure 8. Sommaire des résultats des inventaires de gésiers entrepris jusqu'à présent au Canada	28
---	----

---

Figure 9. Sommaire des résultats du relevé du plomb dans les os des ailes effectué par le SCF	29
---	----

---

Figure 10. Carte des zones de l'Est canadien à forte incidence de concentration élevée de plomb dans les os des canards de surface	30
--	----

---

Figure 11. Carte résumant les cas de saturnisme chez les Pygargues à tête blanche aux États-Unis, répertoriés par l'USFWS jusqu'en septembre 1994	32
---	----

---

#### Liste des annexes

Annexe 1. Fournisseurs de cartouches rechargées	55
Annexe 2. Associations provinciales et territoriales de tir au pigeon d'argile	55
Annexe 3. Principaux fabricants de plombs de pêche et de turluttés au Canada	55
Annexe 4. Fabricants et fournisseurs de grenaille et de cartouches de substitution	55
Annexe 5. Coûts liés à l'utilisation de la grenaille non toxique pour la chasse au Canada	56
Annexe 6. Zones actuelles de chasse à la grenaille non toxique au Canada	57
Annexe 7. Fabricants de plombs de pêche de substitution	57
Annexe 8. Coûts pour le consommateur de l'utilisation de plombs non toxiques pour la pêche sportive au Canada	58

---

# Introduction

Le plomb (Pb) est un métal mou, bleuâtre, que l'on trouve à l'état de traces dans tous les milieux naturels. On en exploite les gisements et on l'utilise depuis des millénaires. Le plomb fond à basse température, il est malléable, se transforme facilement et ne coûte pas cher, de sorte qu'on l'emploie à des fins très variées, comme par exemple pour fabriquer la grenaille des cartouches d'armes à feu et pour faire des plombs de pêche, emploi auquel il a d'ailleurs donné son nom. Cependant, parce que le plomb est relativement toxique, et que le progrès constant de nos connaissances en toxicologie nous a révélé ses effets nocifs à des expositions de plus en plus faibles, bien des utilisations classiques du plomb ont disparu au cours des dernières décennies. Ainsi, ses emplois en soudure, dans la fabrication des tuyaux, dans les peintures, dans la glaçure de la poterie, dans le cristal et dans l'essence d'automobile ont été interdits ou sévèrement restreints.

Le problème potentiel ou actuel de l'empoisonnement de la sauvagine par le plomb de la grenaille utilisée pour la chasse dans les marais est connu depuis le début du siècle (Grinell, 1894). Au Service canadien de la faune (SCF), on a commencé à s'inquiéter sérieusement de l'empoisonnement au plomb, ou saturnisme, des anatidés vers la fin des années 1960 et le début des années 1970. De concert avec le Conseil national de recherches du Canada, il a, à l'époque, entrepris des études sur la grenaille non toxique de substitution. À la fin des années 1980, quand les États-Unis ont annoncé leur intention d'interdire complètement l'usage de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine à compter de 1991, le Canada a entrepris des travaux concertés de recherche et de contrôle sur la nature et la portée du saturnisme à l'échelle nationale. Auparavant, seules quelques études locales ou régionales sur la fréquence de l'ingestion de la grenaille par les anatidés avaient été réalisées au Canada. Une fois des travaux de fond terminés en 1990 et 1991 (colligés dans Kennedy et Nadeau, 1993), le SCF, fort du mandat de réglementation que lui confère la *Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs*, et avec l'accord des provinces, a établi les premières zones limitées à la grenaille non toxique en Colombie-Britannique, au Manitoba et en Ontario. À cette époque, le SCF jugeait que les preuves étaient insuffisantes pour justifier l'interdiction nationale de la grenaille de plomb à la

chasse à la sauvagine; il a établi un ensemble de critères pour évaluer si l'exposition locale était suffisante pour exiger un règlement sur la grenaille non toxique. Ce cadre (SCF, 1990; Wendt et Kennedy, 1992) et ses modifications subséquentes, correspondent à la réglementation par «points chauds» de la grenaille de plomb. Les critères du SCF ont été acceptés en 1990 par les ministres fédéral, provinciaux et territoriaux responsables de la faune à titre de politique provisoire pour gérer le problème de l'empoisonnement des anatidés par la grenaille de plomb. Depuis, bien d'autres travaux ont eu lieu au SCF et ailleurs sur plusieurs sujets : empoisonnement secondaire des pygargues et autres rapaces par la grenaille de plomb, dimensions transfrontalières du problème de la grenaille de plomb, mise au point de nouvelles substances de remplacement. Ces travaux, ainsi que l'évolution de l'opinion publique, ont exigé que la politique de zonage du SCF soit réévaluée par Environnement Canada.

Les problèmes causés par les plombs de pêche et les turluttés n'ont été mis au jour que récemment au Canada. Il n'existe encore ni règlement fédéral, provincial ou territorial contre l'utilisation des plombs de pêche et turluttés en plomb, ni travaux scientifiques canadiens sur le sujet. Pourtant, des données canadiennes, américaines, britanniques et autres indiquent, chez les huarts, les cygnes et d'autres oiseaux aquatiques, un saturnisme causé par l'ingestion de plombs de pêche, qui requiert l'attention des organismes de réglementation appropriés. En Grande-Bretagne, la vente des plombs de moins de 28,35 g (1 oz) est interdite depuis 1987 (Government of Great Britain, 1986) à cause de nombreux cas de morts de cygnes dans le pays et du succès mitigé d'une tentative de convaincre les pêcheurs d'abandonner les plombs de pêche en plomb. Aux États-Unis, les plombs de pêche ont été interdits dans le parc national de Yellowstone et le refuge national de faune de Red Rock Lakes; l'agence de protection de l'environnement (USEPA) a proposé d'interdire la fabrication, la transformation et la vente commerciale des plombs de pêche de la taille offrant le plus grand risque d'ingestion par les oiseaux aquatiques, selon des données sur la mortalité des huarts et d'autres oiseaux. Les consultations publiques entourant le projet de l'USEPA sont encore en cours.

Le présent rapport traite de l'importation, de la fabrication, et de l'utilisation de la grenaille de plomb et



des plombs de pêche au Canada (chapitre 1); de la transformation chimique et du sort du plomb métallique provenant de la grenaille et des plombs de pêche dans l'environnement (chapitre 2); et de la toxicité de la grenaille et des plombs de pêche (chapitre 3). Il analyse ensuite les approches retenues par divers pays pour faire face au problème et présente des stratégies pour gérer l'impact négatif de ces produits au Canada (chapitre 4).

## Chapitre 1

# Production, importation et utilisation de grenaille de plomb et de plombs de pêche au Canada

### 1.1 Généralités

En 1994, la production mondiale de minerais et concentrés de plomb et de métal affiné s'est chiffrée à environ 2,8 et 5,4 millions de tonnes, respectivement (ILZSG, 1994). La production canadienne représentait environ 6,6 % et 4,1 % respectivement des totaux mondiaux. À peu près 69 % de la production canadienne de plomb provient de la production primaire; le reste est tiré de la production secondaire de ferraille et de déchets de plomb recyclés, dont une partie est importée. Ainsi, en 1992, le Canada a importé, presque exclusivement des États-Unis, 50 538 tonnes de déchets de plomb et de ferraille (Keating et Wright, 1994). Une grande proportion du plomb produit (productions primaire et secondaire) au Canada est exportée, surtout vers l'Europe, le Japon et les États-Unis. Le Canada exporte à peu près trois fois plus de plomb qu'il n'en utilise. En 1992 et en 1993, les industries canadiennes ont consommé approximativement 79 700 et 91 700 tonnes de plomb, respectivement (Keating et Wright, 1994).

Les principales utilisations actuelles du plomb sont indiquées au tableau 1. La fabrication des piles et des pigments compte pour 76 % de la production mondiale de plomb. La fabrication des plombs de chasse et de pêche ne représente qu'une infime partie de l'utilisation de ce métal. Dans l'ensemble des pays de l'OCDE, la quantité de plomb utilisée pour la fabrication des cartouches au plomb et autres munitions a varié de 60 000 à 80 000 tonnes par année, entre 1970 et 1990 (OCDE, 1993), ce qui représente < 1 % de la production mondiale de plomb.

**Tableau 1**  
Principales utilisations mondiales du plomb

Utilisation	% de la production mondiale
Piles	63,0
Pigments	12,8
Métal laminé	7,7
Gainage de câbles	4,5
Additifs de l'essence	2,2
Autres utilisations	9,9

Source : Groupe d'étude international du plomb et du zinc (ILZSG), 1992.

### 1.2 La grenaille de plomb

La grenaille de plomb sert à deux genres de sports différents : 1) la chasse et 2) le tir au pigeon d'argile.

#### 1.2.1 La chasse

Les anatidés (oies et canards) et autres oiseaux migrateurs (bécasses, bécassines, foulques, grues, tourterelles, pigeons), les gallinacés (gélinottes, faisans, perdrix, colins, lagopèdes) et quelques petits mammifères (lièvres, lapins, écureuils) sont les espèces les plus couramment chassées au plomb. En 1991, environ 1,5 million de Canadiens ont participé à une forme ou une autre de chasse : 394 000 (26 % des chasseurs) ont chassé les anatidés et 723 000 (48 % des chasseurs), d'autres espèces de gibier à plumes (Filion *et al.*, 1993).

Les dépenses associées à la chasse au fusil au Canada sont présentées au tableau 2. Individuellement, les chasseurs de gibier à plumes et de petits mammifères ont dépensé, en moyenne, de 230 \$ à 450 \$ par année pour ce sport, les munitions constituant un pourcentage relativement faible. Environ 80 % des dépenses ont été consacrées au matériel (armes, vêtements, matériel de camping, etc.), au transport, à la nourriture et à l'hébergement (Filion *et al.*, 1993). Au pays toujours, le chasseur moyen d'anatidés capture environ 8 à 10 oiseaux par année (Legris et Lévesque, 1991). Si l'on se base sur l'évaluation approximative de l'U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS), environ 6 coups seraient tirés par canard abattu (USFWS, 1986); le chasseur canadien moyen tire donc environ 54 cartouches par année. Aux prix actuels, cela signifie qu'il dépense environ 27 \$ par année en cartouches de fusil (à plombs), c'est-à-dire environ 6 % de son budget annuel total de chasse à la sauvagine.

Nous avons tenté de déterminer les récentes tendances de la popularité de la chasse au fusil. Nous avons obtenu les données du SCF sur les permis de chasse aux oiseaux migrateurs vendus chaque année, entre 1988 et 1993, de même que les données semblables des ministères provinciaux des Ressources naturelles concernant les ventes de permis de chasse aux gallinacés. On observe une tendance à la baisse marquée dans chacune de ces catégories. Selon les ventes de permis, la chasse aux oiseaux migrateurs et aux gallinacés a diminué

**Tableau 2**  
Chasse à la grenaille et tir au pigeon d'argile au Canada<sup>a</sup>

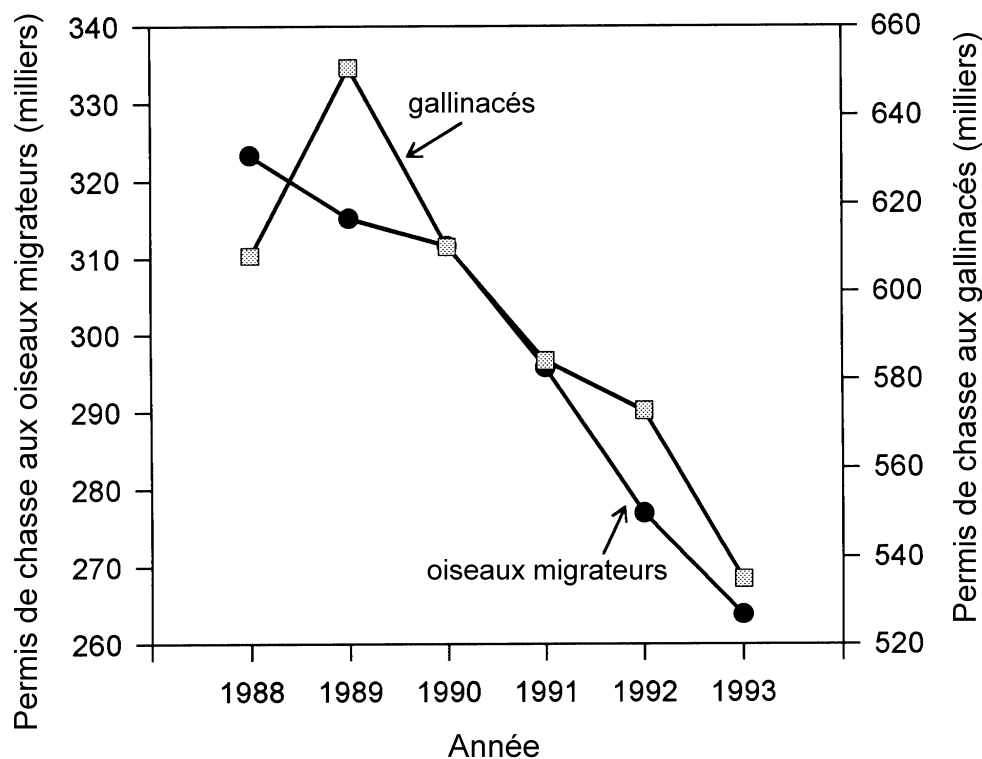
	N <sup>brc</sup> approx. de participants	Dépenses annuelles (\$)		Quantité approx. de plomb tiré (t/an) <sup>b</sup>
		Totales	Par personne	
Chasseurs <sup>d</sup>				
Anatidés	394 000	177 millions	450	777
Autres oiseaux	723 000	224 millions	310	706
Petits mammifères	612 000	141 millions	229	406 <sup>c</sup>
Tireurs au pigeon d'argile	3 000	?	?	≤260

<sup>a</sup> Évaluation du nombre de participants et des dépenses annuelles tirée de Filion *et al.* (1993).

<sup>b</sup> Inclut une estimation des captures par les Autochtones.

<sup>c</sup> Nous n'avons aucune estimation des captures totales de petits mammifères et il est probable que ceux-ci ne sont pas tous chassés au fusil. Si l'on suppose que la moitié sont abattus au fusil à plombs et que la quantité de plomb utilisée par chasseur est semblable à celle qui a été calculée pour le gibier à plumes (0,0013 t), on peut dire qu'environ 406 tonnes de grenaille sont tirées chaque année au cours de la chasse aux petits mammifères.

**Figure 1**  
Tendances des achats de permis pour la chasse aux oiseaux migrateurs et aux gallinacés, au Canada, entre 1988 et 1993.<sup>a</sup>



<sup>a</sup> Le nombre de permis de chasse aux oiseaux migrateurs est tiré des dossiers annuels du SCF. En ce qui concerne la chasse aux gallinacés, les données ont été calculées et fournies par les provinces (Colombie-Britannique, Manitoba, Terre-Neuve) ou estimées en soustrayant le nombre de permis de chasse aux oiseaux migrateurs du total des permis de chasse au gibier à plumes et au petit gibier vendus dans chaque province. Notre évaluation des permis de chasse aux gallinacés est donc relativement conservatrice, puisqu'elle n'inclut pas les chasseurs d'oiseaux migrateurs qui chassent aussi les gallinacés.

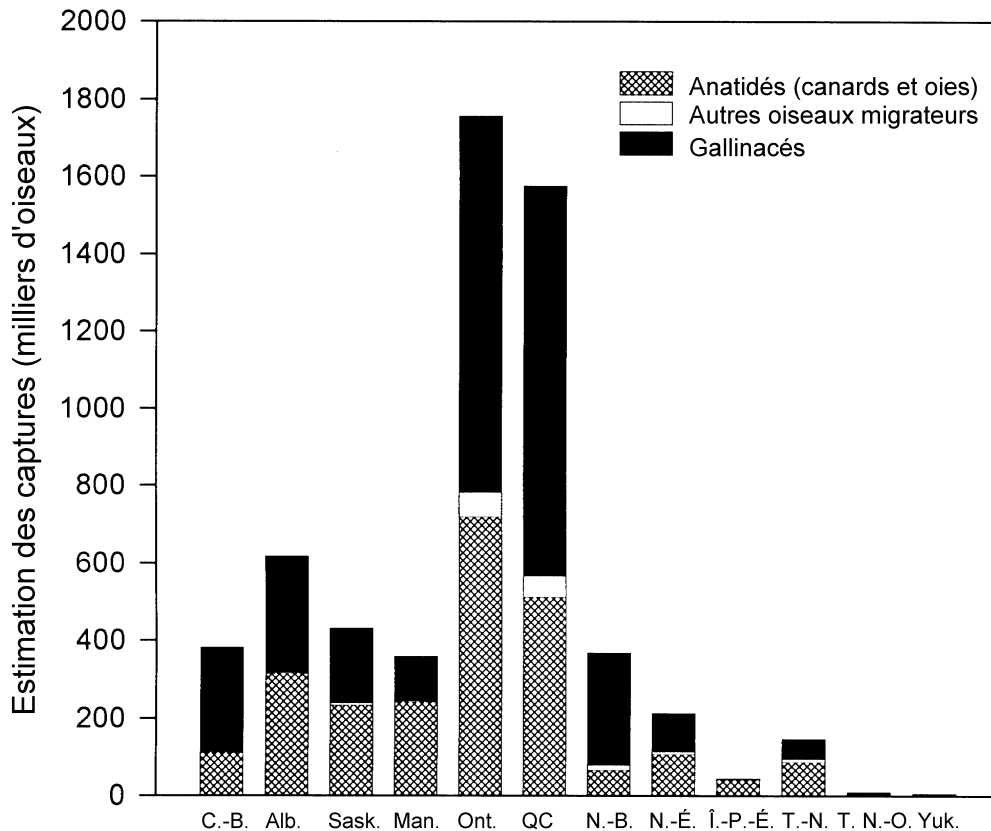
d'environ 19 % et 12 % respectivement, entre 1988 et 1993 (fig. 1). Dans le cas des anatidés, la baisse a été d'environ 20 % au cours de la même période. En ce qui a trait aux oiseaux migrateurs, la tendance à la baisse est amorcée depuis 1978, année au cours de laquelle près de 525 000 permis avaient été vendus (Legris et Lévesque, 1991). Ainsi, en 1993, seulement, 263 878 permis ont été vendus au pays (données non publiées du SCF). On

observe la même tendance dans toutes les provinces et tous les territoires.

Pour le début de la décennie 1980, Jaques (1985) évalue le taux de dépôt de grenaille de plomb dans l'environnement à environ 1 500 tonnes/année. Pour obtenir un total plus récent, nous avons utilisé deux méthodes différentes : 1) un calcul basé sur les données concernant les prises de gibier à plumes; 2) un calcul basé

**Figure 2**

Estimation des captures annuelles moyennes de gibier à plumes par les chasseurs titulaires de permis au Canada<sup>a</sup>



<sup>a</sup> Dans le cas des anatidés et autres oiseaux migrateurs, l'évaluation correspond à la moyenne des captures pour la période de 1988-1993, d'après le relevé de captures du SCF. En ce qui concerne les gallinacés, les données utilisées sont celles que nous ont fournies les ministères provinciaux et territoriaux concernés pour à peu près la même période, quand c'était possible. En Ontario, les données sont tirées du *Small Game Hunter Report* de 1983 (OMNR, 1983). Le Manitoba, le Québec, Terre-Neuve et le Yukon n'ont pas fourni de données pour les gallinacés. Au Québec et au Manitoba, les captures ont été évaluées en multipliant le nombre de permis vendus par le nombre connu de captures par permis pour l'Ontario (3,6). Les captures ont été évaluées de façon semblable à Terre-Neuve en utilisant les captures connues par permis pour la Nouvelle-Écosse (3,66). Pour le Yukon, nous avons utilisé les captures des Territoires du Nord-Ouest (3 549 oiseaux).

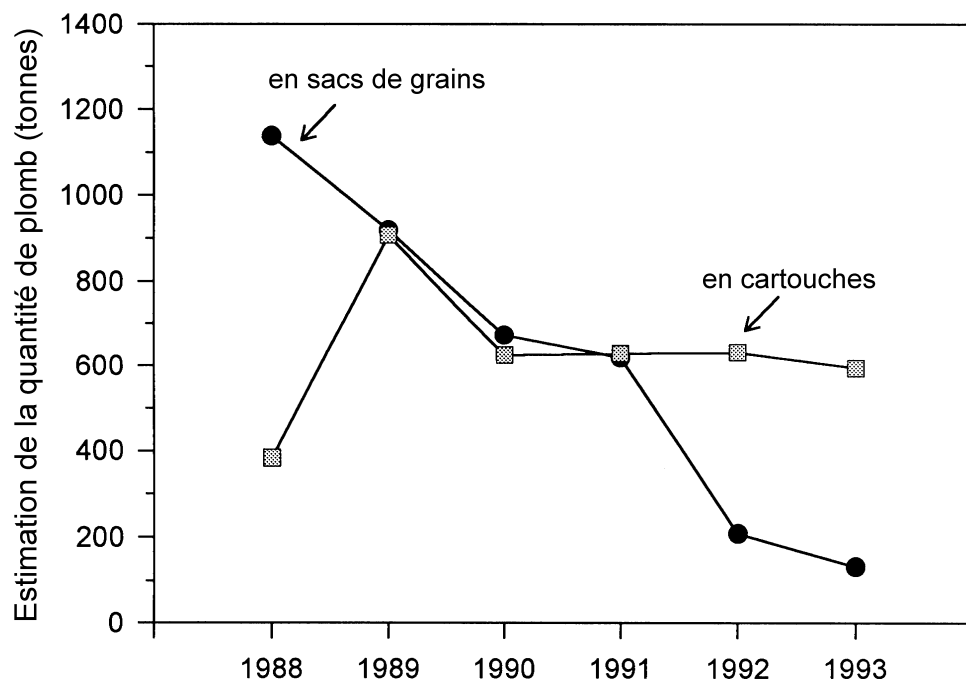
sur les données relatives à la production et à l'importation des grains de plomb.

En vue du calcul basé sur les captures, nous avons obtenu les données du SCF et des ministères provinciaux et territoriaux appropriés concernant les captures de gibier à plumes. La plupart des captures au Canada sont faites en Ontario et au Québec; ces deux provinces participent pour environ 60 % aux prises nationales (fig. 2). Au total, environ 5,5 millions d'oiseaux sont abattus chaque année au Canada. Dans le cas des anatidés, l'USFWS (1986) estime qu'environ six coups sont tirés pour chaque canard capturé. Nous ne savons pas si cette évaluation est valable pour les gallinacés; à notre connaissance, aucun calcul n'a été fait pour ces espèces. Si l'on applique à tout le gibier à plumes l'évaluation effectuée par l'USFWS pour les canards, environ 33 millions de cartouches à plombs seraient utilisées chaque année au Canada par les chasseurs de gibier à plumes titulaires de permis. De ce total, environ 15 millions sont tirées par des chasseurs d'anatidés. Le poids moyen de plomb contenu dans une seule cartouche de chasse aux anatidés est d'environ  $1\frac{1}{4}$  oz, soit à peu près 35 g, et celui d'une charge pour gallinacés, d'à peu près 28 g. Ainsi, nous pouvons calculer

qu'entre 1988 et 1993, environ 1 029 tonnes de plomb ont été libérées dans l'environnement canadien par les chasseurs de gibier à plumes. La chasse des Autochtones vient s'ajouter à celle des titulaires de permis. L'ampleur de cette activité n'est pas officiellement consignée, mais, récemment, le SCF a tenté d'évaluer les captures annuelles d'anatidés par les Autochtones. Selon les évaluations préliminaires, environ 730 000 canards et 470 000 oies sont abattus chaque année par des chasseurs autochtones au Canada (données non publiées du SCF). Si l'on suppose que le nombre de captures de gallinacés est semblable (comme dans le cas des chasseurs titulaires de permis; fig. 2), nous pouvons alors conclure qu'environ 2,4 millions d'oiseaux sont abattus chaque année au Canada par les chasseurs autochtones, ce qui représenterait à peu près 454 tonnes de plomb. La chasse aux petits mammifères ajoute probablement une quantité importante au total, tandis que la chasse illégale et le tir occasionnel sur cible, dont l'ampleur ne peut être déterminée, ajoutent probablement une quantité de plomb relativement faible. L'estimation faite par Jaques (1985), soit 1 500 tonnes par année, semble donc une moyenne annuelle raisonnable, bien que prudente, de la grenaille de

Figure 3

Tendances récentes de l'importation de plomb en cartouches ou en sacs de grains au Canada



Source : Adaptation de données fournies par la Division du commerce international, Statistique Canada.

plomb répandue au Canada. Notre évaluation situerait la moyenne annuelle à 2 000 tonnes. (Une évaluation distincte du plomb répandu par les tireurs au pigeon d'argile est présentée à la section 1.2.2.) Le tableau 2 résume les quantités annuelles approximatives dispersées dans l'environnement par les chasseurs et les tireurs au pigeon d'argile.

Après avoir évalué la quantité de plomb libérée dans l'environnement canadien au moyen des statistiques existantes sur la chasse et les captures de gibier à plumes, nous avons ensuite estimé la quantité de grenaille importée au Canada, et celle qui est fabriquée au pays. Il nous a semblé intéressant de comparer ces deux évaluations.

Le Canada importe la grenaille sous deux formes : en cartouches et en sacs de grains. La Division du commerce international de Statistique Canada nous a fourni des données sur la valeur annuelle à l'importation de ces deux formes de grenaille, en dollars canadiens, sur le marché du gros (1988-1993). Nous avons ensuite converti les données en quantité de plomb (tonnes métriques). La conversion des dollars en tonnes était basée sur une approximation du prix de gros/kg obtenu par sondage auprès des fournisseurs et détaillants appropriés. Pour ce qui est des grains en sac, nous avons estimé le prix de gros moyen à 1,40 \$/kg, et celui des cartouches, à environ 0,42 \$/cartouche (32 grammes de plomb) ou 13,13 \$/kg.

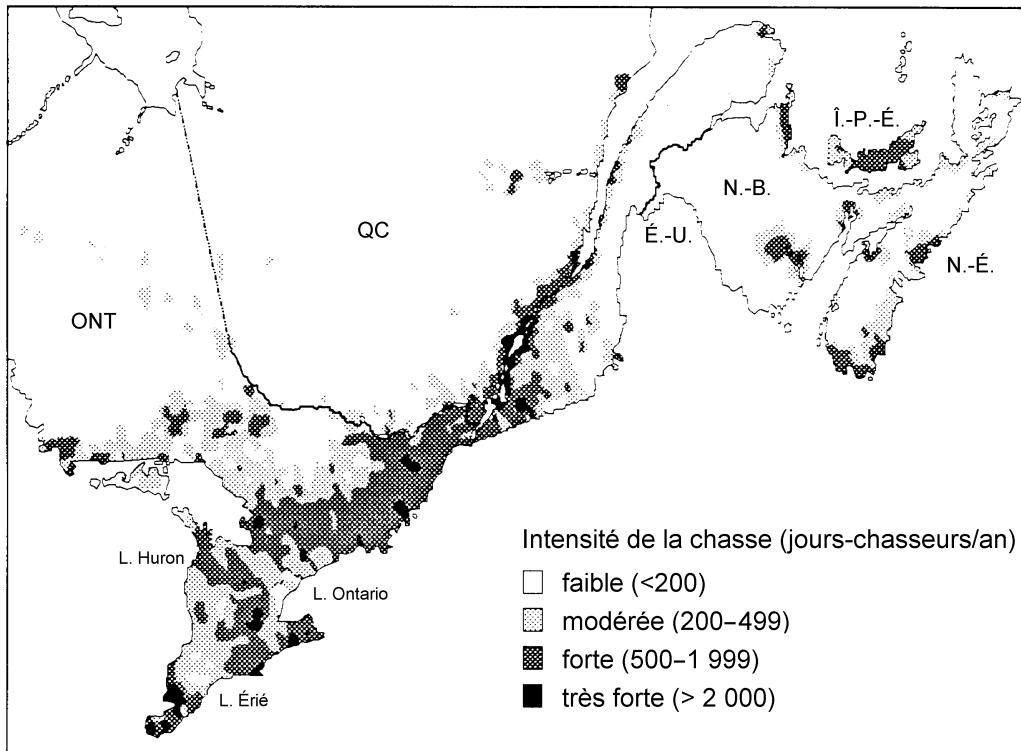
La plupart (~ 80 %) des grains de plomb importés au Canada proviennent de trois grands fabricants de cartouches américains (Winchester, Federal, Remington). De petites quantités sont importées d'autres pays, comme l'Italie, la Hongrie et les anciennes Yougoslavie et Tchécoslovaquie. Une grande proportion (~ 80 %) du plomb en grains importé est bien sûr destinée à l'Ontario

et au Québec, où résident la plupart des chasseurs. La figure 3 montre la tendance nationale des importations de grenaille entre 1988 et 1993. Les importations totales ont chuté, passant d'environ 1 800 tonnes en 1989 à environ 700 tonnes en 1993. La tendance à la baisse est observée principalement dans le cas des grains en sac et reflète les tendances similaires, déjà décrites pour l'achat des permis de chasse de gibier à plumes (fig. 1). La quantité moyenne annuelle de grenaille (cartouches + grains en sac) importée entre 1988 et 1993 se situerait à environ 1 240 tonnes.

En plus du plomb importé, une certaine quantité de grains en sac est produite au Canada. Une grande partie est vendue aux grands fabricants de cartouches (la plus grande entreprise du genre étant Challenger Ammunition, au Québec) ou aux petites entreprises de fabrication et de remplissage et à des rechargeurs particuliers. Nous incluons une liste partielle de ces entreprises en annexe 1. Le Canada n'exporte à peu près pas de plomb sous forme de grains ou de cartouches. Les plus grands fabricants de grains de plomb au Canada sont : Hummason Manufacturing Ltd. d'Ancaster (Ontario) et Canadian Superior Munitions d'Edmonton (Alberta). Au début d'octobre 1994, nous nous sommes adressés à eux ainsi qu'à d'autres fabricants canadiens possibles de grains, pour leur demander de nous donner une idée des quantités annuelles de plomb utilisées, des quantités de grains produites et des proportions produites pour la chasse (BB-6) et pour le tir sur cibles (7-9). Nous n'avons reçu qu'une réponse écrite, celle de Rona-B Lead Shot Industries de Calgary (Alberta), nous informant que l'entreprise avait fermé ses portes il y a quatre ans. Il nous est donc difficile d'évaluer précisément la quantité de plomb produite au pays.

**Figure 4**

Profil de l'intensité de la chasse au canard par les titulaires de permis de l'est du Canada<sup>a</sup>



<sup>a</sup> Les données correspondent au nombre de jours-chasseurs par bloc de 10 minutes, c'est-à-dire le nombre total de jours consacrés à la chasse au canard par tous les titulaires de permis qui ont chassé dans un bloc de 10 minutes (10 minutes de longitude sur 10 minutes de latitude).

Source : Scheuhammer et Dickson (1995)

Néanmoins, d'après l'information limitée que nous avons pu obtenir (nombre d'entreprises produisant des grains, valeur approximative des ventes et nombre d'employés), nous estimons que quelques centaines de tonnes de grains de plomb sont produites au Canada chaque année. Les importations moyennes d'environ 1 200 à 1 300 tonnes, ajoutées aux quelques centaines de tonnes produites par les entreprises canadiennes correspondraient bien au total approximatif de plombs tirés par les chasseurs et les tireurs au pigeon d'argile. L'article 15 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pourrait être invoqué, au besoin, pour obtenir des renseignements plus précis de la part des fabricants canadiens de grains et de cartouches.

Le profil des dépôts de plomb dans l'environnement est très variable. La chasse est pratiquée plus ou moins intensivement dans certains champs et marécages, alors que d'autres ne sont à peu près jamais fréquentés par les chasseurs. La figure 4 illustre la nature hétérogène de la chasse à la sauvagine dans l'est du Canada. En général, les dépôts sont les plus importants là où la densité de chasseurs et de gibier est la plus grande. Dans les régions du lac Judson et du lac Pitt, en Colombie-Britannique, les sédiments contenaient entre 37 000 et 177 000 grains à l'hectare (Wilson *et al.*, 1995). Dans les Prairies, la densité de grains dans les sédiments des marécages fréquentés par les chasseurs variait de nulle dans cinq zones d'étude de l'Alberta, à plus de 2 000 000 de grains à l'hectare dans certaines zones

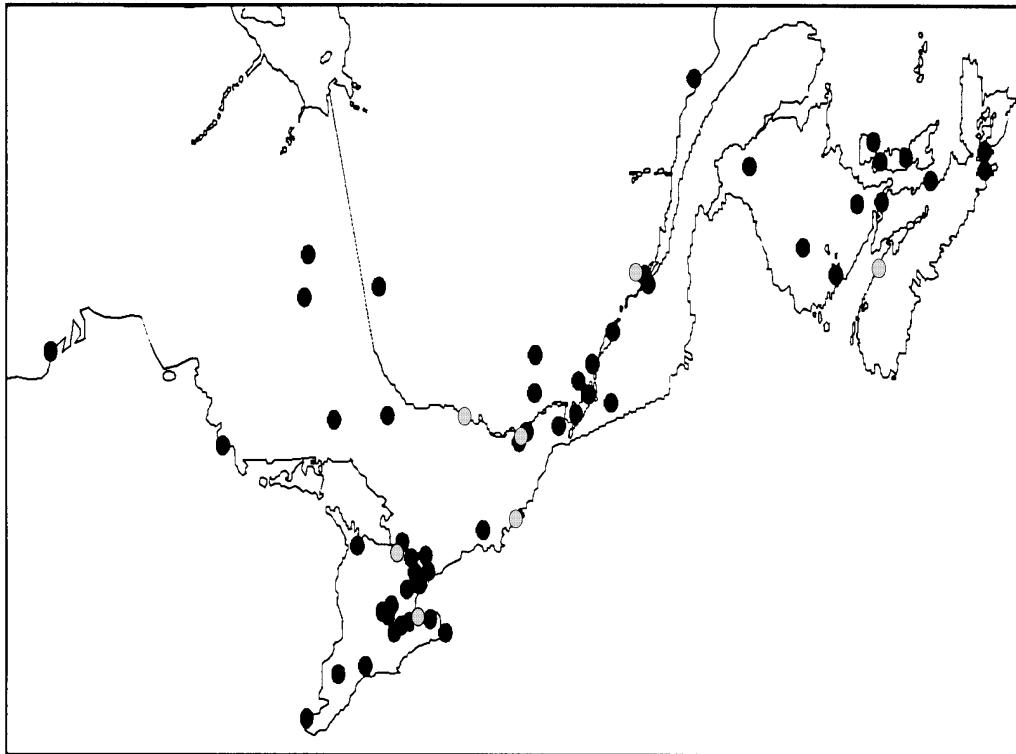
entourant le lac Chatique, au Manitoba (Hochbaum, 1993). La densité des grains au lac Chatique compte parmi les plus élevées jamais enregistrées dans le monde entier pour un marécage. Ce lac fait maintenant partie d'une zone de chasse à la grenaille non toxique. Dans le Canada atlantique, la densité des grains dans 14 marais fréquentés assidûment par les chasseurs variait entre 35 000 et 57 000/ha au Nouveau-Brunswick, 9 000 et 86 000/ha en Nouvelle-Écosse et 48 000 et 91 000/ha à l'Île-du-Prince-Édouard (Kennedy et Nadeau, 1993). Dans les marais où se pratique la chasse au Canada, elle est comparable à celle des États-Unis (USFWS, 1986) et d'autres pays.

