



CONVENTION SUR LES ESPÈCES MIGRATRICES

Distribution: Générale

PNUE/CMS/COP11/Doc.23.1.2
12 août 2014

Français
Original: Anglais

11^e SESSION DE LA CONFÉRENCE DES PARTIES
Quito, Équateur, 4-9 novembre 2014
Point 23.1.2 de l'ordre du jour

EXAMEN ET LIGNES DIRECTRICES POUR PRÉVENIR LES RISQUES D'EMPOISONNEMENT DES OISEAUX MIGRATEURS

Résumé

La résolution 10.26 « Réduire le risque d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » a établi un groupe de travail intersession sous l'égide du Conseil scientifique, afin d'évaluer l'étendue et la gravité des risques d'empoisonnement et de recommander des réponses adéquates à ce problème. Sur cette base, le Groupe de travail, en étroite collaboration avec le Secrétariat de la CMS, a préparé les documents suivants pour examen par la Conférence des Parties :

- Un « Examen des impacts écologiques de l'empoisonnement sur les oiseaux migrateurs » (PNUE/CMS/COP11/Inf.34);
- Un avant-projet de résolution « Prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » figurant dans l'annexe 1 à la présente note de couverture ;
- Des « Lignes directrices pour prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » figurant dans l'annexe 2 à la présente note de couverture.

La 18^{ème} réunion du Conseil scientifique (Bonn, 1-3 juillet 2014) a recommandé la soumission des lignes directrices et l'avant-projet de résolution à la COP pour adoption.

L'évaluation et l'atténuation des effets de l'empoisonnement sur les oiseaux migrateurs font partie du programme de travail du Conseil scientifique, du Plan stratégique de la CMS 2006-2014 et du nouveau Plan stratégique pour les espèces migratrices 2015-2023.

EXAMEN ET LIGNES DIRECTRICES POUR PRÉVENIR LES RISQUES D'EMPOISONNEMENT DES OISEAUX MIGRATEURS

(Préparé par le Secrétariat PNUE/CMS)

1. Conformément à la résolution 10.26 « Réduire le risque d'empoisonnement des oiseaux migrateurs », plusieurs documents ont été préparés, dont un « Examen des impacts écologiques de l'empoisonnement sur les oiseaux migrateurs », des « Lignes directrices pour prévenir des risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » et un avant-projet de résolution « Prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs ». Pour entreprendre cette tâche, un groupe de travail a été créé sous l'égide du Conseil scientifique et une coordinatrice du Groupe de travail a été nommée en janvier 2013, grâce au soutien financier du Royaume-Uni et de l'Unité de coordination du Mémorandum d'Entente sur la conservation des oiseaux de proie migrateurs d'Afrique et d'Eurasie (MdE Rapaces).
2. Une réunion du Groupe de travail s'est tenue à Tunis du 27 au 31 mai 2013, à l'aimable invitation du Gouvernement de la Tunisie. Les débats ayant eu lieu au cours de cet atelier forment en grande partie la base des documents présentés maintenant. L'organisation de cette réunion a été rendue possible grâce à l'appui financier de la Suisse, de la Tunisie et de la Fondation européenne de la science.
3. La 18^{ème} réunion du Conseil scientifique (Bonn, 1-3 juillet 2014) a examiné les documents et recommandé de soumettre à la COP la version longue des lignes directrices et l'avant-projet de résolution ci-joints.

Action requise :

La Conférence des Parties est invitée à :

- (a) Prendre note de l'« Examen des impacts écologiques de l'empoisonnement sur les oiseaux migrateurs » (PNUE/CMS/COP11/Inf.34).
- (b) Examiner et adopter l'avant-projet de résolution « Prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » figurant dans l'annexe 1 et les « Lignes directrices pour prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs » figurant dans l'annexe 2.
- (c) Chercher des possibilités de recherche et de dialogue sur la prévention de l'empoisonnement des oiseaux migrateurs avec d'autres AEM et organisations pertinentes.

ANNEXE 1

PROJET DE RÉSOLUTION

PREVENIR LES RISQUES D'EMPOISONNEMENT DES OISEAUX MIGRATEURS

Préoccupée par le fait qu'un très grand nombre d'oiseaux migrateurs meurent chaque année suite à un empoisonnement, et que cette mortalité inutile peut affecter gravement l'état de conservation des espèces vulnérables, y compris de nombreuses espèces couvertes par la CMS et par ses instruments connexes, et/ou protégées à l'échelle nationale, et que, pour certaines espèces l'empoisonnement est la principale cause de leur état de conservation défavorable;

Soulignant la nécessité de fournir des orientations pratiques sur la prévention, la réduction et si possible l'élimination de l'empoisonnement, notamment par les pesticides agricoles, les appâts empoisonnés, les traitements pharmaceutiques vétérinaires ainsi que l'utilisation de plomb pour la chasse et la pêche;

Consciente que les mesures convenues au niveau international et les actions concertées pour lutter contre l'empoisonnement des oiseaux sont requises d'urgence et doivent associer les Parties à la CMS, les États de l'aire de répartition, les organisations internationales et nationales, le secteur privé et les acteurs concernés;

Rappelant la résolution 10.26 «Réduire le risque d'empoisonnement des oiseaux migrateurs», qui a appelé le Conseil scientifique et le Secrétariat à établir un groupe de travail intersession – le Groupe de travail sur la réduction du risque d'empoisonnement – afin d'examiner les risques d'empoisonnement et de proposer des réponses appropriées pour réduire au minimum et prévenir les impacts de l'empoisonnement;

Reconnaissant les mesures positives prises par certaines Parties à l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA) afin d'arrêter progressivement l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse dans les zones humides;

Rappelant en outre que le Mémoire d'Entente sur la conservation des oiseaux de proie migrateurs d'Afrique et d'Eurasie souligne le nombre important de rapaces migrateurs d'Afrique-Eurasie ayant un statut de conservation défavorable au niveau régional et/ou mondial résultant de l'empoisonnement;

Notant les objectifs de la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux dans le commerce international, qui promeut une utilisation écologiquement responsable des produits chimiques dangereux et la responsabilité partagée vis-à-vis de la protection de l'environnement contre tout dommage, mais qui ne tient pas suffisamment compte des questions relatives aux graves impacts des pesticides sur les oiseaux sauvages;

Notant avec satisfaction la recommandation 164 (2013), adoptée par le Comité permanent de la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne), qui soulève le problème de l'utilisation encore très répandue de poisons pour détruire des espèces protégées, et appelle à une coopération renforcée pour améliorer les mesures nationales et internationales visant à éliminer cette pratique néfaste;

Rappelant la résolution XI.12 de la Convention de Ramsar «Les zones humides et la santé: adopter une approche par écosystème» qui reconnaît les interactions entre les maladies - y compris l’empoisonnement - chez les espèces sauvages, l’homme et les animaux domestiques, et qui souligne le besoin urgent d’assurer une meilleure intégration des réponses politiques à travers les secteurs par une approche «One Health» pour des résultats plus efficaces;

Reconnaissant que, malgré la signification sociale et/ou économique d’activités associées à certaines substances toxiques pour les oiseaux, telle que la protection des cultures agricoles contre les ravageurs, l’expérience montre que des stratégies visant à réduire et prévenir les risques d’empoisonnement des oiseaux peuvent toutefois être mises en œuvre de manière durable et contribuer ainsi aux services écosystémiques plus larges;

Préoccupée par le fait qu’il existe un biais géographique important dans la recherche et les connaissances sur ce sujet, et *soulignant* que davantage de recherches et de suivis sur les oiseaux et les sources d’empoisonnement sont requis d’urgence en ce qui concerne certaines causes d’empoisonnement, et que les études devraient être conçues de manière à mieux contribuer à la formulation et au suivi des politiques;

Reconnaissant qu’un certain nombre de Parties appliquent déjà des politiques pertinentes, telles que la retrait du marché de certains insecticides agricoles toxiques, la mise en œuvre d’une gestion intégrée des ravageurs, et la promotion de l’utilisation de munitions non toxiques pour la chasse, et *félicitant* ces Parties pour de telles actions;

Notant le projet PNUD/FEM sur les oiseaux planeurs migrateurs mis en œuvre par BirdLife International, qui vise à assurer que les besoins de conservation des oiseaux planeurs migrateurs sont pris en compte par les différents secteurs d’activités, y compris l’agriculture, le long de la voie de migration Mer Rouge/Vallée du Rift, et *reconnaissant* le potentiel de ce projet à promouvoir la mise en œuvre de la présente résolution et des lignes directrices associées aux niveaux national et local;

Soulignant l’importance fondamentale du renforcement des capacités aux niveaux national et régional pour la mise en œuvre effective de la présente résolution;

Remerciant le Gouvernement de la Tunisie pour avoir accueilli l’atelier qui s’est tenu à Tunis du 27 au 31 mai 2013 afin d’évaluer la gravité du problème de l’empoisonnement et de discuter des lignes directrices, ainsi que le Gouvernement suisse et la Fondation européenne de la science pour leur généreux soutien financier à l’organisation de cet atelier;

Prenant note de l’«Examen des impacts écologiques de l’empoisonnement sur les oiseaux migrateurs» et remerciant les membres du Groupe de travail, la coordonnatrice et le Secrétariat de la CMS pour leur contribution à la production de ce document;

*La Conférence des Parties à la
Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage*

1. *Adopte* les « Lignes directrices pour prévenir les risques d’empoisonnement des oiseaux migrateurs » (les Lignes directrices) figurant dans le document PNUE/CMS/COP11/Doc.23.1.2/Annexe 2;

2. *Prie instamment* les Parties et *encourage* les non-Parties à diffuser et à mettre en œuvre ces Lignes directrices dans toutes les voies de migration si approprié, et à traduire le cas échéant les Lignes directrices en différentes langues pour élargir leur diffusion et leur utilisation;
3. *Demande* aux Parties de la CMS de, et *invite* les Parties et les Signataires des instruments de la Famille CMS à identifier au sein des voies de migration les zones géographiques où l’empoisonnement est à l’origine d’une importante mortalité ou morbidité des oiseaux, et de se préoccuper prioritairement de ces zones en y appliquant les Lignes directrices, le cas échéant;
4. *Prie instamment* le Secrétariat de consulter régulièrement les parties prenantes concernées, incluant les organismes gouvernementaux, les organismes scientifiques, les organisations non gouvernementales et les secteurs de l’agriculture, de l’industrie pharmaceutique, de la chasse et de la pêche, afin de suivre les impacts de l’empoisonnement sur les oiseaux et d’appuyer l’élaboration de stratégies nationales et de plans de mise en œuvre sectorielle, si nécessaire;
5. *Prie* les Parties à la CMS de suivre et d’évaluer régulièrement l’impact de l’empoisonnement sur les populations d’oiseaux au niveau national, ainsi que l’efficacité des mesures mises en place pour réduire au minimum les impacts de l’empoisonnement;
6. *Invite* les Parties et non-Parties, y compris les organisations inter-gouvernementales et les autres institutions compétentes, le cas échéant, à élaborer des stratégies nationales de lutte contre l’empoisonnement ou à inclure les mesures contenues dans la présente résolution et dans les Lignes directrices dans leurs Stratégies et plans d’action nationaux pour la biodiversité (SPANB) et dans la législation correspondante, afin d’assurer la prévention, la réduction au minimum ou - de préférence - l’élimination de l’impact de l’empoisonnement sur les populations d’oiseaux et d’autres espèces sauvages;
7. *Charge* le Secrétariat, en coopération étroite avec les instruments pertinents de la CMS, d’assurer la liaison avec le Secrétariat de la Convention de Berne et d’autres organisations internationales compétentes, afin d’actualiser les Lignes directrices lorsque nécessaire, et *demande* aux Parties de contribuer à la diffusion et à l’actualisation des Lignes directrices;
8. *Invite* la Convention de Rotterdam à coopérer activement avec la CMS sur les questions liées à l’empoisonnement des oiseaux migrateurs, et en particulier sur l’élaboration de critères de prise de décision qui incluent le risque pour les oiseaux migrateurs lors de l’évaluation des propositions d’importation de produits chimiques;
9. *Invite* la Coopération internationale sur l’harmonisation des exigences techniques pour l’enregistrement des médicaments vétérinaires (VICH) et l’Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) à évaluer les risques que les médicaments vétérinaires font courir aux espèces d’oiseaux nécrophages, par leurs impacts létaux ou sub-létaux, et à utiliser ces résultats pour fournir des orientations au secteur vétérinaire;
10. *Prie instamment* les Parties de noter que les insecticides néonicotinoïdes sont devenus un remplacement principal pour les organophosphorés et les carbamates examinés. Compte tenu de leur grande utilisation et de leur toxicité potentielle pour les vertébrés, les incidents de mortalité d’oiseaux associés à leur utilisation devraient être surveillés et déclarés. De plus amples recherches pour étudier les risques potentiels imprévus des néonicotinoïdes et d’autres

insecticides approuvés qui peuvent présenter un risque semblable devrait être envisagés;

11. *Charge* le Secrétariat, en collaboration avec les Parties et les organisations internationales compétentes, sous réserve de la disponibilité de financements, d'organiser des ateliers régionaux dans les régions / voies de migration où les risques sont les plus forts, afin de promouvoir la mise en œuvre des Lignes directrices et de partager les meilleures pratiques et les leçons apprises;