### 1.2.2 Le tir au pigeon d'argile

La Fédération de tir du Canada (FTC) est l'organisme national qui régit la pratique du tir olympique et récréatif au pays. Nous avons obtenu de la FTC une liste des associations provinciales et territoriales affiliées (annexe 2). Nous avons communiqué par écrit avec chacune d'entre elles, afin de leur demander le nom et l'emplacement des champs de tir au pigeon d'argile dans leur secteur de compétence respectif, le nombre approximatif de personnes qui pratiquent ce sport et le nombre approximatif de cartouches utilisées annuellement par un tireur moyen. Les associations de la Colombie-Britannique, du Manitoba, d'Ontario, de l'Île-du-Prince-Édouard et des Territoires du Nord-Ouest

**Figure 5**

Emplacement des champs de tir au pigeon d'argile qui étaient en opération à l'automne 1994, dans l'est du Canada.<sup>a</sup> Les cercles noirs désignent ceux qui appartiennent au secteur privé, et les cercles gris, ceux du ministère de la Défense nationale.



<sup>a</sup> Il pourrait y en avoir d'autres que nous ne connaissons pas.

ont répondu. D'après les renseignements obtenus, nous pouvons conclure que 1) la plupart (~ 90 %) des cartouches utilisées par ces tireurs proviennent de rechargeurs, plutôt que de fabricants et de détaillants, comme dans le cas des chasseurs (certaines sociétés, comme Canadian Superior Munitions, nous ont informés que la plupart des grains qu'elles produisent sont destinés au tir sur cibles); 2) il y a un maximum de 3 000 tireurs au pigeon d'argile inscrits au Canada; 3) chaque tireur utilise en moyenne 1 500 cartouches par année.

Une cartouche de tir au pigeon d'argile contient entre  $\frac{7}{8}$  et  $1\frac{1}{8}$  oz., soit en moyenne une once (~ 28,4 g) de plomb. Cette information nous permet d'établir que les tireurs au pigeon d'argile inscrits déposent chaque année dans l'environnement environ 128 tonnes de plomb (par rapport à quelque 2 000 tonnes pour les chasseurs). Ce calcul est probablement relativement modéré parce que nous n'avons tenu compte que des tireurs inscrits. Dans la région du Canada atlantique, il n'est pas rare que les clubs de chasse et de pêche disposent d'un champ de tir au pigeon d'argile (non inscrit), utilisé les fins de semaine en été et à l'automne (N. Burgess, comm. pers.). En Ontario, environ 23 clubs de tir sont affiliés à l'Ontario Trapshooting Association; cependant, nous nous sommes rendus compte qu'il existait au moins 14 autres petits clubs non affiliés dans la province. Si la situation est à peu près la même dans les autres provinces, on peut estimer que le dépôt de plomb dans l'environnement par les tireurs au pigeon d'argile est considérablement supérieur à notre estimation de 128 tonnes par année. Cependant, même si notre calcul était inférieur de 100 % à la réalité, il est tout

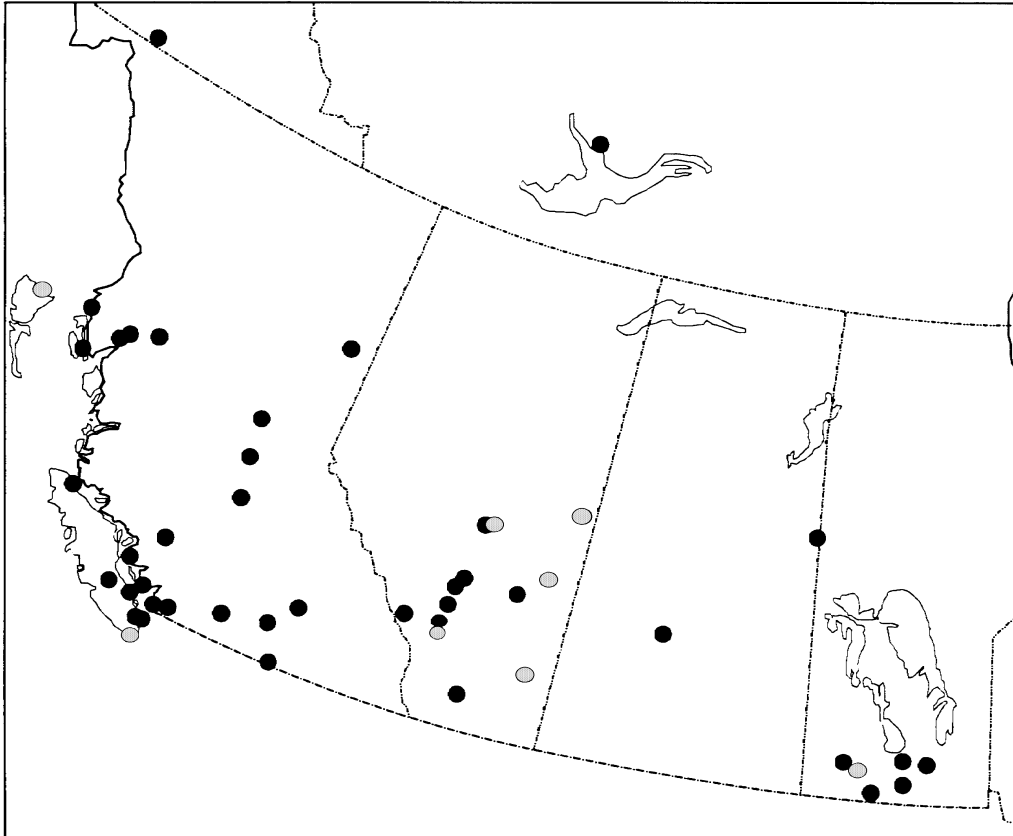
de même peu probable que plus de 260 tonnes soit libérées dans l'environnement canadien par ces tireurs. Au Canada, on peut donc dire que la quantité de grenaille répandue par les tireurs au pigeon d'argile est bien inférieure à celle des chasseurs (tableau 2).

Comme dans le cas des chasseurs, les dépôts de plomb dans l'environnement par les tireurs au pigeon d'argile sont fortement concentrés. Les figures 5 et 6 indiquent l'emplacement des champs de tir au pigeon d'argile au Canada. Quelques-uns des champs appartenant au ministère de la Défense nationale sont accessibles au public; les autres sont des installations privées qui, dans certains cas, sont utilisées depuis plus de 50 ans. Bien que, dans certains champs, les plombs tombent dans des marais ou autres habitats aquatiques — p. ex. à Cole Harbour (Nouvelle-Écosse), à Moncton (Nouveau-Brunswick), à Harrison Hot Springs (Colombie-Britannique) —, la plupart sont situés en terrain sec. La Manitoba Trapshooting Association nous a informés que toutes les activités de tir dans cette province se pratiquaient dans ces conditions. Aux fins de l'examen, nous n'avions pas suffisamment de temps ni de ressources pour déterminer le genre de terrain associé à chacun des 120 champs de tir au Canada, mais il serait utile de réaliser un tel inventaire.

Nous n'avons pas de données sur les tendances de la popularité du tir au pigeon d'argile, de sorte que nous ne pouvons déterminer si le dépôt de plomb attribuable à cette activité est stable, augmente ou diminue.

**Figure 6**

Emplacement des champs de tir au pigeon d'argile qui étaient en opération à l'automne 1994, dans l'ouest du Canada.<sup>a</sup> Les cercles noirs désignent ceux qui appartiennent au secteur privé, et les cercles gris, ceux du ministère de la Défense nationale.



<sup>a</sup> Il pourrait y en avoir d'autres que nous ne connaissons pas.

### 1.3 Les plombs de pêche et les turlutttes

Les plombs de pêche et les turlutttes de la taille qui nous préoccupe sont utilisés exclusivement par un groupe unique de sportifs : les pêcheurs à la ligne. Les autres plombs de plus de 2 oz (57 g) ne sont pas ingérés par les oiseaux aquatiques et ne sont donc pas étudiés en détail dans le présent document.

Les plombs utilisés pour la pêche sportive en eau douce pèsent de 0,3 g à 230 g et mesurent de 2 mm à 8 mm de longueur ou de diamètre. Bien qu'ils varient énormément en taille et en forme, les plus communément utilisés par les pêcheurs en eau douce sont : le plomb fendu, le plomb à ver, le plomb ové, le plomb de pêche à l'achigan au lancer et le plomb pyramidal (USEPA, 1994). Les plombs fendus représenteraient la moitié de toute la production américaine de plombs; et la plupart des plombs de tous genres mesurent moins de 2 cm sur toutes les dimensions (USEPA, 1994). Les turlutttes sont des hameçons lestés, souvent peints de couleurs vives ou décorés de façon attrayante, qui servent de leurres pour la pêche sportive. Comme les plombs, elles ont des formes et des tailles différentes.

D'après le nombre moyen de permis de pêche sportive vendus annuellement par les provinces au cours des six dernières années, nous avons pu déterminer qu'il y a actuellement environ 3,8 millions de pêcheurs à la ligne adultes titulaires de permis au Canada. Il s'agit là d'une estimation prudente, puisque de nombreuses personnes

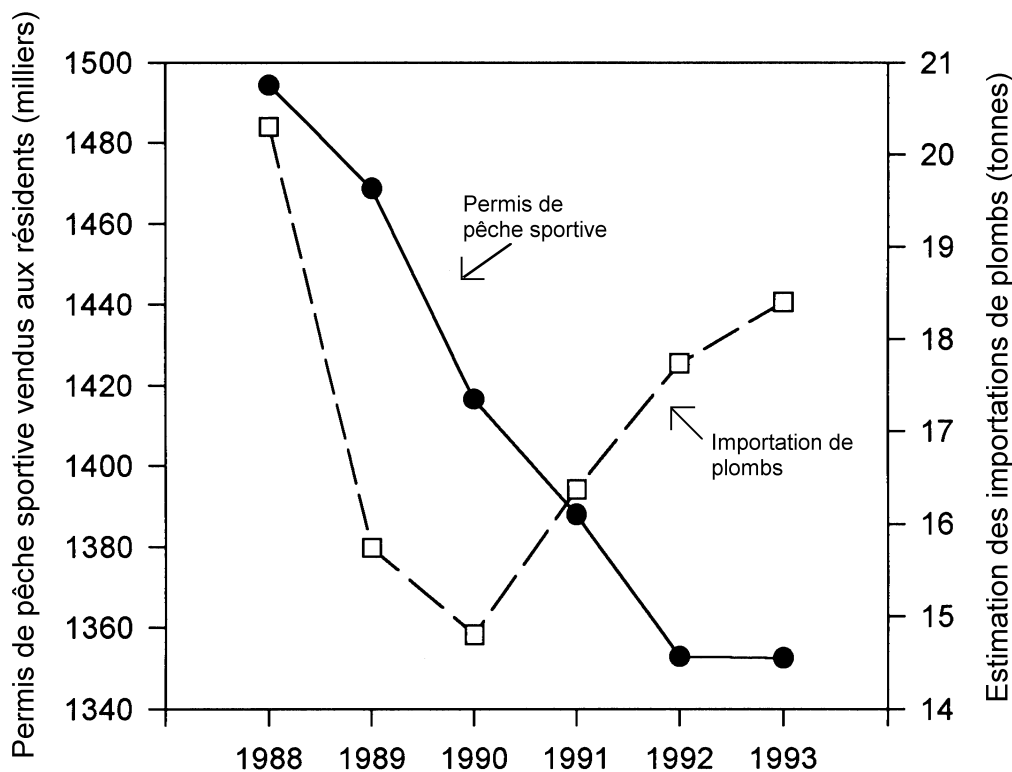
pêchent sans acheter de permis ou ne sont pas tenues de le faire (p. ex. les moins de 18 ans) et que nous n'avons pas inclus les pêcheurs non résidents. Selon Filion *et al.* (1993), en 1991, environ 5,5 millions de Canadiens de plus de 15 ans ont pratiqué la pêche sportive, le participant moyen a pêché durant 14 jours au cours de l'année et les pêcheurs canadiens ont consacré environ 2,8 milliards de dollars (en moyenne 509 \$ chacun) à leur sport. Approximativement 98,7 % des dépenses totales ont été faites au Canada. Entre 60 % et 65 % de tous les pêcheurs sportifs demeurent en Ontario et au Québec. La figure 7 montre que, comme pour les permis de chasse au gibier à plumes (fig. 1), la vente des permis de pêche sportive au Canada diminue depuis quelques années.

Des 500 \$ dépensés annuellement par chaque pêcheur au Canada, la proportion attribuable à l'achat des plombs est minime. L'USEPA (1994a) estime que les pêcheurs dépensent entre 1,50 \$ et 3,50 \$ par année à l'achat de plombs. En nous basant sur le nombre de pêcheurs au Canada (3,8 à 5,5 millions), et sur leurs dépenses annuelles moyennes en plombs (3,25 \$ can./pêcheur), nous avons pu calculer que les pêcheurs sportifs canadiens dépensaient un total de 12,4 à 17,9 millions de dollars par année à l'achat de plombs. Nous avons fait un sondage auprès de détaillants locaux, afin de connaître la gamme de prix des plombs de pêche et avons pesé des plombs de différents genres et différentes tailles; nous en concluons que le prix de détail moyen est



Figure 7

Tendances récentes des ventes de permis de pêche sportive et des importations de plombs de pêche au Canada<sup>a</sup>



<sup>a</sup> Les statistiques sur les importations ont été tirées des données fournies par la Division du commerce international de Statistique Canada. Les ventes de permis sont tirées de l'information transmise par les provinces de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, du Québec, de Terre-Neuve et de l'Île-du-Prince-Édouard, soit celles qui ont fourni des données annuelles.

d'environ 0,032 \$/g de plomb. Ainsi, la masse de plomb vendue chaque année sous forme de plombs de pêche au Canada serait de l'ordre de 388 à 559 tonnes. Une quantité supplémentaire indéterminée est aussi vendue sous forme de turlottes. Presque tout ce plomb est voué à être déposé dans l'environnement.

Pour pouvoir évaluer les importations annuelles et la production nationale de plombs de pêche et de turlottes, nous avons consulté la Division du commerce international de Statistique Canada, ainsi que les fabricants canadiens d'agrès de pêche. La valeur annuelle à l'importation des plombs utilisés pour la pêche sportive est compilée par Statistique Canada, mais pas les importations de turlottes. Il est donc impossible d'évaluer la quantité annuelle totale moyenne de plombs («plombs» et turlottes) importée au Canada.

Le Canada importe des plombs principalement (80 %) des États-Unis et de Taïwan. Des quantités relativement minimes sont importées de Corée et du Royaume-Uni. De 1988 à 1993, la valeur moyenne annuelle des plombs importés au Canada se situait à environ 465 000 \$. Si l'on suppose que le prix de gros approximatif des plombs est de 0,027 \$/g de plomb, cela correspond à environ 17,2 tonnes de «plombs» importées chaque année par les pêcheurs (par opposition aux 388 tonnes achetées par les pêcheurs). La figure 7 montre les fluctuations des importations de plombs entre 1988 et

1993. La diminution dans la vente des permis de pêche sportive ne se reflète pas dans les importations de plombs probablement parce que ces dernières ne comptent que pour une faible proportion du commerce canadien des plombs.

Les agrès de pêche, y compris les plombs et les turlottes, sont aussi fabriqués par des entreprises canadiennes. Nous avons communiqué avec 15 d'entre elles, soit par écrit, soit par téléphone, afin de savoir 1) si elles fabriquaient des plombs ou des turlottes, 2) la quantité approximative de plomb utilisée dans la fabrication de ces produits, 3) la proportion approximative des ventes totales de l'entreprise que représentent les plombs et turlottes. L'annexe 3 contient une liste des entreprises qui ont confirmé qu'elle fabriquaient des plombs ou des turlottes au Canada. Très peu ont accepté de dévoiler les quantités de plomb utilisées, ni la valeur annuelle de leurs ventes de plombs et turlottes. Peu d'entre elles, si ce n'est aucune, ne fabriquent que des plombs ou des turlottes. Les plombs représentent entre < 5 % et 20 % des ventes totales annuelles, selon les entreprises. D'après les renseignements que nous avons pu obtenir, nous croyons qu'au plus 40 tonnes de «plombs» en plomb sont fabriquées par les entreprises d'agrès de pêche du Canada. Nous ne sommes pas en mesure d'évaluer la quantité de plomb utilisée pour la fabrication des turlottes, mais elle est probablement importante.

Ainsi, une entreprise a mentionné que sa production de turluttés consommait de deux à trois fois plus de plomb que celle des «plombs». Cependant, cela n'est pas valable pour toutes. Comme pour les fabricants de grains de plombs, l'article 15 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pourrait être invoqué, au besoin, pour obtenir des renseignements exacts et complets au sujet de la production de plombs de pêche et de turluttés par les fabricants canadiens.

Aux États-Unis, environ 0,8 à 1,6 million de personnes participent à la fabrication artisanale des plombs qui sont ensuite vendus à des pêcheurs, des distributeurs de plombs et des détaillants d'agrès de pêche (USEPA, 1994a). Cette industrie artisanale contribue substantiellement (de 30 à 35 %) à la production totale de «plombs» en plomb aux États-Unis, qui utiliserait à peu près 2 700 tonnes américaines de plomb, chaque année (Nussman, 1994). Bien que nous ne disposions d'aucune information sur l'ampleur d'une industrie artisanale de ce genre au Canada, nous croyons qu'elle doit exister à une certaine échelle, puisque les achats annuels approximatifs de plombs par les pêcheurs sportifs canadiens (au moins 388 tonnes) sont bien plus élevés que la quantité estimée des importations et de la production par les grandes entreprises canadiennes (< 60 tonnes de plomb). Le représentant d'un fabricant d'agrès et un grossiste d'articles de sport nous ont dit que la production de plombs par les petites entreprises et l'industrie artisanale correspondrait en réalité à la plupart des plombs fabriqués et vendus au Canada.

#### 1.4 Résumé et conclusions

- ❖ La valeur de la grenaille de plomb et des plombs de pêche achetés chaque année au Canada se situerait entre 25 et 35 millions de dollars.
- ❖ Entre 1988 et 1993, la quantité totale de plombs de chasse et de pêche déposés dans l'environnement canadien par les chasseurs, les tireurs au pigeon d'argile et les pêcheurs sportifs s'est située en moyenne entre 2 400 et 2 700 tonnes par année.
- ❖ Environ 70 % à 80 % de la quantité totale de grains de plomb est déposée par les chasseurs.
- ❖ Sur le plan géographique, la plus grande proportion des plombs de chasse et de pêche est déposée en Ontario et au Québec, mais il y en a tout de même dans toutes les provinces et dans tous les territoires.
- ❖ Le taux de dépôt local varie de presque nul à une valeur très élevée à certains endroits (certains cours d'eau, lacs, marécages, clubs de tir), où la chasse et la pêche ont toujours été très élevées. La densité de grains de plomb dans les zones de chasse à la sauvagine au Canada est comparable à celle qui a été mesurée aux États-Unis et ailleurs.

- ❖ En ce qui concerne les grains de plomb, la quantité importée (principalement des États-Unis) est plus grande que celle qui est fabriquée au Canada; dans le cas des plombs de pêche, la quantité fabriquée au pays dépasse les importations. Une grande proportion de la production canadienne de «plombs» en plomb est probablement attribuable à des particuliers et à de très petites entreprises locales.

## Chapitre 2

# Transformation chimique et sort du plomb métallique provenant de la grenaille et des plombs de pêche dans l'environnement

### 2.1 Niveaux de base et critères de qualité de l'environnement relatifs au plomb dans le sol et dans l'eau

Le plomb se trouve à l'état naturel dans divers minéraux (McCulley *et al.*, 1991). Certains d'entre eux, comme la galène (PbS), la cérusite (PbCO<sub>3</sub>) et l'anglésite (PbSO<sub>4</sub>) sont d'importantes sources commerciales de plomb. Au Canada, et ailleurs, la concentration de plomb dans la croûte terrestre est d'environ 15 µg/g (Heinrichs *et al.*, 1980). Selon Nriagu (1978), la plupart des sols non contaminés contiennent de 10 à 40 µg/g de plomb. Les niveaux de plomb dans le sol, au Canada, varient entre 15 µg/g dans les plaines de l'intérieur et 25 µg/g dans les basses terres du Saint-Laurent (McKeague et Wolynetz, 1980). La plupart des sols agricoles échantillonnés en Ontario affichaient une valeur de 1 à 50 µg, la moyenne étant de 14,1 µg/g (Frank *et al.*, 1976). Dans les parcs urbains et ruraux de l'Ontario, 98 % des échantillons de sols contenaient ≤ 98 µg/g et ≤ 45 µg/g de plomb respectivement (OMEE, 1993). Le plomb dans la plupart des sols urbains industriels devrait se situer entre 100 et 1 000 µg/g (OMEE, 1993).

Les concentrations de base du plomb dans les eaux de surface et la nappe phréatique de l'Ontario varient, selon les endroits, entre la limite minimale de détection et 10 µg/g (Fleming, 1994). Un relevé de 76 réseaux d'aqueducs municipaux de l'Ontario, réalisé entre 1981 et 1987, a révélé une moyenne de 30 µg de plomb/L d'eau potable (Fleming, 1994). Une autre étude portant sur des échantillons d'eau potable prélevés dans cinq villes canadiennes a montré que la concentration de plomb variait entre 0,25 et 71,2 µg/L, la moyenne étant de 8,8 µg/L (Dabeka *et al.*, 1987).

Pour faciliter l'application uniforme du Programme national d'assainissement des lieux contaminés, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a établi des critères nationaux d'évaluation et d'assainissement pour le plomb et d'autres contaminants du sol et de l'eau (CCME, 1991). Les critères ont été conçus pour servir de repères permettant d'évaluer la nécessité de faire d'autres études ou de prendre d'autres mesures d'assainissement relativement à une utilisation précise des terres et de base commune à l'établissement d'objectifs d'assainissement particuliers. Les critères de qualité de l'environnement pour le plomb sont considérés

comme des valeurs prudentes, établies en vue de protéger la santé des humains et l'état de l'environnement, pour des utilisations précises du sol et de l'eau; ils peuvent être appliqués à un endroit donné, sans modification ou presque, surtout là où la concentration de base du plomb est naturellement faible (CCME, 1991). Les critères d'assainissement provisoires sont les suivants : 375 µg/g pour les sols agricoles, 500 µg/g pour les sols des parcs et des zones résidentielles, 1 000 µg/g pour les sols de zones commerciales ou industrielles, 1–7 µg/L dans l'eau pour la protection de la vie aquatique, 200 µg/L dans l'eau servant à l'irrigation, 100 µg/L dans l'eau consommée par le bétail et 10 µg/L dans l'eau potable (CCME, 1991). Les objectifs applicables à des endroits précis peuvent être équivalents aux critères canadiens, ou plus sévères ou moins sévères que ces derniers, selon les circonstances. Lorsque les critères d'assainissement adoptés pour une utilisation localisée (ou adaptés à celle-ci) sont dépassés, il faut prendre des mesures correctives (CCME, 1991).

### 2.2 Transformation chimique du plomb métallique de la grenaille dispersée dans l'environnement

On a souvent supposé que le plomb de la grenaille tirée dans l'environnement et des plombs de pêche perdus demeurerait «stable» ou «inerte»; il ne semblait pas nécessaire de s'en préoccuper comme source de contamination de l'environnement et de transfert, sauf dans le cas d'ingestion directe des plombs par les animaux. Cependant, on dispose maintenant de preuves suffisantes pour conclure que tout le plomb métallique contenu dans les plombs de chasse et de pêche finira par être transformé en particules de plomb et en espèces moléculaires contenant du plomb et sera dispersé dans l'environnement jusqu'à un certain point. Ce processus peut se traduire par des concentrations locales dans le sol et dans l'eau bien supérieures aux concentrations normales. Divers facteurs physiques et chimiques influent sur le rythme de la décomposition du plomb métallique. Ils seront traités dans les sections qui suivent.

### 2.2.1 Environnement terrestre

Lorsque le plomb métallique sous forme de grenaille (ou de plombs de pêche) est exposé à l'air ou à l'eau, il se forme des oxydes, des carbonates et autres composés du plomb lorsque les grains sont soumis aux intempéries (Sever, 1993). Selon les analyses de la grenaille de plomb recueillie dans des champs de tir au Canada et au Danemark, 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 ( $Pb(CO_3)_2(OH)_2$ ) et de petites quantités d'anglésite. Les grains de plomb trouvés dans tous les échantillons de sol, de pH différents (3,5 – 8,1), présentaient cette croûte; cependant, les plus vieux (Emerson, 1994) et ceux des sols acides (pH < 6) contenaient une plus grande quantité de matière, révélant un état de décomposition plus avancé. Jorgensen et Willems (1987) ont mentionné que, dans les sols à pH et à teneur en matières organiques élevés, les produits de transformation du plomb n'étaient que légèrement solubles et pouvaient 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 ainsi calculé que la moitié du contenu en plomb métallique du grain de plomb se transformerait en composés du plomb en 54 à 63 ans, et que la transformation complète du grain pourrait prendre entre 100 et 300 ans. Dans des conditions de traitement mécanique intensif, comme le travail du sol, ces périodes peuvent être ramenées à 15 – 20 ans et à 30 – 90 ans, respectivement. On a signalé une décomposition semblable de la grenaille en Finlande (Numi, 1990; Tanskanen *et al.*, 1993). Fisher *et al.* (1986) font aussi état d'une décomposition importante de la grenaille dans le sol. Les grains de plomb enfouis pendant environ 20 ans dans le refuge national de faune d'Anahuac, sur la côte du Golfe, au Texas, étaient très érodés et beaucoup plus petits qu'on ne s'y serait attendu, vu la taille normale des grains utilisés pour la chasse à la sauvagine.

### 2.2.2 Marécages et environnement aquatique

Stansley *et al.* (1992) ont constaté que l'érosion des grains de plomb entraînait une augmentation importante des niveaux de plomb dans l'eau, au cours d'une étude de huit champs de tir sur cibles aux États-Unis, dont la zone de retombée comportait des plans d'eau (étangs, marécages, etc.). Les auteurs 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 dans les champs de tir (41,9 – 838 µg/L, par rapport à 7,4 µg/L dans les lieux témoins).

John Peterson, directeur du projet d'assainissement des champs de tir, Marco Environmental, a étudié divers champs de tir aux États-Unis et recueilli une quantité importante de données sur la détérioration des grains de plomb dans différents milieux. Peterson (comm. pers.) a décrit la formation d'une croûte d'oxyde de plomb sur les grains déposés au fond des cours d'eau, corroborant ainsi les observations de transformations semblables dans le sol

faites par Jorgensen et Willems (1987) et Emerson (1994). 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, il y aura une érosion de la matière de la croûte; elle se détachera 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.

L'érosion ou l'oxydation des plombs de pêche, qui produit des composés de la transformation du plomb, n'a pas été étudiée de manière explicite; cependant, les plombs perdus, exposés à l'air et à l'eau de la même façon que la grenaille, se décomposeraient fort probablement dans les mêmes laps de temps.

### 2.3 Facteurs influant sur la mobilité des composés du plomb dans l'environnement

Le comportement du plomb dans le sol et dans l'eau a été étudié de manière approfondie (Jaworski, 1978; Swaine, 1986; Dames and Moore Canada, 1993). Aux fins de notre rapport, nous ferons un survol des points saillants de ces études, ainsi que d'autres du même genre, concernant la grenaille et les plombs de pêche.

Les particules ou les composés du plomb qui résultent de la décomposition chimique ou physique de la grenaille dispersée au cours de la chasse ou du tir au pigeon d'argile sont distribués de plusieurs façons dans l'environnement (Sever, 1993), notamment : 1) en particules de poussière dans l'air; 2) en particules dans l'eau de ruissellement ou d'écoulement; 3) sous forme de plomb dissous par le ruissellement ou autre mouvement des eaux de surface; 4) sous forme de plomb dissous dans les eaux souterraines.

Le vent ne transporte généralement pas les particules de plomb très loin, de sorte que la poussière de plomb en suspension dans l'air se trouve principalement à proximité des zones de tir.

Les particules de plomb métallique, les oxydes et les carbonates de plomb ou autres composés résultant de l'action des intempéries, peuvent être transportés par l'eau, soit par ruissellement, soit dans les eaux souterraines. Différents facteurs influent sur la mobilité du plomb, en particulier l'intensité des précipitations, le pH, la pente et le type du sol et l'étendue du couvert végétal.

Le tableau 3 résume les différents facteurs qui influent sur le transport des particules ou des composés de plomb dissous résultant de la décomposition des grains. Certaines conditions accentuent les risques de mobilité du plomb, notamment le faible pH du sol ou de l'eau de surface, des précipitations annuelles élevées et l'absence de composés organiques dans le sol. 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, et la présence de matières organiques en grande quantité dans le sol provoque l'adsorption du plomb, limitant sa mobilité. De même, des sols très argileux réduisent le débit des eaux souterraines et absorbent le plomb, ce qui en diminue la concentration dans la nappe phréatique. Inversement, si le sol est composé principalement de sable siliceux, de gravier ou de granit fracturé, le plomb soluble

**Tableau 3**  
Facteurs influant sur le transport du plomb dans l'écoulement de surface et les eaux souterraines

Facteur de risque	Sans danger	Risque modéré	Risque élevé
Précipitations annuelles (cm)	<51	80–115	150 +
Pente (m/100 m)	Sol plat	10	20
Type de sol	Sable grossier ou gravier pour les particules de plomb en suspension Argile pour le plomb dissous dans les eaux souterraines ou l'écoulement de surface	Roche fracturée et sable fin, limon	Argile et limon pour les particules de plomb en suspension Sable grossier et gravier pour le plomb dissous dans les eaux souterraines et l'écoulement de surface
Facteurs chimiques	Roche basique (dolomie)	Sol neutre, sable calcaire	Sol acide et roche (granit)
Acidité des eaux de surface ou souterraines (pH)	≥8	6,5–7,5	<6
Durée du contact du plomb avec l'eau	Aucun contact	Courte durée	Contact continu (grenaille déposée directement dans l'eau)
Couverture du sol	Tourbe organique	Herbe	Aucune
Couvert végétal	Barrages ou digues bloquant l'écoulement	Zone herbeuse ou boisée	Aucun couvert végétal
Profondeur de la nappe phréatique (m)	61 +	9–15 +	<3
Éloignement du cours d'eau de surface (km)	1,5 +	0,4–0,8	Grenaille déposée directement dans l'eau

Source : d'après Sever, 1993.

dans les eaux souterraines peut être transporté sur de grandes distances (Sever, 1993).

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. À mesure que le pH diminue, la quantité de  $Pb^{2+}$  en solution baisse de deux ordres de grandeur chaque fois que le pH baisse d'une unité. Par ailleurs, les roches qui contiennent du calcium, du magnésium, du fer et 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  $pH > 8$ .

#### 2.4 Concentrations de plomb dans le sol et les sédiments attribuables au dépôt de grenaille

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 dépôt élevé de grenaille de plomb ont été réalisées dans des champs de tir au pigeon d'argile ou à proximité. Il serait utile d'obtenir des données semblables pour les marécages et les champs à sec situés à proximité de zones de chasse intensive, mais nous n'avons pas pu trouver de données de ce genre. Nous devons donc nous satisfaire, pour le moment, des données sur les champs de tir en terrain sec ou humide. Il est peu probable, toutefois, que les marécages, les champs et autres endroits où la chasse est activement pratiquée soient totalement différents des lieux de tir sur cibles.

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).

Les pluies acides ont contribué à l'acidité du sol (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 proportion importante de plomb 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 des champs de tir, variaient entre 4 700 et 54 000  $\mu\text{g/g}$  (Manninen et Tanskanen, 1993), dépassant de loin les concentrations considérées comme toxiques pour les plantes (de 100 à 500  $\mu\text{g/g}$ ).

Des échantillons de sol ont été prélevés à différentes profondeurs dans plusieurs zones adjacentes au champ de tir sur cibles de St. Thomas (Ontario). Ces échantillons ont été séchés, tamisés (mailles de 0,355 mm) pour en retirer les grains, puis on en a mesuré la concentration de plomb (Emerson, 1994). Dans les échantillons de surface (0 – 5 cm de profondeur) des deux endroits les plus contaminés (où la densité de grains de plomb était la plus élevée), les concentrations variaient entre 6 600 et 17 000  $\mu\text{g/g}$ . Même à des profondeurs atteignant 10 cm, les concentrations dépassaient parfois 1 000  $\mu\text{g/g}$ . L'endroit dont la concentration de plomb était la plus élevée était aussi le plus acide (pH 5,3 – 7,1) (Emerson, 1994). Les concentrations de plomb en sol neutre (pH 7,2 – 7,5), dans un champ de tir au pigeon d'argile de Scarborough, en Ontario, (41 – 325  $\mu\text{g/g}$ , poids sec) étaient élevées par rapport à celles des sols témoins (10 – 23  $\mu\text{g/g}$ , poids sec) (Bissessar, 1994), mais moins que celles observées dans d'autres champs de tir.

Le Lincoln Park Gun Club a été en exploitation sur les rives du lac Michigan, en Illinois, de 1918 à 1991. On estime à 3 tonnes le dépôt mensuel de grains de plomb dans le lac (Yurdin, 1993). La concentration de plomb des sédiments tamisés (après retrait des grains) de la zone de retombée des plombs était bien supérieure à la concentration de base; de plus, elle était proportionnelle à la quantité de grains retirés de l'échantillon. Les analyses de lessivage ont montré une dissociation du plomb d'avec les sédiments et/ou la solubilisation directement dans la colonne d'eau; un échantillon dépassait même les critères applicables au plomb lessivable en tant que déchet dangereux (5 mg/L) (Yurdin, 1993). Cette étude a permis encore une fois de confirmer que la grenaille de plomb déposée dans le sol ou les sédiments n'est pas inerte et que, tôt ou tard, tout le plomb métallique sera transformé et distribué sous forme particulaire ou moléculaire dans le sol, les sédiments et l'eau.

Une étude de la qualité des sédiments, sous l'angle de la présence de métaux lourds, a été réalisée par le Service canadien des parcs et la Direction générale des eaux intérieures d'Environnement Canada, au marais de la pointe Pelée (McCrea et Schito, 1992). La concentration de plomb dans 19 échantillons de sédiments variait entre 12,6 et 64,6 µg/g. Les niveaux de plomb dans les sédiments étaient comparables à ceux notés en 1987 (39 – 63 µg/g). Jusqu'à 84 % des échantillons de sédiments dépassaient le niveau minimum entraînant un effet mesurable du plomb établi dans les lignes directrices provinciales relatives à la qualité des sédiments, indiquant que les sédiments étaient marginalement pollués au plomb et que les espèces benthiques pouvaient être affectées. La concentration moyenne de plomb dans les sédiments des anciennes zones de chasse était d'environ 45,1 µg/g, généralement supérieure à celle des zones où la chasse n'était pas pratiquée. En plus de la grenaille, les gaz d'échappement des véhicules automobiles pourraient avoir été une source de plomb dans le parc.

## 2.5 Concentrations de plomb dans l'eau attribuables au dépôt de grenaille

L'exposition à long terme des invertébrés d'eau douce montre que les effets négatifs commencent à se faire sentir à des concentrations >10 µg/L (Wren et Stephenson, 1991). On a observé des symptômes d'anémie et une réduction de l'activité de l'enzyme ALA-déshydrogénase (un dépisteur biologique sensible à l'exposition élevée au plomb) dans le sang chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) exposée à 14 µg Pb<sup>2+</sup>/L après 14 jours (USEPA, 1985). La concentration maximale admissible de produits toxiques (CMAT) pour les alevins avant et après éclosion était de 4 – 7,6 µg/L (Demayo *et al.*, 1982). L'échelle d'exposition totale à la CMAT du crapet à oreilles bleues (*Lepomis macrochirus*) et de la barbus de rivière (*Ictalurus punctatus*) varie entre 70 et 120 µg/L (dureté de l'eau 36–41 mg CaCO<sub>3</sub>/L) (USEPA, 1980). L'augmentation de la concentration de plomb en suspension dans l'eau à plus de 10 µg/L provoquerait des effets de plus en plus graves sur le poisson à long terme (Demayo *et al.*, 1982).

La proximité des eaux de surface ou souterraines est considérée comme un facteur qui augmente beaucoup les risques de mobilité et de transport du plomb d'un endroit contaminé par la grenaille. Par exemple, dans un champ de tir au pigeon d'argile situé à Westchester County (New York), les concentrations de plomb dans les eaux de surface se situaient entre 60 et 2 900 µg/L (USEPA, 1994b). Les niveaux de plomb dans le sol et les sédiments du champ de tir étaient également élevés, de même que dans un cours d'eau situé à proximité de la zone de retombée. Le plomb apporté par le ruissellement du champ de tir, ajouté au dépôt direct de grenaille dans le cours d'eau, constituerait un risque de contamination même en dehors de la zone visée.

Stansley *et al.* (1992) ont étudié huit champs de tir sur cibles aux États-Unis, dont la zone de retombée comportait des lacs, des étangs ou des marécages. Ils y ont trouvé des concentrations totales de plomb généralement faibles (<1 – 14,6 µg/L) dans les eaux de surface alcalines (pH 7 – 8,4). Dans une zone marécageuse légèrement acide (pH 6,3), toutefois, les concentrations étaient beaucoup plus grandes (1 270 µg/L). Stansley *et al.* (1992) concluent que le transport du plomb par les eaux de surface est assez limité en milieu neutre ou alcalin, mais que le plomb peut être mobilisé à un pH inférieur.

Le ministère de la Défense nationale (MDN) du Canada a effectué une évaluation environnementale dans six de ses champs de tir aux armes légères, où la contamination provient de grenaille et de balles de plomb (Dames and Moore Canada, 1993). Les études ont porté sur les effets dans le sol, les sédiments, les eaux souterraines et les eaux de surface. Elles ont permis d'établir que le plomb, bien qu'il soit souvent présent à de très hautes concentrations dans le sol des champs de tir (5 000 – 30 000 µg/g), ne contaminait pas les sols et les eaux souterraines en dehors de ces endroits. Cependant, la contamination de l'eau de surface de quatre des six emplacements dépassait les critères du CCME concernant la protection de la vie aquatique (1 – 7 µg/L) et, à deux de ces endroits, l'eau de surface se jetait dans de plus grandes étendues d'eau, favorisant le transport du plomb vers d'autres lieux. Au champ de tir Connaught de la Base des Forces canadiennes d'Ottawa, la concentration de plomb dans l'eau d'un étang à castors et un peu en aval, dans une zone marécageuse, était élevée et dépassait les critères du CCME relatifs à la vie en eau douce; les échantillons d'eau prélevés dans la baie Shirleys contenaient 1 µg/L de plomb, ce qui représente la limite inférieure des critères relatifs à la vie en eau douce. L'excavation et l'élimination des sols contaminés ont été jugées impossibles, parce que le plomb lessivable de ces sols dépasse les critères concernant les déchets dangereux; il faudrait donc prendre des mesures coûteuses pour le transport et l'élimination dans une décharge de déchets dangereux (Dames and Moore Canada, 1993). De même, la concentration de plomb lessivable dans le sol de surface d'un club de chasse privé de St. Thomas (Ontario) se situait entre 3,3 et 820 mg/L, soit, dans la plupart des cas, un niveau supérieur aux critères de l'Ontario concernant le plomb en tant que déchet dangereux (5 mg/L) (Emerson, 1994). Le MDN a recommandé de nettoyer les sols et de récupérer les fragments de plomb en vue de les recycler (Dames and Moore Canada, 1993).

## 2.6 Concentrations de plomb dans le biote à proximité des lieux de dépôt de grenaille

Un niveau élevé de plomb dans le sol, les sédiments, les eaux de surface et les eaux souterraines peut favoriser l'absorption de plomb par les plantes et animaux aquatiques et terrestres. Le dépôt de grenaille de plomb dans les champs de tir sur cibles a donné lieu à des concentrations de plomb élevées dans le sol (Jorgensen et Willems, 1987; Dames and Moore Canada, 1993; Bisessar, 1994; Emerson, 1994), dans les sédiments (Peterson *et al.*, 1993), dans les plantes aquatiques et terrestres (Manninen et Tanskanen, 1993; Peterson *et al.*, 1993) et dans des petits mammifères comme les campagnols, les souris et les musaraignes (Ma, 1989). La grenaille déposée dans les sols humides tels que les battures, les lacs ou les rivières, provoque des concentrations élevées dans les eaux de surface, les sédiments, les plantes aquatiques ou les invertébrés (Stansley *et al.*, 1992; Peterson *et al.*, 1993; Yurdin, 1993; L. Rutherford, comm. pers.).

À notre connaissance, les effets du dépôt de plombs de pêche sur la concentration de plomb dans le sol, les sédiments, l'eau et le biote n'ont pas été étudiés. La dissolution du plomb et le transfert subséquent au substrat et au biote environnants seraient régis par les mêmes facteurs que dans le cas des balles et de la grenaille (c.-à-d. pH du sol ou de l'eau, teneur en matières organiques, débit, etc.). Nous croyons que le nombre de plombs laissés au fond des cours d'eau ou des lacs au Canada n'atteindra jamais l'ampleur de la grenaille dans les champs de tir au pigeon d'argile, ou dans les marécages où est pratiquée une chasse intensive; toutefois, il n'y a pas de données sur cette question.

### 2.6.1 Les plantes terrestres

Les plantes accumulent le plomb en fonction de sa concentration dans le sol (Kovalevskii, 1979; Bisessar et McIlveen, 1991a, 1991b). Toutefois, la fixation du plomb soluble par les matières organiques se produit souvent dans la couche d'humus, ce qui limite la quantité de plomb soluble assimilable par les plantes. Ainsi, la concentration de plomb dans les plantes peut être considérablement inférieure à celle du sol. Dans la laitue, les betteraves, le chou et les carottes, on a trouvé seulement de 1 à 8 % de la concentration de plomb du sol (Bisessar et McIlveen, 1991a, 1991b). Le plomb est absorbé principalement par les poils absorbants des racines et emmagasiné dans les parois cellulaires; on a pu déterminer que le déplacement du plomb vers les tissus situés au-dessus du sol est assez rare (Fleming, 1994). Le pH du sol et le potentiel d'oxydo-réduction sont les variables les plus importantes qui déterminent l'accumulation de plomb dans les plantes (Swaine 1986). L'augmentation de pH dans le sol (chaulage) et l'ajout de matière organique permettent de réduire l'absorption de plomb chez les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992); cependant, la décomposition ultérieure des matières organiques peut de nouveau libérer le plomb dans le sol.

Très peu d'études ont porté sur la concentration de plomb dans les plantes des lieux de dépôts importants de grenaille. Dans les végétaux des champs de tir, les plus fortes concentrations se trouvent dans les racines, avec diminution graduelle vers les feuilles et le fruit (Manninen

et Tanskanen, 1993). Le feuillage de trois espèces de plantes contenait des quantités de plomb élevées par rapport à celui des plantes de la zone témoin. Les lingonnes (*Sorbus aucuparia* et *Vaccinium vitis-idaea*) cueillies dans le champ de tir au pigeon d'argile contenaient jusqu'à 0,3 mg/kg, poids humide, niveaux supérieurs aux lignes directrices de la Finlande concernant l'innocuité des aliments. Des champignons (espèces *Russula*) affichaient des concentrations de plomb de 4 mg/kg, poids humide, soit dix fois plus que la moyenne pour cette espèce.

### 2.6.2 Les animaux terrestres

Nous ne connaissons qu'une étude sur les effets du dépôt de grains de plomb dans l'environnement qui se soit penchée sur l'accumulation de plomb chez les animaux terrestres. Au cours d'un examen réalisé aux Pays-Bas, 20 ans après l'abandon d'un champ de tir au pigeon d'argile, on a trouvé la plupart des grains de plomb à moins de 5 cm de profondeur. Le sol était sablonneux et acide (pH 3,9 ( 0,4), et la concentration totale de plomb dans la couche supérieure (incluant les grains) variait de 360 à 70 000 µg/g, poids sec (Ma, 1989). La concentration moyenne dans les tissus était plus élevée chez les petits animaux du champ de tir que chez ceux des régions témoins adjacentes (Ma, 1989). Les niveaux les plus élevés dans les reins, le foie et le fémur ont été observés chez les musaraignes (*Sorex araneus*). Chez les campagnols (*Clethrionomys glareolus*), ils étaient moyens, et les plus faibles étaient ceux de la souris sylvestre (*Apondemus sylvaticus*) (fondés sur les moyennes géométriques). La concentration de plomb dans les reins variait entre une moyenne géométrique de 5,9 µg/g, poids sec, chez la souris sylvestre et 269 µg/g, poids sec, chez la musaraigne; celles du foie et du fémur oscillaient entre 2,7 et 15,9 µg/g, poids sec, et 13,5 et 550 µg/g, poids sec, respectivement. La plus forte concentration individuelle de plomb a été observée chez la musaraigne (1 267 µg/g, poids sec, dans le tissu rénal et 1 469 µg/g, poids sec, dans le fémur). Les concentrations dans les tissus rénaux de toutes les musaraignes du champ de tir dépassaient le niveau général de diagnostic du saturnisme chez les mammifères (10 µg/g, poids humide) (Osweiler *et al.*, 1978). Les souris, les campagnols et les musaraignes échantillonnés en dehors du champ de tir affichaient des niveaux de plomb, dans les reins, de 0,8 – 18,2 µg/g, 0,5 – 2,2 µg/g et 2 – 53,7 µg/g, poids sec, respectivement. Bien qu'aucune analyse histopathologique des tissus n'ait été réalisée dans le cadre de l'étude de Ma (1989), ce dernier a tout de même noté une importante réduction du poids total et un poids moyen du fémur inférieur chez les souris sylvestres du champ de tir; quant aux musaraignes et aux campagnols exposés au plomb, ils avaient un rapport de poids rein/total beaucoup plus élevé. L'accumulation de plomb plus grande chez les musaraignes que chez les campagnols et les souris sylvestres serait liée au régime alimentaire. Alors que les souris et les campagnols sont des herbivores, les musaraignes consomment chaque jour les trois quarts et parfois même jusqu'à une fois et demie leur poids de nourriture humide (scarabées et vers de terre) (Southern, 1964). Le niveau de plomb des vers de terre peut être

comparable ou supérieur à la concentration du sol environnant (Fleming, 1994). Les vers ont un grand potentiel d'accumulation du plomb (et d'autres métaux) dans les sols contaminés (Beyer *et al.*, 1982; Ma, 1982; Ma *et al.*, 1983), ce qui peut entraîner une augmentation des concentrations chez ses prédateurs comme la musaraigne, le merle et d'autres.

Il n'a été faite aucune étude de la consommation de composés de plomb par les vers de terre et autres invertébrés terrestres, à la suite du dépôt de plombs de pêche ou de chasse; cependant, on croit que les niveaux élevés dans le sol des champs de tir se traduisent par une concentration élevée chez les vers de terre et autres invertébrés du sol, comme on l'a observé pour le plomb provenant d'autres sources.

### 2.6.3 Les plantes aquatiques

Lors de l'exposition au plomb dissous, on a noté, chez les plantes flottantes ou submergées, une augmentation de la concentration de plomb proportionnelle à la dose, l'accumulation étant la plus forte à la racine, puis dans les tiges et les feuilles (Fleming, 1994). Les plantes peuvent aussi accumuler le plomb des sédiments, par la racine, et le plomb dissous peut être adsorbé sur les feuilles et les tiges. On a observé l'accumulation de plomb provenant des sédiments contaminés chez les macrophytes aquatiques. Des concentrations de 443 µg/g se sont traduites par des niveaux de 47,6 µg/g, poids sec, chez l'*Elodea* (Demayo *et al.*, 1982).

L'accumulation de plomb provenant de sédiments contaminés par la grenaille a été observée dans les plantes aquatiques. Dans le cadre de l'étude d'un champ de tir au pigeon d'argile situé sur les rives du lac Merced en Californie, on a noté que les sédiments de la zone de retombée contenaient jusqu'à 1 200 µg/g de plomb; les scirpes et les cornifles qui poussaient dans ces sédiments affichaient des concentrations atteignant en moyenne 10,3 µg/g et 69,2 µg/g, poids sec, respectivement, par rapport à 2,3 µg/g et 11,9 µg/g, poids sec, respectivement, dans les lieux témoins (Peterson *et al.*, 1993).

### 2.6.4 Les invertébrés aquatiques et les poissons

Le plomb est aisément soluble et biodisponible dans un milieu acide contenant peu de matières organiques et de sédiments en suspension et où les concentrations de sels de calcium, de fer, de manganèse, de zinc et de cadmium sont faibles (Eisler, 1988). Les invertébrés aquatiques, y compris les escargots, les amphipodes et les insectes, peuvent accumuler des quantités importantes de plomb, correspondant parfois entre 1 000 et 9 000 fois la concentration dans la colonne d'eau environnante (Spehar *et al.*, 1978).

Aucune accumulation intense de plomb de la colonne d'eau par le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) ni par l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) n'a été constatée par Stansley *et al.* (1992) au cours de leur étude des champs de tir sur cibles; toutefois, les auteurs ont reconnu que leurs comparaisons statistiques comportaient certaines limites à cause de la taille de l'échantillon (n=3).

Des concentrations élevées de plomb ont été observées dans les eaux interstitielles des sédiments contaminés au plomb, mais pas dans la colonne d'eau sus-jacente d'un champ de tir sur cibles situé dans le détroit de Long Island, à l'embouchure de la rivière Housatonic, au Connecticut (SAAMI 1993). Les moules côtelées de l'Atlantique (*Modiolus demissus*) cueillies dans l'estuaire contaminé par la grenaille du champ de tir affichaient des concentrations élevées de plomb.

Les chironomes, myes et escargots recueillis dans les sédiments contaminés au plomb du lac Merced, en Californie, présentaient des concentrations élevées de plomb (9,8 µg/g, 15,6 µg/g et 25,1 µg/g, poids sec, respectivement), comparativement aux organismes témoins (3,4 µg/g, 7,6 µg/g, 5,9 µg/g, poids sec, respectivement) (Peterson *et al.*, 1993).

L'absorption du plomb des sédiments contaminés a aussi été observée au cours d'études canadiennes de deux champs de tir au pigeon d'argile de Nouvelle-Écosse, dont les zones de retombées se trouvent dans les battures, en eau salée (L. Rutherford, comm. pers.). Les myes (*Mya arenaria* et *Anodonta implicata*) avaient des concentrations variant de 2,25 à 8,33 µg/g, poids sec, jusqu'à 200 mètres de la ligne de tir. Ces concentrations étaient élevées par rapport aux échantillons témoins (1,7 µg/g à 2,04 µg/g, poids sec).

## 2.7 Résumé et conclusions

- ❖ Les grains de plomb métallique déposés sur le sol et les sédiments aquatiques ne sont pas inertes sur les plans chimique ou environnemental, bien qu'il puisse falloir des dizaines ou des centaines d'années pour qu'ils se décomposent et se dissolvent.
- ❖ Le taux d'érosion, d'oxydation et de dissolution des grains de plomb métallique dans l'environnement dépend de divers facteurs physiques et chimiques. Des conditions aérobies acides favorisent la décomposition des grains, et un milieu alcalin anaérobie la ralentit. Différents facteurs physiques, tels que les débits rapides, la présence dominante de sable grossier ou de gravier dans le sol ou les sédiments et la perturbation fréquente des sols contaminés favorisent tous une accélération de la décomposition des grains de plomb.
- ❖ Les concentrations de plomb dans le sol et les sédiments des zones de retombée des champs de tir au pigeon d'argile peuvent dépasser les critères canadiens (d'assainissement) de qualité de l'environnement relatifs au plomb dans le sol. Cela est probablement aussi vrai pour les endroits où la chasse est pratiquée de façon intensive, mais on ne dispose pas de données sur ces endroits.
- ❖ Les concentrations de plomb lessivable dans le sol ou les sédiments associés aux champs de tir au pigeon d'argile sont souvent suffisamment élevées pour dépasser les critères concernant le plomb en tant que déchet dangereux.



- ❖ Le plomb provenant de la grenaille peut être transféré au biote, surtout aux invertébrés du sol et des sédiments, et aux plantes aquatiques et terrestres et, par le fait même, aux niveaux trophiques supérieurs.

## Chapitre 3

# Toxicité de la grenaille et des plombs de pêche

### 3.1 Généralités

Il y a des années qu'on a démontré la nature non essentielle du plomb sur le plan nutritif et son potentiel toxique assez élevé. Les sources d'exposition au plomb et les effets toxiques de ce métal sur l'être humain, le bétail et les animaux sauvages ont fait l'objet de nombreuses analyses générales (par exemple, OMS, 1977; WHO, 1989; Jaworski, 1978; Demayo *et al.*, 1982; Scheuhammer, 1987; Eisler, 1988; OECD, 1993).

On a également étudié et analysé abondamment l'ingestion des plombs de chasse par les anatidés et d'autres espèces d'oiseaux, ainsi que les effets toxiques de cette ingestion (par exemple, Mudge, 1983; Sanderson et Bellrose, 1986; USFWS, 1986; Pain, 1992). Nous estimons donc inutile de présenter ici une analyse détaillée de la toxicologie aviaire du plomb en général ou de l'ingestion de grenaille en particulier. Nous passerons brièvement en revue les principaux effets toxiques du plomb ingéré avec la grenaille et les plombs de pêche, mais nous consacrerons l'essentiel du chapitre à relever la portée des problèmes et à inventorier les risques rattachés à l'utilisation de plombs, surtout au Canada. Le chapitre portera notamment sur les sujets suivants : résultats des inventaires des anatidés et d'autres recherches indiquant l'étendue du problème posé par l'ingestion de plombs de chasse et de pêche au Canada; ingestion de plombs de chasse et de pêche par des espèces non aquatiques; intoxication secondaire des aigles et des autres rapaces, ainsi que des détritivores, par ingestion de la grenaille de plomb incrustée dans le gibier; exposition humaine au plomb par consommation de gibier tué à la grenaille; inquiétudes écologiques suscitées par le plomb dans les champs de tir et questions transfrontalières relatives à l'utilisation des plombs de chasse et de pêche. Nous n'abordons pas l'évaluation de la toxicité possible du plomb pour le poisson, les invertébrés ou les végétaux à la suite de la libération du plomb contenu dans la grenaille et les plombs de pêche.

On sait depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle (Grinnell, 1894) que les anatidés ingèrent la grenaille qui se dépose au fond des lacs et des marais, la prenant pour des aliments ou du gravier. On a constaté également que diverses espèces d'oiseaux non aquatiques ingéraient des plombs (voir section 3.3). On sait aussi que les Huarts à collier (*Gavia immer*), les cygnes et d'autres oiseaux aquatiques avalent

des plombs de pêche (Birkhead, 1982; Ensor *et al.*, 1992; Pokras *et al.*, 1992; USEPA, 1994a). Une fois ingérés, les grains de plomb se logent souvent dans le gésier où du plomb ionique se libère sous l'effet du broyage effectué par le gésier, ajouté à celui du milieu acide de l'appareil digestif. S'il y a eu ingestion d'un grand nombre de plombs ( $\geq 10$ ), une *intoxication saturnine aiguë* ne tarde pas à s'ensuivre, et les oiseaux meurent généralement en quelques jours. Les plombs de pêche étant généralement beaucoup plus gros que la grenaille, un seul peut suffire à cette intoxication. Les victimes de cette 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 de 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, et 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 les risques de mourir de faim, ou d'être victimes d'un prédateur ou d'une maladie. L'absorption sublétale de plomb diminue l'aptitude à lutter contre d'autres sources possibles de mortalité.

### 3.2 Ingestion de grenaille par les anatidés et saturnisme

On a désormais prouvé que les anatidés ingéraient des plombs de chasse et s'intoxiquaient de ce fait dans de nombreux pays, entre autres le Canada (Kennedy et Nadeau, 1993), l'Australie (Kingsford *et al.*, 1989), la Grande-Bretagne (Mudge, 1983), la France (Pain, 1990), les Pays-Bas (Lumeij et Scholten, 1989), le Japon (Honda

*et al.*, 1990; Ochiai *et al.* 1993) et les États-Unis (Sanderson et Bellrose, 1986; USFWS, 1986).

À l'origine, Bellrose (1959) évaluait la perte consécutive au saturnisme dû à l'ingestion de grenaille à 2–3 % de la population d'anatidés du continent, soit entre 1,5 et 4 millions d'individus par an. Les estimations plus récentes de la mortalité (Clemens *et al.*, 1975; Feierabend, 1983) corroborent le plus souvent les chiffres de Bellrose (1959) quoiqu'il n'existe aucune entente absolue sur la validité de ces estimations. Quoique Bellrose (1959) reconnaisse que les anatidés qui ont ingéré des grenailles de plomb soient plus sujets à se faire abattre que ceux qui n'en ont pas ingéré, et qu'il ait inclut un facteur de correction dans le calcul de ses évaluations, certains croient que ce facteur soit trop conservateur (par ex. Heitmeyer *et al.*, 1993). Néanmoins, comme aucune étude plus définitive n'a supplanté celle sur laquelle Bellrose a fondé ses conclusions, nous considérons comme raisonnable l'évaluation de la mortalité (2–3 %) due à l'ingestion de grenaille selon cet auteur.

Comme le saturnisme dépend de la présence de grenaille, laquelle dépend pour sa part en grande partie de l'intensité de la chasse, on peut évaluer approximativement la contribution canadienne à la mortalité nord-américaine globale en calculant la part du Canada dans les prises totales de l'Amérique du Nord. En 1991, la chasse aux anatidés pratiquée au Canada représentait environ 20 % (à l'exclusion de la chasse par les Autochtones) de la récolte nord-américaine totale. Si l'on se sert des estimations des taux d'ingestion et de mortalité de Bellrose (1959) ainsi que de Sanderson et Bellrose (1986) et qu'on évalue en moyenne la volée automnale d'anatidés à 60 millions d'oiseaux, on peut calculer qu'en moyenne, quelque 240 000 à 360 000 individus meurent d'intoxication saturnine au Canada par suite de l'ingestion de grenaille (si l'on suppose que l'utilisation n'en est pas interdite). Comme les États-Unis interdisent l'utilisation de grenaille pour la chasse à la sauvagine dans tout le pays depuis 1991, on peut incontestablement attribuer désormais au Canada une proportion de plus en plus forte de l'actuelle mortalité des anatidés d'Amérique du Nord par suite de l'ingestion de grenaille de plomb.

La mortalité des anatidés par suite d'ingestion de grenaille de plomb se manifeste sous forme de mortalité massive ou de mortalité quotidienne, moins visible. De nombreux cas de mortalité massive ont été enregistrés aux États-Unis (USFWS, 1986). On en a également constaté au Canada. En 1974–1975, après inondation de terres autrefois sèches, des centaines de canards et d'oies moururent d'ingestion de grenaille à l'aire de protection de la faune d'Aylmer, en Ontario. Des enquêtes montrèrent que, pendant la Seconde Guerre mondiale, alors que le site était un centre d'entraînement de l'Aviation royale canadienne, les zones touchées avaient servi de champ de tir au pigeon d'argile pour les officiers (OMNR, 1975; Kennedy et Nadeau, 1993). Il a fallu plusieurs milliers de dollars pour dépolluer la zone contaminée. On a également retrouvé des oiseaux intoxiqués par le plomb dans la zone de retombées d'un champ de tir au pigeon d'argile près de Montréal (Wendt et Kennedy, 1992). Plusieurs centaines de Canards colverts (*Anas platyrhynchos*) et de Canards noirs (*Anas rubripes*), ainsi que de Bernaches du Canada (*Branta canadensis*) et de Cygnes siffleurs (*Cygnus*

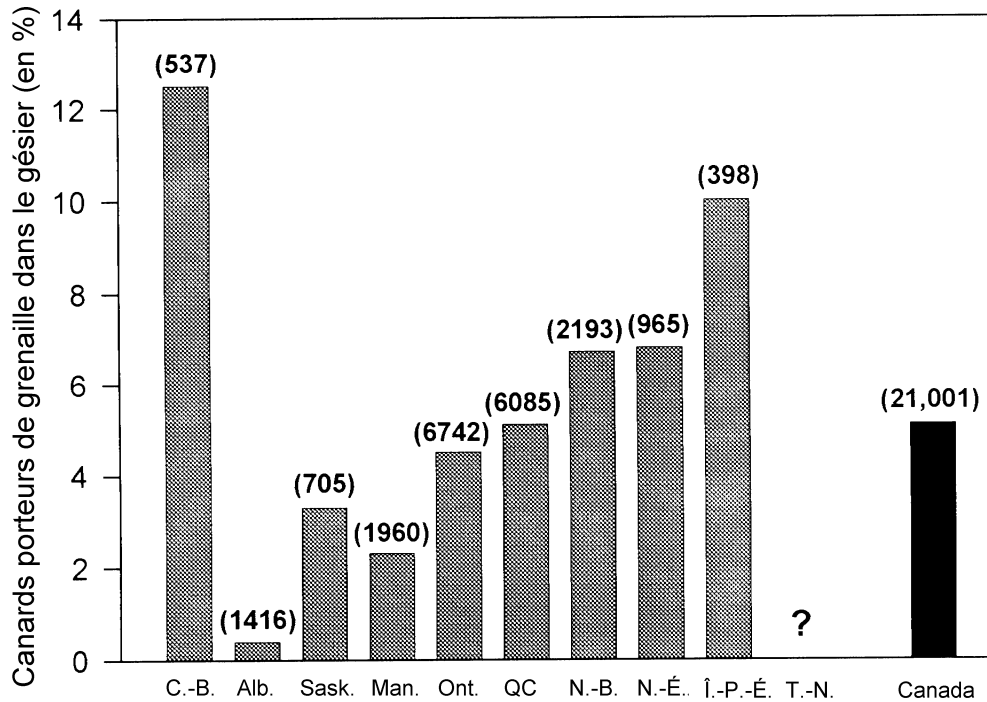
*columbianus*), ont été tuées au début des années 1970, puis à la fin des années 1980, dans le voisinage du lac St. Clair, en Ontario (Kennedy et Nadeau, 1993).

L'intoxication saturnine consécutive à l'ingestion de grenaille a mis en péril la réussite d'un programme de réinsertion du Cygne trompette (*Cygnus buccinator*) en Ontario (Langelier, 1994; Réserve nationale de faune du Marais-Wye, comm. pers.). La moitié au moins des cygnes mis en liberté au Marais-Wye sont devenus empoisonnés. Le saturnisme dû à la grenaille est assez courant parmi les Cygnes trompettes qui hivernent dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. On constate des cas de mortalité massive depuis 1925 (Munro, 1925). En 1992, 29 Cygnes trompettes intoxiqués par le plomb ont été ramassés dans le lac Judson, près d'Abbotsford, en Colombie-Britannique (Wilson *et al.*, 1995). Dans l'État de Washington, la principale cause de décès chez les Cygnes trompettes et les Cygnes siffleurs sauvages est le saturnisme, responsable de 29 % de la mortalité constatée (Lagerquist *et al.*, 1994). Dans son étude, Blus (1994) déclare qu'au moins 10 000 cygnes de six espèces ont été déclarés morts d'intoxication saturnine dans 14 pays, la plupart par ingestion de grenaille ou de plombs de pêche. Blus (1994) estime d'ailleurs que ce chiffre est une grossière sous-évaluation de la mortalité réelle parce que, dans bien des régions, on ne s'est livré à aucune recherche ni à aucun contrôle pertinent à ce problème.

Si des cas spectaculaires de mortalité massive ont attiré l'attention du public sur le problème du saturnisme, ces épisodes sont sans doute moins importants que les pertes quotidiennes de petits nombres d'oiseaux, qui passent en grande partie inaperçues. Les oiseaux malades ou mourants ont en effet tendance à se terrer. Après leur mort, leur cadavre n'a guère de chances d'être aperçu, même par les observateurs chevronnés (Stutzenbaker *et al.*, 1986). Il est rare qu'on découvre des carcasses tant que le taux de mortalité ne dépasse pas la capacité qu'ont les prédateurs et les détritivores de les faire disparaître. Comme il est difficile de mesurer directement la mortalité quotidienne du gibier d'eau par suite d'intoxication saturnine, on a mis au point différents indicateurs de l'exposition au plomb, qu'on utilise comme mesures indirectes de l'importance respective de l'exposition à la grenaille et de l'intoxication pour différentes espèces, différents lieux géographiques ou différentes époques de l'année. Au Canada comme ailleurs, la méthode la plus communément utilisée est l'inventaire de gésiers, grâce auquel on évalue la fréquence de l'ingestion de plombs au moment du prélèvement de l'échantillon. À l'échelle nationale, le Canada a également procédé à un relevé considérable du plomb osseux en déterminant la teneur en plomb des os de près de 9 000 jeunes de l'année. Ce relevé a été fort utile pour évaluer l'incidence d'une exposition élevée au plomb à une échelle géographique de beaucoup supérieure à celle que couvraient les inventaires de gésiers. Nous résumons brièvement ci-dessous les résultats d'études canadiennes fondées sur ces deux méthodes.

**Figure 8**

Sommaire des résultats des inventaires de gésiers entrepris jusqu'à présent au Canada. Les chiffres entre parenthèses indiquent la taille de l'échantillon sur lequel le pourcentage est calculé. Les espèces représentées sont des canards de surface, principalement des Canards colverts et des Canards noirs.



### 3.2.1 Inventaires des gésiers

On a procédé à l'inventaire des gésiers dans toutes les provinces à l'exception de Terre-Neuve; il n'y en a pas eu au Yukon ni dans les Territoires du Nord-Ouest. Les inventaires ont généralement été dressés dans des marécages ou d'autres lieux réputés pour la chasse assez intense qu'ils connaissent. À la fin des années 1980, le Service canadien de la faune (SCF) a commencé à élaborer des critères fondés, en partie, sur la fréquence des plombs dans les gésiers afin de voir si, dans telle ou telle région, on ne devait pas imposer l'usage exclusif de grenaille non toxique (Wendt et Kennedy, 1992). Il a été décidé que, si le gésier de 5 % ou plus des canards contenait des plombs, il fallait envisager cette mesure d'après une évaluation ultérieure destinée à déterminer les espèces prédominantes présentes, l'intensité de la chasse, la composition du régime alimentaire du gibier d'eau et la présence de grenaille (nature du substrat). Si le taux d'ingestion est de 10 % ou plus chez les canards de surface, il existe probablement un problème grave, et il y a lieu de limiter la zone à l'utilisation de grenaille non toxique. Depuis, ces critères ont été élargis; ils font désormais place à d'autres indicateurs que l'inventaire des gésiers et à d'autres espèces que les anatidés.

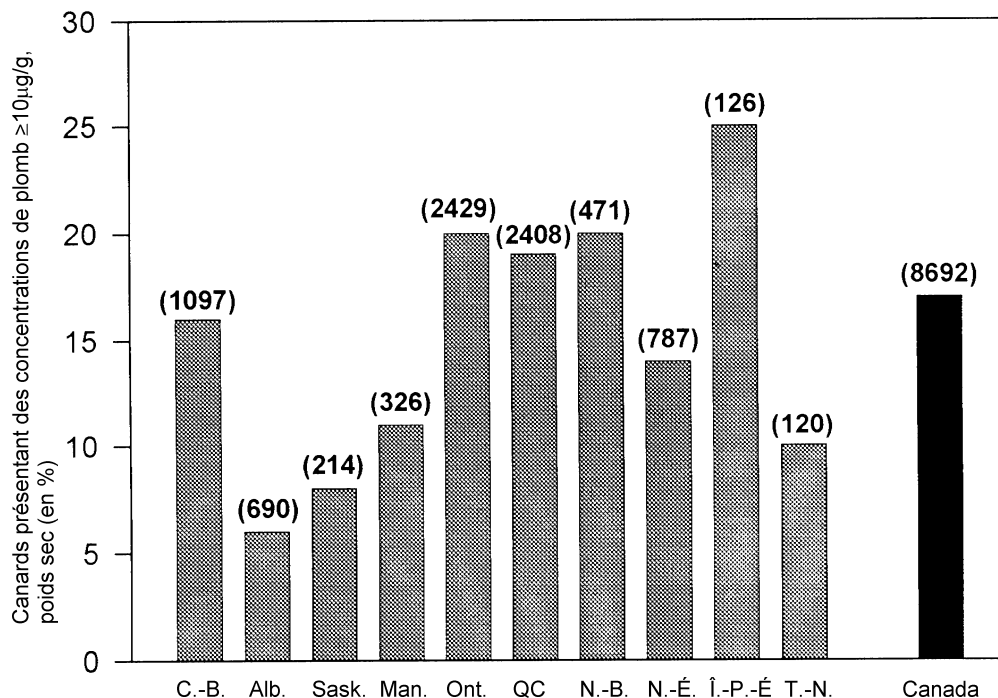
Nous présentons à la figure 8 les résultats globaux des inventaires canadiens des gésiers. En Colombie-Britannique, dans l'Île-du-Prince-Édouard, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et au Québec, les canards de surface présentent un taux d'ingestion de 5 % ou plus; en Ontario le taux se situe près de 5 % (4,5 %). Les taux les plus élevés ( $\geq 10$  %) ont été observés en Colombie-Britannique et dans l'Île-du-Prince-Édouard. Si l'on ne tient pas compte des résultats de la Colombie-Britannique, on constate une nette tendance

est-ouest, l'Alberta présentant le taux d'ingestion de plombs le plus bas du pays ( $< 1$  %).