12. *Invite* les Parties et *invite* les non-Parties ainsi que les acteurs concernés, avec l'appui du Secrétariat, à renforcer les capacités nationales et locales de mise en œuvre de la présente résolution, notamment par l'organisation d'ateliers de formation, la traduction et la diffusion d'exemples de bonnes pratiques, le partage de protocoles et règlements, le transfert de technologie, et la promotion de l'utilisation d'outils en ligne traitant de questions spécifiques pertinentes pour prévenir les empoisonnements;

13. *Prie instamment* les Parties, le PNUE et les autres organisations internationales compétentes, ainsi que les secteurs d'activités concernés, les bailleurs de fonds bilatéraux et multilatéraux et d'autres acteurs concernés, de soutenir financièrement la mise en œuvre de la présente résolution et des Lignes directrices, notamment à travers la coordination fournie par le Groupe de travail sur la réduction de l'empoisonnement, le soutien d'ateliers régionaux, et l'appui financier aux pays en développement pour le renforcement des capacités en la matière;

14. *Propose* la poursuite du Groupe de travail sur la réduction du risque d'empoisonnement jusqu'à la COP12, le renouvellement de ses membres pour intégrer l'expertise de régions géographiques actuellement absentes ainsi que des représentants des secteurs d'activité concernés et des gouvernements, pour traiter de l'impact d'autres sources d'empoisonnement, combler les lacunes géographiques et suivre la mise en œuvre des Lignes directrices;

15. *Propose en outre* au Groupe de travail et à la Coordinatrice de collaborer activement avec les secteurs de l'agrochimie et de la pharmacie vétérinaire, ainsi qu'avec les industries fabriquant des munitions en plomb et des plombs de pêche, afin d'encourager la traduction et la diffusion large des Lignes directrices au sein de leurs réseaux ainsi que vers les utilisateurs finaux et d'autres utilisateurs;

16. *Invite* les Parties à prendre note des recommandations clés figurant dans les Directives également développées par le Groupe de travail sur la prévention des risque d'empoisonnement de la CMS à Tunis (Tunisie) en mai 2013 ; et

17. *Demande* aux Parties de rendre compte des progrès de la mise en œuvre de la présente résolution, notamment en ce qui concerne le suivi, la réduction des risques et l'efficacité des mesures prises, dans leurs rapports nationaux à la COP12 en 2017.

ANNEXE 2

**LIGNES DIRECTRICES POUR PREVENIR LES RISQUES D'EMPOISONNEMENT
DES OISEAUX MIGRATEURS**

(Élaborées par le Groupe de travail de la CMS sur la réduction du risque d'empoisonnement)

Table des matières

1. Introduction et principales recommandations du Groupe de travail.....	4
<i>Chapitre 1 : Recommandations pour prévenir les risques d’empoisonnement des oiseaux par les insecticides utilisés pour la protection des cultures</i>	
2. Recommandations non législatives	12
2.1. Identifier au niveau local les zones à haut risque et travailler avec les acteurs locaux pour réduire ces risques	13
3. Recommandations législatives	14
3.1. Inclure des critères sur les oiseaux migrateurs dans la Convention de Rotterdam pour réduire les risques d’importations de produits hautement toxiques pour les oiseaux	14
3.2. Remplacer (lors d’un retrait du marché et d’un remplacement par des alternatives respectueuses de l’environnement) les substances à haut risque pour les oiseaux et promouvoir les alternatives ; introduire des mécanismes d’évaluation obligatoires pour les produits existants ou nouveaux	14
3.3. Adopter une gestion intégrée des ravageurs au niveau national et mettre en place des mesures d’incitation pour les agriculteurs, telles que des systèmes de certification et d’aides publiques	15
Appendice 1 : Processus liés à la Convention de Rotterdam	17
Bibliographie	18
<i>Chapitre 2: Recommandations pour prévenir les risques liés aux rodenticides utilisés pour la protection des cultures</i>	
1. Introduction.....	22
2. Recommandations non législatives	23
2.1. Utiliser les meilleures pratiques pour prévenir et gérer les irruptions de rongeurs	23
3. Recommandations législatives	23
3.1. Restreindre/interdire l’utilisation des RADG dans l’agriculture de plein champ	23
3.2. Stopper l’usage permanent d’appâts	24
Bibliographie	25
<i>Chapitre 3 : Recommandations pour prévenir les risques liés à l’utilisation d’appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs</i>	
1. Introduction.....	29
2. Recommandations non législatives	30
Étape 1 : Identifier les facteurs à l’origine du problème et publier régulièrement des rapports sur les cas d’empoisonnement	30
Étape 2 : Résoudre les conflits entre les hommes et la faune sauvage en utilisant des forums multipartites	31
Étape 3 : Développer et diffuser les bonnes pratiques de contrôle des prédateurs et veiller à leur application	31
3. Recommandations législatives	32
Étape 4 : Créer une législation pour l’application des réglementations dotée de mécanismes de dissuasion et de sanctions efficaces en cas d’infraction.....	32

3.1. Améliorer les mécanismes de contrôle de l'application des réglementations et de dissuasion relatifs à l'utilisation des appâts empoisonnés	34
3.2. Restreindre l'accès aux substances hautement toxiques par un respect plus rigoureux de la chaîne d'approvisionnement : moyens de se procurer des poisons et raisons pour lesquelles les mécanismes de contrôle établis n'empêchent pas leur utilisation illégale	36
Bibliographie	38
<i>Chapitre 4 : Recommandations pour prévenir les risques liés aux produits pharmaceutiques vétérinaires utilisés pour traiter le bétail</i>	
1. Introduction.....	41
2. Recommandations non législatives	42
2.1. Renforcer la surveillance des carcasses d'ongulés dans les zones à haut risque en raison de l'utilisation de diclofénac, et développer des zones de sécurité pour les vautours	42
2.2. Sensibiliser les parties prenantes aux alternatives au diclofénac ; promouvoir la gestion responsable des produits	43
3. Recommandations législatives	44
3.1. Interdire l'usage du diclofénac pour le traitement du bétail et le remplacer par des alternatives sans danger, facilement disponibles, comme le méloxicam	45
3.2. Introduire des tests d'innocuité obligatoires des AINS ; évaluation et conseils par VICH/l'OCDE sur les risques plus larges.....	46
3.3. Réduire la probabilité d'utilisation illégale des produits pharmaceutiques destinés à l'homme	46
Bibliographie	48
<i>Chapitre 5 : Recommandations pour prévenir les risques liés aux munitions au plomb et aux plombs de pêche</i>	
1. Introduction.....	51
2. Recommandations : Munitions au plomb.....	52
2.1.1. Sensibiliser au saturnisme ; promouvoir l'utilisation de munitions non toxiques	54
2.2.1. Supprimer progressivement les munitions au plomb dans tous les habitats (zones humides et milieux terrestres) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années	55
2.2.2. Assainir les milieux contaminés par le plomb des munitions	55
3. Recommandations : Plombs de pêche	56
3.1.1. Sensibiliser au problème du saturnisme causé par les plombs de pêche.....	55
3.1.2. Promouvoir l'utilisation des plombs de pêche non toxiques auprès des organisations de pêche et des fabricants	55
3.1.3. Promouvoir des codes de pratiques à l'intention des pêcheurs.....	56
3.2.1. Supprimer progressivement les plombs de pêche dans les régions où il a été démontré que les oiseaux migrateurs sont particulièrement menacés, c'est-à-dire les habitats d'eau douce (à l'exclusion des poids de pêche utilisés dans les zones côtières où l'on constate d'importantes lacunes dans les connaissances et nécessitant des recherches plus approfondies) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années	56
4. Recommandations : Autres sources d'empoisonnement au plomb.....	57

4.1	Pollution industrielle provenant de l'exploitation et de la fonte du plomb	57
4.2	Peintures au plomb.....	57
4.3	Autres sources de plomb mis au rebut	57
	Bibliographie	58

Introduction et principales recommandations du Groupe de travail

L'empoisonnement est un problème mondial qui affecte un grand nombre d'espèces d'oiseaux migrateurs dans presque tous les habitats. Dans leur aire de répartition, les oiseaux peuvent être exposés à de multiples sources d'empoisonnement ayant des effets létaux et sub-létaux, tels que la perte de l'orientation migratoire, une réduction du succès de reproduction et un risque accru de prédation. Les rapaces figurent parmi les espèces les plus vulnérables à l'empoisonnement. Ces empoisonnements proviennent de :

- La consommation de rongeurs et d'insectes exposés à des pesticides (en particulier aux rodenticides anticoagulants de deuxième génération et aux insecticides carbamates et organophosphorés) ;
- L'ingestion d'appâts empoisonnés utilisés pour contrôler les prédateurs et protéger les domaines de chasse ainsi que les récoltes ;
- La consommation de carcasses de bétail domestique traité par des produits pharmaceutiques vétérinaires ;
- L'ingestion de munitions au plomb et/ou de plombs de pêche, directement dans l'environnement ou dans une proie ou une carcasse.

De plus amples informations au sujet des effets de l'empoisonnement des oiseaux sont disponibles dans le rapport de la CMS « Examen des impacts écologiques de l'empoisonnement sur les oiseaux migrateurs » (2014). (PNUE/CMS/COP11/Inf.23.1.2). Globalement, la plupart des facteurs induisant une exposition des oiseaux à des substances toxiques sont liés à trois principales activités : (1) la protection agricole des cultures et du bétail contre les prédateurs, les ravageurs et les maladies ; (2) la chasse et la pêche ; ainsi que (3) le prélèvement d'oiseaux destinés à la consommation par l'utilisation d'appâts empoisonnés, par exemple pour la médecine traditionnelle.

En 2011, la Convention sur les espèces migratrices (CMS) a reconnu ce problème et a adopté la résolution 10.26 lors de la 10^e Conférence des Parties. Cette résolution a établi un groupe de travail chargé de conseiller le Conseil scientifique de la CMS sur les impacts de l'empoisonnement des oiseaux migrateurs, sur les efforts déployés pour résoudre ce problème et sur l'élaboration de lignes directrices relatives aux moyens les plus efficaces pour prévenir les risques d'empoisonnement.

Les travaux du Groupe de travail sont coordonnés au titre de la CMS par Symone Krimowa, employée par la RSPB grâce à un financement du Gouvernement britannique (DEFRA) et du Memorandum d'entente sur la conservation des oiseaux de proie migrateurs d'Afrique et d'Eurasie. Le Groupe de travail s'est réuni en Tunisie du 27 au 31 mai 2013 (grâce à un financement du Gouvernement suisse et de la Fondation européenne de la science). Cet atelier technique a permis d'élaborer un avant-projet de lignes directrices mondiales, pour présentation au Conseil scientifique de la CMS.

Ces Lignes directrices pour prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs ont été développées pour adoption par la Conférence des Parties en novembre 2014. Ensuite, il sera de la responsabilité de chaque État de les transposer dans le droit national. Elles présentent un certain nombre de recommandations non législatives, pour une mise en œuvre par le secteur agricole, les communautés de la chasse et de la pêche et par d'autres acteurs, ainsi que des recommandations législatives auxquelles il est possible de se conformer volontairement avant leur adoption.

Les recommandations portent sur cinq principales causes d'empoisonnement : les insecticides, les rodenticides, les appâts empoisonnés, les produits pharmaceutiques vétérinaires, les munitions au plomb et les plombs de pêche.

Les principales recommandations formulées par le Groupe de travail de la CMS sur la réduction du risque d'empoisonnement à Tunis (Tunisie), du 27 au 31 mai 2013, à partir des Lignes directrices sont les suivantes :

- i. Retirer du marché les insecticides à haut risque pour les oiseaux et les remplacer par des alternatives sûres, et inclure des critères dans la Convention de Rotterdam pour réduire les risques d'importations de produits toxiques pour les oiseaux, promouvoir la gestion intégrée des ravageurs et identifier les zones présentant un risque d'empoisonnement important pour les oiseaux migrateurs et atténuer leurs impacts en travaillant avec les acteurs ;
- ii. Restreindre/interdire l'utilisation des rodenticides anticoagulants de deuxième génération dans l'agriculture de plein champ (à l'exclusion de l'utilisation des meilleures pratiques pour la gestion des espèces envahissantes) ; utiliser les meilleures pratiques pour traiter les irruptions de rongeurs en

- réduisant l'utilisation des anticoagulants de deuxième génération ; et stopper l'usage permanent d'appâts, en le remplaçant par des mesures de prévention contre les rongeurs ;
- iii. Interdire l'utilisation des appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs aux fins de la protection du bétail et de la gestion du gibier (à l'exclusion de l'utilisation des meilleures pratiques pour la gestion des espèces envahissantes) et créer une législation pour l'application des réglementations ou modifier la législation en vigueur en la dotant de mécanismes de dissuasion et de sanctions en cas d'infraction et restreindre l'accès aux substances hautement toxiques par la résolution des conflits entre les hommes et la faune sauvage en utilisant des forums multipartites ;
 - iv. Interdire l'usage du diclofénac vétérinaire pour le traitement du bétail et le remplacer par des alternatives sans danger facilement disponibles, telles que le méloxican ; introduire des tests d'innocuité obligatoires pour tous les nouveaux produits pharmaceutiques vétérinaires afin d'évaluer les risques pour les oiseaux nécrophages, avant leur autorisation de mise sur le marché ;
 - v. Supprimer progressivement les munitions au plomb dans tous les habitats (zones humides et milieux terrestres) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années, et demander aux Parties de présenter des rapports à la Conférence des Parties (CoP12) en 2017 ; collaborer avec les acteurs dans la mise en œuvre ; promouvoir l'utilisation des alternatives sûres auprès des utilisateurs de munitions et assainir les sites pollués par le plomb, le cas échéant ;
 - vi. Supprimer progressivement les plombs de pêche dans les régions où il a été démontré que les oiseaux migrateurs sont particulièrement menacés, par exemple dans les habitats d'eau douce (à l'exclusion des poids de pêche utilisés dans les régions côtières où il existe d'importantes lacunes en matière de connaissances et nécessitant des recherches approfondies) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années, et demander aux Parties de présenter des rapports à la Conférence des Parties (CoP12) en 2017 ; collaborer avec tous les acteurs dans la mise en œuvre ; promouvoir l'utilisation des alternatives sûres auprès des pêcheurs.