Le taux d'ingestion moyen national des canards de surface est de 5,1 % (fig. 8). À noter que l'incidence de l'ingestion de grenaille, d'après les inventaires de gésiers, n'est valable que pour la période d'une vingtaine de jours avant l'échantillonnage, car, au bout de ce temps, les plombs sont complètement érodés ou bien ont quitté le système digestif (Dieter et Finley, 1978). Pour chaque période supplémentaire de 20 jours, il y aurait (environ) 5,1 % de risques d'ingestion de plus. Le taux annuel d'ingestion des populations canadiennes de canards de surface dépend donc de la durée totale du séjour de ces oiseaux au Canada. Les oiseaux aquatiques adultes arrivent au printemps et passent de six à huit mois au Canada, et leurs rejetons, de quatre à six mois, avant la migration à l'extérieur du pays. Si l'on ignore le taux parfois considérable d'ingestion de grenaille qui peut se produire au cours du printemps et de l'été (Hochbaum, 1993), et si l'on suppose que leur migration automnale s'échelonne sur environ 60 jours (soit trois périodes de 20 jours) au Canada (M. Wayland, comm. pers.) — période pendant laquelle ils fréquentent dans des lieux de chasse à la sauvagine et autres endroits où ils peuvent ingérer de la grenaille — on peut conclure que quelque 15 % du total des canards de surface du Canada ingéreraient au moins un plomb chaque année. Des réflexions du même genre ont poussé Sanderson et Bellrose (1986) à déclarer que le pourcentage considérable de 40 % de la population nord-américaine d'anatidés ingérerait de la grenaille au cours d'une seule saison d'exposition. Il s'agit là d'évaluations grossières de la fréquence moyenne d'ingestion, qui pourrait varier considérablement d'une zone et d'une espèce à une autre.

**Figure 9**

Sommaire des résultats du relevé du plomb dans les os des ailes effectué par le SCF. Les chiffres entre parenthèses indiquent la taille de l'échantillon sur lequel le pourcentage est calculé. Les espèces représentées sont des canards de surface juvéniles (Canards colverts et Canards noirs).



### 3.2.2 Relevés du plomb dans les os des ailes

La teneur en plomb des os est un bon indicateur du degré relatif d'exposition au plomb pendant la durée de la vie, car ce métal présente une forte affinité pour les tissus minéralisés et s'accumule facilement dans les os. Une fois qu'il s'y est déposé, le plomb a une demi-vie biologique extrêmement longue. Un canard qui a ingéré un ou plusieurs plombs devrait, à supposer qu'il survive, accuser une teneur élevée de plomb osseux pendant le reste de sa vie. Contrairement aux oiseaux adultes, les juvéniles devraient présenter une concentration de plomb osseux uniformément basse ( $< 2 \mu\text{g/g}$ ) sauf s'ils ont récemment ingéré de la grenaille ou subi une autre forme de forte exposition au plomb. Aux États-Unis, les concentrations médianes de plomb dans les os des spécimens immatures de Petits Morillons (*Aythya affinis*), de Canards pilets (*Anas acuta*), de Morillons à dos blanc (*Aythya valisineria*) et de Canards colverts étaient  $< 2 \mu\text{g/g}$  au début des années 1970 (Stendell *et al.*, 1979).

L'étude du plomb dans les os des ailes effectuée par le SCF (Dickson et Scheuhammer, 1993; Scheuhammer et Dickson, 1995) avait pour but principal d'évaluer la tendance globale de l'exposition élevée au plomb pour les canards juvéniles du Canada et de voir si les zones de forte exposition au plomb étaient en corrélation avec des activités connues pour causer dans l'environnement une pollution plombique, particulièrement la chasse à la sauvagine. Aux fins de l'étude, l'exposition au plomb dans une zone a été qualifiée d'«élevée» si  $\geq 20\%$  de canards juvéniles de surface présentaient une concentration de plomb dans les tissus osseux  $\geq 10 \mu\text{g/g}$ , poids sec (Scheuhammer et Dickson, 1995).

Les résultats du relevé sont présentés par province à la figure 9. Les provinces où l'exposition globale au

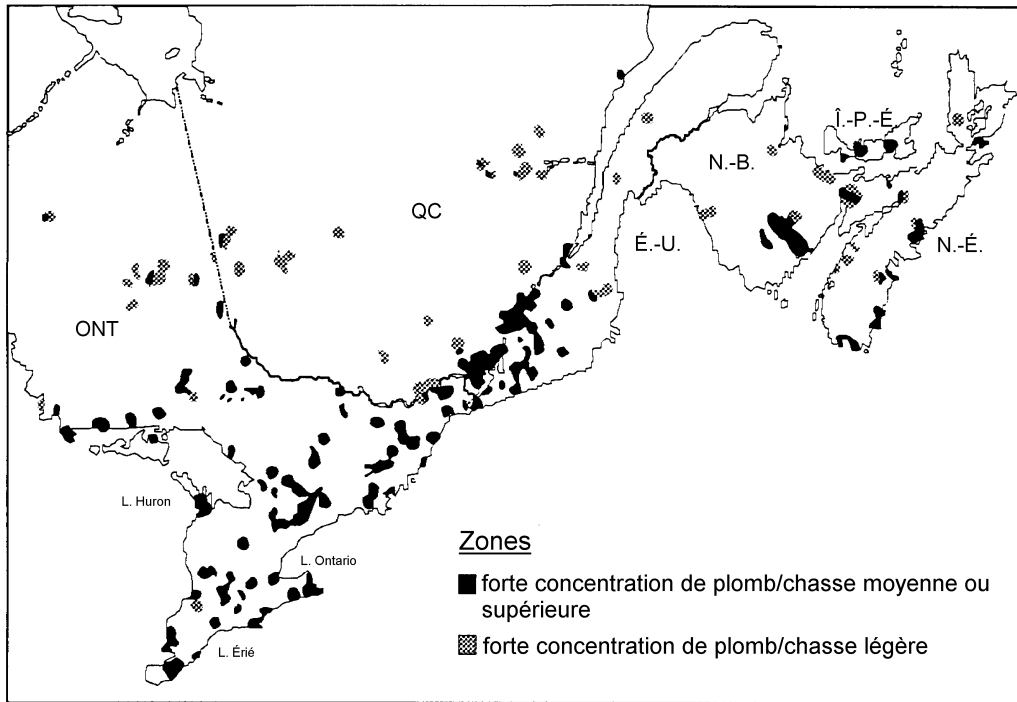
plomb est forte pour les canards de surface juvéniles sont l'Île-du-Prince-Édouard, le Nouveau-Brunswick et l'Ontario. Le Québec les suit de près pour ce qui est du degré d'incidence, avec une moyenne provinciale de 19 % de concentration de plomb dans les os.

L'Île-du-Prince-Édouard offre la plus grande incidence (25 %) d'exposition élevée au plomb, et l'Alberta la plus basse (6 %). La fréquence nationale de concentration de plomb élevée dans les os est d'environ 17 %. Selon des études récentes du ratio des isotopes de plomb, la concentration élevée de plomb dans les os des canards juvéniles du Canada concorde avec l'exposition à la grenaille et non avec la forte exposition au plomb moléculaire présent dans l'environnement par suite de la combustion passée de l'essence (Scheuhammer, données non publiées).

L'incidence de l'exposition élevée au plomb mesurée par la concentration de plomb dans les os des ailes est toujours plus grande que celle qui se fonde sur les taux d'ingestion de grenaille. La raison en est que la concentration de plomb osseux est une mesure cumulative de l'exposition au plomb pendant la durée d'existence, alors que les inventaires du gésier ne mesurent que l'exposition à la grenaille pendant les trois semaines précédentes. La fréquence cumulative nationale d'ingestion de 15,3 % calculée pour les canards de surface sur environ trois périodes d'exposition de 20 jours est très comparable à la fréquence mesurée d'exposition élevée au plomb (17 %) tirée du relevé du plomb dans les os des ailes. De plus, la tendance provinciale de l'exposition élevée au plomb est semblable, que l'on se serve des données d'ingestion ou des données sur la concentration de plomb dans les os des ailes (fig. 8 et 9). On constate aussi une certaine uniformité entre différentes espèces

**Figure 10**

Carte des zones de l'Est canadien à forte incidence de concentration élevée de plomb dans les os des canards de surface. La carte montre les zones où une forte incidence de concentration élevée de plomb correspond aux régions soumises à une chasse d'intensité moyenne ou supérieure ( $\geq 200$  jours-chasseurs/an/bloc 10 minute), en comparaison des zones où la forte incidence de concentration élevée de plomb correspond à des régions soumises à une chasse d'intensité légère ( $< 200$  jours-chasseurs/an).



Source: Scheuhammer et Dickson (1995)

d'anatidés. Ainsi, le Morillon à collier (*Aythya collaris*), une espèce de canard plongeur, accuse une fréquence d'ingestion de grenaille de beaucoup supérieure à celle des canards de surface (respectivement 10,9 % et 5,1 %) ainsi qu'une fréquence beaucoup plus grande de concentration élevée de plomb osseux que les canards de surface (48 % et 17 % respectivement).

Les résultats de l'inventaire des os des ailes montre que l'incidence de l'exposition élevée au plomb augmente en même temps que l'intensité de la chasse en un lieu (Scheuhammer et Dickson, 1995). Dans l'Est canadien, un quart seulement des zones réputées pour avoir une forte exposition au plomb correspond à une chasse de faible intensité (fig. 10). Ces lieux «à forte concentration de plomb et chasse légère» correspondent généralement à l'exploitation de métaux non ferreux dans le nord de l'Ontario et au Québec (Scheuhammer et Dickson, 1995). Les résultats de l'étude des os des ailes effectuée par le SCF concordent avec l'hypothèse selon laquelle l'ingestion de grenaille est la principale cause d'exposition élevée au plomb pour le gibier d'eau canadien. Au lieu de montrer quelques petits secteurs locaux bien délimités où l'exposition au plomb est forte, cette étude a révélé une tendance assez répandue de forte exposition au plomb pour les anatidés dans tout le sud et le centre de l'Est canadien (Scheuhammer et Dickson, 1995).

### 3.2.3 Estimation de l'ingestion de la grenaille de plomb et de la mortalité chez les anatidés du Canada

Parmi les 60 millions d'oiseaux aquatiques qui quittent le Canada lors des migrations automnales, combien ingèrent de la grenaille de plomb et combien meurent d'empoisonnement par le plomb? Une estimation approximative de la mortalité des anatidés du Canada fondée sur une extrapolation des estimations américaines et sur notre connaissance de l'intensité relative de la chasse au Canada par rapport à celle des États-Unis, a été présentée au début de la section 3.2. Nous présentons ici un autre calcul global de l'ingestion et de la mortalité.

Même si les provinces des Prairies (Manitoba, Saskatchewan, Alberta) sont responsables d'environ 80 % de la production des anatidés au Canada, les taux d'ingestion de la grenaille sont relativement faibles dans ces provinces; la moyenne se situe entre 2 % (selon l'examen des gésiers) et environ 8 % (selon l'incidence de taux élevés de plomb dans les os des ailes) chez les espèces de canards de surface les plus communs. D'autres espèces, comme le Morillon à collier et le Morillon à tête rouge, sont plus exposés tandis que des espèces comme le Canard branchu et la sarcelle, le sont moins. À l'aide des taux d'ingestion pour les canards de surface, nous avons estimé que 1 à 4 millions d'oiseaux aquatiques ingèrent de la grenaille dans les Prairies. Pour le reste du Canada, les taux d'ingestion moyens varient de 8 % (selon l'examen des gésiers) à 20 % (selon l'examen des os des ailes) chez les canards de surface, ce qui représente 1 à 2 millions

d'oiseaux additionnels. Nous avons donc estimé qu'à l'échelle nationale, environ 2 à 6 millions d'oiseaux aquatiques ingèrent de la grenaille chaque année. Lorsque nous incluons un facteur de correction fondé sur l'observation que les canards ayant ingéré de la grenaille sont plus susceptibles de se faire tuer par les chasseurs et donc d'être comptés dans les examens des gésiers et des ailes que les oiseaux qui n'ont pas ingéré de grenaille (Bellrose, 1959), ces estimations diminuent pour se situer entre 1,2 et 3,6 millions d'oiseaux. Par contre, notre estimation ne comprend pas l'ingestion de la grenaille qui survient sans doute à un certain niveau chez les canards adultes qui retournent au Canada au printemps et ne tient pas compte des individus qui sont morts d'empoisonnement par le plomb et qui n'ont pas été tués par les chasseurs. En outre, l'examen des gésiers sous-estime constamment d'environ 20 à 30 % l'importance de l'ingestion de la grenaille chez les anatidés (Anderson et Havera, 1985). Nous considérons donc que l'estimation de 2 à 6 millions d'oiseaux aquatiques ingérant de la grenaille chaque année est raisonnable.

De nombreuses études montrent que chez la plupart, en moyenne 80 %, des oiseaux aquatiques qui ingèrent de la grenaille, le gésier ne contient qu'un ou deux grains (Sanderson et Bellrose, 1986). Ces oiseaux survivent le plus souvent; nous estimons donc que le taux de mortalité est d'environ 20 % pour les oiseaux aquatiques qui ont ingéré de la grenaille. Si 2 à 6 millions d'oiseaux aquatiques ingèrent de la grenaille chaque automne au Canada, environ 0,4 à 1,2 million d'individus meurent probablement d'empoisonnement par le plomb et le reste souffre de saturnisme subléthal. Si l'on utilise l'estimation d'ingestion plus conservatrice de 1,2 à 3,6 millions, 240 000 à 720 000 individus devraient donc mourir chaque année d'empoisonnement par la grenaille. Ces estimations de mortalité sont, tout bien considéré, supérieures à l'estimation de la mortalité canadienne fondée sur l'extrapolation faite à partir des calculs américains (240 000 à 360 000). Tout compte fait, il est raisonnable de conclure que 250 000 oiseaux aquatiques meurent probablement chaque année au Canada par suite d'un empoisonnement par le plomb, si l'on présume que l'utilisation de la grenaille pour la chasse à la sauvagine ne fait l'objet d'aucune restriction.

### 3.3 Ingestion de grenaille et saturnisme chez d'autres espèces que les anatidés

Bien que la recherche et les études de contrôle destinées à faire la lumière sur les problèmes et les questions liés à l'utilisation de grenaille se soient essentiellement attachées aux anatidés et à leurs habitats (terres marécageuses), on a de nombreuses indications que le dépôt de plombs dans l'environnement n'engendre pas de problèmes que pour le gibier d'eau. Les espèces non aquatiques sont elles aussi exposées à la grenaille et en ingèrent. L'ingestion et l'intoxication se produisent sous une des deux grandes formes suivantes : 1) certaines espèces, comme les anatidés, prennent la grenaille pour des aliments ou du gravier et l'avalent dans leur milieu marécageux ou terrestre (= intoxication *primaire*) et 2) certaines espèces, surtout les aigles et d'autres rapaces,

ainsi que les détritivores, en avalent en consommant des proies qui, tuées au fusil, portent donc de la grenaille de plomb incrustée dans leurs tissus (= intoxication *secondaire*).

#### 3.3.1 Intoxication primaire

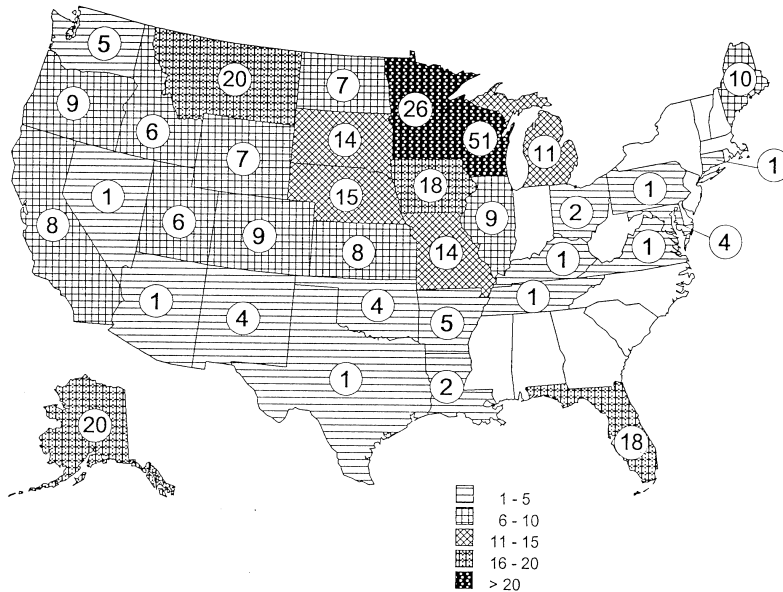
En général, l'ingestion primaire est un risque pour une grande variété d'espèces d'oiseaux qui vivent dans un milieu où la densité des coups de fusil est élevée et où les conditions ambiantes sont telles que les oiseaux trouvent de la grenaille. Les zones soumises à une chasse terrestre intense, par exemple la chasse aux tourterelles qu'on pratique aux États-Unis, peuvent conduire à l'ingestion de plombs par ces espèces et à leur intoxication. L'ingestion de plomb par les Tourterelles tristes (*Zenaida macroura*) ou les fortes concentrations de plomb qu'on retrouve dans leurs tissus touchent de 1 % à 6,5 % des oiseaux échantillonnés au Tennessee, au Maryland et au Nouveau-Mexique (Lock et Bagley, 1967; Lewis et Legler, 1968; Best *et al.*, 1992). D'autres exemples d'ingestion ou de saturnisme primaire chez les espèces non aquatiques, résumés par l'USFWS (1986) et dans Locke et Friend (1992), nous sont donnés par le Faisan à collier (*Phasianus colchicus*), le Colin de Virginie (*Colinus virginianus*) et le Colin écaillé (*Callipepla squamata*), la Perdrix grise (*Perdix perdix*), les foulques (*Fulica spp.*), le Râle de Caroline (*Porzana carolina*), le Râle élégant (*Rallus elegans*) et le Râle gris (*Rallus longirostris*), la Grue du Canada (*Grus canadensis*) et plusieurs oiseaux des rivages. Hall et Fisher (1985) ont remarqué que les anatidés du Texas, qui fouillent les sédiments à la recherche de nourriture et de gravier, couraient un particulièrement grand risque d'ingérer de la grenaille : 19 % d'un échantillon combiné de gésiers d'Échasses d'Amérique (*Himantopus mexicanus*), d'Ibis à face blanche (*Plegadis chihi*) et de Bécasseaux à long bec (*Limnodromus scolopaceus*) contenaient de la grenaille, tandis qu'on n'en trouva aucune évidence chez les chevaliers, les sternes et les hérons. Au Canada, Kaiser *et al.* (1980) ont signalé que 9 % des 54 Bécasseaux variables (*Caladris alpina*) recueillis après leur collision avec des fils électriques contenaient d'un à cinq plombs de chasse ingérés chacun. Comme l'ont déclaré Hunter et Haigh (1978), de la volaille domestique est déjà morte de saturnisme pour avoir ingéré des plombs. Locke et Friend (1992) ont conclu que «le saturnisme est documenté chez une variété suffisante d'oiseaux pour nous faire envisager que tous les oiseaux sont susceptibles d'intoxication s'ils avalent de la grenaille et ne l'évacuent pas».

#### 3.3.2 Intoxication secondaire

L'intoxication secondaire par la grenaille peut survenir quand un prédateur ou un détritivore consomme la chair d'animaux abattus qui ont donc de la grenaille de plomb incrustée dans le corps ou qu'il mange le gésier d'un oiseau qui a ingéré des plombs de chasse. On croyait autrefois que cette forme de saturnisme était rare et ne constituait sans doute pas un sérieux problème de gestion de la faune. Toutefois, les recherches effectuées dans divers pays, y compris le Canada, depuis les cinq ou dix dernières années, prouvent que l'intoxication secondaire,

**Figure 11**

Carte résumant les cas de saturnisme chez les Pygargues à tête blanche aux États-Unis, répertoriés par l'USFWS jusqu'en septembre 1994. Le nombre total de pygargues intoxiqués par le plombs est de 320.



Source : données obtenues de l'USFWS, National Wildlife Health Centre, Madison (Wisconsin).

surtout des rapaces comme le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), est une importante cause de mortalité dans bien des endroits. On a répertorié des cas d'intoxication secondaire dans de nombreux endroits des continents européen et nord-américain, chez diverses espèces de rapaces, notamment les Pygargues à tête blanche, les Aigles royaux (*Aquila chrysaetos*), les Autours des palombes (*Accipiter g. gentilis*), les Éperviers d'Europe (*Accipiter nisus*), les Busards des roseaux (*Circus aeruginosus*), les Buses à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) et les Buses pattues (*Buteo lagopus*) (USFWS, 1986; Pain et Amiard-Triquet, 1993; Pain *et al.*, 1993, 1994). On a également signalé un cas de saturnisme chez un Faucon pèlerin sauvage (*Falco peregrinus*) (Pain *et al.*, 1994), et des faucons en captivité sont morts après avoir ingéré de la grenaille présente dans les tissus de gibier tué par les chasseurs et offerts aux oiseaux comme nourriture (Macdonald *et al.*, 1983). Beaucoup d'espèces de rapaces en liberté chez lesquelles on n'a pas encore découvert d'intoxication secondaire risquent néanmoins ce type d'empoisonnement, conséquence directe des habitudes alimentaires qu'elles privilégient.

Aux États-Unis, 320 Pygargues à tête blanche trouvés morts ont péri de saturnisme sur quelque 3 000 carcasses autopsiées. Le saturnisme est donc directement responsable d'environ 10 % de la mortalité des Pygargues à tête blanche après l'envol des jeunes aux États-Unis. La figure 11 montre la distribution géographique des aigles intoxiqués par le plomb chez nos voisins du sud. Près de 50 % de toutes les morts d'aigles surviennent dans les états riverains du Canada. On a enregistré un nombre particulièrement élevé de décès au Minnesota, au Wisconsin et dans le Montana. On a également constaté de nombreuses disparitions d'Aigles royaux aux États-Unis par suite de saturnisme (USFWS, 1986).

Les aigles exposés à des doses sublétales de plomb, après ingestion secondaire de grenaille, sont beaucoup plus nombreux que ceux qui meurent directement de

saturnisme. Selon l'endroit, de 10 % à 70 % environ des pelotes de régurgitation des aigles étudiées aux États-Unis contenaient de la grenaille (Dunstan, 1974; Platt, 1976; Griffin *et al.*, 1980; Pattee et Hennes, 1983). L'exposition sublétale au plomb contribue incontestablement à la mortalité due à d'autres causes, car les oiseaux exposés au plomb peuvent voir leur état physiologique compromis. Par exemple, chez les aigles, l'exposition à la grenaille risque de provoquer de graves déficiences de la vue (Pattee *et al.*, 1981), des lésions myocardiques (Langelier *et al.*, 1991) ou de l'asthénie, de l'anémie et de la dépression (Redig, 1985).

L'intoxication saturnine des Aigles royaux et des Pygargues à tête blanche est documentée au Canada. Ces cas sont repris brièvement au tableau 4. En Colombie-Britannique, elle a été signalée pour la première fois pour les Pygargues à tête blanche par Langelier *et al.* (1991). Au terme d'une étude ultérieure menée en collaboration par Langelier et le SCF, on a conclu que 14 % (9/65) des aigles trouvés morts étaient intoxiqués par le plomb et que 23 % de plus avaient subi une exposition infraclinique au plomb (Elliott *et al.*, 1992). Depuis lors, on a examiné d'autres oiseaux. Sur le total des Pygargues à tête blanche chez lesquels on a diagnostiqué jusqu'à présent la mort par intoxication saturnine en Colombie-Britannique (29), 17 % présentaient de la grenaille dans l'appareil digestif, tandis qu'on a trouvé une balle dans celui d'un oiseau et un plomb de pêche dans celui d'un autre (K. Langelier, comm. pers.). Ces constatations concordent avec celles qui ont été faites aux États-Unis (USFWS, 1986); elles montrent que l'ingestion de grenaille est la principale source de saturnisme chez les Pygargues à tête blanche.

Dernièrement, les recherches du SCF lui ont permis de conclure qu'il y avait des cas d'intoxication par le plomb parmi les Pygargues à tête blanche et les Aigles royaux de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba (SCF, données non pub.). D'après les analyses du plomb



**Tableau 4**  
Saturnisme chez les aigles du Canada

Espèce	Endroit	Nombre total de spécimens examinés	Nombre de spécimens visés par le recherche de plomb	Commentaires	Source d'information
Pygargue à tête blanche	C.-B.	519	156	29 diagnostics de saturnisme; 6 par ingestion confirmée de plombs; ≥27 autres oiseaux victimes d'exposition infraclinique	IVC
Aigle royal	C.-B.	7	1	1 diagnostic de saturnisme, source indéterminée	IVC
Aigle royal	ALB., SASK., MAN.	14	14	2 cas de saturnisme, source indéterminée; 5 autres oiseaux victimes d'exposition infraclinique	SCF-RPN
Pygargue à tête blanche	ALB., SASK., MAN.	51	51	9 diagnostics de saturnisme; 1 par ingestion confirmée de grains de plomb; ≥7 autres oiseaux victimes d'exposition infraclinique	SCF-RPN
Pygargue à tête blanche	ONT.	15	7	4 diagnostics de saturnisme; 1 avec ingestion confirmée de grains de plomb de carabines à air comprimé	ACRF GVC
Pygargue à tête blanche	N.-É., N.-B., Î.-P.-É.	14	14	2 diagnostics de saturnisme	AVC

ACRF = K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, Verona (Ont.)

AVC = P.-Y. Daoust, Ph.D., Atlantic Veterinary College, Charlottetown (Î.-P.-É.)

GVC = D. Campbell, Ph.D., Guelph Veterinary College, Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Guelph (Ont.)

IVC = K. Langelier, Ph.D., Island Veterinary Clinic, Nanaimo (C.-B.)

SCF-RPN = M. Wayland, Service canadien de la faune – Région des Prairies et du Nord.

présent dans les tissus de 65 aigles découverts morts dans les Prairies, de 15 à 17 % d'entre eux avaient été intoxiqués par le plomb. Les recherches courantes du SCF indiquent par conséquent que, comme on l'a d'abondance prouvé aux États-Unis, l'intoxication secondaire des aigles par le plomb est un phénomène assez fréquent au Canada. L'absence de rapports d'intoxication secondaire en provenance d'autres régions du pays où aigles et chasseurs coexistent est peut-être due au manque de recherche et de suivi concertés plutôt qu'à la non-existence du problème. Parmi les autres espèces canadiennes qui ont déjà été victimes d'intoxication secondaire, citons le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) (Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal, comm. pers.) et le Grand Corbeau (*Corvus corax*) (Avian Care and Research Foundation, comm. pers.).

Comme nous le disions, la principale source de grenaille dans les cas d'intoxication secondaire est celle incrustée dans la chair des anatidés et d'autre gibier. En ce qui concerne les anatidés, on a entrepris de nombreuses études pour évaluer la fréquence des plombs incrustés. Le tableau 5 résume les résultats de ces études. Pour ce qui est de beaucoup d'espèces d'oiseaux aquatiques échantillonnées dans de nombreux endroits, il est courant que de 20 à 30 % des individus apparemment sains soient porteurs d'un ou de plusieurs grains de plomb. On a même signalé la présence de plombs incrustés dans une partie (15 %) d'une population totalement protégée de Cygnes trompettes (*Cygnus buccinator*) (Banko, 1960). Ces constatations montrent qu'outre les millions d'oiseaux aquatiques tués ou estropiés par des plombs de chasse, il y

en a littéralement des millions d'autres en liberté qui sont porteurs de plombs incrustés et constituent une cause possible de saturnisme pour les prédateurs de la classe des rapaces et les détritivores. Bien qu'on ait rarement étudié la fréquence de la présence de grenaille incrustée dans les espèces non aquatiques, cette fréquence est sans doute élevée dans certaines autres espèces d'animaux soumis à une chasse intensive. Elder (1955) a signalé 27 % d'incidence de grenaille incrustée chez les Faisans à collier mâles. Étant donné qu'au Canada, la chasse aux gallinacés est au moins aussi intense que la chasse aux anatidés (fig. 2), il est vraisemblable que les espèces de gallinacés les plus chassées connaissent aussi une considérable incidence de plombs incrustés. Dans les États de la Nouvelle-Angleterre, 30 % environ des carcasses de Huarts à collier examinées jusqu'à présent étaient porteuses de grenaille incrustée, même si les coups de fusil étaient responsables de < 10 % des morts (M. Pokras, comm. pers.). Le phénomène d'incrustation de plombs ne se limite d'ailleurs pas aux oiseaux. Bien que la plupart des témoignages indiquent que les anatidés sont la source la plus probable d'absorption de grenaille pour les Pygargues à tête blanche, Platt (1976) a signalé qu'une population de ces oiseaux hivernant dans un désert de l'Utah avalait de la grenaille en se nourrissant abondamment de lièvres (*Lepus californicus*) tués par les chasseurs. Ces derniers peuvent être une forte source de plomb pour les Pygargues à tête blanche dans la grande prairie américaine, les Black Hills et les hautes plaines du Texas (USFWS, 1986). La grenaille incrustée dans les petits mammifères abattus par les chasseurs est donc une

**Tableau 5**  
Fréquence des grains de plomb incrustés dans les anatidés en liberté

Pays	Espèce	Fréquence (%)	Source
Canada (Maritimes)	Canard noir	12–18	SCF, données non publ.
	Bernache du Canada	32	
	Eider à duvet	20–35	
Canada	Petite Bernache	≥25	MacInnes <i>et al.</i> , 1974
Canada	Petite Oie blanche	28	Ankney, 1975
Canada	Canard colvert	28	Elder, 1950
États-Unis	Bernache du Canada	42	Funk, 1951
	Canard colvert	13	
	Canard pilet	13	
États-Unis	Morillon à tête rouge	15	Perry et Geissler, 1980
	Petit Morillon	10	
	Morillon à collier	21	
	Morillon à dos blanc	29	
États-Unis	Bernache cravant ( <i>Branta bernicla hrota</i> )	20	Kirby <i>et al.</i> , 1983
États-Unis	Canard colvert	27	Murdy, 1952
Pays-Bas	Canard colvert	22–68	Lumeij et Scholten, 1989

source supplémentaire d'intoxication saturnine pour les rapaces et les détritivores. Au Canada, on peut attribuer à la chasse aux petits mammifères ~20 % de la quantité totale de grenaille tirée par les chasseurs (tableau 2).

### 3.4 Saturnisme et champs de tir au pigeon d'argile

De considérables quantités de grenaille se déposent dans les champs de tir au pigeon d'argile. Les taux de charge annuels estimatifs de plomb consécutifs à cette activité sont de 200 à 300 tonnes au Canada (section 1.2.2). Dans les grands champs de tir, les charges peuvent atteindre de 10 à 30 tonnes par an. Citons, parmi les zones de retombées des champs de tir, les cultures sur la terre ferme, les ravins, les ruisseaux, les rivières, les slikkes, les marécages, les étangs et les lacs. Les cartouches éjectées restent généralement dans les 10 cm supérieurs de la terre végétale et peuvent donc être attrapées par les oiseaux aquatiques et d'autres oiseaux en ces endroits. Comme nous l'expliquions à la section 2.2, la décomposition des grains de plomb et le transfert du plomb dans les végétaux et d'autres biotes peuvent se produire sur les champs de tir à la cible. En outre, les sols de surface des champs de tir contiennent généralement plus de plomb que ce qu'acceptent les directives relatives au sol et aux déchets solides, même si les effets sur les sols situés au-delà des terrains du champ de tir et sur la nappe phréatique sont ordinairement nuls ou minimales.

Pour la faune, la plus grande inquiétude immédiate suscitée par les champs de tir à la cible est qu'elle puisse ingérer de la grenaille. Les champs de tir situés dans les terres marécageuses ou à proximité posent des risques considérables pour les anatidés. Le tir au pigeon d'argile dans ces milieux provoque un taux local de dépôt de grenaille très élevé. Ce dépôt et les risques d'ingestion et d'intoxication sont semblables à ceux qu'entraîne la chasse dans les marais.

Roscoe *et al.* (1989) ont fait état de saturnisme chez des Canards pilets (*Anas acuta*) qui avaient avalé des plombs dans un pré côtier situé dans la zone de retombées d'un club de tir au pigeon d'argile, maintenant disparu, du New Jersey. Les 7,5 cm supérieurs des sédiments touchés contenaient plus de 215 millions de grains de plomb à l'hectare, soit plus de 4 000 fois la densité des plombs enregistrée à proximité des caches de chasse de la même région.

Le Lordship Gun Club (propriété de la Remington Arms Co.), terrain de 30 acres situé à Stratford, dans le Connecticut, sur le détroit de Long Island, fut un des principaux centres de tir au pigeon d'argile de la côte est des États-Unis du milieu des années 1920 à 1987 (Ordija, 1993). Dans les années 1980, les plombs déposés dans les eaux et sur le littoral du détroit de Long Island par suite des activités du club et l'étroite proximité d'un refuge de la faune, situé juste en face, de l'autre côté du fleuve, suscitérent des inquiétudes. Des études révélèrent que le club de tir avait déposé au total quelque 1 500 tonnes de plombs dans l'environnement depuis le début de ses activités et intoxiquait de ce fait les anatidés de la région. Compte tenu des preuves de contamination plombique des sédiments et de la vie aquatique associée, ainsi que des effets possibles de cette contamination sur les anatidés, l'État du Connecticut ordonna au club de cesser de tirer de la grenaille de plomb et de prendre des mesures correctrices, notamment de draguer les sédiments touchés et de les dépolluer (Ordija, 1993). Le club ferma ses portes à la fin de 1986.

Au Canada, nous connaissons plusieurs exemples de mortalité due, chez les anatidés, à l'ingestion de grenaille de plomb associée au tir au pigeon d'argile. Nous avons déjà parlé des cas de mortalité massive du gibier d'eau survenus sur des champs de tir à proximité de l'aire de protection de la faune à Aylmer (Ontario) et à proximité de Montréal (section 3.2). D'après les archives de l'Ontario Veterinary College (Université de Guelph), on a découvert, en octobre 1989, 11 ou 12 cadavres de Bernaches du Canada près d'un champ de tir à la cible de

Brampton, en Ontario. On en examina trois pour découvrir que leur gésier contenait une cinquantaine de grains de plomb du calibre utilisé pour le tir au pigeon d'argile et qu'elles présentaient dans le foie une concentration de plomb de 90 à 200 µg/g, poids sec, ce qui est révélateur du saturnisme. Une autre Bernache du Canada, qui faisait partie d'un groupe de six oiseaux trouvés morts près de Brantford, en Ontario, en septembre 1994, avait ingéré un grand nombre de petits plombs, du genre de ceux qu'on utilise pour le tir au pigeon d'argile, et présentait dans les reins une concentration de plomb de 128 µg/g, poids sec.

À Northbrook, dans l'Illinois (USFWS, données non publ.), on a découvert plusieurs Bernaches du Canada près du site d'un ancien club de tir. Trois de ces oiseaux ont été examinés par des pathologistes, qui ont découvert dans les gésiers de 16 à 163 grains de plomb et ont constaté que les foies présentaient des concentrations respectives de plomb de 98, 48 et 109 µg/g, poids sec.

En ce qui concerne les oies — oiseaux qui se nourrissent tant dans les champs que dans les marécages — les champs de tir à la cible situés sur la terre ferme comme dans les terres humides ainsi que les terrains de chasse leur font courir un risque d'intoxication saturnine. Dans des champs de maïs et de blé d'automne du Colorado, on a observé un taux élevé de mortalité chez la Bernache du Canada (Szymczak et Adrian, 1978). Un étude britannique a démontré que le taux d'ingestion de grenaille par les Oies à bec court et les Oies cendrées était aussi sinon plus élevé dans les régions agricoles que dans les marécages (Mudge, 1983). Oak Hammock, au Manitoba, est une zone de chasse aménagée où il est interdit de tirer dans les marais, la chasse étant limitée aux champs contigus. Les Bernaches du Canada n'ont pas tardé à ingérer des plombs en se nourrissant dans ces champs, ce qui a provoqué des taux d'absorption élevés et des cas de mortalité massive dans cette région (Hochbaum, 1993). En 1991, le SCF a déclaré Oak Hammock zone de chasse à la grenaille non toxique. Si l'on découvrait un problème d'intoxication de ce genre sur un champ de tir à la cible, on ne sait trop quels seraient le mandat du SCF et les répercussions possibles pour le club de tir.

### 3.5 Effets de l'ingestion de grenaille de plomb sur le bétail

Le saturnisme par ingestion de grenaille de plomb est essentiellement un phénomène avien, en grande partie en raison des particularités du gésier des oiseaux, une structure anatomique que ne possèdent pas les mammifères. Toutefois, on en a signalé des cas chez les ongulés, plus particulièrement le bétail. On croyait autrefois que l'ingestion de grenaille de plomb ne faisait pas courir grand risque au bétail domestique parce qu'Allcroft (1951) n'avait pu trouver trace de saturnisme chez les veaux auxquels on avait administré du plomb métallique. Par ailleurs, Bjorn *et al.* (1982) n'avaient pas constaté d'augmentation de la concentration de plomb dans le sang des génisses qui paissaient dans des pâturages où la chasse aux gallinacés était courante et Clausen *et al.* (1981) avaient signalé que le bétail dont le bonnet conservait jusqu'à 100 grains de plomb accusait cependant une concentration normale de plomb dans les tissus du foie et des reins. Néanmoins, d'autres études indiquent que le

bétail laitier nourri d'herbe ou de maïs ensilé contaminés par la grenaille de plomb peut être atteint de saturnisme (Howard et Braum, 1980; Frappe et Pringle, 1984; Rice *et al.*, 1987). D'après Rice *et al.* (1987), sur 14 boeufs nourris de fourrage vert haché en provenance d'un champ qui avait autrefois servi au tir à la cible, un était mort, un deuxième manifestait des signes cliniques d'intoxication par le plomb et tous présentaient une considérable inhibition de l'activité de l'ALA-déshydrogénase. On a constaté par ailleurs que, même si l'on en enlevait la grenaille, les échantillons de fourrage ensilé contenaient quand même en moyenne 0,23 % de plomb, ce qui aurait provoqué l'ingestion d'environ 18 grammes de plomb par boeuf par jour si l'on se base sur une consommation d'environ huit kilos de fourrage par animal. Rice *et al.* (1987) étaient d'avis que cette concentration de plomb aurait suffi à provoquer la toxicité, indépendamment de toute ingestion de grenaille. Le processus mécanique de production de fourrage ensilé à partir de substances contenant de la grenaille et/ou l'absorption de plomb par les plantes qui poussent dans des sols contaminés au plomb métallique sont peut-être des facteurs de risque plus importants que l'ingestion de grenaille en soi.

Jusqu'à présent, Agriculture et Agro-alimentaire Canada n'a pas élaboré de politique sur l'utilisation de la grenaille de plomb (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, comm. pers.).

### 3.6 La chasse à la grenaille de plomb — préoccupations pour la santé humaine

La consommation de gibier tué à la grenaille de plomb offre aux humains trois sources possibles d'exposition au plomb : 1) ingestion de tissus d'animaux exposés au plomb ou intoxiqués par bioaccumulation de concentrations de plomb supérieures à la normale; 2) ingestion de tissus contenant d'infimes fragments de plomb métallique par suite du passage de la grenaille dans ces tissus et 3) ingestion de la grenaille de plomb proprement dite. Comme les consommateurs de sauvagine et d'autres animaux abattus à la grenaille mangent presque exclusivement les tissus musculaires de ces animaux, la discussion suivante portera essentiellement sur le plomb présent dans les muscles.

Une dose hebdomadaire admissible provisoire de plomb a été établie (OMS, 1977) à 50 µg/kg, poids corporel, par semaine (soit environ 3 000 à 3 500 µg/adulte/semaine) et ramenée plus récemment à 25 µg/kg poids corporel/semaine tant pour les adultes que pour les enfants (Santé Canada, comm. pers.). La dose hebdomadaire admissible provisoire représente la consommation hebdomadaire moyenne de plomb considérée comme sans danger pour toute une vie d'exposition; elle a été acceptée par Santé Canada. Pour ce qui est des adultes canadiens, Dabeka et McKenzie (1992) évaluent à environ 255 µg l'exposition au plomb. D'après des données américaines, Elias (1985) a évalué à environ 210 à 350 µg/semaine la consommation de plomb totale moyenne dans les aliments, l'eau et les boissons pour les personnes âgées de 14 à 65 ans et à environ 280 à 420 µg/semaine l'exposition de base totale au plomb. En gros, l'exposition de base des Nord-Américains adultes

équivalait donc au cinquième de l'exposition hebdomadaire maximum jugée sans danger pour toute la durée de la vie.

Il n'existe pas de directives relatives aux résidus de plomb dans les tissus de la volaille (ou d'autres espèces aviennes), mais on a fixé une limite de 0,5 mg plomb/kg, poids frais, dans les protéines du poisson. Les concentrations de plomb dans les muscles de la poitrine des anatidés et d'autres animaux sauvages sont faibles (généralement < 0,5 mg/kg, poids frais). Chez les Canards colverts intoxiqués à titre d'expérience, le plomb musculaire se situait en moyenne à 1,4 mg/kg (Longcore *et al.*, 1974), ce qui dépasse la directive relative aux résidus dans les protéines des poissons, laquelle s'établit à 0,5 mg/kg. La consommation de tissus musculaires de gibier non intoxiqué ne devrait pas inquiéter les humains pour ce qui est du plomb *biologiquement incorporé*. Par ailleurs, en analysant un groupe de 227 muscles de la poitrine provenant d'anatidés tués par des plombs, les scientifiques du SCF ont constaté que 34 (15 %) contenaient du plomb à des concentrations > 0,5 mg/kg (SCF, données non publ.). La concentration de plomb dans ces échantillons de muscles pouvait atteindre 759 mg/kg. Cette teneur, très souvent beaucoup trop élevée pour être le résultat d'une incorporation biologique de plomb, a été attribuée à la présence de petits fragments de grenaille. De même, Frank (1986) a constaté une forte teneur en plomb (> 100 mg/kg) dans les tissus d'oiseaux aquatiques abattus au fusil et a confirmé la présence de fragments de grenaille par radiographie. Les particules de plomb pouvaient aussi bien être des fragments irréguliers d'un ou deux millimètres de long que de la très fine poussière; on a jugé qu'elles étaient consécutives à la collision avec l'os (Frank, 1986). Ce mécanisme peut contaminer la chair de n'importe quelle espèce de gibier tué à la grenaille. Les données du SCF sur la forte teneur en plomb de certains échantillons de muscles d'anatidés ont été examinées par la Direction générale de la protection de la santé de Santé Canada, qui a répondu : «il faut essayer de ne plus utiliser de la grenaille de plomb pour la récolte» du gibier.

On a signalé des effets sur la santé des humains après ingestion de grains de plomb entiers. Les rapports d'augmentation de l'exposition au plomb et d'intoxication saturnine des humains par rétention de la grenaille de plomb, le plus souvent dans l'appendice, présentent un intérêt particulier. D'après une étude danoise, «la radiographie du bas ventre révèle fréquemment la rétention de grains de plomb dans l'appendice. Le plus souvent, on ne découvre que quelques grains, mais notre service a déjà constaté la présence de 35 grains dans un seul appendice» (Madsen *et al.*, 1988). La concentration de plomb dans le sang était considérablement plus élevée chez un groupe de sujets dont l'appendice contenait quelques plombs (un ou deux) que chez le groupe de contrôle dont l'appendice ne contenait pas de grenaille (respectivement 11,4 µg/dL and 6 µg/dL) (Madsen *et al.*, 1988). Dans certains cas, cette source d'exposition a provoqué un saturnisme clinique (Hillman, 1967; Greensher *et al.*, 1974; Durlach *et al.*, 1986). Hillman (1967) a exposé le cas d'une femme qui montrait des signes de grave intoxication saturnine — paralysie des mains, anémie, atrophie des muscles supérieurs de la poitrine, faiblesse dans les quatre membres et symptômes neurologiques — avant qu'on ne découvre au moins une douzaine de grains de plomb dans son appendice, dont elle

subit par la suite l'ablation. Après l'appendicectomie, la patiente se rétablit graduellement en un an et put reprendre le travail. Au Canada, Reddy (1985) a signalé que l'appendice de 62 patients examinés dans un hôpital de Terre-Neuve contenait d'un à plus de 200 plombs.

### 3.7 Ingestion de plombs de pêche et toxicité chez les oiseaux aquatiques

L'ingestion de plombs de pêche par les cygnes en Grande-Bretagne et par les Huarts à collier et d'autres oiseaux aquatiques aux États-Unis et leur toxicité pour ces oiseaux ont été abondamment documentées et étudiées (Nature Conservancy Council, 1981; Birkhead, 1982; O'Halloran *et al.*, 1988; Pokras et Chafel, 1992; USEPA, 1994a). Ces constatations ont conduit à l'interdiction des plombs de pêche en Grande-Bretagne et dans certains parcs nationaux des États-Unis, d'une proposition de l'USEPA d'interdire à l'échelle du pays la fabrication, le traitement et la distribution commerciale de plombs de pêche d'une taille connue pour être avalée par les oiseaux aquatiques et d'une proposition de l'USFWS d'interdire l'utilisation de plombs de pêche et de turlottes en plomb dans 40 unités du réseau de refuges nationaux de faune des États-Unis. En Grande-Bretagne, la population de Cygnes tuberculés déclinait depuis les années 1960; cette tendance connaît un revirement spectaculaire depuis l'interdiction, en 1986–1987, de vendre de petits poids en plomb pour la pêche (Kirby *et al.*, 1994). Les autres pays n'ont pas, à notre connaissance, proposé de restreindre la vente ou l'utilisation des plombs de pêche.

Les recherches entreprises au Canada, et dont les résultats n'ont pas encore été publiés, prouvent aussi que l'ingestion de plombs provoque une forte mortalité chez les Huarts à collier et d'autres oiseaux. Nous avons pu trouver en Ontario, au Québec et dans les Maritimes des données qui prouvent que l'ingestion de plombs de pêche ou de turlottes en plomb est responsable d'environ 30 % (38 des 127 oiseaux examinés) de la mortalité des huarts adultes dans les endroits où l'habitat de ces oiseaux et les zones de pêche sportive se chevauchent. Ces données concordent avec les recherches américaines. D'après une importante étude en cours, plus de 50 % de la mortalité des Huarts à collier adultes dans les États de la Nouvelle-Angleterre est attribuable à l'ingestion de plombs de pêche ou de turlottes en plomb, et cette cause de mortalité est plus importante à elle seule que tout autre facteur, y compris les tumeurs, les traumatismes, les fractures, les blessures par coup de fusil et les infections (Pokras *et al.*, 1992). L'importance de l'ingestion de plombs comme facteur de mortalité est, quoique considérable, moindre dans d'autres endroits des États-Unis, par exemple, 17 % de la mortalité totale au Minnesota (Ensor, 1992).

Les analyses effectuées au Centre national de recherche faunique du SCF confirment l'existence d'un lien direct entre l'ingestion de plombs et la mortalité des huarts par saturnisme. Sur les 28 spécimens de Huart à collier dont nous avons analysé la teneur en plomb, seuls ceux dont on était sûr qu'ils avaient ingéré des plombs ou des turlottes (6) présentaient un taux tissulaire élevé de plomb (par exemple, de 17 à 95 µg/g, poids sec, dans le foie) (Scheuhammer, données non publ.). D'après les

**Tableau 6**  
Cas confirmés et soupçonnés de mortalité aviaire par ingestion de plombs de pêche au Canada

Espèce	Nombre de cas de saturnisme	Nombre de spécimens porteurs de plomb de pêche ou de turlutte	Province	Source d'information
Pygargue à tête blanche	29	1	C.-B.	IVC
Huart à collier	31	30	ONT.	ACRF; GVC; UG
	3	3	QUÉBEC	SCP; VWN
	4	4	N.-B., N.-É., Î.-P.-É.	AVC; SCF-RA
Grande Bec-scie	?	1	ONT.	GVC
Bernache du Canada	?	2	ONT.	ABRC
		1	N.-B.	Langelier, 1994
Cygne trompette	?	1	C.-B.	Langelier, 1994
Canard colvert	?	1	ONT.	ABRC
Grand Morillon	?	1	ONT.	ABRC
Macreuse à ailes blanches	?	1	ONT.	ABRC

ABRC = H. Pittel, Avicare Bird Rehabilitation Centre, Bowmanville (Ont.)

ACRF = K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, Verona (Ont.)

AVC = P.-Y. Daoust, Ph.D., Atlantic Veterinary College, Charlottetown (Î.-P.-É.)

GVC = D. Campbell, Ph.D., Guelph Veterinary College, Canadian Cooperative Wildlife Health Centre, Guelph (Ont.)

IVC = K. Langelier, Ph.D., Island Veterinary Clinic, Nanaimo (C.-B.)

SCF-RA = N. Burgess, Service canadien de la faune, Région de l'Atlantique

SCP = Service canadien des parcs, Hull (Québec)

UG = V. Thomas, Ph.D., Département de zoologie, Université de Guelph, Guelph (Ont.)

VWN = Volunteer Wildlife Network, Ottawa (Ont.)

? = nondéterminé

témoignages recueillis jusqu'à présent, l'ingestion de plombs ou de turluttes est la seule cause significative d'exposition élevée au plomb et de toxicité saturnine chez le Huart à collier. En Ontario, 4/5 environ des morts par intoxication saturnine chez les huarts sont dues à l'ingestion de plombs de pêche et 1/5 à celle de turluttes plombées.

On a relevé des cas de saturnisme consécutifs à l'ingestion de plombs chez beaucoup d'autres espèces d'oiseaux aquatiques aux États-Unis, entre autres le Cygne trompette, le Cygne siffleur et le Cygne tuberculé, différents canards et la Grue du Canada (USEPA, 1994a). En principe, toute espèce d'oiseau dont les habitudes alimentaires sont semblables à celles du huart ou d'autres espèces dont on sait de source sûre qu'elles ont ingéré des plombs ou des turluttes risquent également l'intoxication saturnine de ce fait.

Le tableau 6 résume les données que nous avons pu réunir sur la mortalité des oiseaux aquatiques par suite d'ingestion de plombs de pêche au Canada.

### 3.8 Résumé et conclusions

❖ L'ingestion de grenaille est sans doute la principale cause d'exposition élevée au plomb et d'intoxication saturnine pour les anatidés et la plupart des autres espèces d'oiseaux du Canada. Pour certaines espèces (par exemple, le Huart à collier), l'ingestion de plombs de pêche est une cause plus fréquente de saturnisme.

❖ Si l'on se base sur l'examen des gésiers et des os des ailes des espèces de canards les plus

couramment chassés et qu'on extrapole les estimations américaines, sur les 50 à 60 millions de canards recherchés comme gibier qui migrent du Canada chaque automne, il y en aurait jusqu'à 6 millions qui ingéreraient un ou plusieurs grains de plomb pendant leur séjour au Canada. Ces spécimens meurent (~ 200 000 à 360 000) ou souffrent d'intoxication saturnine sublétales (plusieurs millions).

❖ Comme les États-Unis interdisent l'utilisation de balles en plomb pour la chasse à la sauvagine dans tout le pays depuis 1991, le Canada est maintenant responsable d'une proportion de plus en plus forte du problème représenté par le saturnisme en Amérique du Nord; il est peut-être sur le continent la principale source d'oiseaux aquatiques migrants porteurs de plombs incrustés.

❖ L'ingestion de grenaille frappe également un vaste assortiment d'espèces non aquatiques, notamment des gallinacés, des oiseaux des rivages, des rapaces et des détritivores.

❖ Dans les endroits où on l'a expressément étudiée au Canada et aux États-Unis, la mortalité des Pygargues à tête blanche et des Aigles royaux par saturnisme consécutif à la consommation de proies porteuses de plombs incrustés dans les tissus explique de 10 à 15 % de la mortalité enregistrée pour ces rapaces après l'envol des jeunes.

❖ Plusieurs études prouvent que l'incidence de la grenaille incrustée dans des oiseaux aquatiques en

liberté apparemment sains dépasse souvent 20 %, ce qui signifie que des millions de canards et d'oies migrateurs sont porteurs de plombs incrustés. Une forte proportion de gallinacés et de petits mammifères soumis à une chasse intense ainsi que certaines espèces non chassées sont sans doute aussi porteurs de grenaille incrustée.

- ❖ Les champs de tir au pigeon d'argile, surtout ceux dont la zone de retombée comprend des étangs, des marais, des lacs, des rivières, des plages ou d'autres milieux de type aquatique, créent de considérables risques d'ingestion de grenaille et d'intoxication pour les anatidés.
- ❖ L'ingestion de fourrage ensilé préparé à partir de cultures contaminées par la grenaille de plomb a déjà provoqué du saturnisme chez le bétail.
- ❖ On a relevé des cas d'augmentation de la teneur en plomb du sang et parfois de saturnisme clinique chez les êtres humains dont l'appendice conservait de la grenaille de plomb.
- ❖ Dans les milieux d'eau douce où la pêche sportive coexiste avec la présence de populations de huarts, l'intoxication saturnine consécutive à l'ingestion de plombs de pêche ou de turlottes est responsable de 10 à 50 % de la mortalité des huarts adultes, selon l'endroit étudié.

## Chapitre 4

# Gérer l'impact négatif de la grenaille et des plombs de pêche en plomb

### 4.1 Options générales face au problème de la grenaille de plomb

Trois solutions potentielles ont été envisagées au problème de l'empoisonnement des anatidés et des rapaces par la grenaille de plomb (Sanderson et Bellrose, 1986; Mudge, 1992) : 1) l'aménagement de l'habitat pour réduire la disponibilité et la toxicité des plombs perdus; 2) le revêtement, placage ou autre modification des plombs pour en réduire la toxicité; 3) une réglementation interdisant l'utilisation de la grenaille de plomb, jumelée à la disponibilité de grenailles non toxiques.

L'aménagement de l'habitat des anatidés pour réduire la disponibilité des plombs perdus comprend diverses interventions : abaisser le niveau de l'eau dans les lieux d'alimentation après la saison de chasse afin que les anatidés les désertent ou relever le niveau de l'eau afin que les plombs soient hors de leur portée; labourer les endroits secs pour enfouir les plombs; faire pousser des plantes aquatiques feuillues quasi submergées pouvant servir à l'alimentation et permettant de réduire la toxicité du plomb ingéré; épandre du gravier de calcium pour réduire l'accumulation et les effets toxiques du plomb après l'ingestion. Ces mesures coûtent cher, demandent beaucoup de main-d'oeuvre, sont d'une efficacité douteuse et constituent des solutions incomplètes au problème de la grenaille de plomb. Si l'ingestion de plombs était un phénomène isolé, on pourrait peut-être employer des techniques adaptées à des endroits précis afin de décourager les anatidés de s'y nourrir, ou fournir du gravier de remplacement riche en calcium (Sanderson et Bellrose, 1986). Malheureusement, on constate que l'ingestion de plombs et donc l'empoisonnement des anatidés prend place sur d'immenses territoires. L'aménagement de l'habitat n'est donc pas une option générale à retenir, en particulier pour le Canada.

Afin de conserver les qualités balistiques du plomb tout en réduisant sa toxicité, on a revêtu la grenaille de plomb d'autres métaux ou de produits non métalliques comme le plastique (USFWS, 1986). La grenaille revêtue d'étain, de nickel ou de plastique a eu après ingestion les mêmes effets toxiques que la grenaille de plomb pur, car les revêtements disparaissaient dans le gésier sous l'action de meulage. On a également tenté de réduire la toxicité des plombs en les combinant à un agent chélateur biochimique (EDTA) ou à un liant hydrosoluble (phosphate) afin de

réduire l'absorption de plomb après l'ingestion. Cependant, la mortalité après ingestion de cette grenaille modifiée était égale ou supérieure à celle obtenue avec le plomb pur. Il est clair qu'aucune de ces méthodes ne constitue une solution générale et efficace au problème découlant de la grenaille de plomb.

Devant l'incapacité à réduire la toxicité de la grenaille de plomb par diverses modifications physiques, on a cherché des substituts abordables, non toxiques, à bon comportement balistique. Au départ, on a testé aux États-Unis les métaux suivants pour leur ductilité, leur densité et leur toxicité : le cuivre, le zinc, l'étain, le nickel, le fer et l'uranium épuisé. L'acier (ou le fer doux) s'est révélé le meilleur substitut au plomb, compte tenu de sa non-toxicité, de sa disponibilité et de son coût modeste. La grenaille d'acier présente des propriétés balistiques légèrement inférieures à celles du plomb; cependant, on peut s'en servir efficacement à distance normale de chasse. En outre, le SCF et le Conseil national de recherches du Canada ont développé dans les années 1970 la grenaille frittée (50–58 % de plomb, le reste de fer, d'étain et de zinc). Cette grenaille a été proposée à l'origine comme substitut possible au plomb pur, car on jugeait qu'elle était potentiellement moins toxique que celle composée entièrement de plomb et qu'elle avait des qualités balistiques acceptables (Wendt et Kennedy, 1992). L'intérêt pour la production commerciale de cette grenaille a cependant fait défaut.

On continue de créer de nouveaux substituts non toxiques aux États-Unis, au Canada et ailleurs. La solution préférée au problème du plomb est donc la réglementation interdisant l'utilisation de la grenaille de plomb, jumelée à la présence de substituts non toxiques, bon marché et fonctionnels.

### 4.2 Substituts au plomb

La chasse et le tir au pigeon d'argile sont des activités essentiellement récréatives où l'utilisation de la grenaille de plomb n'est pas essentielle. Il existe des substituts non toxiques de grande qualité, qui sont de plus en plus acceptés par les chasseurs depuis quelques années. En général, les cartouches au plomb sont le moins dispendieuses, à cause de la grande disponibilité du plomb, de son faible coût, et de la facilité de fabrication. Tous les produits de remplacement seront plus coûteux, du

**Tableau 7**  
Comparaison entre le plomb et les matières de remplacement

Matière	Densité de la grenaille (g/ml)	Toxicité relative pour les anatidés	Coût par cartouche (\$ Can.)	Disponib., Amérique du Nord
Plomb	11,3	élevée	0,50–0,60	excellente
Acier	7,86	faible	0,52–0,88	bonne
Bismuth-étain	9,7	faible	1,50–1,95 <sup>a</sup>	moyenne
Tungstène-bismuth-étain	11,3	faible	2,00 (?)	sans objet
Zinc	7,14	faible–moy.	0,75–0,85	sans objet
Molybdène-polymère	10,3 <sup>b</sup>	moyenne (?) <sup>c</sup>	0,89 <sup>d</sup>	sans objet
Tungstène-polymère	19,4 <sup>b</sup>	faible (?) <sup>c</sup>	0,89 <sup>d</sup>	sans objet

<sup>a</sup> En Grande-Bretagne, la grenaille de bismuth coûte beaucoup moins cher qu'au Canada, soit l'équivalent de 0,56 \$/cartouche.

<sup>b</sup> Densité du métal pur; lorsque le métal est ajouté sous forme de poudre à un polymère plus léger, la grenaille est moins dense. Pour le tungstène-polymère, la densité de la grenaille est de 11,3.

<sup>c</sup> La toxicité probable des polymères au molybdène et au tungstène est basée sur la toxicité connue de ces métaux.

<sup>d</sup> Basé sur le prix d'environ 40 pence/cartouche en Grande-Bretagne £.

Sans objet = Ces cartouches sont soit en développement, soit absentes du marché nord-américain.

moins au départ, sans que le prix en soit prohibitif. La liste des fabricants actuels de grenaille de remplacement figure à l'annexe 4.

À l'échelle mondiale, trois grands substituts à la grenaille de plomb sont disponibles : l'acier (Fe), le bismuth-étain (Bi-Sn) et le zinc (Zn). Au moins trois autres sont en développement ou à l'essai : le molybdène (Mo)-polymère, le tungstène (W)-polymère et l'alliage tungstène-bismuth-étain. Le tableau 7 compare la densité, la toxicité relative, le coût et la disponibilité du plomb et des substituts. L'annexe 5 évalue les coûts potentiels pour les chasseurs d'anatidés et de gallinacés si la grenaille de plomb disparaissait et était remplacée par le grenaille d'acier ou de bismuth-étain.

#### 4.2.1 La grenaille d'acier

La grenaille d'acier, actuellement le principal substitut au plomb, est obligatoire pour la chasse au gibier d'eau aux États-Unis; elle est approuvée dans les zones de chasse à la grenaille non toxique au Canada et dans d'autres pays. Le marché nord-américain est occupé principalement par les trois grands fabricants traditionnels de munitions : Federal, Remington et Winchester. Ces compagnies ont converti une part importante de leur production du plomb à l'acier.

Les cartouches haute performance au plomb coûtent à peu près le même prix que certaines cartouches à l'acier, mais, en général, l'acier est plus cher que le plomb. À l'heure actuelle, les cartouches à grenaille d'acier pour la chasse à la sauvagine sont disponibles au Canada dans les grandes chaînes (Canadian Tire, Home Hardware) et chez les petits détaillants, mais la disponibilité en est souvent limitée loin des zones de chasse à la grenaille non toxique. Même si le Canada a établi plusieurs de ces zones, dans six provinces, les cartouches à l'acier ne représentent que 5 % des ventes actuelles (Canadian Tire Corporation, comm. pers.). Le marché de la grenaille non toxique, dont

celle d'acier, restera probablement marginal tant que la vente et l'usage de la grenaille de plomb seront permis.

Un des aspects le plus contestés concernant le remplacement graduel du plomb est la crainte que la proportion d'oiseaux blessés augmente considérablement si l'acier devient le principal ou le seul métal utilisé dans la grenaille. L'effet ultime pourrait être que le nombre de pertes d'oiseaux par blessures dépasse le nombre d'oiseaux sauvés de l'empoisonnement. Les données disponibles actuellement sont suffisantes pour récuser cet argument. Il est incontestable que les propriétés balistiques du plomb et de l'acier diffèrent. La grenaille d'acier est plus légère de 30 % que celle de plomb de même diamètre, et elle est plus dure. À cause de ces différences physiques, la grenaille d'acier se déforme moins, se disperse moins, retombe plus vite et conserve moins son énergie ou sa vitesse à grande distance. Cependant, les progrès des munitions à l'acier sont tels que les faiblesses attribuées à de métal ont été largement corrigées (Brister, 1992; Coburn, 1992). La taille plus grosse des grains d'acier compense la densité plus faible du métal. (Les chasseurs qui passent à la grenaille d'acier devraient utiliser des grains au moins deux points plus gros que ce à quoi ils sont habitués). Les cartouches à l'acier sont chargées d'un plus grand volume de grenaille afin que le nombre de grains soit suffisant. Un bouchon de plastique rigide empêche les grains d'acier, plus durs, d'entrer en contact avec le canon du fusil et éventuellement de le rayer lors de la décharge. L'augmentation de la charge et l'emploi d'une amorce plus puissante donnent aux grains d'acier la même énergie cinétique que celle des grains de plomb de deux points inférieurs. Pour compenser la pression plus forte résultant du surcroît de poudre dans la chambre, on utilise des propulseurs à combustion plus lente dans les cartouches. Comme la grenaille est plus tassée dans la cartouche, il faut un étrangleur plus ouvert.

Entre 1950 et 1984, les résultats de 16 essais comparant l'efficacité de l'acier et du plomb ont été publiés aux États-Unis. Ils sont équivoques : trois sont en faveur du plomb, deux en faveur de l'acier, deux signalent des résultats équilibrés et huit n'indiquent aucun écart statistique dans le nombre d'oiseaux blessés par les deux types de grenaille (Morehouse, 1992a). Parmi ces essais, celui de Lacassine, en Louisiane (Herbert *et al.*, 1984), est le plus souvent cité par les opposants à l'acier comme le plus valable (p. ex., Ankney, 1989). Dans l'étude de Lacassine, les chasseurs ne savaient pas s'ils tiraient au plomb ou à l'acier, et des observateurs entraînés recueillaient les données. Pendant les deux années de l'étude, on a tiré un nombre comparable de cartouches des deux types (8 023 de plomb n°6, 8 615 d'acier n°4). Au total, 337 oiseaux ont été blessés avec des cartouches au plomb et 414, avec des cartouches à l'acier; il y a donc eu 77 oiseaux de plus de blessés avec l'acier, soit 23 % de plus qu'avec le plomb. Ce résultat ne nous surprend pas, compte tenu des différences balistiques connues entre les deux métaux, et du fait que les chasseurs 1) n'avaient pas été entraînés à tirer à l'acier et 2) ne savaient pas s'ils tiraient des cartouches au plomb ou à l'acier. Ce que l'étude révèle, ce n'est pas que l'acier est inapproprié pour abattre les anatidés (il est efficace puisque 964 oiseaux ont été abattus), mais bien que les chasseurs qui passent à l'acier ne peuvent s'attendre aux mêmes résultats qu'avec le plomb sans formation ni pratique. Nous ne connaissons



aucune donnée qui indiquerait que les chasseurs à qui on a montré comment modifier leur technique, et qui tirent dans les limites d'efficacité de leur arme, blessent plus d'oiseaux à l'acier qu'au plomb.

Aux États-Unis, l'interdiction nationale de la grenaille de plomb pour la chasse aux anatidés date de 1991. L'augmentation dramatique du nombre d'oiseaux blessés prévue par de nombreux opposants à l'acier ne s'est pourtant pas matérialisée. Certes, il y a eu une augmentation initiale (et prévue) des oiseaux blessés pendant la période où les chasseurs se sont adaptés à l'acier, mais le taux d'oiseaux blessés est demeuré dans les limites normales observées traditionnellement avec la grenaille de plomb, ce qui a fait conclure au USFWS que «le taux légèrement plus élevé de blessures qu'on a observé durant la période d'introduction de la grenaille d'acier ne peut nullement se comparer aux pertes totales subies par le gibier d'eau chaque année aux États-Unis du fait du saturnisme ou des blessures causées par la grenaille de plomb» (Morehouse, 1992a). En outre, dans les poursuites judiciaires contestant les règlements des États ou du fédéral sur la grenaille non toxique, les tribunaux américains n'ont jamais retenu l'argument voulant que la grenaille d'acier ait moins de valeur balistique que la grenaille de plomb, blesse trop d'oiseaux ou endommage les armes à feu (Feierabend, 1985).

En 1991, le Bureau international de recherche sur les oiseaux d'eau et les zones humides (BIROE) a tenu un atelier sur le saturnisme chez les anatidés, auquel ont participé divers pays dont le Canada, représenté par le SCF. Dans les conclusions de l'atelier, on a reconnu que «la grenaille d'acier peut être aussi efficace que celle de plomb pour la chasse à la sauvagine, si les chasseurs s'adaptent aux différences entre les deux types de munitions» (IWRB, 1992). En outre, l'Association internationale des agences du poisson et de la faune sauvage, dont le SCF est un membre actif, a conclu que «les cartouches à l'acier disponibles sur le marché sont un substitut valable à celles au plomb, et que l'utilisation généralisée de la grenaille d'acier ne causera pas de perte anormale d'anatidés» (USFWS, 1986). En septembre 1994, le Canada a été l'hôte d'un atelier de l'OCDE sur les produits du plomb. Une des séances de l'atelier traitait de la grenaille et des plombs de pêche et a conclu notamment que la grenaille d'acier avait, en remplacement du plomb, «des qualités balistiques inférieures, mais [était] efficace à distance de tir normale». La mesure la plus efficace que le chasseur peut prendre pour réduire les pertes dues aux blessures est sans doute de s'abstenir de tirer à plus de 45 m, quel que soit le type de grenaille utilisé. On recommande également l'emploi d'un chien dressé pour rapporter les oiseaux blessés.

Dans le débat qui oppose l'acier au plomb, on laisse parfois entendre, volontairement ou non, que le taux d'oiseaux blessés avec la grenaille de plomb est plutôt faible et acceptable et qu'en passant à l'acier, ce taux augmenterait radicalement. Pourtant, le fait de blesser des oiseaux est une conséquence inévitable de la chasse, quel que soit le type de grenaille utilisé, et les blessures causées par la grenaille de plomb ont entraîné la perte annuelle de millions d'anatidés et d'autres oiseaux pendant plusieurs années. Aux États-Unis, les chasseurs signalent en moyenne près de 3 millions d'anatidés blessés et non retrouvés par an, soit environ 18 % du total des anatidés

abattus entre 1972 et 1984 (USFWS, 1986). Pendant cette période, l'acier n'était à peu près pas utilisé. En outre, les pertes par blessures sont peut-être sous-estimées : au Canada, Nieman *et al.* (1987) signalent que les chasseurs d'anatidés de la Prairie ont grandement sous-estimé les pertes qu'ils ont causées par blessures, ou ont omis de les signaler toutes. Les pertes enregistrées par Nieman *et al.* (1987) étaient généralement de l'ordre de 20 à 45 %, alors que les chasseurs n'en signalaient que de 6 à 18 %. C'est la responsabilité du chasseur d'apprendre à tirer le mieux possible, que ce soit au plomb ou à l'acier. Par ailleurs, c'est la responsabilité des organismes de faune de fournir aux chasseurs une information et une formation accessibles leur permettant d'améliorer leur rendement et de réduire la mortalité du gibier par blessures. Si les chasseurs et les gestionnaires de la faune sont prêts à prendre au sérieux leurs responsabilités dans cette affaire, on réduira la perte excessive par blessures, quel que soit le type de grenaille utilisé.

L'effet indésirable de la chasse à l'acier se limite aux pertes par blessures. Dans le cas de la chasse à la grenaille de plomb, il faut ajouter, à la perte des animaux blessés, celle d'anatidés et d'autres oiseaux par saturnisme léthal et sublétal résultant d'une consommation directe; la perte de rapaces et de détritivores par saturnisme secondaire; le risque d'exposition au plomb de certaines espèces d'élevage comme le bétail et la volaille; l'exposition inutile des humains qui consomment du gibier abattu au plomb; la décomposition inévitable du plomb métallique dans l'environnement et le passage du plomb sous forme métallique ou moléculaire chez les organismes végétaux et animaux.