Recommandations pour prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux par les insecticides utilisés pour la protection des cultures

1. Introduction

Les espèces d'oiseaux qui vivent dans les zones agricoles ou y séjournent lors de la migration (et dans les aires de reproduction et d'hivernage) risquent d'être exposés aux pesticides utilisés pour la protection des cultures, même si ceux-ci sont utilisés de façon normale selon les prescriptions approuvées. Les effets induits involontairement par l'utilisation légale de pesticides dans l'agriculture sur les oiseaux sont intrinsèquement variables (Hart, 2008). Selon des études, le nombre d'oiseaux tués chaque année par des pesticides est estimé entre 0,25 et 8,9 oiseaux par hectare de zone agricole en Amérique du Nord, certaines espèces étant plus touchées que d'autres (Boutin, Freemark et Kirk, 1999 ; Pimentel *et al.*, 1992). Cette situation ne reflète probablement pas les produits autorisés aujourd'hui, mais peut exister encore dans certaines parties du monde où des substances plus anciennes sont utilisées.

L'utilisation approuvée des pesticides en Amérique du Nord, au Canada et au Royaume-Uni a contribué à la mort de respectivement 181/736, 92/126 et 7/136 rapaces ; cette mortalité a été documentée dans le cadre des systèmes de suivi spécifiques à chaque pays, entre 1985 et 1995 (Mineau *et al.*, 1999). Les morts d'oiseaux dans d'autres parties du monde sont en grande partie inconnues et constituent un domaine majeur nécessitant des recherches approfondies. Cette évaluation porte principalement sur l'amélioration de l'utilisation légale/approuvée et la réduction de la mauvaise utilisation des pesticides (par exemple, une application sans précaution, incompatible avec les prescriptions approuvées) dans le monde entier. L'utilisation abusive intentionnelle de pesticides, par exemple d'appâts empoisonnés, est examinée dans une section distincte.

Les insecticides et les rodenticides (les rodenticides sont examinés dans une section distincte) sont les principaux pesticides qui présentent un risque pour les oiseaux. Les oiseaux d'eau et certaines espèces gibier qui se nourrissent de plantes cultivées sont potentiellement exposés. Les passereaux granivores peuvent consommer des semences traitées aux pesticides. Les oiseaux dans les habitats agricoles qui se nourrissent d'insectes ou d'animaux qui peuvent avoir été empoisonnés par des insecticides sont susceptibles d'être exposés aux insecticides agricoles.

La probabilité d'exposition aux pesticides est influencée par un certain nombre de facteurs, parmi lesquels :

- les pratiques culturales (Osten, Soares et Guilhermino, 2005 ; Mineau *et al.*, 2005) ;
- les types de culture (Parsons *et al.*, 2010) ;
- les types de ravageurs (Mineau *et al.*, 1999) ;
- la forme des pesticides, par exemple en granulés ou sous forme liquide, et leur persistance dans l'environnement (Prosser *et al.*, 2006) ;
- l'écologie – le régime alimentaire des espèces d'oiseaux et les habitats utilisés (Corson *et al.*, 1998).

Si un oiseau migrateur est susceptible d'être en contact avec des pesticides dans des zones de reproduction ou d'hivernage (le risque d'exposition peut être plus élevé dans les aires d'hivernage, parce que les oiseaux y passent souvent la plupart de leur temps (Faaborg *et al.*, 2010)), la nature spécifique du pesticide, par exemple son mode d'action et son niveau de toxicité pour les oiseaux, est importante pour déterminer s'il peut provoquer des effets nocifs. Le large éventail de toxicité de nombreux insecticides risque d'induire des effets létaux ou sub-létaux pour les oiseaux qui se trouvent dans les environs au moment de l'application du pesticide ou peu de temps après, ou s'ils se nourrissent de proies exposées à ces substances ou de feuillages contaminés et si l'exposition dépasse les niveaux de sécurité. Cela est vrai en particulier pour les organophosphates et les carbamates, qui sont actuellement les substances les plus utilisées dans le monde. L'utilisation des néonicotinoïdes est en augmentation, en particulier pour traiter les semences, et les premiers éléments de preuve indiquent que ces produits présentent un risque d'empoisonnement pour les oiseaux plus faible que de nombreux organophosphates et carbamates. Dans certains cas, par exemple sous forme de granulés, le risque d'intoxication peut persister pendant des mois après l'application du pesticide (Dietrich *et al.*, 1995).

Plusieurs insecticides à haut risque pour les oiseaux, comme le carbofuran, ont été retirés du marché agricole dans les pays développés. D'autres, comme le diazinon et le chlorpyrifos, ont fait l'objet de restrictions

d'utilisation, souvent en raison de problèmes pour la santé humaine, mais les oiseaux ont bénéficié de ces restrictions. Selon des analyses récentes provenant des États-Unis, l'utilisation d'insecticides hautement toxiques pour les oiseaux pourrait avoir été le principal facteur expliquant le déclin des oiseaux des zones agricoles au cours des dernières décennies (Mineau et Whiteside, 2013).

Cependant, une grande partie des effets directs enregistrés dans la littérature sont liés à l'utilisation de substances qui sont aujourd'hui fortement réglementées (bien qu'elles soient toujours utilisées dans certaines régions). Cela peut signifier que les insecticides à l'origine du déclin d'espèces d'oiseaux ne sont plus utilisés pour protéger les cultures agricoles dans de nombreux pays développés.

Les risques liés aux insecticides pour les oiseaux peuvent avoir diminué dans les régions où des substances plus anciennes présentant un risque élevé pour les oiseaux ne sont plus utilisées. Cependant, ces substances ont probablement été remplacées par des substances plus récentes dont les effets sur les oiseaux n'ont peut-être pas été entièrement décrits ou qui n'ont pas été utilisées pendant une période suffisamment longue pour évaluer pleinement les effets potentiels sur les oiseaux vivant en liberté.

En outre, les conséquences des effets sub-létaux et directs des insecticides pour la reproduction sur les oiseaux sont peu connues et/ou sont difficiles à étudier dans la nature. Les oiseaux migrateurs pourraient être particulièrement sensibles aux effets sub-létaux des insecticides, s'ils provoquent une diminution des déplacements (Galindo *et al.*, 1985), une vulnérabilité accrue à la prédation (Brewer *et al.*, 1988) et/ou affectent l'orientation migratoire (Vyas *et al.*, 1995). Les impacts sur les populations associés à une réduction des sources de nourriture (effets indirects) ne sont pas abordés dans cette étude.

Notant que les néonicotinoïdes (insecticides) ont remplacé essentiellement les organophosphates et les carbamates qui ont été examinés et compte tenu de leur utilisation élevée et de leur toxicité potentielle pour les vertébrés, les incidents liés à la mortalité des oiseaux associés à leur utilisation devraient faire l'objet d'un suivi et être signalés. Des recherches approfondies visant à examiner les risques potentiels imprévus des néonicotinoïdes et d'autres insecticides approuvés qui peuvent poser un risque similaire devraient être envisagées.

2. Recommandations non législatives

2.1. Identifier au niveau local les zones à haut risque et travailler avec les acteurs locaux pour réduire ces risques

Le risque d'empoisonnement des oiseaux migrateurs par les pesticides est plus fort pour les espèces dont les aires de reproduction et d'hivernage ainsi que les haltes migratoires se trouvent dans les zones agricoles où sont utilisés des pesticides (notamment les carbamates et les organophosphates) (Strum *et al.*, 2008). En conséquence, les zones à haut risque d'intoxication dans les aires de reproduction et d'hivernage et les haltes migratoires doivent être identifiées et le problème doit y être traité en travaillant avec les acteurs locaux.

Il existe des modélisations permettant d'identifier les utilisations de pesticides qui induisent un risque élevé d'intoxication aiguë. Ces modèles devraient être appliqués plus largement. Une meilleure identification des risques potentiels pour les oiseaux migrateurs, ainsi que des zones à haut risque, pourrait être réalisée en menant des études sur les zones où les habitats clés (initialement les habitats des espèces menacées et les zones de concentration des oiseaux) et les secteurs d'utilisation des pesticides se superposent.

La priorité peut être donnée à ces zones à haut risque pour encourager le changement dans l'utilisation des pesticides en travaillant avec les acteurs locaux et en particulier avec les utilisateurs de pesticides dans ces régions. Les conseils aux acteurs locaux sur la façon de limiter l'utilisation de pesticides à risque pourraient traiter des stratégies de gestion intégrée des ravageurs (voir ci-après), des pratiques culturales sans risque pour les oiseaux (Nájera et Simonetti, 2010) et des changements de méthodes et de calendrier d'utilisation des pesticides.

Les incitations monétaires pour changer le comportement des agriculteurs sont souvent de courte durée ; leur effet cesse lorsque les subventions ont été utilisées. En revanche, les incitations non monétaires, telles que l'influence sociale, la satisfaction personnelle d'être écologiquement responsable, l'attachement à une cause (par exemple, le déclin des populations d'oiseaux) et les mesures locales peuvent être des motivations efficaces et de longue durée pour changer les pratiques agricoles (De Young *et al.*, 1993 ; Pieters, 1991) ; voir la Figure 1 pour avoir des exemples.

Figure 1 : Exemples d'incitations non monétaires

Influence sociale (leaders d'opinion)

Les leaders d'opinion ont une influence sur les opinions et le comportement des autres dans leur système social en s'informant sur les innovations et en transmettant les informations à leurs amis et/ou collègues (Vining et Ebreo, 2002). Dans une étude sur le comportement des consommateurs qui se préoccupent de l'environnement, Flynn et Goldsmith ont pu identifier un groupe de femmes, qui agissaient comme des leaders d'opinion. Elles en savaient plus sur les biens de consommation respectueux de l'environnement et adoptaient plus souvent que les autres un comportement de consommateurs en faveur de l'environnement (Flynn et Goldsmith, 1994).

Mesures locales

Les mesures prises localement sont plus susceptibles d'être respectées et comprises par les habitants locaux (Berkes, 2004 ; Ostrom, 1990), en comparaison avec les règles imposées de l'extérieur (Cardenas *et al.*, 2000) et se poursuivraient probablement pendant en certain temps, si les paiements monétaires cessaient.

Par exemple, au Cambodge, les nids d'oiseaux sont vulnérables aux perturbations humaines, telles que la collecte des œufs et des oisillons pour le commerce de la faune sauvage, en particulier. La communauté locale reconnaît l'intérêt de protéger les nids d'oiseaux uniquement parce qu'une organisation environnementale fait le choix de payer pour les protéger et non en raison d'une reconnaissance spécifique de l'importance des oiseaux. Si les paiements cessaient, même temporairement, la collecte de nids d'oiseaux recommencerait probablement (Clements *et al.*, 2010). Les programmes de paiement qui sont structurés de manière à faciliter les motivations intrinsèques sont donc plus susceptibles d'être couronnés de succès et dureront plus longtemps que les paiements monétaires. En outre, l'attribution de nids aux propriétaires (sur la base du volontariat) a réduit la perte de nids de 54 % à 2 % en Finlande (Santangeli *et al.*, 2012).

Néanmoins, bien souvent, le principal frein au changement de comportement est le manque de connaissance des pratiques agricoles sans risque pour les oiseaux. Des informations précises sur la façon de procéder, le lieu et les actions sont essentielles pour l'utilisation de nouvelles techniques (Jacobson *et al.*, 2003). Par conséquent, les programmes éducatifs avec les acteurs locaux (fondés sur les stratégies d'influence produites par la Convention sur la diversité biologique/l'UICN1), qui incluent des incitations non monétaires, devraient être un élément essentiel pour la mise en œuvre des présentes Lignes directrices.