Toutes les cartouches récentes à l'acier enferment la grenaille dans une coupe de plastique dur, ce qui l'empêche d'entrer en contact avec le canon du fusil. Les grands fabricants d'armes et de munitions ont indiqué que les charges des cartouches à l'acier ne réduisent pas sensiblement la durée de vie de la plupart des fusils américains à étranglement maximal (USFWS, 1986). On peut endommager les canons des armes très légères, des vieux fusils aux canons à paroi mince et peu résistante, des Browning de petit numéro de série et des fusils à étranglement maximal à angle droit ou forgés en utilisant de grosses cartouches au plomb ou à l'acier (Roster, 1978).

#### 4.2.2 La grenaille de bismuth-étain

La grenaille de bismuth-étain a environ 86 % de la densité du plomb (comparativement à seulement 70 % pour l'acier); elle présente donc une dispersion, une vitesse de chute et une énergie conservée semblables à celles de la grenaille de plomb (Lowry, 1993). Le bismuth pur, utilisé dans les cartouches originales au bismuth, est cassant; les grains se fracturaient dans le canon du fusil, causant une mauvaise dispersion, et éclataient sous l'impact. Cependant, en ajoutant quelque 3 % d'étain et en modifiant le procédé de production, on réduit la fragilité des grains et on améliore leur rendement. Comme le bismuth-étain et le plomb ont une densité et une dureté comparables, le calibre des cartouches, la taille des chambres et le canon qui conviennent au plomb peuvent servir sans modification au bismuth-étain.

À partir des doses administrées oralement qui montrent que la grenaille de bismuth n'est pas toxique par ingestion chez les anatidés (Sanderson *et al.*, 1992), on a approuvé la grenaille de bismuth-étain de façon provisoire dans les zones de chasse à la grenaille non toxique, à compter de 1993. En outre, les États-Unis ont approuvé de façon conditionnelle cette grenaille comme non toxique à compter de la fin de la saison de chasse à la sauvagine 1994–1995 (USFWS, 1994) et l'Australie l'a approuvée dans son Territoire du Nord à compter de la saison de 1993 (King, 1993).

Les cartouches de bismuth-étain sont mises en marché en Europe par Eley Hawk de Birmingham, en Angleterre, et en Amérique du Nord par The Bismuth Cartridge Co. de Dallas (Texas). La grenaille de bismuth est actuellement la plus coûteuse sur le marché au Canada, en partie à cause du coût élevé de la matière première (environ 10,72 \$ US/kg en moyenne à la fin des années 1980 et au début des années 1990; Goodwin, 1991) par rapport au plomb (0,40–0,80 \$/kg environ; Keating et Wright, 1994). Les réserves mondiales de bismuth sont limitées et, même si l'offre mondiale actuelle d'environ 3 000 tonnes (Goodwin, 1991) peut sûrement faire face à un accroissement de la demande, rien ne laisse croire que le prix du métal, ou de la cartouche, puisse baisser beaucoup. En fait, le prix pourrait augmenter si des sources moins économiques devaient être exploitées.

La cartouche de bismuth coûte beaucoup plus cher en Amérique du Nord (1,70 \$ can.) qu'en Grande-Bretagne (0,56 \$ can.); il y aurait donc place pour une baisse du prix de la grenaille de bismuth-étain au Canada et aux États-Unis.

La capacité actuelle de production de cartouches au bismuth en Amérique du Nord pourrait répondre à la demande du marché canadien de la chasse à la sauvagine (~10–20 millions de cartouches/an), si le plomb était éliminé d'ici quelques années (Bismuth Cartridge Co., comm. pers.). Cependant, les trois grands distributeurs de cartouches au bismuth n'en ont acheté que 40 000 pour la saison de 1994 pour la vente au détail dans les magasins indépendants d'articles de chasse. Comme dans le cas de l'acier, le marché restera sans doute marginal au Canada tant qu'un plan de remplacement graduel du plomb n'aura pas été préparé, annoncé et mis en oeuvre.

#### 4.2.3 La grenaille de zinc

Les avantages du zinc pour la grenaille sont : son abondance, ainsi que sa ductilité et sa dureté acceptables. Cependant, ce métal est relativement coûteux comparé au plomb ou à l'acier, et sa faible densité (moindre que celle de l'acier) lui confère des qualités balistiques faibles. Quoi qu'il en soit, la grenaille de zinc est apparemment efficace pour tirer sur de courtes distances. Malheureusement, la grenaille de zinc (et d'autres formes de ce métal) peuvent empoisonner les oiseaux qui l'ingèrent, même si la toxicité du zinc est moindre que celle du plomb (Grandy *et al.*, 1968; Reece *et al.*, 1986; Droual *et al.*, 1991; Zdziarski *et al.*, 1994). La grenaille de zinc est produite en Allemagne par Grillo-Werke AG, et sert actuellement dans plusieurs pays d'Europe en remplacement de la grenaille de plomb. Elle n'est pas disponible à l'heure actuelle sur le marché nord-américain et n'a pas, à notre connaissance,

fait l'objet des tests de toxicité spécifiques requis par le SCF (1993) et l'USFWS (1988).

#### 4.2.4 La grenaille au tungstène-bismuth-étain (TBÉ)

La grenaille TBÉ est encore au stade de la recherche et du développement. On la produit par suspension mécanique de tungstène finement pulvérisé (39 %) dans un mélange d'étain (16,5 %) et de bismuth fondu (44,5 %). Les grains résultants ont une densité et une dureté à peu près identiques à celles du plomb (Ringelman *et al.*, 1993). Les tests initiaux de toxicité sur des Canards colverts qui ont ingéré jusqu'à 17 grains indiquent peu ou pas d'absorption des métaux constitutifs au niveau des tissus et aucun effet toxique (Ringelman *et al.*, 1993). Si cette grenaille devenait disponible sur le marché, elle coûterait probablement un peu plus cher que celle de bismuth-étain à cause du procédé de production plus complexe.

#### 4.2.5 Le molybdène-polymère et le tungstène-polymère

Un mélange de polymères biodégradables et de poudre de molybdène produit une grenaille (la Molyshot) qui ressemble de près au plomb par ses propriétés balistiques et physiques (Jackson, 1994). Ce type de grenaille, inventé par la Kent Cartridge Co. en Grande-Bretagne, était vendu sur le marché européen vers la fin de 1994. La Molyshot est fabriquée en extrudant une masse plastique contenant le mélange à haute température en un filament et en le moulant entre des rouleaux pour produire des grains arrondis de la grosseur voulue, et dont la densité et la dureté sont très proches de celles du plomb et du bismuth-étain. Les tests initiaux de balistique sont encourageants. Nous ne savons rien de tests de toxicité portant sur cette grenaille. Cependant, on sait que l'ingestion chronique de molybdenum métallique peut être toxique : les effets incluent le retard dans la croissance, l'anémie, les déformations osseuses, et l'interférence avec le métabolisme du cuivre (Friberg et Lener, 1986).

Les premières tentatives de production et de commercialisation d'une grenaille de tungstène-polymère ont été effectuées par Eley Hawk en Angleterre. Le produit, la cartouche Black Feather Eley, a suscité beaucoup d'intérêt quand elle a été lancée en 1990. Cependant, des problèmes comme le bris ou la coalescence de la grenaille, la mauvaise dispersion et le coût très élevé ont eu raison du produit, qui fut retiré du marché. Plus récemment, Elastomer Engineering de Cheshire, en Angleterre, a prétendu avoir surmonté les difficultés d'origine. La nouvelle grenaille est faite en mettant de la poudre de tungstène dans un polymère thermoplastique (fait de matières premières de qualité alimentaire) et peut avoir la densité du plomb (Marchington, 1994). La grenaille résultante est dure au toucher mais assez tendre pour pouvoir être écrasée sous la dent comme le plomb. Une fois déformé, le grain conserve sa forme. Le tungstène-polymère sert également à produire des balles destinées aux centres de tir intérieurs, où on veut régler les problèmes de santé causés par les munitions au plomb. La nouvelle grenaille n'est

pas encore commercialisée, à notre connaissance, mais on prévoit qu'elle sera plus coûteuse en Amérique du Nord que la grenaille d'acier ou de bismuth. Nous croyons que cette grenaille sera non toxique pour les oiseaux, selon la toxicologie connue du tungstène (Katzant, 1986).

### 4.3 Options pour restreindre l'usage de la grenaille de plomb

Jusqu'aux années 1980, la grenaille de plomb a connu une longue tradition d'usage illimité en Amérique du Nord. Pour des raisons de performance et de coût, le plomb est bien apprécié des chasseurs et des tireurs à la cible. Cependant, à cause de la portée des répercussions négatives de la grenaille de plomb qui s'accumule dans le milieu naturel, il convient d'en restreindre l'usage. Les options qui s'offrent à cet égard vont d'encourager les fabricants, les détaillants et/ou les consommateurs à passer volontairement à des substituts non toxiques, jusqu'à réglementer pour limiter la fabrication, la vente et/ou l'usage de la grenaille de plomb à l'échelle régionale ou nationale.

#### 4.3.1 Le passage volontaire à la grenaille non toxique

En général, les tentatives pour résoudre le problème de la grenaille de plomb par une promotion du passage volontaire à des substituts non toxiques ont échoué. Toute conversion significative à la grenaille non toxique réclame un effort considérable d'éducation et de relations publiques. La grenaille d'acier est disponible depuis une vingtaine d'années en Australie, et la grenaille de bismuth-étain s'y vend depuis moins longtemps; pourtant, 95 % des cartouches utilisées dans le pays sont au plomb (ANZECC, 1994). Parallèlement, même si les États-Unis, principal fournisseur de munitions du Canada, produisent des cartouches non toxiques de bonne qualité, la grenaille non toxique est peu disponible au Canada hors des zones actuelles de chasse à la grenaille non toxique.

Les raisons pour lesquelles la conversion volontaire généralisée n'a pas de succès sont simples : les chasseurs aiment bien le plomb, ils s'en servent depuis toujours, il est aussi bon ou meilleur que les substituts, coûte moins cher et le réseau de distribution et de vente est bien établi. Dans ce contexte, il est vraisemblable que le marché de la grenaille de plomb continuera d'exister aussi longtemps que le produit sera en vente.

Le fait d'encourager la conversion volontaire à la grenaille non toxique peut cependant être valable dans le cadre d'un plan plus vaste d'élimination du plomb. Ainsi, en Grande-Bretagne, quiconque tire au-dessus d'un marais doit utiliser volontairement de la grenaille non toxique à compter de septembre 1995 (Jackson, 1994). Si le remplacement volontaire n'a pas eu de succès après 2 ans d'essai, on déposera un règlement officiel. Ce procédé a déjà été utilisé pour éliminer les petits plombs de pêche en Grande-Bretagne. Une phase de volontariat fut suivie, en 1987, par un règlement interdisant la vente de ces plombs, lorsqu'il devint évident que l'action volontaire ne suffirait pas (Government of Great Britain, 1986). La Norvège et la Suède ont toutes deux interdit la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine et la chasse dans les marais, mais

ont également conclu des ententes avec les associations de chasseurs et de tir (Nordic Council of Ministers, 1994). Reste à voir à quel point la phase de volontariat du plan sera efficace. En Amérique du Nord, les cartouches non toxiques de bonne qualité sont disponibles depuis plusieurs années et les États-Unis interdisent la grenaille au plomb à la chasse à la sauvagine sur tout leur territoire depuis 1991; pourtant, au Canada, l'emploi de la grenaille non toxique est encore négligeable par rapport au plomb, tant pour la chasse que pour le tir au pigeon d'argile. Une politique de remplacement volontaire du plomb, utilisée seule, serait probablement inefficace au Canada.

#### 4.3.2 Règlement limitant l'usage de la grenaille de plomb

Plusieurs pays ont adopté des règlements limitant la libération de diverses formes de plomb dans l'environnement. Au Canada, le plomb figure à l'annexe 1, Liste des substances toxiques, de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Les règlements fédéraux y interdisent l'usage de composés organiques au plomb comme antidétonants dans l'essence, et fixent la limite des émissions des raffineries de plomb de seconde fusion. Le fédéral et les provinces et territoires ont réglementé la présence du plomb dans divers milieux : air ambiant, nourriture, eau potable, sol, boues, sédiments, produits de consommation.

La réglementation limitant la grenaille de plomb, et forçant son remplacement par des substituts non toxiques, a été l'option retenue par la plupart des pays qui ont reconnu le risque que présente cette grenaille pour la faune. Cependant, les règlements diffèrent beaucoup d'un pays à l'autre. Ils couvrent toute une gamme d'options possibles, depuis les restrictions sur l'usage de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine dans certaines zones restreintes à l'interdiction complète dans tous les types de chasse et de tir à la cible. Dans cette partie, nous traitons brièvement des diverses options, de la moins sévère à la plus restrictive. Le tableau 8 résume la politique de plusieurs pays de l'OCDE face à l'usage de la grenaille de plomb.

Lorsqu'on constate pour la première fois l'ingestion de la grenaille et l'empoisonnement des anatidés, les gestionnaires de la faune croient habituellement que le problème est relativement bénin et de portée locale — limité à quelques «points chauds» —; c'est en tout cas ce qu'ils souhaitent. On juge généralement que le règlement le moins restrictif est suffisant pour répondre au problème. Les critères, toujours un peu arbitraires, sont là pour les cas les plus inacceptables. Ils peuvent être fondés sur la fréquence locale d'empoisonnement et/ou d'ingestion de grenaille, mesurée par relevés de contenus de gésiers ou autres indicateurs du taux d'ingestion, et peuvent également tenir compte de la pression de la chasse, de la densité et de la disponibilité des grains dans les sédiments et d'autres conditions locales. Le résultat, dans plusieurs pays, a été la création de quelques petites zones où la chasse à la grenaille de plomb est interdite; ce fut le cas aux États-Unis à la fin des années 1970 et au Canada en 1991. Cependant, les recherches et les contrôles peuvent révéler d'autres lieux contaminés, et mettre au jour des problèmes

**Tableau 8**  
Règlements de divers pays de l' OCDE sur la grenaille de plomb

Pays	Politique actuelle ou mesure prise
Australie	zones de chasse à la sauvagine à la grenaille non toxique; plomb interdit pour la chasse à la sauvagine en Australie-Méridionale; interdiction nationale envisagée
Canada <sup>a</sup>	zones de chasse à la sauvagine à la grenaille non toxique; interdiction nationale pour la chasse à tout le gibier à plumes migrateur à partir de 1997
Danemark	grenaille de plomb interdite pour toute chasse; interdite pour le tir à la cible au-dessus de l'eau ou de terres agricoles
États-Unis	grenaille de plomb interdite pour la chasse à la sauvagine; élimination progressive en cours pour la chasse à l'écureuil, aux faisans, etc., dans les marais des Réserves nationales de la faune
Finlande	grenaille de plomb interdite dans les marais à compter de 1996
México	zone de chasse à la sauvagine à la grenaille non toxique dans l'État du Yucatan pour protéger les flamants
Norvège	grenaille de plomb interdite pour la chasse à la sauvagine; l'association des chasseurs de Norvège a accepté une réduction par étape du plomb dans toutes les autres chasses
Pays-Bas	grenaille de plomb interdite pour toute chasse; élimination progressive du plomb proposée pour le tir au pigeon d'argile
Royaume-Uni	politique de passage volontaire à la grenaille non toxique dans tous les marais et lieux de chasse en 2 ans, à compter de 1995; une réglementation pourrait suivre
Suède	zones de chasse à la grenaille non toxique pour la chasse en marais; grenaille de plomb interdite dans tous les sites RAMSAR; le pays a convenu avec l'association suédoise de tir d'éliminer la grenaille de plomb du tir, sauf pendant les épreuves olympiques, d'ici 2000
Suisse	chasse à la grenaille non toxique au lac de Constance; le gouvernement fédéral a recommandé l'usage exclusif de la grenaille non toxique pour la chasse à la sauvagine

<sup>a</sup> L'annexe 6 fournit plus de détails sur les zones actuelles limitées à la grenaille non toxique au Canada.

Source : tiré de Clausen, 1992; OECD, 1993; ANZECC 1994; Dorgelo 1994; Jackson 1994; Nordic Council of Ministers 1994; ministère suisse de l'Intérieur, comm. pers.; USFWS, comm. pers.

insoupçonnés, comme l'empoisonnement secondaire des rapaces, le passage transfrontalier de plomb enfoui dans les tissus des oiseaux ou ingéré. L'évaluation d'un nombre de plus en plus grand de sites potentiels peut dépasser les possibilités du personnel scientifique disponible. En outre, l'application d'interdictions locales est problématique si le plomb est encore largement disponible et légal dans la majorité des situations de chasse. En conséquence, on pourrait évoluer graduellement vers des zones plus grandes, en même temps que la grenaille de substitution deviendrait plus acceptée, ce qui pourrait entraîner des interdictions à l'échelle des provinces et territoires et des États pour la chasse à la sauvagine. Ceci se fait couramment au Canada, en Australie et en Suède. À la fin, on peut en venir à une interdiction nationale de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine (comme aux

États-Unis, en Norvège, et au Canada à partir de 1997) dans tous les lieux de chasse et de tir marécageux (comme en Finlande) ou pour toute chasse (comme au Danemark et aux Pays-Bas).

L'interdiction pancanadienne de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine réduira sensiblement le saturnisme chez les anatidés et leurs prédateurs; cependant, l'accumulation de grenaille continuera quand même dans la nature à un rythme égal aux deux tiers du taux actuel, à cause de la chasse au petit gibier à poil et aux gallinacés et du tir au pigeon d'argile, encore permis avec la grenaille de plomb. Une partie de cette grenaille continuerait de s'accumuler dans les marais. Ce phénomène a conduit certains pays comme la Finlande et la Suède à interdire la chasse au plomb dans les marais, plutôt que la chasse à la sauvagine avec la grenaille de plomb. Les États-Unis ont reconnu également le besoin d'une interdiction plus générale pour protéger adéquatement les anatidés; ils implantent un règlement imposant la grenaille non toxique pour la chasse aux gallinacés et aux petits mammifères dans les refuges nationaux de faune où cette chasse se pratique ou près des milieux palustres. Cette approche par habitat est plus logique que l'approche par espèce. À l'atelier de l'OCDE sur la réduction du risque causé par le plomb, du 12 au 15 septembre 1994, le groupe de travail de l'OCDE sur l'élaboration d'une loi sur le plomb a convenu que l'usage de la grenaille de plomb dans les marais devait être réduit, dans une perspective d'élimination totale. Une politique centrée sur les marais est également conforme à l'objectif de la Convention de Ramsar relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des anatidés, dont le Canada est signataire et pour laquelle le SCF est le gestionnaire délégué par l'État. Le Canada a désigné 32 sites Ramsar totalisant plus de 13 millions d'hectares.

Dès 1986, le Danemark avait interdit la grenaille de plomb pour le tir à la cible au-dessus des eaux peu profondes, des terres agricoles et des lacs utilisés par les anatidés nicheurs, et comptait interdire la grenaille de plomb pour toute chasse (Clausen, 1992). L'opposition des chasseurs a mené à un compromis grâce auquel la grenaille de plomb était interdite dans tous les sites Ramsar. Le règlement était toutefois impossible à faire appliquer, et le nombre de cartouches non toxiques achetées par les chasseurs était bien inférieur au total tiré dans les 27 sites Ramsar. Les problèmes de non-respect et d'application du règlement ont conduit en 1993 à l'interdiction complète de la grenaille de plomb pour toute la chasse sur tout le territoire du Danemark (Clausen, 1992). Un règlement interdisant la grenaille de plomb dans les marais serait probablement encore plus difficile à faire appliquer au Canada qu'au Danemark, à cause de l'étendue du territoire à contrôler.

À notre connaissance, deux pays seulement, le Danemark et les Pays-Bas, ont interdit la grenaille de plomb pour tous les types de chasse. Quelques autres (Suède, Norvège, États-Unis) ont interdit complètement la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine ou dans les marais, et ont même pris des mesures supplémentaires pour élargir partiellement l'interdiction à d'autres types de chasse ou au tir au pigeon d'argile. D'autres pays, dont le Canada, ont interdit partiellement l'usage de la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine à certains endroits,

et prennent des mesures pour des interdictions plus étendues. Les interdictions partielles sont probablement les plus difficiles à faire appliquer, et les plus faciles à enfreindre parce que la disponibilité de la grenaille de plomb demeure grande et que sa vente, sa possession et son utilisation sont en général légales. Selon l'endroit, on évalue entre 10 et 30 % les infractions à l'interdiction du plomb dans les zones de chasse limitées à grenaille non toxique, au Canada et aux États-Unis. (Simpson, 1989; DeStefano *et al.*, 1991; Langelier, 1994). Autre problème d'application : contrairement aux grenailles d'acier, qui sont magnétiques, les nouvelles grenailles non toxiques (bismuth-étain, tungstène-polymère) ne sont pas faciles à distinguer du plomb sans ouvrir la cartouche. Dans une perspective d'application du règlement, toute interdiction partielle de l'utilisation de la grenaille de plomb à la chasse est indésirable.

Il est plus efficace de limiter la vente d'un produit indésirable que de tenter d'en réglementer un ou quelques-uns de ses usages, en particulier si le produit est vendu largement. Au niveau fédéral, en vertu de la *Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, le SCF a le droit de réglementer la façon de chasser les oiseaux migrateurs (l'usage de la grenaille de plomb à cette fin); cependant, les autres usages (chasse aux gallinacés, tir au pigeon d'argile, même dans les marais) ne sont pas du ressort du SCF d'après cette loi. Il faut donc envisager d'autres moyens, comme les mécanismes réglementaires provinciaux et territoriaux. Par ailleurs, le recours à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pourrait être nécessaire à une gestion efficace de ce problème au niveau pancanadien.

#### 4.3.3 Considérations transfrontalières

Par définition, les oiseaux migrateurs ne tiennent pas compte des frontières, qu'elles soient provinciales, territoriales ou nationales. Les pertes d'oiseaux migrateurs par suite de l'intoxication au plomb et le transport transfrontalier du plomb sous forme de grenailles enfouies dans les chairs des anatidés et des autres oiseaux migrateurs sont des préoccupations interprovinciales, interterritoriales et internationales. Il est logique de présumer que les oiseaux qui transportent des grenailles ingérées ou enfouies dans leurs chairs et qui émigrent constituent une menace pour les prédateurs et les détritivores des autres provinces, territoires, États et pays qui se trouvent sur leurs routes migratrices. Depuis que les États-Unis ont interdit la chasse au plomb de tous les anatidés, en 1991, 79 aigles y ont été trouvés empoisonnés au plomb (USFWS, comm. pers.). Beaucoup de ces oiseaux (46) venaient d'États frontaliers du Canada comme le Minnesota, le Wisconsin et le Montana. Il est possible que, depuis 1991, les grenailles qui se logent dans les anatidés chassés dans les Prairies canadiennes constituent une des sources des grenailles de plomb ingérées par les aigles aux États-Unis. Par ailleurs, Langelier (1994) a souligné que de nombreuses espèces de canards arrivent en Colombie-Britannique à partir du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et de l'Alberta. Comme la Colombie-Britannique compte devenir une zone exempte de grenailles toxiques en 1995 et que la chasse est assez peu importante dans les Territoires du Yukon et

du Nord-Ouest, la chasse à la sauvagine en Alberta risque bientôt de devenir une source relativement importante de grenailles ingérées par les Pygargues à tête blanche de la Colombie-Britannique.

Les diverses options de gestion à envisager comprennent :

- 1) le recours à la *Loi sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* pour établir, en consultation avec les provinces, les territoires et les autres intervenants, une interdiction nationale des grenailles de plomb pour la chasse à la sauvagine ou au gibier à plumes migrateur;
- 2) le recours à la législation provinciale ou territoriale pour interdire l'utilisation des grenailles de plomb dans toutes les activités de chasse et de tir au pigeon d'argile pratiquées près des marécages, des lacs, des rivières, des plaines inondables, des plages ou d'autres milieux semblables où les oiseaux aquatiques de tous genres risquent d'ingérer ces grenailles;
- 3) le recours à la réglementation provinciale ou territoriale ou à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pour éliminer graduellement l'utilisation des grenailles de plomb dans tous les types de chasse;
- 4) la mise sur pied, à l'intention des chasseurs, de programmes éducatifs nationaux comprenant la diffusion d'informations à jour sur les munitions non toxiques et sur les meilleures techniques de chasse, ainsi que des ateliers de formation pratique. Les rapports avec le public, la formation et l'éducation sont des aspects essentiels du remplacement graduel des grenailles de plomb par des substituts non toxiques.

#### 4.3.4 Options de gestion de l'utilisation des grenailles de plomb pour le tir au pigeon d'argile

On commence à peine à se pencher sur la question des directives environnementales et de la réglementation concernant l'utilisation de grenailles de plomb dans les centres de tir. À l'extérieur du Canada, des enquêtes sur l'utilisation des grenailles de plomb pour le tir au pigeon d'argile et sur ses incidences environnementales possibles ont déjà été menées aux États-Unis (SAAMI, 1994), au Danemark (Bjorn *et al.*, 1982), en Irlande (Rice *et al.*, 1987), en Finlande (Manninen et Taskanen, 1993) et aux Pays-Bas (Ma, 1989). Le Danemark a interdit le tir sur cibles au-dessus des masses d'eau peu profondes en 1981 et plusieurs centres de tir au pigeon d'argile ont dû être fermés par suite de cette décision (Clausen, 1992). Les Pays-Bas, la Suède et la Norvège collaborent actuellement avec leurs associations respectives de tir sportif pour parvenir à une élimination graduelle de l'utilisation des grenailles de plomb pour le tir sur cibles. Le groupe de travail de l'OCDE sur la réduction des risques posés par le plomb a convenu que l'utilisation des grenailles de plomb devrait être graduellement éliminée dans les zones marécageuses, et nous suggérons que le tir au pigeon d'argile fasse autant l'objet de telles restrictions que la chasse.

Aux États-Unis, une douzaine de centres de tir au pigeon d'argile, dont au moins six se trouvaient dans des zones marécageuses, ont été fermés pour une période indéterminée ou contraints d'utiliser des munitions non toxiques par les administrations locales ou par les

gouvernements des États (Morehouse, 1992b; Ordija, 1993; SAAMI, 1993; Yurdin, 1993). Au moins 10 autres centres de tir font actuellement l'objet d'une enquête. Ce sont les préoccupations soulevées par les membres des collectivités au sujet de la contamination du sol, de l'accumulation des grenailles de plomb dans l'eau ou dans les marécages et des risques d'ingestion de grenailles par les oiseaux aquatiques qui ont incité les autorités à lancer les premières enquêtes dans ce domaine.

L'utilisation de grenailles de plomb fait partie intégrante de la réglementation actuelle du tir au pigeon d'argile, tant pour le sport olympique que pour les autres activités de compétition sportive à l'échelle internationale, et des organismes comme l'Union internationale de tir et le Comité international olympique considèrent que le tir sur cibles ne contribue pas de façon sensible au problème de l'accumulation de grenailles de plomb dans l'environnement (Thomas, 1994). Ce sont là des obstacles majeurs à l'adoption de munitions non toxiques dans le secteur du tir au pigeon d'argile. La plupart des centres de tir pratiquent le tir au pigeon d'argile classique, et même les centres de tir sportif, dont la popularité va grandissante, n'ont pas encore adopté la grenaille d'acier (Sparrowe, 1992).

L'United States Sporting Arms and Ammunition Manufacturing Institute (SAAMI) considère toujours que la solution au problème des grenailles de plomb dans les centres de tir extérieurs devrait passer par un entretien plus vigilant des terrains, une meilleure gestion des sols et de l'eau, et des opérations périodiques de récupération du plomb (SAAMI, 1994). Aux États-Unis, environ 15 compagnies possèdent l'équipement nécessaire à la récupération des grenailles de plomb dans le sol, mais cet équipement est conçu pour fonctionner sur un terrain relativement plat et sec, et il n'existe pas de méthode pratique de récupération du plomb dans les zones boisées, accidentées ou marécageuses. Même si on a déjà réussi à récupérer le plomb dans certains centres de tir des États-Unis et du Canada, il n'existe actuellement dans notre pays aucun règlement provincial, territorial ou fédéral exigeant l'incorporation, dans les opérations normales d'entretien des centres de tir, de la surveillance environnementale et d'opérations régulières de récupération du plomb. L'USEPA et la National Rifle Association préconisent pour leur part la récupération et le recyclage du plomb dans les centres de tir (Sever, 1993), et considèrent que cela peut en fait devenir pour les centres une source de profits.

Les clubs de tir qui ne sont pas installés près de plans d'eau ou de zones marécageuses et qui gèrent un programme de récupération du plomb présentent moins de risques pour l'environnement et sont donc moins exposés à d'éventuelles mesures réglementaires. Les clubs de tir américains dont les zones d'accumulation des grenailles se prêtent mal aux opérations de récupération (masses d'eau et marécages) ont été priés d'adopter de plein gré l'utilisation de grenailles d'acier ou d'autres types de munitions non toxiques (Ordija, 1993). Le Canada a besoin d'élaborer des critères nationaux ou provinciaux ou territoriaux précis concernant l'accumulation des grenailles de plomb dans le sol et dans l'eau des centres de tir, et il doit se doter d'une réglementation qui obligera ces centres à surveiller et à entretenir convenablement leurs terrains. L'adoption de telles mesures permettrait d'isoler

les zones d'accumulation de plomb et d'empêcher la contamination des zones contiguës et l'ingestion du plomb par les oiseaux aquatiques, de récupérer périodiquement le plomb et de faire en sorte que les centres de tir ne soient installés que dans des milieux propres à la récupération du plomb.

Au Canada, les centres de tir d'armes légères appartenant au ministère de la Défense et qui servent à des activités de tir récréatif font actuellement l'objet d'un examen par ce ministère. On pourrait recommander aux bases qui possèdent de tels centres d'y interdire l'utilisation de grenailles de plomb, compte tenu de l'existence de substituts plus sûrs pour l'environnement et du fait que ces activités ont lieu fréquemment près de masses d'eau ou de marécages, et présentent donc un risque pour les oiseaux aquatiques (ministère de la Défense nationale, comm. pers.).

Les diverses options de gestion à envisager comprennent :

- 1) l'élaboration, en consultation avec les provinces, les territoires et les autres intervenants et conformément aux critères canadiens de qualité de l'environnement visant les sites contaminés, de critères de qualité des sols et de l'eau relatifs à l'accumulation du plomb dans les centres de tir extérieurs;

- 2) l'établissement, en consultation avec les provinces, les territoires, les organisations nationales de tir sur cibles et les autres intervenants, de normes nationales minimales aux fins de la gestion des centres de tir extérieurs, comprenant notamment l'identification des caractéristiques topographiques acceptables pour l'établissement de tels centres et l'élaboration de calendriers de récupération des grenailles de plomb;

- 3) la mise en oeuvre de mesures de protection des marécages et des autres milieux aquatiques contre la pollution par le plomb venant des activités de tir au pigeon d'argile.

#### **4.4 Options possibles au problème des plombs de pêche**

La solution qui consiste à peindre ou à enduire d'une couche protectrice les plombs de pêche ne permettra vraisemblablement pas de réduire les risques d'intoxication des oiseaux aquatiques par le plomb pour les raisons déjà évoquées dans la section concernant les grenailles de plomb (4.1).

L'USEPA a conclu que les mesures d'étiquetage indiquant la toxicité pour les oiseaux aquatiques des plombs de pêche et des turlottes en plomb ne permettraient pas à elles seules de réduire suffisamment les risques posés pour ces oiseaux. Elle a souligné que les plombs de pêche sont généralement perdus par accident et que l'étiquetage a peu d'effet sur ce risque (USEPA, 1994a). Cette conclusion a été partagée par un fabricant américain de plombs de pêche qui a cité les résultats d'une enquête menée en Grande-Bretagne en 1986 et selon laquelle, pour chaque plomb de pêche fendu utilisé, il peut s'en perdre jusqu'à six (Lichvar, 1994).

Les plombs de pêche et turlottes en plomb domineront probablement le marché tant que leur usage restera autorisé, à cause de leur efficacité et de leur coût réduit qui les rendent plus faciles à vendre que les produits

de substitution. Des substituts non toxiques sont produits par plusieurs fabricants canadiens et américains (voir annexe 7), mais la plupart des détaillants se refusent toujours à les proposer à leur clientèle ou n'en offrent qu'un choix très limité. Un projet de remplacement volontaire des plombs de pêche en plomb par des substituts non toxiques, lancé en Grande-Bretagne, n'a pas donné de résultats complètement satisfaisants, ce qui a conduit les autorités à interdire carrément la vente des plombs de pêche en plomb (Government of Great Britain, 1986). Les producteurs canadiens de plombs de pêche non toxiques craignent qu'une tentative de conversion volontaire connaisse le même sort au Canada. «Tant que les plombs de pêche et les turlottes en plomb resteront légaux, ils domineront le marché à cause de leur bas prix. Dans la plupart des cas, le pêcheur n'aura même pas la possibilité d'acheter des substituts non toxiques. Ni les détaillants ni les grossistes ne sont intéressés à promouvoir les produits sans danger pour l'environnement; ils ne veulent pas perdre leur temps à vendre de tels "menus articles", et préfèrent consacrer leurs énergies à la vente d'articles plus importants» (BiLogic Tackle, comm. pers.).

Le moyen probablement le plus efficace de réduire l'intoxication par le plomb des huarts et des autres oiseaux aquatiques serait de réduire graduellement le volume des plombs de pêche en plomb vendus et utilisés, au moyen d'une réglementation qui contribuerait en même temps à accroître la disponibilité, la vente et l'utilisation des substituts non toxiques. Les fabricants de plombs de pêche et de turlottes auront besoin d'un certain temps pour modifier leurs méthodes de production. Tout projet de remplacement graduel des plombs de pêche et des turlottes en plomb devra donc tenir compte de leurs préoccupations. Par ailleurs, pour d'autres producteurs, la promotion de produits non toxiques pourrait devenir une source de nouveaux débouchés. En outre, la promotion par voie de réglementation des produits de la nouvelle technologie pourrait décourager la production artisanale de plombs de pêche, et accroître de ce fait les débouchés des fabricants. De toute manière, il faudra prévoir une période suffisante pour permettre aux fabricants, aux détaillants et aux consommateurs de s'adapter aux changements provoqués par toute nouvelle réglementation intéressant ces produits.

#### 4.4.1 Plombs de pêche de substitution

Nombre de substances de rechange peuvent servir à la fabrication de plombs de pêche et de turlottes non toxiques : étain, bismuth, antimoine, acier, bronze, tungstène, résine terpénique et polypropylène. Ces produits sont tous plus chers que le plomb et chacun présente des caractéristiques particulières en ce qui concerne les usages auxquels il peut se prêter. Les plombs de pêche varient tant par la forme que par le poids, selon la méthode de pêche à laquelle ils sont destinés. Les produits de substitution, utilisés seuls ou en combinaison, semblent pouvoir remplacer efficacement les plombs et turlottes classiques actuellement sur le marché. La plupart des fabricants de plombs non toxiques sont installés aux États-Unis, mais des plombs et turlottes en bismuth sont fabriqués au Canada.

Les plombs en étain constituent probablement la solution de rechange la plus commune et la plus populaire,

et ils sont disponibles dans la plupart des formes et des tailles. Le bismuth est un métal cassant qui ne convient pas aux plombs fendus, mais il peut s'utiliser sous d'autres formes (plombs ovoïdes, vermiformes ou fusiformes, émerillons, etc.). Les métaux à point de fusion peu élevé comme le bismuth et l'étain peuvent être coulés dans les moules qui servent aux plombs classiques ou dans des moules semblables. Il faut toutefois se rappeler que le bismuth, contrairement au plomb, se dilate en se refroidissant et ne peut être coulé que dans des moules usinés de haute qualité (BiLogic Tackle, comm. pers.).

Il existe des plombs en acier, en zinc et en bronze de formes et de tailles diverses. Toutefois, le zinc est toxique pour les anatidés et les autres oiseaux, même s'il l'est moins que le plomb (Grandy *et al.*, 1968; Zdziardki *et al.*, 1994).

Les composés de tungstène-polymère sont relativement coûteux et leur disponibilité est restreinte en Amérique du Nord.

Il existe actuellement un choix limité de substituts non toxiques aux plombs de pêche classiques, y compris des produits en acier, en bismuth et en étain, dans les grands magasins et dans les magasins de sport au Canada. Les plombs et les turlottes en bismuth sont également disponibles directement du fabricant au Canada. La plupart des grandes compagnies qui fournissent des produits de substitution aux États-Unis et au Royaume-Uni ont déjà des distributeurs au Canada.

L'USEPA (1994a) a estimé que le pêcheur sportif américain moyen devrait dépenser une somme supplémentaire annuelle d'environ 4 \$ ou moins pour se procurer des plombs non toxiques, si on interdisait les produits faits en plomb. On indique dans l'annexe 8 quelles seraient les conséquences financières, pour les pêcheurs sportifs canadiens, d'un remplacement des plombs de pêche actuels par des substituts non toxiques.

#### 4.4.2 Options pour la restriction des plombs de pêche et des turlottes en plomb

Il existe un certain nombre d'options envisageables pour la gestion des problèmes causés par les plombs de pêche et les turlottes en plomb, dont les principales sont :

1) interdiction limitée des plombs de pêche et des turlottes en plomb qui, du fait de leur petite taille, ont tendance à être ingérés par les oiseaux aquatiques dans certaines régions géographiques où on a identifié un problème d'empoisonnement (c.-à-d. démarche axée sur le zonage);

2) interdiction complète de la fabrication, de la vente ou de l'utilisation de certains types de plombs de pêche en plomb (p. ex. les plombs fendus);

3) interdiction complète de la fabrication, de la vente ou de l'utilisation de tous les plombs de pêche et de toutes les turlottes en plomb dans une gamme précise de tailles (p. ex. < 2 cm pour toutes les dimensions) qui ont tendance à être ingérés par les oiseaux aquatiques;

4) adoption d'une réglementation limitant la teneur en plomb des plombs de pêche et des turlottes qui, du fait de leur petite taille, ont tendance à être ingérés par les oiseaux aquatiques;

5) interdiction complète de la fabrication, de la vente ou de l'utilisation de tous les plombs de pêche et de

toutes les turlutttes contenant une concentration importante de plomb (p. ex. > 0,1 %).

La démarche axée sur le zonage serait probablement difficile à mettre en oeuvre et à faire appliquer pour les raisons déjà évoquées dans le cas des munitions à grenailles de plomb, dans la section 4.3.2. Les plombs de pêche et les turlutttes en plomb s'utilisent depuis très longtemps, ils donnent des résultats aussi bons ou meilleurs que les substituts disponibles, existent dans une grande variété de types et de tailles, et sont moins chers que les substituts non toxiques. L'USEPA (1994a) a rejeté cette méthode de réglementation des plombs de pêche en plomb puisque les habitats exposés qui sont utilisés par les oiseaux aquatiques et par les pêcheurs sportifs englobent essentiellement la totalité du territoire des États-Unis. Les coûts des programmes de recherche et de contrôle qui permettraient de délimiter les zones d'intervention à partir des données sur la mortalité des oiseaux aquatiques attribuable aux plombs de pêche et aux turlutttes en plomb, les coûts des mesures subséquentes de mise en vigueur de la réglementation et les problèmes prévisibles que cette mise en vigueur poserait rendent cette option peu attrayante. Toutefois, une telle démarche pourrait être utile si elle s'appliquait dans le cadre d'un programme global de substitution graduelle. Par exemple, avant que l'USEPA (1994a) ne propose l'interdiction de fabrication, de transformation et de vente des petits plombs de pêche, les autorités du parc national de Yellowstone ont interdit l'utilisation de turlutttes à tête de plomb en 1992, et l'utilisation de plombs de pêche en plomb en 1994. Les États-Unis ont également interdit l'utilisation de tous les types de plombs de pêche en plomb dans le refuge national de faune de Red Rock Lakes, au Montana. L'USFWS a également identifié 40 unités du système de réserves nationales de la faune où l'utilisation des plombs de pêche et des turlutttes en plomb ou en zinc pourrait être interdite. Cette question fait actuellement l'objet de consultations publiques (K. Morehouse, comm. pers.). Des mesures semblables pourraient servir, au Canada, de premier pas en vue de la mise en oeuvre d'un plan complet de remplacement des plombs de pêche et des turlutttes en plomb.

Il ne serait pas justifié de n'interdire que certains types de plombs de pêche et de turlutttes, puisque nombre de types de ces produits sont ingérés par les oiseaux aquatiques. Par exemple, les huarts n'ingèrent pas que des plombs fendus; on a trouvé des plombs vermiformes ou ovés, des plombs de pêche au lancer et des petites turlutttes dans des Huarts à collier.

L'USEPA (1994a) avait déjà songé à limiter la teneur en plomb des plombs de pêche, mais elle a renoncé à cette mesure puisqu'il serait difficile de la mesurer avec précision, ce qui rendrait ce type de restriction difficile à appliquer par l'industrie et difficile également à faire respecter.

Les pays qui ont déjà adopté ou qui envisagent d'adopter des règlements concernant les plombs de pêche (Grande-Bretagne et États-Unis) ont mis l'accent sur les plombs de petite taille qui présentent un risque d'ingestion par les oiseaux. Nous pensons qu'en interdisant la vente et l'utilisation des plombs de pêche et des turlutttes qui mesurent moins de 2 cm dans toutes leurs dimensions et dont la masse est inférieure à 50 g, on éliminerait à toutes fins pratiques le risque d'intoxication au plomb des Huarts

à collier et des autres oiseaux piscivores. Cette interdiction, si elle s'accompagnait d'une interdiction des cartouches au plomb, finirait par éliminer le risque d'intoxication au plomb des cygnes, des anatidés et de toutes les autres espèces d'oiseaux sauvages.

Il n'est probablement pas justifié d'interdire toutes les catégories de plombs de pêche si le but visé est uniquement de protéger les oiseaux aquatiques. Les oiseaux aquatiques n'ont généralement pas tendance à ingérer des plombs de pêche dont l'une ou plusieurs des dimensions dépassent 2 cm ou qui pèsent plus de 40 à 50 g. Toutefois, pour réduire la contamination de l'environnement par le plomb métallique qui finit par se décomposer dans le milieu naturel en plusieurs espèces moléculaires de plomb pour se répandre ensuite dans la chaîne alimentaire, il serait peut-être prudent pour le Canada d'envisager l'interdiction des plombs de pêche et des turlutttes en plomb de toutes tailles pour la pêche sportive en eau douce.

Les diverses options de gestion à envisager comprennent :

1) le recours à des lois provinciales, territoriales ou fédérales (p. ex. la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*) pour éliminer graduellement les plombs de pêche et les turlutttes à tête en plomb de petite taille (<50 g) pour la pêche sportive;

2) la mise en place de programmes éducatifs pour expliquer les risques que présentent pour les oiseaux aquatiques les plombs de pêche et les turlutttes en plomb et faire connaître les produits de substitution non toxiques; et l'examen des méthodes envisageables pour la récupération et l'élimination ou le recyclage des produits en plomb.

#### 4.5 Résumé et conclusions

- ❖ Ni le SCF, ni les provinces et territoires n'ont les moyens d'évaluer complètement la totalité des endroits où il conviendrait d'exiger l'utilisation de munitions et de plombs de pêche non toxiques; ils n'auraient pas non plus les moyens de faire appliquer l'interdiction de la grenaille et des plombs toxiques dans de nombreux «points chauds».
- ❖ Les produits de substitution actuellement disponibles coûtent plus cher, mais ils n'augmenteraient les dépenses totales annuelles du chasseur moyen que d'environ 1 à 2 % (produits en acier), et celles du pêcheur moyen de moins de 1 à 2 %.
- ❖ Il existe sur le marché des substituts non toxiques de bonne qualité à la grenaille de plomb et aux plombs de pêche en plomb, et d'autres sont en cours de développement.
- ❖ Tant que les produits en plomb resteront disponibles, le marché des produits de substitution demeurera probablement marginal et l'approvisionnement, incomplet.
- ❖ Les cartouches modernes en acier et en bismuth-étain sont efficaces pour la chasse à la sauvagine et à d'autres gibiers, à une distance de tir



acceptable (jusqu'à 45 m pour les anatidés). La proportion d'animaux blessés dépend plus de l'habileté du chasseur que du type de munition utilisé (plomb, acier, bismuth).

- ❖ La chasse à la grenaille non toxique présente un seul effet indésirable : les animaux blessés perdus. Dans le cas de la chasse à la grenaille de plomb, il faut ajouter à cette perte celle des anatidés et des autres oiseaux par saturnisme létal et subléta résultant d'une consommation directe, la perte de rapaces et de détritivores par saturnisme secondaire, le risque d'exposition au plomb de certaines espèces d'élevage comme le bétail et la volaille, l'exposition inutile des humains qui consomment du gibier abattu au plomb et la décomposition inévitable du plomb métallique dans l'environnement et le passage du plomb sous forme métallique et moléculaire chez les organismes végétaux et animaux.
- ❖ Le tir au pigeon d'argile, en particulier lorsqu'il est pratiqué aux endroits où les plombs peuvent tomber dans des milieux marécageux ou aquatiques, pose un risque d'ingestion et d'intoxication pour les anatidés comparable à celui créé par la chasse. Plusieurs centres de tir au pigeon d'argile ont déjà été fermés pour une période indéterminée aux États-Unis et ailleurs.
- ❖ L'USEPA et la National Rifle Association encouragent la récupération et le recyclage des grenailles de plomb dans les centres de tir.
- ❖ En ce qui a trait à l'obéissance des chasseurs, à l'action policière, à la distribution et à la vente des produits par les grossistes et les détaillants et à la protection de la santé des espèces et de l'écosystème, l'interdiction partielle de la grenaille de plomb ou des petits plombs et turlottes de pêche toxiques serait loin d'être idéale et créerait de nouveaux problèmes.
- ❖ Plusieurs pays ont réussi à interdire les petits plombs de pêche toxiques et la grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine et aux autres types de gibier, et sont en train de l'interdire pour le tir au pigeon d'argile, en adoptant une démarche progressive afin de donner aux fabricants, aux vendeurs et aux utilisateurs le temps de s'adapter.

## Ouvrages cités

- Anderson, W.L.; Havera, S.P. 1985.** Blood lead, protoporphyrin, and ingested shot for detecting lead poisoning in waterfowl. *Wildl. Soc. Bull.* 13:26–31.
- Allcroft, R. 1951.** Lead poisoning in cattle and sheep. *Vet. Rec.* 63:583–590.
- Ankney, C.D. 1975.** Incidence and size of lead shot in lesser snow geese. *Wildl. Soc. Bull.* 3(1):25–26.
- Ankney, D. 1989.** The great lead shot boondoggle. *Angler and Hunter*, May 3. 3 pp.
- ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council). 1994.** Report to the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council on alternative shot to lead in hunting. Préparé par le NSW National Parks and Wildlife Service. April. 32 pp.
- Banko, W.E. 1960.** The trumpeter swan, its history, habits and population in the United States. *N. Amer. Fauna. No. 63*, U.S. Fish and Wildl. Serv., Washington, D.C. 214 pp.
- Bellrose, F.C. 1959.** Lead poisoning as a mortality factor in waterfowl populations. *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* 27(3):235–288.
- Best, T.L.; Garrison, T.E.; Schmidt, C.G. 1992.** Availability and ingestion of lead shot by mourning doves (*Zenaida macroura*) in southeastern New Mexico. *Southwest. Nat.* 37(3):287–292.
- Beyer, W.N.; Chaney, R.L.; Mulhern, B.M. 1982.** Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 11:381–385.
- Birkhead, M. 1982.** Causes of mortality in the Mute Swan *Cygnus olor* in the river Thames. *J. Zool. (Lond.)* 198:15–25.
- Bisessar, S.; McIlveen, W.D. 1991a.** Lead and other trace element concentrations in cabbage and carrot grown on soil contaminated by a secondary lead smelter. Report to the Ontario Ministry of the Environment.
- Bisessar, S.; McIlveen, W.D. 1991b.** Uptake and toxicity of lead and other elements by lettuce and beet grown on soil contaminated by emissions from a secondary lead smelter. Report to the Ontario Ministry of the Environment.
- Bisessar, S. 1994.** Phytotoxicology Survey Report: Scarborough Rod and Gun Club — Uxbridge 1992. Rep. No. SDB-051-3512-93. Phytotoxicology Section. Standards Development Branch. Ontario Ministry of Environment and Energy. 9 pp.
- Bjorn, H.; Gyrd-Hansen, N.; Kraul, I. 1982.** Birdshooting, lead pellets and grazing cattle. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 29:174–176.
- Blus, L.J. 1994.** A review of lead poisoning in swans. *Comp. Biochem. Physiol.* 108C(3):259–267.
- Brister, B. 1992.** Steel shot: ballistics and gunbarrel effects. Pages 26–28 dans D.J. Pain (éd.), *Lead Poisoning in Waterfowl*. Proc. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1991.** Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Série scientifique no 197. Sous-comité des critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Conservation et Protection, Environnement Canada. Ottawa.
- Clausen, B. 1992.** Lead poisoning control measures in Denmark. Pages 68–70 dans D.J. Pain (éd.), *Lead poisoning in waterfowl*. Proc. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Clausen, B.; Haarbo, K.; Wolstrup, C. 1981.** Lead in pellets in Danish cattle. *Nord. Vet.-Med.* 33:65–70.
- Clemens, E.T.; Krook, L.; Aronson, A.L.; Stevens, C.E. 1975.** Pathogenesis of lead shot poisoning in the mallard duck. *Cornell Vet.* 65(2):248–285.
- Coburn, C. 1992.** Lead poisoning in waterfowl: the Winchester perspective. Pages 46–50 dans D.J. Pain (éd.), *Lead poisoning in waterfowl*. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Dabeka, R.W.; McKenzie, A.D. 1992.** Total diet study of lead and cadmium in food composites: preliminary investigations. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.* 75(3): 386–394.
- Dabeka, R.W.; McKenzie, A.D.; Lacroix, G.M.A. 1987.** Dietary intake of lead, arsenic and fluoride by Canadian adults: a 24-hour duplicate diet study. *Food Addit. Contam.* 4:89–102.
- Dames and Moore Canada. 1993.** Field investigations and environmental site assessment of outdoor military small arms ranges. Préparé pour le ministère de la Défense nationale. Project 24903-021, Mississauga. 75 pp.
- Demayo, A.; Taylor, M.C.; Taylor, K.W.; Hodson P.V. 1982.** Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife, plants, and livestock. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 12(4):257–305.
- DeStefano, S.; Brand, C.J.; Rusch, D.H.; Finley, D.L.; Gillispie, M.M. 1991.** Lead exposure in Canada geese of the eastern prairie population. *Wildl. Soc. Bull.* 19:23–32.
- Dickson, K.; Scheuhammer, A.M. 1993.** Concentrations en plomb dans les os des ailes de trois espèces de canards au Canada. Pages 6–28 dans J.A. Kennedy et S. Nadeau (éd.), *La contamination de la sauvagine et de ses habitats par la grenaille de plomb au Canada*. Service canadien de la faune. Rapp. techn. n° 164.
- Dieter, M.P.; Finley, M.T. 1978.** Delta-aminolevulinic acid dehydratase enzyme activity in blood, brain, and liver of lead-dosed ducks. *Environ. Res.* 19:127–135.
- Dorgelo, F. 1994.** Alternatives for lead shot and fishing sinkers in the Netherlands. Présenté à l'OECD Workshop on Lead Products and Uses, 12–15 September, Toronto. 5 pp.
- Droual, R.; Meteyer, C.U.; Galey, F.W. 1991.** Zinc toxicosis due to ingestion of a penny in a gray-headed chachalaca (*Ortalis cinericeps*). *Avian Dis.* 37:1007–1011.

- Dunstan, T.C. 1974.** The status and role of bald eagle winter studies in the midwest. Pages 62–67 dans T.N. Ingram (éd.), Our eagle's future: proceedings of bald eagle days. Eagle Valley Environment, Apple River.
- Durlach, V.; Lisovski, F.; Gross, A.; Ostermann, G.; Leutenegger, M. 1986.** Appendectomy in an unusual case of lead poisoning. *Lancet* i(8482):687–688.
- Eisler, R. 1988.** Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.14). 134 pp.
- Elder, W.H. 1950.** Measurements of hunting pressure in waterfowl by means of x-ray. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 15:490–504.
- Elder, W.H. 1955.** Fluoroscope measures of hunting pressure in Europe and North America. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 20:298–322.
- Elias, R.W. 1985.** Lead exposures in the human environment. Pages 79–107 dans K.R. Mahaffey (éd.) *Dietary and environmental lead: human health effects.* Elsevier, New York.
- Elliott, J.E.; Langelier, K.M.; Scheuhammer, A.M.; Sinclair, P.H.; Whitehead, P.E. 1992.** Incidence de l'intoxication au plomb chez le Pygargue à tête blanche et de la présence de grenaille de plomb dans le gésier des oiseaux aquatiques de la Colombie-Britannique, 1988–1991. Service canadien de la faune. *Cah. de biol.* N° 200. 7 pp.
- Emerson, R. 1994.** Contamination of soil from gun shot: St. Thomas Gun Club (1993). Technical Memorandum. Rep. No. SDB 052-4304-94 TM. Standards Development Branch, Phytotoxicology Section. Ministry of Environment and Energy. Brampton. 15 pp.
- Ensor, K.L.; Helwig, D.D.; Wemmer, L.C. 1992.** Mercury and lead in Minnesota common loons (*Gavia immer*). Water Quality Division, Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul. 32 pp.
- Feierabend, J.S. 1983.** Steel shot and lead poisoning in waterfowl. An annotated bibliography of research 1976–1983. *Nat. Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser. No. 8.* 62 pp.
- Feierabend, J.S. 1985.** Legal challenges to non-toxic (steel) shot. *Southeastern Assoc. Fish Wildl. Agencies. Annu. Conf. Proc.* 39:452–458.
- Filion, F.L.; DuWors, E.; Boxall, P.; Bouchard, P.; Reid, R.; Gray, P.; Bath, A.; Jacquemot, A.; Legare, G. 1993.** Importance de la faune pour les Canadiens : rapport sommaire de l'enquête nationale de 1991. Service canadien de la faune. Environnement Canada. 60 pp.
- Fisher, F.M.; Hall, S.L.; Wilder, W.R.; Robinson, B.E.; Lobprijs, D.S. 1986.** An analysis of spent shot in Upper Texas coastal waterway wintering habitat. Pages 50–54 dans J.S. Feierabend and A.B. Russel (éd.), *Lead poisoning in waterfowl, a workshop.* 3–4 March 1984, Wichita (Kans.). National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Fleming, S. 1994.** Scientific criteria document for multimedia environmental standards development — lead. PIBS 2832, Ontario Ministry of Environment and Energy, March. 162 pp.
- Frank, A. 1986.** Lead fragments in tissues from wild birds: a cause of misleading results. *Sci. Total Environ.* 54: 275–281.
- Frank, R.; Ishida, K.; Suda, P. 1986.** Metals in agricultural soils of Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 56:181–196.
- Frape, D.L.; Pringle, J.D. 1984.** Toxic manifestations in a dairy herd consuming haylage contaminated by lead. *Vet. Rec.* 114:615–616.
- Friberg, L.; Lener, J. 1986.** Molybdenum. Pages 446–461 dans L. Friberg, G.F. Nordberg, and V. Vouk (éd.), *Handbook on the toxicity of metals.* 2nd edition, Elsevier Science Publishers B.V., New York.
- Funk, H. 1951.** Unpubl. Prog. Rep. CO W37R4 4-51. Colorado Division of Wildlife, Denver.
- Goodwin, M. 1991.** Bismuth profile. Pages 36–38 dans J. Espinosa (éd.), *Metal Statistics, 1990-91.* American Metal Market, Diversified Publ. Group. New York.
- Government of Great Britain. 1986.** The control of pollution (angler's lead weights). Statutory Instruments No. 1992. 3 pp.
- Grandy, J.W. IV; Locke, L.N.; Bagley, G.E. 1968.** Relative toxicity of lead and five proposed substitute shot types to pen-reared mallards. *J. Wildl. Manag.* 32(2):483–488.
- Greensher, J.; Mofenson, H.C.; Balakrishnan, C.; Aleem, A. 1974.** Lead poisoning from ingestion of lead shot. *Pediatrics* 54:641.
- Griffin, C.R.; Baskett, T.S.; Sparrowe, R.D. 1980.** Bald eagles and the management program at Swan Lake National Refuge. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 45:252–262.
- Grinell, G.B. 1894.** Lead poisoning. *Forest and Stream* 42(6):117–118.
- Hall, S.L.; Fisher, F.M. 1985.** Lead concentrations in tissues of marsh birds: Relationship of feeding habits and Grit preference to spent shot ingestion. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35:1–8.
- Heinrichs, H.B.; Schulz-Dobrick B.; Wedepohl, K.H. 1980.** Terrestrial geochemistry of Cd, Bi, Tl, Pb, Zn and Rb. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 44:1519–1533.
- Heitmeyer, M.E.; Fredrickson, L.H.; Humberg, D.D. 1993.** Further evidence of biases associated with hunter-killed mallards. *J. Wildl. Manage.* 57:733–740.
- Herbert, C.E.; Wright, V.L.; Zwank, P.J.; Newson, J.D.; Kasul, R.L. 1984.** Hunter performance using steel and lead loads for hunting ducks in coastal Louisiana. *J. Wildl. Manage.* 48(2):388–398.
- Hillman, F.E. 1967.** A rare case of chronic lead poisoning: polyneuropathy traced to lead shot in the appendix. *Ind. Med. Surg.* 36(7):488–492.
- Hochbaum, G.S. 1993.** L'ingestion de grenaille de plomb par la sauvagine des prairies canadiennes. Pages 47–64 dans J.A. Kennedy et S. Nadeau (éd.), *La contamination de la sauvagine et de ses habitats par la grenaille de plomb au Canada.* Service canadien de la faune. *Rapp. techn. n° 164.* Service canadien de la faune, Ottawa.
- Honda, K.; Lee, D.P.; Tasukawa, R. 1990.** Lead poisoning in Swans in Japan. *Environ. Pollut.* 65(3):209–218.
- Howard, D.R.; Braum, R.A. 1980.** Lead poisoning in a dairy herd. *Proc. Annu. Meet. Am. Assoc. Vet. Lab. Diagn.* 23:53–58.
- Hunter, D.B.; Haigh, J.C. 1978.** Demyelinating peripheral neuropathy in a guinea hen associated with subacute lead intoxication. *Avian Dis.* 22:344–349.
- ILZSG (Groupe d'étude international du plomb et du zinc). 1992.** *Principal Uses of Lead and Zinc, 1960–1990.*
- ILZSG (Groupe d'étude international du plomb et du zinc). 1994.** *Statistiques du plomb et du zinc.*
- IWRB (International Waterfowl and Wetlands Research Bureau). 1992.** *Lead Poisoning in Waterfowl,* D.J. Pain (éd.). IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge. 105 pp.
- Jackson, T. 1994.** Glimmer of hope. Pages 10–12 dans *Shooting Times and Country Magazine.* 15–21 Septembre.
- Jaques, A.P. 1985.** Inventaire national des sources et des rejets du plomb (1982). Service de la protection de l'environnement. Série, EPS/3/HA/1. Environnement Canada, Ottawa. 39 pp.
- Jaworski, J.R. 1978.** Effets du plomb dans l'environnement canadien. CNRC No. 16745. Conseil national de recherche du Canada, Ottawa. 779 pp.
- Jorgensen, S.S.; Willems, M. 1987.** The transformation of lead pellets in shooting range soils. *Ambio* 16:11–15.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. 1992.** *Trace elements in soils and plants.* 2nd edition. CRC Press. Boca Raton.
- Kaiser, G.W.; Fry, W.; Ireland, J.G. 1980.** Ingestion of lead shot by Dunlin. *Murrelet* 61:37.

- Kazantzis, G. 1986.** Tungsten. Pages 610–622 dans L. Friberg, G.F. Nordberg et V. Vouk (éd.), Handbook on the toxicology of metals. 2nd edition. Elsevier Science Publishers. B.V., New York.
- Keating, J.; Wright, P. 1994.** Lead. Pages 21-1 à 27-19 dans Annuaire des minéraux du Canada 1993. Aperçu et perspectives. Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Kennedy, J.A.; Nadeau, S. 1993.** La contamination de la sauvagine et de ses habitats par la grenaille de plomb au Canada. Service canadien de la faune. Rapp. techn. n° 164, Service canadien de la faune, Ottawa. 109 pp.
- King, M. 1993.** Bismuth shot now established as a legal alternative to steel in the Northern Territory. Australian Shooters Journal. January 1993:56–57.
- Kingsford, R.T.; Flanjak, J.; Black, S. 1989.** Lead shot on Lake Cowal. Aust. Wildl. Res. 16:167–172.
- Kirby, J.; Delany, S.; Quinn, J. 1994.** Mute swans in Great Britain — A review, current status, and long-term trends. Hydrobiologia 280:467–482.
- Kirby, R.E.; Obrecht, H.H.; Perry, H.C. 1983.** Body shot in Atlantic Brant. J. Wildl. Manage. 47(2):527–530.
- Kovalevskii, A.L. 1979.** Biogeochemical exploration for mineral deposits. American Industrial Publ. Co. PVT LTD., New Dehli. 136 pp.
- Langelier, K. 1994.** Lead shot poisoning in canadian wildlife. Préparé pour l'Animal Welfare Foundation. Vancouver. 46 pp.
- Langelier, K.M.; Elliott, J.E.; Scheuhammer, A.M. 1991.** Bioaccumulation and toxicity of lead in bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) of British Columbia. Western Canada Wildlife Health Workshop, 15–16 February, Victoria.
- Legris, A.M.; Lévesque, H. 1991.** Prises d'oiseaux migrateurs, au Canada, pendant la saison de chasse 1990. Service canadien de la faune. Cahier de biologie n° 197. 40 pp.
- Lévesque, H.; Collins, B.; Legris, A. 1993.** Prises d'oiseaux migrateurs, au Canada, pendant la saison de chasse 1990. Service canadien de la faune. Cahier de biologie n° 204. 42 pp.
- Lewis, J.C.; Legler, E. 1968.** Lead shot ingestion by mourning doves and incidence in soil. J. Wildl. Manage. 32:476–482.
- Lichvar, L. 1994.** Non-toxic lead update. Fly Fisherman 25(3):10–16.
- Locke, L.N.; Bagley, G.E. 1967.** Lead poisoning in a sample of Maryland mourning doves. J. Wildl. Manag. 31:515–518.
- Locke, L.N.; Friend, M. 1992.** Lead poisoning of avian species other than waterfowl. Pages 19–22 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Longcore, J.R.; Andrews, R.; Locke, L.N.; Bagley, G.E.; Young, L.T. 1974.** Toxicity of lead and proposed substitute shot to mallards. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl. No. 183. 23 pp.
- Lowry, E. 1993.** Bismuth Shot: the ballistic potential. American Rifleman. September. 6 pp.
- Lumeij, J.T.; Scholten, H. 1989.** A comparison of two methods to establish the prevalence of lead shot ingestion in mallards (*Anas platyrhynchos*) from the Netherlands. J. Wildl. Dis. 25(2):297–299.
- Ma, W.C. 1982.** The influence of soil properties and worm-related factors on the concentrations of heavy metals in earthworms. Pedobiologia 24:109–119.
- Ma, W. 1989.** Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alternations in small mammals. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18:617–622.
- Ma, W.; Edelman, T.; van Beersum, I.; Jans, T. 1983.** Uptake of cadmium, zinc, lead and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30:424–427.
- MacDonald, J.W.; Randall, C.J.; Ross, H.M.; Moon, G.M.; Ruthven, A.D. 1983.** Lead poisoning in captive birds of prey. Vet. Rec. 113:65–66.
- MacInnes, C.D.; Davis, R.A.; Jones, R.N.; Lieff, B.C.; Pakulak, A.J. 1974.** Reproductive efficiency of McConnell River small Canada geese. J. Wildl. Manage. 38(4):686–707.
- Madsen, H.H.T.; Kkjom, T.; Jorgensen, P.J.; Grandjean, P. 1988.** Blood lead levels in patients with lead shot retained in the appendix. Acta Radiol. 29:745–746.
- Manninen, S.; Tanskanen, N. 1993.** Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in Finnish shooting range. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 24:410–414.
- Marchington, J. 1994.** Plastic fantastic? Shooting Times and Country Magazine. 1–7 December. 2 pp.
- McCrea, R.C.; Schito, N. 1992.** An assessment of heavy metal and arsenic contamination in Point Pelee National Park. Région de l'Ontario, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada. 14 pp.
- McCulley, Frick, and Gilman, Inc. 1991.** Literature review: geochemical fate and transport of anthropogenic lead released to the soil environment. Préparé pour la Lead Industries Association. Washington D.C. 39 pp.
- McKeague, J.A.; M.S. Wolynetz. 1980.** Background levels of minor elements in some Canadian soils. Geoderma 24:299–307.
- Morehouse, K. 1992a.** Crippling loss and shot-type. The United States Experience. Pages 32–37 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Morehouse, K. 1992b.** Lead poisoning of migratory birds: the U.S. Fish and Wildlife Service Position. Pages 51–55 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Mudge, G.P. 1983.** The incidence and significance of ingested lead pellet poisoning in British wildfowl. Biol. Conserv. 27:333–372.
- Mudge, G.P. 1992.** Options for alleviating lead poisoning: a review and assessment of alternatives to the use of non-toxic shot. Pages 23–25 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Munro, J.A. 1925.** Lead poisoning in trumpeter swans. Can. Field-Nat. 39(7):160–162.
- Murdy, R. 1952.** Hunting pressure determined by x-ray. S. D. Conserv. Digest 19(2):2–5.
- Nature Conservancy Council 1981.** Lead poisoning in swans. Report of the NCC's working group. London.
- Nieman, D.J.; Hochbaum, G.S.; Caswell, F.D.; Turner, B.C. 1987.** Monitoring hunter performance in prairie Canada. Trans. N. Am. Nat. Wildl. Resour. Conf. 52:233–245.
- Nordic Council of Ministers. 1994.** Opportunities and costs of substituting lead. Final Draft. August. 53 pp.
- Nriagu, J.O. 1978.** Lead in soils, sediments, and major rock groups. Pages 15–72 dans J.O. Nriagu (éd.), The biogeochemistry of lead in the environment. Part. A, Ecological cycles. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Nummi, A. 1990.** Saako naapurin tontille ampua? Ymparisto ja Terveys 21(4–5):322–323.
- Nussman, M. 1994.** The U.S. Sport fishing industry's position paper on lead fishing sinkers. Présenté à l'OECD Workshop on Lead Products and Uses. 12–15 September. Toronto. 5 pp.
- Ochiai, K.; Hoshiko, K.; Jin, K.; Tsuzuki, T.; Itakura, C. 1993.** A survey of lead poisoning in wild waterfowl in Japan. J. Wildl. Dis. 29(2):34–352.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1993.** Risk Monograph No. 1: Lead. Background and National experience with reducing risk. Environment Directorate, Paris. 277 pp.