3. Recommandations législatives

3.1. Améliorer la gouvernance mondiale et l'évaluation des risques : inclure des critères sur les oiseaux migrateurs dans la Convention de Rotterdam pour réduire les risques d'importations de produits hautement toxiques pour les oiseaux

La Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux dans le commerce international (ci-après la « Convention ») est entrée en vigueur en 2004. La Convention compte 153 Parties et a pour objectif l'utilisation écologiquement rationnelle des produits chimiques dangereux. Elle régleme le commerce international de 43 produits chimiques, dont 32 pesticides. Un examen obligatoire des effets des pesticides sur les oiseaux migrateurs (par exemple des critères sur les oiseaux migrateurs) pourrait favoriser les prises de décisions éclairées, en particulier lorsque :

- (1) Les gouvernements nationaux doivent décider d'autoriser ou non l'importation de pesticides :
La prise en compte des risques pour les oiseaux migrateurs devrait être une composante obligatoire et plus importante des orientations, afin que les pays puissent évaluer la probabilité des risques encourus par ces oiseaux dans leur propre région. Cette information est très importante, car de nombreux pays suivent les orientations internationales sans toutefois réaliser leurs propres évaluations des risques (Wesseling *et al.*, 2005).
- (2) La Convention doit décider de réglementer des pesticides supplémentaires :
La Convention est également dotée d'un mécanisme d'évaluation et de réglementation des nouvelles substances chimiques (en les soumettant à la procédure d'autorisation d'importation) (Henrik, 2010). L'évaluation comprend l'examen des propriétés écotoxicologiques de la préparation pesticide, des

¹ Outil de la Convention sur la diversité biologique/l'UICN sur la manière d'influencer les parties prenantes : <http://bch.cbd.int/protocol/outreach/CBD-Toolkit.pdf>.

incidents environnementaux survenus dans d'autres États (y compris l'empoisonnement d'oiseaux) et de l'existence de restrictions ou de lignes directrices environnementales dans d'autres États.

Dans les deux processus, le poids de chaque facteur est donné lorsque l'évaluation de la nécessité d'importer ou de réglementer le produit chimique est inconnue. La CMS et d'autres parties prenantes, telles que Partners in Flight, pourraient travailler avec le Secrétariat de la Convention de Rotterdam afin d'élaborer des critères de prise de décision qui incluent l'examen obligatoire des risques pour les oiseaux migrateurs lors de l'évaluation des propositions. Ces critères devraient également bénéficier d'une réelle prise en compte par rapport aux autres critères de décision.

3.2. Remplacer (lors d'un retrait du marché et d'un remplacement par des alternatives respectueuses de l'environnement) les substances à haut risque pour les oiseaux et promouvoir les alternatives, telles que la gestion intégrée des ravageurs ; introduire des mécanismes d'évaluation obligatoires pour les produits existants ou nouveaux

Les substances à haut risque pour les oiseaux devraient être immédiatement remplacées. Les substances pouvant induire des effets létaux ou sub-létaux qui contribuent au déclin des populations, devraient être retirées et remplacées par des produits respectueux de l'environnement.

Un système de réglementation des pesticides devrait intégrer l'examen des impacts sur les oiseaux migrateurs afin : (1) d'assurer que les substances à haut risque pour eux ne sont pas autorisées pour une utilisation dans des activités pouvant entraîner une exposition des populations d'oiseaux migrateurs – prévention ; et (2) de permettre le retrait de substances s'il est mis en évidence que leur utilisation peut présenter des risques pour les oiseaux migrateurs – évaluation. Les présentes Lignes directrices mettent l'accent sur ce second aspect, mais le processus d'évaluation préventive des nouveaux produits devrait être davantage mis en œuvre dans les régions développées et moins développées (Forbes et Calow, 2013 ; Murfitt, 2012 ; Kramer *et al.*, 2011 ; Sala *et al.*, 2010).

Les systèmes de réglementation devraient être plus réactifs en cas d'informations nouvelles (par exemple, par des examens réguliers fondés sur des données probantes), de sorte que, si un risque pour les oiseaux migrateurs est mis en évidence après l'homologation, cette information soit utilisée pour réexaminer l'approbation de la substance et, le cas échéant, pour retirer certaines utilisations déjà approuvées (Hooper *et al.*, 2010).

Figure 2 : Exemple de retrait d'un produit, le cas des Faucons de Swainson en Argentine

Après l'obtention de preuves des graves effets du monocrotophos (insecticide) sur les Faucons de Swainson (*Buteo swainsoni*) en Argentine, une évaluation a été réalisée et a conduit au retrait du produit du marché dans ce pays (Goldstein *et al.*, 1999). Bien qu'il s'agisse de la première action de ce type en Argentine, une législation a été mise en place très rapidement pour protéger les oiseaux migrateurs. Le monocrotophos a été remplacé, sans conséquences négatives pour l'économie agricole du pays.

Les mécanismes législatifs nationaux devraient inclure un processus d'examen/évaluation obligatoire doté de critères d'ajustement des utilisations labélisées/approuvées, s'il est démontré qu'un tel processus est nécessaire. Afin qu'un processus de réévaluation puisse être engagé lorsque des risques pour les oiseaux migrateurs sont mis en évidence (Mineau, 2003), un système de suivi doit être mis en place. Le suivi de l'utilisation des insecticides et l'enregistrement des effets sur les oiseaux migrateurs doivent faire partie du plan d'atténuation nécessaire au stade de l'approbation initiale de l'utilisation du produit.

3.3. Adopter une gestion intégrée des ravageurs au niveau national et mettre en place des mesures d'incitation pour les agriculteurs, telles que des systèmes de certification et d'aides publiques

La gestion intégrée des ravageurs (GIR) est une approche durable de la production et de la protection des cultures, qui combine des stratégies et des pratiques de gestion différentes afin de cultiver des plantes en bonne santé et d'éviter l'utilisation de pesticides, ce qui limite le risque d'empoisonnement des espèces non cibles telles que les oiseaux migrateurs (FAO). Des études ont montré que les systèmes qui l'utilisent produisent une plus grande biodiversité et réduisent l'usage des pesticides d'au moins 20 % par rapport à l'agriculture conventionnelle (Freier et Boller, 2009). De nombreux pays ont donc lancé des programmes de GIR.

La mise en œuvre de la GIR est plus lente que les approches associées à une gestion individuelle des terres, axée sur le marché (et promue par l'industrie) (Goodell *et al.*, 2012). Les obstacles à son adoption sont nombreux et comprennent les difficultés que rencontrent les acteurs concernés pour apprendre à utiliser les nouvelles

technologies et les outils d'aide à la décision, ainsi que pour amortir la transition et les coûts permanents éventuellement plus élevés par rapport aux méthodes conventionnelles (Brewer *et al.*, 2009). La faible utilisation de la GIR s'explique également par le fait que les avantages de cette méthode peuvent ne pas être aussi immédiats qu'en agriculture conventionnelle et ne se faire sentir que sur le long terme, au profit à la fois des agriculteurs et de la communauté (Goodell *et al.*, 2012).

Des incitations sont nécessaires pour encourager les utilisateurs de substances dangereuses pour les oiseaux, en particulier dans l'agriculture (cultures alimentaires et non alimentaires), à se convertir à l'approche de gestion intégrée des ravageurs. Ces incitations pourraient comprendre :

- **La certification**

La certification permet aux producteurs de cultures alimentaires et non-alimentaires d'accéder à un système national ou international de certification par une tierce partie des marchandises produites et protégées par la GIR. Les consommateurs disposent ainsi d'informations pour identifier les marchandises produites selon les normes de la GIR. Il est démontré que les consommateurs préfèrent souvent des produits portant des labels durables, ce qui peut potentiellement accroître l'attractivité des produits des agriculteurs pratiquant la GIR (Durham *et al.*, 2012). L'utilisation d'une certification par une tierce partie peut ainsi encourager une évolution vers des modes de consommation respectueux de l'environnement et inciter les gouvernements à améliorer les normes environnementales des produits grâce aux systèmes réglementaires en vigueur (Gallastegui, 2002).

- **Les aides publiques**

Tous les gouvernements fournissent des aides publiques à leur agriculture et au secteur rural, ce qui offre une opportunité de réorienter ce soutien vers des pratiques durables telles que la GIR (Pretty *et al.*, 2001). Les aides publiques – notamment les programmes financés par les gouvernements – destinées à encourager les agriculteurs à adopter des stratégies de GIR, constituent un outil important pour accroître le recours à cette méthode (Brewer *et al.*, 2004). Les subventions gouvernementales en faveur de la conservation sont répandues en Europe, aux États-Unis et au Canada, et la GIR devrait faire partie de ces programmes ou y recevoir davantage d'attention (Casey, 1999 ; Baylis *et al.*, 2008). Certains pays ont même l'obligation légale d'avoir recours à des pratiques de GIR (par exemple, la directive pour une utilisation durable des pesticides dans l'Union européenne). Certains de ces programmes ont été conçus en réponse au déclin des oiseaux dans les zones agricoles (Dobbs et Pretty, 2004), ce qui pourrait permettre de prévenir les risques que représentent les pesticides pour les oiseaux par une pratique cohérente de la GIR.

Une taxe sur les achats de pesticides par les agriculteurs (en particulier les insecticides présentant le plus grand risque pour les espèces non cibles, comme les oiseaux) augmenterait le coût des produits qui sont les plus nocifs pour l'environnement et pourrait agir comme une incitation monétaire pour passer aux stratégies de GIR (Falconer, 1998). Les taxes sur les pesticides ont été utilisées, par exemple au Danemark, en Finlande, en Suède et aux États-Unis ; néanmoins, il faudra peut-être une forte augmentation des prix pour changer le comportement des agriculteurs (Pretty *et al.*, 2001). Les recherches montrent qu'il n'est pas certain que des prix élevés changent la demande, sauf si des mesures de soutien sont mises en place pour aider les agriculteurs à modifier leurs pratiques (Praneetvatakul *et al.*, 2013).

Les quotas d'utilisation de pesticides peuvent être plus efficaces que des taxes ou des subventions (Skevas *et al.*, 2012). En établissant des quotas sur l'usage à titre individuel de pesticides, il y a aussi la possibilité de créer un marché négociable pour ces produits afin d'optimiser l'efficacité et de réduire leur usage. Un système de permis négociable impliquerait que les agriculteurs qui utilisent moins de pesticides puissent transférer/vendre leurs quotas aux exploitations qui ont mis en place des cultures et des systèmes les utilisant massivement (Jensen *et al.*, 2002), créant ainsi une incitation pour réduire l'usage des pesticides en vue de tirer parti de la vente des quotas restants.

Avec la prise de conscience croissante en matière de GIR et la mise en place de taxes/quotas, les alternatives comme la GIR deviendront plus attractives pour les agriculteurs. En attendant, les revenus générés par les taxes sur les pesticides pourraient être utilisés pour les aides publiques destinées aux pratiques de GIR et/ou le suivi de l'utilisation après l'enregistrement et la recherche.

Pour être totalement efficaces, ces deux approches, qui consistent soit à encourager les bonnes pratiques par un soutien financier, soit à sanctionner les comportements ayant un coût pour l'environnement par l'introduction de taxes, nécessitent de sensibiliser et former les utilisateurs de pesticides. Par exemple, les écoles pratiques d'agriculture ont un impact positif sur le recours à la GIR (Van den Berg et Jiggins, 2007). La diffusion des stratégies de GIR et leur utilisation par les agriculteurs pourraient être plus efficaces à travers l'apprentissage social (imitation du voisin) que dans le cadre de ces écoles (Rebaudo et Dangles, 2012).

Figure 3 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- Documentation de l'utilisation des pesticides par culture et par région, en particulier en ce qui concerne les organophosphates et les carbamates, y compris des substances interdites.
- Les néonicotinoïdes (insecticides) ont principalement remplacé les organophosphates et les carbamates examinés ci-dessus. Il faudrait promouvoir le suivi de leur utilisation afin de confirmer que celle-ci ne présente pas de danger et envisager des recherches pour étudier les risques potentiels imprévus des néonicotinoïdes et d'autres insecticides approuvés.
- Effets sub-létaux de l'utilisation des insecticides sur les populations d'oiseaux migrants.

Appendice 1 : Processus liés à la Convention de Rotterdam

Lorsque des critères relatifs aux oiseaux migrateurs peuvent ajouter de la valeur aux processus liés à la Convention de Rotterdam (voir la recommandation législative 3.1) :

- (1) les gouvernements nationaux doivent décider d'autoriser ou non l'importation de pesticides :

Toute exportation de produits chimiques, y compris d'insecticides, qui ont été interdits ou strictement réglementés (pour des raisons liées à la santé des personnes ou environnementales) par deux ou plusieurs pays nécessite le consentement du pays importateur. Pour aider à évaluer les risques et à prendre des décisions, les Parties reçoivent un document d'orientation préparé par le Comité d'étude des produits chimiques, qui inclut une évaluation des risques pour la santé et l'environnement. La prise en compte des risques pour les oiseaux migrateurs devrait être une composante obligatoire et plus importante des orientations, afin que les pays puissent évaluer la probabilité des risques encourus par ces oiseaux dans leur propre région. Cette information est très importante, car de nombreux pays en développement suivent les orientations internationales sans toutefois réaliser leurs propres évaluations des risques (Wesseling *et al.*, 2005).

- (2) la Convention doit décider de réglementer des pesticides supplémentaires :

La Convention est également dotée d'un mécanisme d'évaluation et de réglementation des nouvelles substances chimiques (en les soumettant à la procédure d'autorisation d'importation). Ce processus peut se dérouler de deux manières (Henrik, 2010). Tout d'abord, après l'interdiction d'un produit chimique ou la mise en place d'une stricte réglementation concernant ce produit par deux ou plusieurs pays, le Comité d'étude des produits chimiques décide de recommander ou non son inclusion dans la Convention (en utilisant les informations sur l'évaluation des risques fournies par les pays où ce produit a été interdit ou strictement réglementé). Ensuite, un pays en développement peut proposer l'inclusion dans la Convention de plusieurs pesticides extrêmement dangereux qui sont utilisés dans les pays en développement ; ceux-ci doivent aussi fournir la preuve d'incidents environnementaux. Le Comité évalue la proposition en utilisant les rapports d'incidents environnementaux ainsi qu'une évaluation effectuée par le Secrétariat. Pour aider les pays à enregistrer les incidents environnementaux, un document d'orientation donne des exemples d'incidents, notamment l'empoisonnement d'oiseaux. L'évaluation comprend l'examen des propriétés écotoxicologiques de la préparation pesticide, des incidents environnementaux survenus dans d'autres États (ce qui comprend l'empoisonnement d'oiseaux) et de l'existence de restrictions ou de lignes directrices environnementales dans d'autres États.