- O'Halloran, J.; Myers, A.A. 1988.** Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. *J. Zool. (Lond.)* 216:211–223.
- OMEE (Ontario Ministry of the Environment and Energy). 1993.** Rationale for the development of soil, drinking water, and air quality criteria for lead. Préparé par la Hazardous Contaminants Branch. 114 pp.
- OMNR (Ontario Ministry of Natural Resources). 1975.** Alymer Wildlife Management Area Report. 40 pp.
- OMNR (Ontario Ministry of Natural Resources). 1983.** Small game hunter report. Wildlife Surveys and Records, Toronto.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1977.** Critères d'hygiène de l'environnement 3 : Le plomb. Genève. 160 pp.
- Ordija, V. 1993.** Lessons from Lordship. Pages 73–79 dans National Shooting range symposium proceedings. 17–19 October. Salt Lake City.
- Oswelder, G.D.; van Gelder, G.A.; Buck, W.B. 1978.** Epidemiology of lead poisoning in animals. Pages 143–171 dans F.W. Oehme (éd.), Toxicity of heavy metals in the environment. Marcel Dekker, New York.
- Pain, D.J. 1990.** Lead shot ingestion by waterbirds in the Camargue, France: an investigation of levels and interspecific differences. *Environ. Pollut.* 66:273–285.
- Pain, D.J. 1992.** Lead poisoning of waterfowl: a review. Pages 7–13 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ., No. 16, Slimbridge.
- Pain, D.J.; Amiard-Triquet, C. 1993.** Lead poisoning of raptors in France and elsewhere. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 25:183–192.
- Pain, D.J.; Amiard-Triquet, C.; Bavoux, C.; Burneleau, G.; Eon, L.; Nicolau-Guillaumet, P. 1993.** Lead poisoning in wild populations of marsh harriers (*Circus aeruginosus*) in the Camargue and Charente-Maritime, France. *Ibis* 135:379–86.
- Pain, D.J.; Sears, J.; Newton, I. 1994.** Lead concentrations in birds of prey in Britain. *Environ. Pollut.* 87:173–180.
- Pattee, O.H.; Hennes, S.K. 1983.** Bald eagles and waterfowl: the lead shot connection. *Trans. N. Amer. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 48:230–237.
- Pattee, O.H.; Wiemeyer, S.N.; Mulhern, B.M.; Sileo, L.; Carpenter, J.W. 1981.** Experimental lead shot ingestion in bald eagles. *J. Wildl. Manage.* 45(3):806–810.
- Perry, M.C.; Geissler, P.H. 1980.** Incidences of embedded shot in canvasbacks. *J. Wildl. Manage.* 44(4):888–894.
- Peterson, S.; Kim, R.; Moy, C. 1993.** Ecological risks of lead contamination at a gun club: waterfowl exposure via multiple dietary pathways. Préparé pour la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, par Ecology and Environment Inc. San Francisco. 12 pp.
- Platt, J.B. 1976.** Bald eagles wintering in the Utah desert. *Am. Birds* 30(4):783–788.
- Pokras, M.A.; Chafel, R. 1992.** Lead toxicosis from ingested fishing sinkers in adult common loons (*Gavia immer*) in New England. *J. Zoo Wildl. Med.* 23(1):92–97.
- Pokras, M.A.; Rohrbach, S.; Press, C.; Chafel, R.; Perry, C.; Burger, J. 1992.** Environmental pathology of 124 common loons from the northeastern United States. Pages 20–53 dans L. Morse, S. Stockwell et M. Pokras (éd.), The loon and its ecosystem. Status, management and environmental concerns. American Loon Conference Proceedings. Bar Harbor.
- Reddy, E.R. 1985.** Retained lead shot in the appendix. *J. Can. Assoc. Radiol.* 36:47–48.
- Reece, R.L.; Dickson, D.B.; Burrows, P.J. 1986.** Zinc toxicity (new wire disease) in aviary birds. *Aust. Vet. J.* 63:199.
- Redig, P.T. 1985.** Clinical aspects of lead poisoning in raptors. College of Veterinary Medicine, University of Minnesota, St. Paul. 4 pp.
- Rice, D.A.; McLoughlin, M.F.; Blanchflower, W.J.; Thompson, T.R. 1987.** Chronic lead poisoning in steers eating silage contaminated with lead shot — diagnostic criteria. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39:622–629.
- Ringelman, J.K.; Miller, M.W.; Andelt, W.F. 1993.** Effects of ingested tungsten-bismuth-tin shot on captive mallards. *J. Wildl. Manage.* 57:725–732.
- Roscoe, D.E.; Widjeskog, L.; Stansley, W. 1989.** Lead poisoning of northern pintail ducks feeding in a tidal meadow contaminated with shot from a trap and skeet range. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 42:226–233.
- Roster, T. 1978.** Steel shot: recent developments and gaining an understanding. Pages. 221–238 dans California-Nevada Wildlife Conference Proceedings. Lake Tahoe.
- SAAMI (Sporting Arms and Ammunition Manufacturing Institute) 1993.** Summary of relevant case law relating to shooting ranges. Newtown. 12 pp.
- Sanderson, G.C.; Bellrose, F.C. 1986.** A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. *Ill. Nat. Hist. Surv. Spec. Publ.* 4. 34 pp.
- Sanderson, G.C.; Wood, S.G.; Foley, G.L.; Brawn, J.D. 1992.** Toxicity of bismuth shot compared with lead and steel shot in game farm mallards. *Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf.* 57:526–540.
- SCF (Service canadien de la faune). 1990.** Projet d'énoncé de politique sur l'utilisation de grenaille de plomb pour la chasse à la sauvagine au Canada. Rapp. inédit du Service canadien de la faune, Ottawa.
- SCF (Service canadien de la faune). 1993.** Toxicity test guidelines for non-toxic shot for hunting migratory birds. Service canadien de la faune, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa.
- Scheuhammer, A.M. 1987.** The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* 46:263–295.
- Scheuhammer, A.M.; Dickson, K. 1995.** Patterns of environmental lead exposure in waterfowl in eastern Canada. *Ambio* (sur presse).
- Sever, C. 1993.** Lead and outdoor ranges. Pages 87–94 dans National Shooting Range Symposium Proceedings, 17–19 October, Salt Lake City.
- Simpson, S.G. 1989.** Compliance by waterfowl hunters with non-toxic shot regulations in central South Dakota. *Wildl. Soc. Bull.* 17:245–248.
- Southern, H.N. 1964.** The handbook of mammals. Blackwell, Oxford.
- Sparrowe, R.D. 1992.** Side issues: environmental, economic, and social. Pages 38–41 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- Spehar, R.L.; Anderson, R.L.; Fiandt, J.T., 1978.** Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. *Environ. Pollut.* 15(3):195.
- Stansley, W.; Widjeskog, L.; Roscoe, D.E. 1992.** Lead contamination and mobility in surface water at trap and skeet ranges. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49:640–647.
- Stendell, R.C.; Smith, R.I.; Burnham, K.P.; Christensen, R.E. 1979.** Exposure of waterfowl to lead: a nationwide survey of residues in wing bones of seven species, 1972–73. *U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl.* No. 223. 12 pp.
- Stuzenbaker, C.D.; Brown, K.; Lobpries, D. 1986.** Special report: an assessment of the accuracy of documenting waterfowl die-offs in a Texas coastal marsh. Pages 88–95 dans J.S. Feierabend and A. Russell (éd.), Lead poisoning in waterfowl, a workshop. 3–4 March, Wichita (Kansas). National Wildlife Federation. Washington, D.C.
- Swaine, D.J. 1986.** Lead. Pages 219–262 dans D.C. Adriano (éd.), Trace Elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- Szymczak, M.R.; Adrian, W.J. 1978.** Lead poisoning in Canada geese in southeast Colorado. *J. Wildl. Manage.* 42:299–306.
- Tanskanen, H.; Kukkonen, J.; Kaija, J. 1991.** Heavy metals pollution in the environment of a shooting range. *Geol. Surv. Finl. Spec. Pap.* 12:187–193.

- Thomas, V.G. 1994.** Lead shot in the environment: its role in toxicosis and remediation of the problem. Présenté à l'OECD Workshop on Lead Products, 12–5 September, Toronto. 7 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1980.** Ambient water quality criteria for lead. EPA Rep. 440/5-84-057. National Technical Information Service, Springfield. 151 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1985.** Ambient water quality criteria for lead — 1984. EPA Rep. 440/5-84/027 National Technical Information Service, Springfield. 81 pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1994a.** Lead fishing sinkers; response to citizens' petition and proposed ban; proposed rule. Fed. Regis. Part III. Vol 40 (Part 745): 11121–11143.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1994b.** Proceeding Under Section 7003 of the Solid Waste Disposal Act. Westchester County Sportsmen's Centre. Administrative Order of Consent. Docket No. II RCRA-94-7003-0204. 25 pp.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 1986.** Use of lead shot for hunting migratory birds in the United States. Final supplemental environmental impact statement. Washington, D.C.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 1988.** Code of Federal Regulations. Pages 281–285 dans Title 50: Wildlife and Fisheries, 1988 edition.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 1992.** Preliminary estimates of waterfowl harvest and hunter activity in the United States during the 1991 hunting season. Office of Migratory Bird Management, Laurel. 36 pp.
- USFWS (United States Fish and Wildlife Service). 1995.** Migratory bird hunting; decision on the conditional approval of bismuth-tin shot as non-toxic for the 1994–95 season. Fed. Regist. Vol. 60 (No. 1. Part 20):61–64.
- Wendt, S.; Kennedy, J.A. 1992.** Policy considerations regarding the use of lead shot for waterfowl hunting in Canada. Pages 61–67 dans D.J. Pain (éd.), Lead poisoning in waterfowl. IWRB Spec. Publ. No. 16, Slimbridge.
- WHO (World Health Organization). 1989.** Environmental Health Criteria 85: Lead — Environmental aspects. Genève. 105 pp.
- Wilson, L.; Elliott, J.E.; Langelier, K.M.; Scheuhammer, A.M.; Bowes, V. 1995.** Lead poisoning of trumpeter swans in British Columbia. J. Wildl. Manage. (Présenté pour publication).
- Wren, C.D.; Stephenson, G.L. 1991.** The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. Environ. Pollut. 71:205–241.
- Yurdin, B.J. 1993.** An investigation of Lake Michigan sediment at the Lincoln Park Gun Club, Chicago, Illinois. Watershed Unit, Permit Section. Division of Water Pollution Control, Illinois Environmental Protection Agency. 40 pp.
- Zdziarski, J.M.; Mattix, M.; Bush, R.M.; Montali, R.J. 1994.** Zinc toxicosis in diving ducks. J. Zoo Wildl. Med. 25(3):438–445.

# Annexes

---

## Annexe 1

### Fournisseurs de cartouches rechargées

---

Bolt Action Reloaders, Kamloops (Colombie-Britannique)  
OMA Products Ltd., Burnaby (Colombie-Britannique)  
Shillito, William A., Campbell River (Colombie-Britannique)  
Sweet Creek Custom Ammunition, Terrace (Colombie-Britannique)  
Valley Cartridge Company, Duncan (Colombie-Britannique)

A & E Enterprises, Lethbridge (Alberta)  
Canadian Professional Munitions, Raymond (Alberta)  
Canadian Superior Munitions Ltd., Edmonton (Alberta)  
C.B. Ammunition Manufacturer, Sherwood Park (Alberta)  
The Firing Line Ltd., Calgary (Alberta)

Independent Ammunition Manufacturing Company Inc. (Saskatchewan)  
Wilderness Sports Supply, Longham (Saskatchewan)

Banner Speciality Ltd., Winnipeg (Manitoba)  
Excel Ventures Inc., Dugald (Manitoba)

A.B.C. Sporting Goods, Wingham (Ontario)  
Beckett Colonial Industries, London (Ontario)  
Centre Gunshop, Niagara Falls (Ontario)  
Circle T. Reloads, Bramalea (Ontario)  
Ellwood Epps (Orillia) Ltd, Orillia (Ontario)  
Maranda Inc., Mississauga (Ontario)  
Northern Arms and Munitions, Sudbury (Ontario)  
P.R. Sales, Mississauga (Ontario)  
“Pull!” Reloading Supplies, Alliston (Ontario)  
R & B Custom Reloading, Chatsworth (Ontario)  
Shells Galore, Petrolia (Ontario)  
Soley Sporting Supplies Inc., Ancaster (Ontario)  
T.R.J. Reloading, Oxford Mills (Ontario)

Les Industries Centaur Limitée, Laval (Québec)  
Munitions M.J.P. Enrg., L’Acadie (Québec)  
Pistone, Rosario, Montréal (Québec)  
Rechargement de la Capital Enrg., Ancienne-Lorette (Québec)  
Rechargement Québec Enrg., Beauport (Québec)  
Société d’expansion commerciale Libec Inc. (Challenger Ammunition)  
Montréal (Québec)  
Tony Sports Enr., Montréal (Québec)

Centre Target, Florenceville (Nouveau-Brunswick)  
Precision Reloading, Shediac (Nouveau-Brunswick)

---

---

## Annexe 2

### Associations provinciales et territoriales de tir au pigeon d’argile

---

British Columbia Trapshooting Association, Victoria (Colombie-Britannique)  
Alberta Federation of Shooting Sport, Edmonton (Alberta)  
Manitoba Trapshooting Association Inc., Brandon (Manitoba)  
Manitoba Skeet Shooting Association, Winnipeg (Manitoba)  
Ontario Provincial Trap Shooting Association, Milton (Ontario)  
Ontario Olympic Trapshooting, Collingwood (Ontario)  
Ontario Skeet Shooting Association, Hampton (Ontario)  
Fédération Québécoise de Tir, Montréal (Québec)  
Shooting Federation of Nova Scotia, Halifax (N.-É.)  
Shooting Federation of Prince Edward Island, Charlottetown (Î.-P.-É.)  
Northwest Territories Federation of Shooting Sports, Yellowknife (T. N.-O.)  
Yellowknife Shooting Club, Yellowknife (T. N.-O.)  
Yukon Shooting Federation, Whitehorse (Yukon)

---

---

## Annexe 3

### Principaux fabricants de plombs de pêche et de turluttes au Canada

---

Caribou Leures, Dorval (Québec)  
D & D Lures, Windsor (Ontario)  
Gibbs/Nortac, Burnaby (Colombie-Britannique)  
Peez Mfg. Co., Victoria (Colombie-Britannique)  
Radiant Lures, Victoria (Colombie-Britannique)

---

---

## Annexe 4

### Fabricants et fournisseurs de grenaille et de cartouches de substitution

---

Bismuth Cartridge Co., Dallas (Texas) : grenaille de bismuth et cartouches  
Eley Hawk Ltd., Birmingham, Angleterre : grenaille de bismuth et cartouches  
Federal Cartridge Corp., Minneapolis (Minnesota) : cartouches à l’acier  
Gillo-Werke Aktiengesellschaft, Duisburg, Allemagne : cartouches au zinc  
Kent Cartridge Co., Tonbridge, Angleterre : grenaille de molybdène  
Olin Australia, Geelong, Australie : cartouches au bismuth  
Remington Arms Co. Inc., Bridgeport (Connecticut) : cartouches à l’acier  
Winchester Division of Olin Corp., East Alton (Illinois) : cartouches à l’acier

---

---

**Annexe 5**Coûts liés à l'utilisation de la grenaille non toxique pour la chasse au Canada.

---

Les rapports annuels sur la capture de gibier à plumes migrateur et sur les ventes de permis de chasse aux anatidés indiquent une moyenne de prises de neuf individus par an par chasseur, entre 1988 et 1993 (Lévesque *et al.*, 1993). Chaque chasseur de gallinacés a capturé en moyenne de trois à quatre individus par an durant la même période. On estime que, pour chaque canard rapporté, un chasseur tire environ six coups de feu (USFWS, 1986). Nous ignorons le nombre de coups de feu tirés pour chaque gallinacé, mais nous avons supposé qu'il était également de six aux fins du calcul du coût des munitions. Les chasseurs d'anatidés et de gallinacés utiliseraient donc, en moyenne, les uns 54 cartouches et les autres 21 cartouches par saison.

Le prix de détail suggéré des cartouches au plomb et à la grenaille non toxique provient des grands fabricants et détaillants de munitions. Les cartouches au plomb représentent une faible part du budget total des chasseurs de gibier à plumes : 6 % pour les chasseurs d'anatidés, et 4 % pour les chasseurs de gallinacés, en moyenne.

Les tableaux suivants présentent le budget des chasseurs d'anatidés et de gallinacés par saison de chasse et comparent le coût de l'utilisation des cartouches au plomb et à la grenaille non toxique en vente actuellement au Canada.

---

**Chasseur d'anatidés : budget total = 450 \$/saison de chasse**

---

Grenaille	Coût de la cart. <sup>a</sup> (\$)	Gamme des dépenses en cart./an <sup>b</sup> (\$)	Moy. des dépenses en cart./an (\$)	Aug. moy./ chasseurs/an (\$)	Aug. au budget (% <sup>c</sup> )
Plomb	0,50–0,60	27,00–32,40	29,70	0	0
Acier	0,52–0,88	28,08–47,52	37,80	<b>8,10</b>	2
Bismuth-étain	1,50–1,95	81,00–105,30	93,15	<b>63,45</b>	14

<sup>a</sup> En dollars canadiens (\$).

<sup>b</sup> Sur la base de 54 cartouches achetées/an.

<sup>c</sup> Augmentation relative dans le budget total du chasseur de 450 \$.

---

**Chasseur de gallinacés : budget total 310 \$/saison de chasse**

---

Grenaille	Coût de la cart. <sup>a</sup> (\$)	Gamme des dépenses en cart./an <sup>b</sup> (\$)	Moy. des dépenses en cart./an (\$)	Aug. moy./ chasseurs/an (\$)	Aug. au budget (% <sup>c</sup> )
Plomb	0,50–0,60	10,50–12,60	11,55	0	0
Acier	0,52–0,88	10,92–18,48	14,70	<b>3,15</b>	1
Bismuth-étain	1,50–1,95	31,50–40,95	36,23	<b>24,68</b>	8

<sup>a</sup> En dollars canadiens.

<sup>b</sup> Sur la base de 21 cartouches achetées/an.

<sup>c</sup> Augmentation relative dans le budget total du chasseur de 310 \$.

Les chasseurs d'anatidés dépenseraient en moyenne 8 \$ de plus par saison pour des cartouches à l'acier que pour des cartouches au plomb, et jusqu'à 64 \$ de plus pour des cartouches au bismuth-étain, aux prix actuels. Les chasseurs de gallinacés dépenseraient en moyenne 3 \$ de plus par saison pour des cartouches à l'acier que pour des cartouches au plomb, et jusqu'à 25 \$ de plus pour des cartouches au bismuth-étain.

Notons qu'en Angleterre, les cartouches à l'acier et au bismuth-étain sont facilement disponibles et se vendent à des prix comparables à celui des munitions au plomb au Canada (équivalent de 0,35 \$ et 0,56 \$ can./cartouche). Les prix actuels des munitions non toxiques au Canada pourraient baisser avec l'augmentation de la production et de la disponibilité.

Les cartouches au zinc, au molybdène-polymère et au tungstène-polymère se vendent l'équivalent de 0,75 \$ à 0,89 \$ can. en Grande-Bretagne, ce qui se compare au prix canadien des cartouches à l'acier; cependant, on ne prévoit pas que ces produits deviennent largement disponibles en Amérique du Nord dans un proche avenir.

---



---

**Annexe 6****Zones actuelles de chasse à la grenaille non toxique au Canada<sup>a</sup>**

---

Province	N <sup>bre</sup> de zones	Projets futurs
Colombie-Britannique	2	zone étendue à l'ensemble de la province pour la chasse à la sauvagine dès 1995
Alberta	0	aucune zone prévue
Saskatchewan	0	aucune zone prévue
Manitoba	1	pourrait agrandir la zone actuelle
Ontario	2	agrandira une zone (marais de Wye) et en ajoutera une (Presqu'île) en 1995; ajoutera un certain nombre de nouvelles zones en 1996;
Québec	0	grenaille non toxique obligatoire dans toutes les RNF dès 1996; plomb interdit pour la chasse à la sauvagine sur tout le territoire dès 1997
Terre-Neuve	0	aucune zone prévue
Nouveau-Brunswick	2	plomb interdit pour la chasse à la sauvagine dans toute la province dès 1997
Nouvelle-Écosse	2	plomb interdit pour la chasse à la sauvagine dans toute la province dès 1997
Île-du-Prince-Édouard	2	préfère réduire graduellement les cartouches au plomb à l'intérieur d'une interdiction nationale plutôt que sectorielle
Territoires du Nord-Ouest	0	aucune zone prévue
Yukon	0	pense à interdire le plomb pour la chasse à la sauvagine sur tout le territoire

<sup>a</sup> En date de la saison de chasse de 1994–1995; il sera interdit de traverser le pays d'utiliser de la grenaille de plomb pour la chasse au gibier à plumes migrateur à partir de 1997.

---

**Annexe 7****Fabricants de plombs de pêche de substitution**

---

**Entreprises canadiennes**

Bilogic Tackle, Thessalon (Ontario) : plombs et turlottes en bismuth

Vektor International, Dundas (Ontario), distributeur canadien des produits Dinsmores : plombs en étain

**Entreprises britanniques**

Dinsmores Ltd., W. Mids., Royaume-Uni : divers plombs en étain

**Entreprises américaines**

A Better Angle, Jenner (Californie) : plombs à glisser en acier au carbone doux

American Sports International, Columbia (Alabama) : plombs ovés et autres au bismuth

Belvoirdale, Wyncote (Pennsylvanie) distributeur américain pour Dinsmores : plombs en étain

Berkley, Outdoor Technologies Group, Spirit Lake (Iowa) : turlottes en bismuth

Bullet Weights, Alda (Nebraska) : plombs en étain et en acier de diverses formes

Custom Bass U.S.A., Bridgeport (Connecticut) : turlottes en étain

Eco-Sync Glass Fishing Sinkers, Aptos (Californie) : plombs faits de verre recyclé

Hildebrandt Corp., Logansport (Indiana) : cuillers, turlottes et agrès tournants en étain

J & J Tackle, Blemer (New Jersey) : turlottes en étain

Jadico Inc., Camberton (Missouri) : têtes de turlottes en bismuth

Loon Tackle, Boise (Idaho) : plombs en pâtes

Luhr-Jensen & Sons, Inc., Hood River (Oregon) : plombs dérivants en caoutchouc

RJC Outdoors, Clifton (New Jersey) : turlottes en étain

Water Gremlin, White Bear Lake (Minnesota) : plombs et billes fendus, ovés ou en forme de baril, fait d'une résine de plastique au fer et au tungstène.

---

---

**Annexe 8****Coûts pour le consommateur de l'utilisation de plombs non toxiques pour la pêche sportive au Canada**

---

En 1991, 5,5 millions de Canadiens âgés de 15 ans ou plus (26,4 % de la population du pays) ont pratiqué la pêche sportive (Filion *et al.*, 1993) durant 14 jours en moyenne. On évalue les dépenses moyennes par pêcheur à 502 \$ /saison (env. 35 \$/jour); il y a cependant des écarts entre les provinces (Filion *et al.*, 1993). L'équipement de pêche (embarcations, moteurs, cannes à pêche, moulinets) représente quelque 45 % du budget total de pêche de 224 \$/an. L'autre poste budgétaire important est le transport, évalué à 112 \$/an.

L'USEPA (1994a) calcule que le pêcheur américain moyen achète pour 1,50 à 3,50 \$ US de plombs de pêche par an. On a évalué le prix moyen du plomb à 0,14 \$ après enquête auprès des détaillants. Par conséquent, le pêcheur américain moyen achèterait de 8 à 20 plombs par an, soit environ un par jour de pêche. À partir des similitudes entre le Canada et les États-Unis (moy. de 14 jours de pêche dans les deux pays), on suppose que les Canadiens utilisent autant de plombs que les Américains.

Le tableau suivant résume le budget moyen de pêche sportive, et compare le coût des plombs toxiques et non toxiques.

---

**Pêcheur sportif canadien : budget total = 502 \$/an**

---

Matière	Gamme de prix/ plomb <sup>a</sup> (\$)	Prix médian du plomb (\$)	Dépenses moy./an <sup>b</sup> (\$)	Aug. moy./ pêcheur/an (\$)	augment. du budget (%) <sup>c</sup>
Plomb	0,03–0,25	0,14	1,96	0	0
Étain	0,04–0,33	0,18	2,52	<b>0,56</b>	0,1
Bismuth	0,14–1,59	0,86	12,04	<b>10,08</b>	2,0

a En dollars canadiens.

b Sur la base de 54 plombs achetés/an.

c Augmentation relative dans le budget total du pêcheur de 502 \$.

Les plombs de pêche en plomb représentent moins de 1 % du budget total du pêcheur. Le pêcheur moyen pourrait déboursé jusqu'à 10 \$ de plus pour des plombs non toxiques. Le prix d'autres plombs non toxiques, en acier, en verre ou en plastique, n'est pas disponible, mais on croit qu'il se situe dans la même fourchette.

Grahame Maisey, président de Belvoirdale (distributeur américain des plombs Dinsmores en étain) et l'USEPA (1994a) affirment que les plombs de pêche qui s'accumulent dans l'environnement sont souvent perdus. Une étude américaine de 1986 indique que, pour chaque plomb fendu utilisé, entre quatre et six sont tombés et ont été perdus (Lichvar, 1994). Près de la moitié des plombs vendus seraient des plombs fendus (USEPA, 1994a). Quand on ajoute le coût du remplacement des plombs non réutilisables ou perdus au prix d'achat, la différence de coût entre les plombs toxiques et les plombs non toxiques réutilisables diminue (G. Maisey, comm. pers.).

Le coût pour le pêcheur pourrait augmenter de jusqu'à 10 \$/an si le plomb est remplacé par des produits non toxiques, mais cette augmentation des dépenses de pêche récréative n'est ni significative ni exorbitante.

---

## Publications hors série récentes

- N° 28  
Birds and mammals of the Belcher, Sleeper, Ottawa, and King George Islands, Northwest Territories, par T.H. Manning.  
N° de cat. CW69-1/28. Publ. en 1976.
- N° 29  
Developments in PPS sampling — Impact on current research, par A.R. Sen.  
N° de cat. CW69-1/29. Publ. en 1976.
- N° 30  
Dynamics of snowshoe hare populations in the Maritime Provinces, par Thomas J. Wood et Stanley A. Munroe.  
N° de cat. CW69-1/30. Publ. en 1977.
- N° 31  
Migration and population dynamics of the Peace–Athabasca Delta goldeye population, par D.B. Donald et A.H. Kooyman.  
N° de cat. CW69-1/31. Publ. en 1977.
- N° 32  
The effects of fire on the ecology of the boreal forest, with particular reference to the Canadian north; a review and selected bibliography, par John P. Kelsall, E.S. Telfer et Thomas D. Wright.  
N° de cat. CW69-1/32. Publ. en 1977.
- N° 33  
The ecology of the polar bear (*Ursus maritimus*) along the western coast of Hudson Bay, par Ian Stirling, Charles Jonkel, Pauline Smith, Richard Robertson et Dale Cross.  
N° de cat. CW69-1/33. Publ. en 1977.
- N° 34  
Canvasback habitat use and production in Saskatchewan parklands, par Lawson G. Sugden.  
N° de cat. CW69-1/34. Publ. en 1978.
- N° 35  
The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands of the Canadian High Arctic, par Gerald R. Parker.  
N° de cat. CW69-1/35. Publ. en 1978.
- N° 36  
Observations of Mallards in the parkland of Alberta, par Michael F. Sorensen.  
N° de cat. CW69-1/36. Publ. en 1978.
- N° 37  
The wildlife valuation problem: A critical review of economic approaches, par William A. Langford et Donald J. Cocheba.  
N° de cat. CW69-1/37. Publ. en 1978.
- N° 38  
Spatial changes in waterfowl habitat, 1964–74, on two land types in the Manitoba Newdale Plain, par G.D. Adams et G.G. Gentle.  
N° de cat. CW69-1/38. Publ. en 1978.
- N° 39  
Panerns of pelagic distribution of seabirds in western Lancaster Sound and Barrow Strait, Northwest Territories, in August and September 1976, par D.N. Nettleship et A.J. Gaston.  
N° de cat. CW69-1/39. Publ. en 1978.
- N° 40  
Responses of Peary caribou and muskoxen to helicopter harassment, par Frank L. Miller et Anne Gunn.  
N° de cat. CW69-1/40. Publ. en 1979.
- N° 41  
Des communautés aviennes du Parc national de la Mauricie, Québec, par J.-L. DesGranges. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/41F. Publ. en 1980.
- N° 42  
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par I. Stirling, W. Calvert et D. Andriashek. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/42F. Publ. en 1980.
- N° 43  
Méthodes de recensement des marmettes, espèce *Uria*: une approche unifiée, par T.R. Birkhead et D.N. Nettleship. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/43F. Publ. en 1980.
- N° 44  
Études écologiques de la population d'ours blancs dans le sud-est de l'île Baffin, par I. Stirling, W. Calvert et D. Andriashek. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/44F. Publ. en 1980.
- N° 45  
Les polynies dans l'Arctique canadien, par I. Stirling et H. Cleator (réd.). Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/45F. Publ. en 1981.
- N° 46  
Les Petites Oies blanches de l'est de l'Arctique canadien, par H. Boyd, G.E.J. Smith et F.G. Cooch. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/46F. Publ. en 1982.
- N° 47  
Répartition et abondance des phoques dans la partie orientale de la mer de Beaufort. 1974–79, par I. Stirling, M. Kingsley et W. Calvert. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/47F. Publ. en 1982.
- N° 48  
Le comportement alimentaire du caribou de Peary selon les conditions de la neige et de la glace du printemps, par F.L. Miller, E.J. Edmonds et A. Gunn. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/48F. Publ. en 1982.
- N° 49  
Étude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune, par A.R. Sen. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/49F. Publ. en 1983.
- N° 50  
Réglementation intensive de la chasse aux canards en Amérique du Nord: but et réalisations, par H. Boyd. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/50F. Publ. en 1983.
- N° 51  
Dimension humaine de la chasse aux oiseaux-gibier migrateurs au Canada, par S.A.D. Parker et F.L. Filion. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/51F. Publ. en 1984.
- N° 52  
Éléments de la mortalité attribuable à la chasse chez le canard, par G.S. Hochbaum et C.J. Walters. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/52F. Publ. en 1984.
- N° 53  
Interprétation des relevés aériens d'oiseaux de mer: certains effets du comportement, par A.J. Gaston et G.E.J. Smith. Also available in English.  
N° de cat. CW69-1/53F. Publ. en 1984.

N° 54

Études sur les oiseaux aquatiques en Ontario, de 1973 à 1981, par S.G. Curtis, D.G. Dennis et H. Boyd (réd.). Also available in English.

N° de cat. CW69-1/54F. Publ. en 1984.

N° 55

Prises déclarées de canards, d'oies et de bernaches au Canada et aux États-Unis de 1974 à 1982, par H. Boyd. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/55F. Publ. en 1985.

N° 56

La dynamique des populations de Huards à colliers (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario, par J.F. Barr. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/56F. Publ. en 1986.

N° 57

Le Goéland à bec cerclé en Ontario: une nouvelle espèce problème, par H. Blokpoel et G.D. Tessier. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/57F. Publ. en 1986.

N° 58

Les oiseaux de la vallée de Creston et du sud-est de la Colombie-Britannique, par R.W. Butler, B.G. Stushnoff et E. McMackin. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/58F. Publ. en 1986.

N° 59

Estimation de la densité des oiseaux en mer et de la proportion des oiseaux en vol à partir des dénombrements effectués sur des transects de largeur indéterminée, par A.J. Gaston, B.T. Collins et A.W. Diamond. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/59F. Publ. en 1987.

N° 60

Les dénombrements de populations reproductrices d'oiseaux aquatiques dans les provinces de l'Atlantique, par A.J. Erskine (réd.). Also available in English.

N° de cat. CW69-1/60F. Publ. en 1987.

N° 61

Dénombrement de Petites Oies blanches dans les îles Southampton et de Baffin, T.N.-O., en 1979, par A. Reed, P. Dupuis et G.E.J. Smith. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/61F. Publ. en 1987.

N° 62

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada: rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario, par D.K. McNicol, B.E. Bendell et R.K. Ross. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/62F. Publ. en 1987.

N° 63

Bison ecology in relation to agricultural development in the Slave River lowlands, NWT, par H.W. Reynolds et A.W.L. Hawley (réd.).

N° de cat. CW69-1/63E. Publ. en 1987.

N° 64

Un modèle pour la simulation de la population des Grandes Oies blanches, par J. Gauvin et A. Reed. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/64F. Publ. en 1987.

N° 65

The birds of the Fraser Fiver delta: populations, ecology and international significance, par R.W. Butler et R.W. Campbell.

N° de cat. CW69-1/65E. Publ. en 1987.

N° 66

Mortality of migratory barren-ground caribou on the calving grounds of the Beverly herd, Northwest Territories, 1981-83, par F.L. Miller, E. Broughton et A. Gunn.

N° de cat. CW69-1/66E. Publ. en 1988.

N° 67

Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada: les oiseaux lacustres et leurs habitats au Québec, par J.-L. DesGranges (réd.). Also available in English.

N° de cat. CW69-1/67F. Publ. en 1989.

N° 68

Studies of high-latitude seabirds. 1. Behavioural, energetic, and oceanographic aspects of seabird feeding ecology, par W.A. Montevecchi et A.J. Gaston (réd.).

N° de cat. CW69-1/68E. Publ. en 1991.

N° 69

Studies of high-latitude seabirds. 2. Conservation biology of Thick-billed Murres in the Northwest Atlantic, par A.J. Gaston et R.D. Elliot (réd.).

N° de cat. CW69-1/69E. Publ. en 1991.

N° 70

Les habitats côtiers du nord-est de la baie James, par N. Dignard, R. Lalumière, A. Reed et M. Julien. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/70F. Publ. en 1991.

N° 71

Key migratory bird terrestrial habitat sites in the Northwest Territories (2<sup>e</sup> éd.), par S.A. Alexander, R.S. Ferguson et K.J. McCormick.

N° de cat. CW69-1/71E. Publ. en 1991.

N° 72

Atlas of pelagic birds of western Canada, par K.H. Morgan, K. Vermeer et R.W. McKelvey.

N° de cat. CW69-1/72E. Publ. en 1991.

N° 73

Le Huart à gorge rousse comme indicateur de la qualité de l'environnement, par D. Lynne Dickson. Also available in English.

N° de cat. CW69-1/73F. Publ. en 1992.

N° 74

Aerial radio-tracking of Whooping Cranes migrating between Wood Buffalo National Park and Aransas National Wildlife Refuge, 1981-84, par E. Kuyt.

N° de cat. CW69-1/74E. Publ. en 1992.

N° 75

The ecology, status, and conservation of marine and shoreline birds on the west coast of Vancouver Island, par K. Vermeer, R.W. Butler, et K.H. Morgan (réd.).

N° de cat. CW69-1/75E. Publ. en 1992.

N° 76

Declines in Canadian amphibian populations: designing a national monitoring strategy, par C.A. Bishop et K.E. Pettit (réd.).

N° de cat. CW69-1/76E. Publ. en 1992.

N° 77

Studies of high-latitude seabirds. 3. A model of the energy demands of the seabirds of eastern and Arctic Canada, par A.W. Diamond, A.J. Gaston, et R.G.B. Brown (réd. par W.A. Montevecchi).

N° de cat. CW69-1/77E. Publ. en 1993.

N° 78

Historical review of water bird populations and annotated list of water birds associated with Burlington Bay, Lake Ontario, 1857-1990, par M.B. Gebauer, R.Z. Dobos, et D. Vaughn Weseloh.

N° de cat. CW69-1/78E. Publ. en 1993.

N° 79

Hydrological classification of Canadian prairie wetlands and prediction of wetland inundation in response to climatic variability, par Ming-ko Woo, Robert D. Rowsell, et Robert G. Clark.

N° de cat. CW69-1/79E. Publ. en 1993.

No. 80

Monitoring Thick-billed Murre populations at colonies in northern Hudson Bay, 1972-92, par A.J. Gaston, L.N. de Forest, G. Gilchrist, et D.N. Nettleship.

N° de cat. CW69-1/80E. Publ. en 1994.

No. 81

Colonies and numbers of Ross' Geese and Lesser Snow Geese in the Queen Maud Gulf Migratory Bird Sanctuary, par R.H. Kerbes.

N° de cat. CW69-1/81E. Publ. en 1994.

No. 82

The 1991 International Piping Plover Census in Canada, par S.P. Flemming (réd.).

N° de cat. CW69-1/82E. Publ. en 1994.

No. 83

The abundance and distribution of estuarine birds in the Strait of Georgia, British Columbia, par R.W. Butler et K. Vermeer (réd.).

N° de cat. CW69-1/83E. Publ. en 1994.

No. 84

Wintering populations of Lesser Snow Geese and Ross' Geese in the Northern Highlands of México, 1988-1990, par Bruce Turner, Roy Tomlinson, Raquel Leyva, et Pablo Dominguez.

N° de cat. CW69-1/84E. Publ. en 1994.

No. 85

Caspian Terns on the Great Lakes: organochlorine contamination, reproduction, diet, and population changes, 1972-91, par Peter J. Ewins, D.V. (Chip) Weseloh, Ross J. Norstrom, Karin Legierse, Heidi J. Auman, et James P. Ludwig.

N° de cat. CW69-1/85E. Publ. en 1994.

No. 86

The patient predator: foraging and population ecology of the Great Blue Heron

in British Columbia, par Robert W. Butler.

N° de cat. CW69-1/86E. Publ. en 1995.