Dans les deux processus, le poids de chaque facteur est donné lorsque l'on ne connaît pas l'évaluation de la nécessité de réglementer le produit chimique dans la Convention et les critères de prise de décision au niveau du Comité d'étude des produits chimiques et lors de la Conférence des Parties. La CMS pourrait travailler avec le Secrétariat afin d'élaborer des critères de prise de décision qui incluent la prise en compte des risques pour les oiseaux migrateurs ; ces critères pourront être utilisés par le Comité et la Conférence des Parties lors de l'évaluation des propositions, ou au moins pour veiller à ce que ces informations soient incluses dans le document d'orientation pour les décisions du Comité.

Bibliographie

- Baylis, Kathy, Stephen Peplow, Gordon Rausser, and Leo Simon. "Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison." *Ecological Economics* 65, no. 4 (2008): 753-764.
- Berkes, Fikret. "Rethinking community-based conservation." *Conservation biology* 18, no. 3 (2004): 621-630.
- Boutin, Celine, Kathryn E. Freemark, and David A. Kirk. "Spatial and temporal patterns of bird use of farmland in southern Ontario." *Canadian Field-Naturalist* 113 (1999): 430-460.
- Brewer, Larry W., Crystal J. Driver, Ronald J. Kendall, Carol Zenier, and Thomas E. Lacher. "Effects of methyl parathion in ducks and duck broods." *Environmental toxicology and chemistry* 7, no. 5 (1988): 375-379.
- Brewer, Michael J., Robert J Hoard, Joy N Landis, and Lawrence E Elworth. "The Case and Opportunity for Public-Supported Financial Incentives to Implement Integrated Pest Management." *J. Econ. Entomol* 97, no. 6 (2004): 1782-1789.
- Brewer, Michael J., Edwin G. Rajotte, Jonathan R. Kaplan, and Peter B. Goodell. "Opportunities, Experiences, and Strategies to Connect Integrated Pest Management to U.S. Department of Agriculture Conservation Programs." *American Entomologist*, no. Fall (2009): 140-146.
- Casey, F. *Flexible incentives for the adoption of environmental technologies in agriculture*. Vol. 17. Kluwer Academic Pub, 1999.
- Clements, Tom, Ashish John, Karen Nielsen, Dara An, Setha Tan, and E. J. Milner-Gulland. "Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia." *Ecological Economics* 69, no. 6 (2010): 1283-1291.
- Convention, Rotterdam.
<http://www.pic.int/Procedures/SeverelyHazardousPesticideFormulations/FormsandInstructions/tabid/1192/language/en-US/Default.aspx> (accessed 06 19, 2013).
- . "Article 17."
- Corson, Michael S., Miguel A. Mora, and William E. Grant. "Simulating cholinesterase inhibition in birds caused by dietary insecticide exposure." *Ecological modelling* 105, no. 2 (1998): 299-323.
- De Young, Raymond *et al.*, "Promoting source reduction behavior The role of motivational information." *Environment and Behavior* 25, no. 1 (1993): 70-85.
- Dietrich, Daniel R. *et al.*, "Mortality of birds of prey following field application of granular carbofuran: a case study." *Archives of environmental contamination and toxicology* 29, no. 1 (1995): 140-145.
- Dobbs, Thomas L., and Jules N. Pretty. "Agri-environmental stewardship schemes and Multifunctionality." *Applied Economic Perspectives and Policy* 26, no. 2 (2004): 220-237.
- Durham, Catherine A., Cathy A. Roheim, and Iain Pardoe. "Picking Apples: Can Multi-Attribute Ecolabels Compete?" *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 2012.
- Faaborg, John *et al.*, "Conserving migratory land birds in the New World: Do we know enough?" *Ecological Applications* 20, no. 2 (2010): 398-418.
- Falconer, K. E. "Managing diffuse environmental contamination from agricultural pesticides: an economic perspective on issues and policy options, with particular reference to Europe." *Agriculture, ecosystems & environment* 69, no. 1 (1998): 37-54.
- FAO. *Food and Agriculture Organization of the United Nations: Pest and Pesticide Management*.
- Flynn, Leisa Reinecke, and Elizabeth Goldsmith. "Opinion leadership in green consumption: An exploratory study." *Journal of Social Behavior & Personality* 9, no. 3 (1994): 543-553.
- Forbes, Valery E, and Peter Calow. "Developing predictive systems models to address complexity and relevance for ecological risk assessment." *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2013.
- Freier, B., and E. F. Boller. "Integrated pest management in Europe—history, policy, achievements and implementation." *Integrated pest management: dissemination and impact*, 2009: 435-454.
- Galindo, Janine C., Ronald J. Kendall, Crystal J. Driver, and Thomas E. Lacher Jr. "The effect of methyl parathion on susceptibility of bobwhite quail (*Colinus virginianus*) to domestic cat predation." *Behavioral and neural biology* 43, no. 1 (1985): 21-36.
- Gallastegui, Ibon Galarraga. "The use of eco-labels: a review of the literature." *Environmental governance and policy* 12(6), 2002: 316-331.
- Goldstein, Michael I., T. E. Lacher, M. E. Zaccagnini, M. L. Parker, and M. J. Hooper. "Monitoring and assessment of Swainson's Hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use." *Ecotoxicology* 8, no. 3 (1999): 215-224.
- Goodell, Michael J., Brewer, and B Peter. "Approaches and Incentives to Implement Integrated Pest Management that Addresses Regional and Environmental Issues." *Annual Review of Entomology* 57 (2012): 41-59.
- Grijp, N. M. "Regulating pesticide risk reduction: the practice and dynamics of legal pluralism." 2008.
- Hart, A.D.M. "The assessment of pesticide hazards to birds: the problem of variable effects." *Ibis*, 2008: 192-204.

- Henrik, Selin. "Global governance of hazardous chemicals." *MIT Press*, 2010.
- Hooper, Michael J., Pierre Mineau, Maria Elena Zaccagnini, and Brian Woodbridge. *Pesticides and International Migratory Bird Conservation in Handbook of Ecotoxicology*. Edited by David J., Barnett A. Rattner, G. Allen Burton Jr, and John Cairns Jr Hoffman. CRC press, 2010.
- Jacobson, Susan K., Kathryn E. Sieving, Gregory A. Jones, and Annamaria Van Doorn. "Assessment of farmer attitudes and behavioral intentions toward bird conservation on organic and conventional Florida farms." *Conservation Biology* 17, no. 2 (2003): 595-606.
- Jensen, Jørgen D., Henrik Huusom, Hild Rygnestad, Martin Andersen, and S. H. Jorgensen. "Economic impacts of transferable quotas in pesticide regulation." *Rapport-Fodevareøkonomisk Institut*, 2002.
- Kramer, Vincent J. *et al.*, "Adverse outcome pathways and ecological risk assessment: Bridging to population-level effects." *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, no. 1 (2011): 64-76.
- Mineau, Pierre. "Birds and pesticides: Are pesticide regulatory decisions consistent with the protection afforded migratory bird species under the Migratory Bird Treaty Act." *Wm. & Mary Envtl. L. & Pol'y Rev* 28 (2003): 313.
- Mineau, Pierre, and Melanie Whiteside. "Pesticide acute toxicity is a better correlate of US grassland bird declines than agricultural intensification." *PloS one* 8, no. 2 (2013): e57457.
- Mineau, Pierre, Connie M. Downes, David Anthony Kirk, Erin Bayne, and Myriam Csizy. "Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies." *Ecoscience* 12, no. 2 (2005): 267-278.
- Mineau, Pierre *et al.*, "Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, US and UK." *Journal of Raptor Research* 33 (1999): 1-37.
- Murfitt, Roger. "Bird and Mammal Risk Assessment for Pesticides in Europe: A Review of Current Guidance." *Outlooks on Pest Management* 23, no. 4 (2012): 185-188.
- Nájera, Andrea, and Javier A. Simonetti. "Can oil palm plantations become bird friendly?" *Agroforestry systems* 80, no. 2 (2010): 203-209.
- Osten, Jaime Rendón-von, Amadeu MVM Soares, and Lucia Guilhermino. "Black-bellied whistling duck (*Dendrocygna autumnalis*) brain cholinesterase characterization and diagnosis of anticholinesterase pesticide exposure in wild populations from Mexico." *Environmental toxicology and chemistry* 24, no. 2 (2005): 313-317.
- Ostrom, Elinor. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press, 1990.
- Parsons, Katharine C., Pierre Mineau, and Rosalind B. Renfrew. "Effects of pesticide use in rice fields on birds." *Waterbirds* 33, no. sp1 (2010): 193-218.
- Pieters, Rik GM. "Changing garbage disposal patterns of consumers: Motivation, ability, and performance." *Journal of Public Policy & Marketing*, 1991: 59-76.
- Pimentel, D. *et al.*, "Environmental and economic consequences of pesticide use." *BioScience* 42, no. 10 (1992): 750-760.
- Praneetvatakul, Suwanna, Pepijn Schreinemachers, Piyat Pananurak, and Prasnee Tipraqsa. "Pesticides, external costs and policy options for Thai Agriculture." *Environmental Science and Policy* 27 (2013): 103-113.
- Pretty, J, Brett *et al.*, "Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture." *Journal of Environmental Planning and Management* 44, no. 2 (2001): 263-283.
- Prosser, P. J., A. D. M. Hart, S. D. Langton, H. V. McKay, and A. S. Cooke. "Estimating the rate of poisoning by insecticide-treated seeds in a bird population." *Ecotoxicology* 15, no. 8 (2006): 657-664.
- Rebaudo, François, and Olivier Dangles. "An agent-based modeling framework for integrated pest management dissemination programs." *Environmental Modelling & Software* 45 (2012): 141-149.
- Sala, Serenella, Marta Cavalli, and Marco Vighi. "Spatially explicit method for ecotoxicological risk assessment of pesticides for birds." *Ecotoxicology and environmental safety* 73, no. 3 (2010): 213-221.
- Santangeli, A., H. Lehtoranta, and T. Laaksonen. "Successful voluntary conservation of raptor nests under intensive forestry pressure in a boreal landscape." *Animal Conservation* 15, no. 6 (2012): 571-578.
- Selin, H. *Global governance of hazardous chemicals*. MIT Press, 2010.
- Skevas, Theodoros, Spiro E. Stefanoua, and Alfons Oude Lansinka. "Can economic incentives encourage actual reductions in pesticide use and environmental spillovers?" *Agricultural Economics* 43 (2012): 267-276.
- Strum, Khara M. *et al.*, "Plasma cholinesterases for monitoring pesticide exposure in Nearctic-Neotropical migratory shorebirds." *Ornitología Neotropical* 19 (2008): 641-651.
- Van den Berg, Henk, and Janice Jiggins. "Investing in Farmers—The Impacts of Farmer Field Schools in Relation to Integrated Pest Management." *World Development* 35, no. 4 (2007): 663-686.
- Vining, Joanne, and Angela Ebreo. "Emerging theoretical and methodological perspectives on conservation behaviour." *Urbana* 51 (2002): 61801.
- Vyas, Nimish B., Elwood F. Hill, John R. Sauer, and Wayne J. Kuenzel. "Acephate affects migratory orientation of the white-throated sparrow (*Zonotrichia albicollis*)." *Environmental toxicology and chemistry* 14, no. 11 (1995): 1961-1965.

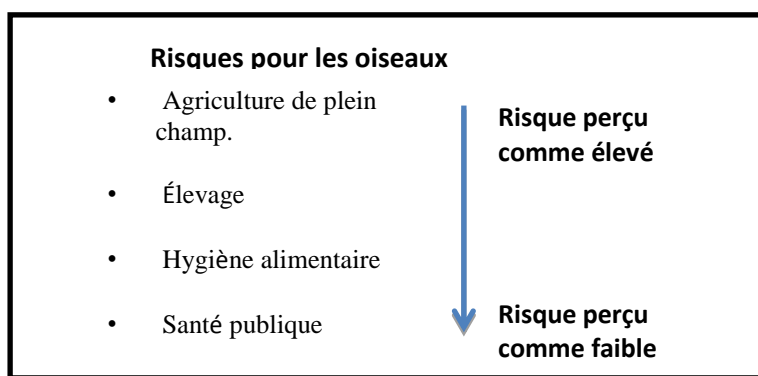
Wesseling, Catharina, Marianela Corriols, and Viria Bravo. "Acute pesticide poisoning and pesticide registration in Central America." *Toxicology and Applied Pharmacology*, 2005: 207 S697 – S705.

Recommandations pour prévenir les risques liés aux rodenticides utilisés pour la protection des cultures

1. Introduction

Les rodenticides sont utilisés pour lutter contre les rongeurs à des fins diverses, telles que la protection des cultures et du grain stocké, dans l'élevage pour prévenir la consommation et la détérioration des aliments des animaux et la transmission de maladies au bétail, ainsi que pour améliorer l'hygiène alimentaire et protéger la santé des personnes contre les maladies pouvant être véhiculées par les rongeurs (Figure 1). Les rodenticides anticoagulants sont les plus largement employés dans le monde pour lutter contre les rongeurs nuisibles. Les évaluations des risques environnementaux montrent que ces rodenticides anticoagulants présentent un risque important pour la faune sauvage, en raison de leur manque de sélectivité vis-à-vis de leur cible (Commission européenne, 2009).

Figure 1: Échelle des risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs (du plus élevé au plus faible) selon le domaine d'utilisation des rodenticides anticoagulants sur la base d'avis d'experts de l'Atelier sur la prévention du risque d'empoisonnement de la CMS, qui a eu lieu en mai 2013



Les oiseaux migrateurs sont exposés aux rodenticides anticoagulants par la consommation des appâts toxiques (exposition primaire) ou la consommation de proies contaminées, qui ont elles mêmes consommé des appâts (exposition secondaire). Une large exposition des oiseaux aux rodenticides anticoagulants, et en particulier aux rodenticides anticoagulants de deuxième génération (RADG), a été détectée dans le cadre de programmes de suivi de la faune sauvage en Europe et en Amérique du Nord (Figure 2).

Figure 2 : Prévalence d'une exposition des rapaces aux rodenticides anticoagulants

Des taux élevés de rodenticides anticoagulants ont été signalés chez des rapaces, dans le cadre de programmes de suivi de la faune sauvage, dans les pays suivants :

- Canada : 70 % des 164 rapaces nocturnes exposés (diverses espèces) et 60 % des Buses à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) exposées, (Albert *et al.*, 2010 ; Thomas *et al.*, 2011)
- États Unis : 86 % des 161 oiseaux testés avaient des résidus dans le foie (Murray, 2011)
- Royaume-Uni : 90 % des 96 oiseaux exposés (Effraies des clochers – *Tyto alba* –, Milans royaux – *Milvus milvus*– et Faucons crécelle – *Falco tinnunculus*) (Walker *et al.*, 2013)
- Norvège : 53 % des Aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) et des Grands-ducs d'Europe (*Bubo bubo*) exposés (Langford *et al.*, 2013)
- Danemark : 92 % des 430 oiseaux exposés appartenant à 11 espèces (Christensen *et al.*, 2012)
- France : 44 % des Milans royaux présentaient un empoisonnement aux rodenticides anticoagulants (Berny et Gaillet, 2008)
- Espagne : 9 % présentaient un empoisonnement aux rodenticides anticoagulants (Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012).

On considère que dans les lieux où sont utilisés les rodenticides anticoagulants, les oiseaux qui se nourrissent dans les zones agricoles risquent davantage d'être exposés (Figure 2). En effet, c'est dans ces zones qu'une exposition primaire des rongeurs et d'autres espèces non cibles est plus susceptible de se produire. L'écologie de certaines espèces augmente leur risque d'exposition par rapport à d'autres dans ces zones : par exemple, de

nombreuses espèces de rapaces risquent particulièrement d'être exposées aux rodenticides en raison de leur consommation régulière de rongeurs. Les espèces nécrophages peuvent être particulièrement touchées, car elles se nourrissent de carcasses pouvant être contaminées par des rodenticides. Par exemple, des études réalisées au Royaume-Uni et en France laissent entendre que le Milan royal pourrait être particulièrement sensible à l'exposition et l'empoisonnement secondaires en raison de la forte proportion de carcasses dans son régime alimentaire, notamment de carcasses de rats et d'autres petits mammifères (Burn *et al.*, 2002 ; Coeurdassier *et al.*, 2012).

Si l'exposition aux rodenticides anticoagulants se produit, la quantité ingérée aura un impact important sur les résultats physiologiques. L'ingestion ou l'accumulation d'une dose létale provoque une hémorragie mortelle. Il a été suggéré que l'ingestion ou l'accumulation de doses sub-létales pouvait être associée à un certain nombre d'effets nocifs, tels que l'aggravement probable des hémorragies suite à un traumatisme et des changements de comportement qui peuvent diminuer les aptitudes de chasse. Cependant, on ne dispose pas de preuves de la survenance de ces effets (Thomas *et al.*, 2011).

Bien que la forte exposition des rongeurs aux rodenticides, en particulier aux RADG, dans certains pays soit connue, on ne dispose pas de preuves de leurs effets sur des populations entières et les connaissances à ce sujet sont limitées. Les taux d'exposition des oiseaux aux RADG en dehors de l'Europe, de l'Amérique du Nord et de la Nouvelle-Zélande sont également peu connus.

Les recommandations législatives et non législatives visant à prévenir les risques pour les oiseaux migrateurs sont examinées ci-après. Différentes recommandations sont formulées aux fins de la lutte préventive contre les rongeurs par opposition à des scénarios plus extrêmes, comme les irruptions de rongeurs.

2. Recommandations non législatives

2.1. Utiliser les meilleures pratiques pour prévenir et gérer les irruptions de rongeurs (en réduisant l'utilisation des rodenticides anticoagulants de deuxième génération), étant donné qu'elles peuvent avoir des effets sur un grand nombre de rapaces dans les zones de prairies

Les irruptions de rongeurs pouvant se produire selon des cycles réguliers ou de manière irrégulière après des événements tels que des pluies abondantes attirent les rapaces (Pavey et Nano, 2013). Elles surviennent dans une grande diversité de paysages et de types d'habitats (Luque-Larena *et al.*, 2013). Les rodenticides sont parfois utilisés, rarement toutefois, en Amérique du Nord et en Europe, et lorsqu'ils sont utilisés, ils peuvent être répandus sur de grandes surfaces. Par exemple, en 2006, des rodenticides ont été utilisés sur 280 000 hectares en Allemagne pour traiter une invasion de rongeurs (Jacob et Tkadlec, 2010).

Les rodenticides peuvent être dangereux pour des espèces non cibles, comme les oiseaux migrateurs, lorsqu'ils sont utilisés à grande échelle lors d'invasions de rongeurs (Olea *et al.*, 2009). Les invasions de ravageurs peuvent poser un risque d'exposition particulier pour les oiseaux dont les choix alimentaires changent en fonction de la disponibilité des proies. Par exemple, le Milan royal, une espèce dont le comportement alimentaire est flexible, peut viser les invasions de Rats d'eau (*Arvicola amphibius*), lorsqu'elles se produisent (Coeurdassier *et al.*, 2012).

Première recommandation : Les RADG ne doivent pas être utilisés en cas d'invasion de rongeurs, et des mesures de prévention des dommages causés par les rongeurs devraient plutôt être mises en œuvre. Les mesures préventives peuvent inclure, par exemple, la plantation synchrone des cultures et un bon assainissement des parcelles pour limiter la disponibilité des ressources/la durée de la saison de plantation (Htwe *et al.*, 2012 ; Davis *et al.*, 2004). Si des RADG sont utilisés, cela doit être fait de manière à éviter les impacts néfastes – voir la deuxième recommandation ci-après).

Deuxième recommandation : Les traitements incontournables des irruptions de rongeurs par des rodenticides doivent être effectués en suivant des lignes directrices de bonnes pratiques, afin de limiter les risques pour les oiseaux migrateurs, et en particulier pour les rapaces. Des lignes directrices de bonnes pratiques devraient ainsi être développées par les utilisateurs, les responsables des réglementations et les autres parties prenantes, et devraient comprendre :

- Les options de traitement, par exemple le calendrier de gestion des rongeurs – s'il est effectué au stade du tallage, il peut avoir de meilleurs résultats que s'il est réalisé plus tard dans la croissance des cultures (Phung *et al.*, 2012 ; Buckle et Smith, 1994) ;

- Les techniques d'atténuation pour prévenir les risques lorsque des RADG sont utilisés (Singleton, 2010) ;
- Le suivi et l'évaluation des résultats ;
- Le partage de l'information et la formation avec la communauté agricole (Palis *et al.*, 2011).

Les lignes directrices de meilleures pratiques devraient également être suivies lors de l'utilisation de toutes substances, et non exclusivement des rodenticides anticoagulants, présentant des risques pour les oiseaux lors du traitement des foyers de rongeurs.

3. Recommandations législatives

3.1. Restreindre/interdire l'utilisation des RADG dans l'agriculture de plein champ

La probabilité d'exposition des oiseaux migrateurs aux RADG utilisés dans l'agriculture de plein champ est élevée dans les zones où ces substances sont utilisées. Les problèmes causés par les rongeurs nuisibles sont plus nombreux dans certaines zones d'agriculture de plein champ. Dans les régions tempérées, souvent, les rongeurs ne sont pas des ravageurs importants (Buckle et Smith, 1994). Dans les régions non tempérées, les rongeurs nuisibles peuvent causer de grands dommages aux cultures (Thakur *et al.*, 2012). Toutefois, dans de nombreuses régions non tempérées, les rongeurs ne sont pas résistants aux rodenticides anticoagulants de première génération (RAPG), ce qui peut refléter une absence d'utilisation historique de ces produits. Les RAPG moins toxiques et moins persistants peuvent ainsi être efficaces dans ces zones, tout en réduisant le risque pour les oiseaux migrateurs.

Pour déterminer si les RAPG constituent une alternative efficace aux RADG plus toxiques, de nouveaux outils sont disponibles pour tester la résistance aux RAPG, ce qui facilite la transition vers ces derniers dans les zones dépourvues de résistance (Endepols *et al.*, 2012 ; Prescott *et al.*, 2007). Dans les zones d'agriculture de plein champ où les rongeurs présentent une résistance, des alternatives aux RADG devraient être étudiées et mises en place le cas échéant, en y incluant le piégeage des ravageurs, des stratégies de gestion intégrée des ravageurs, ainsi que la rotation des cultures (Laxminarayan, 2003 ; Eason *et al.*, 2011 ; Sudarmaji *et al.*, 2010). La recherche et le développement combinés entre les principaux organismes de recherche et l'industrie peuvent atténuer les risques d'irruption de rongeurs, en particulier à travers la formation des chercheurs (qui communiquent avec les producteurs) et des producteurs à des stratégies agricoles pratiques pouvant être mises en œuvre sans délai (Hunt *et al.*, 2012). Les alternatives aux rodenticides anticoagulants peuvent non seulement limiter les risques pour la faune non cible, mais aussi limiter la propagation des populations de rongeurs résistants (Lambert, 2003). Cependant, les RADG pourraient être plus efficaces que des alternatives comme le phosphore de zinc et la warfarine (Pitt *et al.*, 2011).

L'éradication d'espèces envahissantes de rongeurs, en particulier dans les écosystèmes insulaires, fait également appel aux rodenticides anticoagulants, mais ceux-ci ont un impact limité sur les organismes non cibles lorsque leur utilisation se conforme aux meilleures pratiques (Ruscoe et Pech, 2010). Pour une utilisation continue de RADG dans les programmes de conservation, des lignes directrices de bonnes pratiques doivent être suivies.²

3.2. Stopper l'usage permanent d'appâts : utiliser des rodenticides uniquement en cas d'infestation, puis retirer les appâts (Ce pourrait aussi être une recommandation non législative, par exemple un changement de modèle de production)

L'usage permanent des rodenticides, plutôt que leur usage ponctuel en cas d'infestation avérée, est une cause probable d'exposition de la faune non cible aux rodenticides et en particulier aux RADG qui sont souvent utilisés de cette manière (Laakso *et al.*, 2010). De nombreux gestionnaires chargés du contrôle des ravageurs utilisent de façon permanente les rodenticides anticoagulants, en tant que procédure standard (Cefic, 2013). L'usage permanent d'appâts peut aussi être un facteur associé à la résistance aux anticoagulants chez les rongeurs (Klemann *et al.*, 2011).

Les lignes directrices de meilleures pratiques sur l'utilisation des rodenticides, y compris celles établies par Cefic (2013) :

- Déconseillent l'usage de rodenticides comme outils de suivi³ ;

² Des orientations de bonnes pratiques sont disponibles à travers de nombreuses sources, incluant l'initiative intitulée « Pacific Invasives Initiative » : <http://www.pacificinvasivesinitiative.org/rk/index.html>.

³ Les rodenticides sont parfois utilisés comme outils de suivi pour détecter la présence de rongeurs : par exemple, si un appât est consommé, des rongeurs pourraient être présents.

- Conseillent de restreindre l'utilisation d'appâts rodenticides aux infestations lorsqu'elles surviennent, et d'éliminer ensuite tous les appâts non consommés.

Cependant, la sensibilisation des utilisateurs et la mise en œuvre des meilleures pratiques restent problématiques (Tosh *et al.*, 2011). Cela montre que des efforts sont encore nécessaires pour sensibiliser les utilisateurs à l'application des lignes directrices de bonnes pratiques, en travaillant notamment avec les entreprises de contrôle des ravageurs et avec les fournisseurs de produits alimentaires (qui dictent souvent les politiques de lutte contre les ravageurs) (Siddiqi et Duggal, 2008) pour changer les modèles de production standards.

Des évolutions réglementaires peuvent également être nécessaires pour éviter que l'usage permanent d'appâts rodenticides ne devienne une pratique courante. Ces évolutions peuvent concerner des changements dans les exigences d'étiquetage et le suivi du respect de ces exigences par les utilisateurs.

Figure 3 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- Zones de résistance aux rodenticides anticoagulants de première génération. Cela peut être confirmé en utilisant les nouvelles techniques de détection de séquences d'ADN.
- Quand une exposition létale a-t-elle des effets au niveau des populations ? Quels sont les taux d'exposition associés aux impacts au niveau des populations chez différentes espèces ? Cela nécessite des modélisations de populations.
- Exposition des espèces migratrices. La plupart des informations sur l'exposition proviennent d'espèces sédentaires. Bien qu'elles puissent être utilisées pour tirer des conclusions sur l'exposition des espèces migratrices, il peut y avoir des différences dans les risques.
- Informations fiables sur le volume et les types d'utilisation des RADG.
- Effets sub-létaux sur la santé et/ou la reproduction. Ce problème concerne en particulier les rapaces, étant donné qu'une grande partie de certaines espèces sont exposées.

Bibliography

- Albert, Courtney A., Laurie K. Wilson, Pierre Mineau, Suzanne Trudeau, and John E. Elliott. "Anticoagulant rodenticides in three owl species from western Canada, 1988–2003." *Archives of environmental contamination and toxicology* 58, no. 2 (2010): 451-459.
- Berny, Philippe, and Jean-Roch Gaillet. "Acute poisoning of red kites (*Milvus milvus*) in France: data from the SAGIR network." *Journal of wildlife diseases* 44, no. 2 (2008): 417-426.
- Buckle, Alan P., and Robert H. Smith. *Rodent pests and their control*. Cab International, 1994.
- Burn, A.J., I. Carter, and R.F. Shore. "The Threats to Birds of Prey in the UK from Second-Generation Rodenticides." *Aspects of Applied Biology* 67 (2002): 203-12.
- Cefic. *Guideline on Best Practice in the use of rodenticide baits as biocides in the European Union*. In press. Brussels: Confederation of European Chemical Manufacturers (Cefic), European Biocidal Products Forum, 2013.
- Christensen, Thomas Kjær, Pia Lassen, and Morten Elmeros. "Christensen, Thomas Kjær, Pia Lassen, and Morten Elmeros. "High Exposure Rates of Anticoagulant Rodenticides in Predatory Bird Species in Intensively Managed Landscapes in Denmark." *Archives of environmental contamination and toxicology* 63, no. 3 (2012): 437-444.
- Coeurdassier, M. *et al.*, "The Diet of Migrant Red Kites *Milvus milvus* During a Water Vole *Arvicola Terrestris* Outbreak in Eastern France and the Associated Risk of Secondary Poisoning by the Rodenticide Bromadiolone." *Ibis* 154 (2012): 136-46.
- Davis, Stephen A., Herwig Leirs, Roger Pech, Zhibin Zhang, and Nils Chr Stenseth. "On the economic benefit of predicting rodent outbreaks in agricultural systems." *Crop Protection* 23, no. 4 (2004): 305-314.
- Eason, C. T., E. Murphy R. Henderson, L. Shapiro, D. MacMorran, H. Blackie, and M. Brimble *et al.*, "Retrieving and retaining older and advancing novel rodenticides-as alternatives to anticoagulants." *8th European Vertebrate Pest Management Conference*. Julius-Kühn-Archiv, 2011. 19.
- Endepols, Stefan, Nicole Klemann, Jens Jacob, and Alan P. Buckle. "Resistance tests and field trials with bromadiolone for the control of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on farms in Westphalia, Germany." *Pest management science* 68, no. 3 (2012): 348-354.
- European Commission. *Risk Mitigation Measures for Anticoagulants Used as Rodenticides*. Brussels: Directorate-General Environment, 2009, 8.
- Htwe, Nyo Me, Grant R. Singleton, and Andrew D. Nelson. "Can rodent outbreaks be driven by major climatic events? Evidence from cyclone Nargis in the Ayeyawady Delta, Myanmar." *Pest Management Science*, 2012.
- Hunt, W, C Birch, and F Vanclay. "Thwarting plague and pestilence in the Australian sugar industry: Crop protection capacity and resilience built by agricultural extension." *Crop Protection* 37 (2012): 71-80.
- Jacob, Jens, and Emil Tkadlec. "Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage." *Rodent outbreaks: ecology and impacts*, 2010: 207-223.
- Klemann, N., A. Esther, and S. Endepols. "Characteristics of the local distribution of the Y139C resistance gene in Norway rats (*Rattus norvegicus*) in a focus of resistance in Westphalia, Germany." *Julius-Kühn-Archiv, 8th European Vertebrate Pest Management Conference*, 2011: 73.
- Laakso, Senja, Kati Suomalainen, and Sanna Koivisto. *Literature review on residues of anticoagulant rodenticides in non-target animals*. Nordic Council of Ministers, 2010.
- Lambert, Mark Simon. "Control of Norway Rats in the Agricultural Environment: Alternatives to Rodenticide Use." *Doctoral dissertation*, 2003.
- Langford, Katherine H., Malcolm Reid, and Kevin V. Thomas. "The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway." *Science of the Total Environment* 450 (2013): 205-208.
- Laxminarayan, Ramanan. *Battling resistance to antibiotics and pesticides: an economic approach*. RFF Press, 2003.
- Luque-Larena, Juan J., Francois Mougeot, Javier Viñuela, Daniel Jareño, Leticia Arroyo, Xavier Lambin, and Beatriz Arroyo. "Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (*Microtus arvalis*) in NW Spain." *Basic and Applied Ecology*, 2013.
- McDonald, Robbie A., and Stephen Harris. "The use of fumigants and anticoagulant rodenticides on game estates in Great Britain." *Mammal Review* 30, no. 1 (2000): 57-64.
- Murray, Maureen. "Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey presented to a wildlife clinic in Massachusetts, 2006-2010." *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 42, no. 1 (2011): 88-97.
- My Phung, Nguyen Thi, Peter R. Brown, and Luke KP Leung. "Use of computer simulation models to encourage farmers to adopt best rodent management practices in lowland irrigated rice systems in An Giang Province, the Mekong Delta, Vietnam." *Agricultural Systems*, 2012.

- Olea, Pedro P. *et al.*, "Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections." *Environmental Conservation* 36, no. 1 (2009): 1-4.
- Palis, Florencia G., Grant R. Singleton, Peter R. Brown, Nguyen Huu Huan, Christian Umali, and Nguyen Thi Duong Nga. "Can humans outsmart rodents? Learning to work collectively and strategically." *Wildlife Research* 38, no. 7 (2011): 568-578.
- Pavey, Chris R., and Catherine E. M. Nano. "Changes in richness and abundance of rodents and native predators in response to extreme rainfall in arid Australia." *Austral Ecology*, 2013.
- Phung, My, Nguyen Thi, Peter R. Brown, and Luke K.P. Leung. "Use of computer simulation models to encourage farmers to adopt best rodent management practices in lowland irrigated rice systems in An Giang Province, the Mekong Delta, Vietnam." *Agricultural Systems*, 2012.
- Pitt, William C., Laura C. Driscoll, and Robert T. Sugihara. "Efficacy of rodenticide baits for the control of three invasive rodent species in Hawaii." *Archives of environmental contamination and toxicology* 60, no. 3 (2011): 533-542.
- Prescott, Colin V., Alan P. Buckle, Iftikhar Hussain, and Stefan Endepols. "A standardised BCR resistance test for all anticoagulant rodenticides." *International Journal of Pest Management* 53, no. 4 (2007): 265-272.
- Ruscoe, Wendy A., and Roger P. Pech. "Rodent outbreaks in New Zealand." *Rodent Outbreaks. Ecology and Impacts*, 2010: 239.
- Sánchez-Barbudo, Inés S., Pablo R. Camarero, and Rafael Mateo. "Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain." *Science of the Total Environment* 420 (2012): 280-288.
- Siddiqi, Naresh Duggal and Zia. "Global Quality Standards and Pest Management Service." *Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Pests*. Hungary: OOK-Press Kft., 2008.
- Siddiqi, Naresh, and Zia Duggal. "Global Quality Standards and Pest Management Service." *Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Pests*. Hungary: OOK-Press Kft., 2008.
- Singleton, Grant R. *Rodent outbreaks: ecology and impacts*. Int. Rice Res. Inst., 2010.
- Singleton, Grant R., Steven Belmain, Peter R. Brown, Ken Aplin, and Nyo Me Htwe. "Impacts of rodent outbreaks on food security in Asia." *Wildlife Research* 37, no. 5 (2010): 355-359.
- Sudarmaji, F. R. J., N. A. Herawati, P. R. Brown, and G. R. Singleton. *Community management of rodents in irrigated rice in Indonesia*. Edited by GR Singleton, MC Casimero and B. Hardy FG Palis. 2010.
- Thakur, NS Azad, D. M. Firake, and D. Kumar. "An appraisal of pre-harvest rodent damage in major crops of north-eastern Himalaya, India." *Archives Of Phytopathology And Plant Protection* 45, no. 11 (2012): 1369-1373.
- Thomas, Philippe J., Pierre Mineau, Richard F. Shore, Louise Champoux, Pamela A. Martin, Laurie K. Wilson, Guy Fitzgerald, and John E. Elliott. "Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada." *Environment international* 37, no. 5 (2011): 914-920.
- Tosh, David G., Richard F. Shore, Stephen Jess, Alan Withers, Stuart Bearhop, W. Ian Montgomery, and Robbie A. McDonald. "User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use." *Journal of environmental management* 92, no. 6 (2011): 1503-1508.
- Walker, L. A., J. S. Chaplow, N. R. Llewellyn, M. G. Pereira, E. D. Potter, A. W. Sainsbury, and R. F. Shore. *Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2011: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report*. Lancaster, United Kingdom: Centre for Ecology & Hydrology, 2013.

Recommandations pour prévenir les risques liés à l'utilisation d'appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs

1. Introduction

Les appâts empoisonnés sont utilisés à la fois pour contrôler les prédateurs et comme un moyen pour prélever des oiseaux destinés à la consommation humaine et à la médecine traditionnelle. Ces moyens de lutte contre les prédateurs existent dans le monde entier, et en particulier dans les régions d'élevage et dans les zones de gestion cynégétique (Graham *et al.*, 2005 ; Sotherton *et al.*, 2009). C'est la méthode d'éradication des prédateurs la plus utilisée dans le monde (Márquez *et al.*, 2012). Néanmoins, les appâts empoisonnés provoquent un empoisonnement général des prédateurs, qui ne cible pas spécifiquement les prédateurs responsables de dommages, et peut affecter les non-prédateurs (Snow, 2008). Leur utilisation est illégale dans de nombreux pays (voir Figure 1), mais les oiseaux migrateurs peuvent subir des effets nocifs d'un mauvais usage des appâts (non conforme aux instructions figurant sur l'étiquette) ou d'abus d'appâts (usage délibéré ou illégal).

Figure 1 : Exemples de législations interdisant l'utilisation des appâts empoisonnés

Union européenne

L'utilisation des appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs est illégale dans l'Union européenne et dans la majeure partie du reste de l'Europe, selon la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne) et à la Directive 2009/147/EC concernant la conservation des oiseaux sauvages (Directive Oiseaux).

États-Unis

Les utilisateurs d'appâts illégaux aux États-Unis peuvent être poursuivis en justice en vertu de la Loi fédérale sur les insecticides, les fongicides et les rodenticides de 1947 pour utilisation non conforme à l'étiquetage de tout pesticide enregistré (USC, 1972). Si l'on trouve des carcasses de rapaces à proximité du site d'appâtage, les suspects peuvent aussi être accusés d'infractions à la Loi sur le Traité relatif aux oiseaux migrateurs, à la Loi sur la protection du Pygarque à tête blanche et de l'Aigle royal, à la Loi sur la protection des espèces menacées, et à diverses lois nationales et locales.

Afrique du Sud

L'utilisation illégale pour tout objectif non enregistré, la vente et le reconditionnement de pesticides peut donner lieu à des poursuites en vertu de la Loi relative aux engrais, aliments pour animaux et produits utilisés pour améliorer l'agriculture et l'élevage (loi n° 15 de 1947).

Législation internationale

Le prélèvement d'oiseaux migrateurs est réglementé par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), qui interdit le commerce international d'environ 800 espèces et contrôle le commerce de 23 000 autres espèces. Les Etats parties à la Convention (178 pays actuellement) ne sont pas autorisés à faire le commerce d'espèces d'oiseaux en danger et peuvent faire l'objet de sanctions bilatérales en cas de violations.

La Convention sur les espèces migratrices et en particulier la résolution 10.26 demandent aux Parties de prévenir les risques d'empoisonnement des oiseaux migrateurs.

La Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles impose aux signataires diverses obligations de conservation, notamment d'agir contre les méthodes de chasse illégales. De nombreuses espèces migratrices sont incluses dans la Convention. L'Article IX 3 b)iii interdit d'utilisation de toutes méthodes de prélèvement non sélectives et de toutes méthodes susceptibles de causer des destructions massives. L'Annexe 3 interdit l'usage de poison et d'appâts empoisonnés ou tranquillisants. Seuls 40 pays africains ont signé la Convention en 1968, et l'Afrique du Sud, la Namibie et le Zimbabwe ne font pas partie des signataires.

Les oiseaux prédateurs ou nécrophages risquent d'être empoisonnés par des appâts les ciblant directement, et aussi par des appâts destinés aux mammifères, comme les chacals en Afrique, visant principalement les canidés et les félidés, mais aussi les ours et les sangliers. Les impacts sur les espèces autres que les rapaces ne sont pas toujours connus et devraient faire l'objet de recherches approfondies.

Le risque d'empoisonnement dans le cadre des prélèvements destinés à la consommation humaine et à la médecine traditionnelle semble être limité à des cultures spécifiques. L'utilisation de poison à ces fins a lieu dans des zones d'Afrique et d'Asie (Williams *et al.*, 2013 ; Thiollay, 2006 ; Odino, 2010 ; Kwon *et al.*, 2004). Dans l'Afrique septentrionale et orientale, l'aldicarbe comme le carbofuran sont largement utilisés de manière abusive pour toutes les formes d'empoisonnement illégal (Endangered Wildlife Trust, base de données internes non publiée, 1995-2012).

La plupart des substances utilisées dans les appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs étant non sélectives, de nombreux oiseaux risquent d'être intoxiqués s'ils sont en contact avec les appâts empoisonnés. Par exemple, le Bucorve du Sud (*Bucorvus leadbeateri*), une espèce en danger, se nourrit d'insectes, de petits mammifères et de reptiles, et consomme couramment des carcasses et des appâts. Les substances les plus courantes, utilisées de manière abusive pour lutter contre les prédateurs, sont les insecticides et, dans une moindre mesure, les rodenticides, généralement connus par les agriculteurs et les utilisateurs pour être très toxiques. Les carbamates (insecticides), comme le carbofuran et l'aldicarbe, sont souvent utilisés dans les appâts empoisonnés pour le contrôle des prédateurs dans de nombreuses régions du monde. En Espagne, entre 2005 et 2010, 50 % des cas d'empoisonnement étaient dus à l'aldicarbe et 22 % au carbofuran (Bodega Zugasti, 2012). En Afrique du Sud, entre 2006 et 2008, 33% des empoisonnements ont été causés par l'aldicarbe et 18 % par le carbofuran (Snow, 2013, données non publiées).

De nombreuses populations de rapaces, en particulier les vautours, sont en déclin en raison de l'usage illégal d'appâts empoisonnés (Ogada *et al.*, 2012). Les appâts empoisonnés illégaux sont la principale menace pour la conservation de diverses espèces de rapaces en Europe (Margalida *et al.*, 2008). Par exemple, l'utilisation d'appâts empoisonnés dans le sud de l'Espagne a été associée au fort déclin des rapaces, – comme le Vautour moine (*Aegypius monachus*), le Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*), le Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) et l'Aigle ibérique (*Aquila adalberti*) (Márquez *et al.*, 2013). Dans trois cas récents distincts concernant l'intoxication de vautours liés à l'empoisonnement de prédateurs ou au braconnage, dans l'Afrique septentrionale, on a dénombré la mort de 183 vautours (Gonarezhou, Zimbabwe), 56 vautours (Swartberg, Afrique du Sud) et 600 vautours (Caprivi, Namibie). En Israël, les appâts empoisonnés utilisés par les agriculteurs ont provoqué deux cas d'empoisonnement massif de Vautours fauves dans la région méditerranéenne, causant la mort de 40 à 50 individus (y compris de nombreux oisillons dans leur nid) en 1998 et de plus de 30 en 2007, ce qui constituait entre un tiers et la moitié de la population reproductrice dans la région méditerranéenne d'Israël au moment de leur empoisonnement (Yom-Tov *et al.*, 2012).

Des recommandations visant à réduire les risques des appâts empoisonnés pour les oiseaux migrateurs sont examinées ci-après et comprennent des options non législatives et législatives.

2. Recommandations non législatives

Pour empêcher l'utilisation d'appâts empoisonnés, un certain nombre de mesures sont nécessaires afin d'identifier avec précision les raisons de leur utilisation, de résoudre le conflit entre les hommes et la faune sauvage, d'enseigner aux communautés les meilleures pratiques alternatives, et d'établir des mécanismes efficaces de contrôle de l'application des réglementations (voir les recommandations législatives). Chacune de ces étapes est décrite ci-après plus en détail.

Étape 1 : Identifier les facteurs à l'origine du problème et publier régulièrement des rapports sur les cas d'empoisonnement

La question clé pour résoudre le conflit entre les hommes et la faune sauvage consiste à comprendre les raisons de l'utilisation des appâts empoisonnés. Il est pour cela essentiel de comprendre la nature du conflit et/ou de la situation qui conduisent à l'empoisonnement. Ces facteurs sont susceptibles de varier considérablement selon la région et le secteur d'activité, en fonction des grands prédateurs présents (des chacals aux ours) et du bétail risquant d'être pris pour proie (de la volaille aux bovins), et/ou de la valeur économique de l'espèce prélevée à l'aide d'appâts empoisonnés. Une évaluation initiale du problème peut être réalisée à travers la consultation des communautés et des acteurs susceptibles d'être en conflit avec les prédateurs, comme le secteur agricole par exemple.

La compilation d'informations sur les cas d'empoisonnement, à la fois pour le contrôle des prédateurs et pour le prélèvement d'oiseaux (mauvaises utilisations et abus), est nécessaire pour comprendre l'étendue et les tendances de ce problème. En particulier pour faciliter le suivi, la collecte de données devrait être faite conjointement par des organismes gouvernementaux et non gouvernementaux dans un format standard (faune sauvage touchée,

substances utilisées, conséquences de l'utilisation des poisons, actions entreprises pour lutter contre le problème, efficacité des actions, alternatives à l'utilisation des poisons).

Les résultats devraient être communiqués régulièrement et être accessibles au public. Par exemple, le Partenariat contre la criminalité en matière d'espèces sauvages en Écosse associe la police, les gestionnaires des terres, les défenseurs de la nature et le gouvernement écossais, et publie un rapport annuel sur la criminalité liée aux espèces sauvages (PAWS, 2013).

Étape 2 : Résoudre les conflits entre les hommes et la faune sauvage en utilisant des forums multipartites

Il est nécessaire de travailler avec les communautés, l'industrie et les agences responsables du contrôle de l'application des réglementations pour résoudre le conflit lié à l'utilisation des appâts empoisonnés. L'objet du conflit est souvent lié à une gestion effective de la prédation, et de nombreuses ressources sur la résolution des conflits avec la faune sauvage sont actuellement disponibles ; voir notamment le guide intitulé *Practitioner's Guide to Human-Wildlife Conflict*, de Decker et collègues (Decker *et al.*, 2002)⁴. En vue d'assurer une bonne collaboration, il est essentiel d'offrir aux agriculteurs des solutions alternatives, des méthodes pratiques sans poison permettant de protéger le bétail, telles que des chiens de protection (Marker *et al.*, 2005), des clôtures anti-prédateurs (Jackson et Wangchuk, 2004), des colliers, des systèmes d'éclairage ou d'autres méthodes (voir Figure 2), – une estimation des coûts des différents outils disponibles est donnée dans l'étude de Shivik (Shivik, 2006).

La résolution des conflits entre les hommes et la faune sauvage exige également la participation des communautés locales et d'autres groupes d'acteurs dans la formulation des décisions de gestion. Dans les hautes terres du Royaume-Uni, une question de conservation controversée concerne la relation entre la préservation d'un rapace protégé par la loi, le Busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*) et la gestion d'un oiseau appartenant à l'espèce gibier, le Lagopède d'Écosse (*Lagopus lagopus scoticus*). Une analyse/modélisation de la décision fondée sur de multiples critères a été utilisée pour évaluer les points de vue des deux groupes d'acteurs, les gestionnaires du Lagopède et les défenseurs du rapace, et l'acceptabilité de leur part des différentes solutions pour gérer ce conflit. Il en a résulté un compromis (nourriture alternative) et un changement dans les positions des parties prenantes (Redpath *et al.*, 2004).

Les dégâts causés au bétail par l'Once (*Panthera uncia*), une espèce en danger, suscitent de plus en plus de controverses dans les villages de l'Himalaya. Des attaques massives au cours desquelles pas moins de 100 moutons et chèvres sont tués au cours d'un seul incident entraînent inévitablement des représailles de la part des villageois locaux. Le conflit entre les hommes et la faune sauvage est atténué en protégeant, la nuit, les enclos de bétail des villageois contre les prédateurs et en améliorant les revenus des ménages par des moyens respectueux de l'environnement et compatibles avec la culture. Une étude a établi qu'une stratégie fortement participative (Planification et action positives et participatives) conduit à l'appropriation du projet par les acteurs locaux, à l'autonomisation de la communauté, à l'autosuffisance et à l'acceptation de la coexistence avec les Onces (Jackson et Wangchuk, 2004).

Les facteurs sociaux comme les facteurs économiques (qui sont même plus puissants que les facteurs écologiques pour ceux qui sont potentiellement touchés par la prédation) orientent le contrôle des prédateurs, et doivent par conséquent être intégrés dans les prises de décisions visant à atténuer le conflit homme-prédateur (Delibes-Mateos *et al.*, 2013). Si la plupart des études d'atténuation ne portent que sur les aspects techniques de la réduction des conflits, les attitudes des peuples face à la faune sauvage sont complexes, comportant des facteurs sociaux aussi divers que l'appartenance religieuse, l'ethnicité et les croyances culturelles, qui forgent l'intensité du conflit. En outre, les conflits entre les hommes et la faune sauvage sont souvent la manifestation de conflits sous-jacents entre les hommes, comme ceux qui existent entre les autorités et les habitants locaux, ou entre des personnes de cultures différentes (Dickman, 2010).

En Tanzanie, les Hyènes tachetées (*Crocuta crocuta*) suscitent d'intenses conflits en raison de croyances selon lesquelles certains groupes ethniques les ensorcèlent et les « entraînent » à tuer le bétail des autres, de sorte que ces suspicions entre groupes accroissent les tensions que provoquent les dégâts causés par les hyènes (Dickman, 2008). Ces images de personnes qui ensorcèlent les animaux ou se métamorphosent en animaux existent dans une grande diversité de cultures et impliquent des espèces aussi diverses que les éléphants (*Elephantidae*), les

⁴ Autres sources d'avis de spécialistes : Center for Human-Wildlife Conflict Resolution, <http://humanwildlife.cmi.vt.edu/index.html> ; Wildlife poisoning prevention and conflict resolution, <http://wildlifepoisoningprevention.wozaonline.co.za/home>.

Chimpanzés communs (*Pan troglodytes*) et les Sangliers à barbe (*Sus barbatus*) (Knight, 2000). Dans de tels cas, il est fondamental de reconnaître et d'apaiser les tensions sociales sous-jacentes afin d'atténuer efficacement les conflits.

Des facteurs économiques, comme la perte de bétail ou la valeur commerciale de certaines espèces, peuvent conduire à utiliser des appâts empoisonnés. En Chine, l'Ours noir d'Asie (*Ursus thibetanus*) est prélevé à l'aide d'appâts empoisonnés en raison de sa grande valeur pour la médecine traditionnelle. Les prédateurs sur le bétail et les dommages causés aux personnes augmentent aussi le soutien des communautés au prélèvement illégal de l'ours (Liu *et al.*, 2011). Pour réduire les prélèvements, une stratégie à plusieurs volets est nécessaire, comprenant des campagnes pour (1) changer l'attitude de la population face aux ours par une augmentation de la valeur intrinsèque des ours (par exemple, en tant que carnivores, pour l'écotourisme), une indemnisation des dommages, un retrait assisté des ours responsables de nuisances et la fourniture de conseils et de matériel pour prévenir les prédateurs sur le bétail ; et (2) réduire la demande du public pour les parties d'ours sur les marchés nationaux et internationaux (Roberts et Perry, 2000). S'il y a une baisse de la demande, la motivation pour tuer les ours diminuera également (Liu *et al.*, 2011).

Étape 3 : Formation et éducation : développer et diffuser les bonnes pratiques de contrôle des prédateurs et veiller à leur application

Combinée à des mesures de résolution de conflits, la formation individuelle sur la législation et sur les conséquences de l'utilisation des appâts empoisonnés, peut contribuer à protéger les ressources naturelles (a) en rendant les potentiels utilisateurs d'appâts empoisonnés pleinement conscients des impacts de leurs actions en termes de conservation, et des sanctions juridiques possibles en cas d'abus et de mauvais usage, dans un but de dissuasion ; et (b) en informant le public au sujet de la loi et des coûts environnementaux de l'utilisation d'appâts empoisonnés, dans le but de l'encourager à signaler les pratiques illégales aux services de police ou aux autorités locales de conservation (Blevins et Edwards, 2009). L'objectif ultime est de rendre l'utilisation des appâts empoisonnés culturellement et socialement inacceptable. Cela nécessite un soutien politique de haut niveau pour affirmer le caractère inacceptable de cette pratique pour la société.

On peut tirer un enseignement important d'un rapport élaboré dans le cadre du programme LIFE de l'Union européenne, à savoir qu'il n'existe pas de bonne pratique unique répondant à tous les défis de la conservation face à l'utilisation des appâts empoisonnés (cela concerne les carnivores, mais peut s'appliquer dans une large mesure aux oiseaux) mais plutôt de multiples combinaisons de plusieurs pratiques nécessaires pour une action efficace (Commission européenne, 2013). Il s'agit notamment de la combinaison d'actions de prévention des dommages et des conflits, de mesures de compensation des pertes, de campagnes de sensibilisation ciblées, et de l'association des parties prenantes – des pratiques que plusieurs projets ont mis en avant comme étant les moyens les plus efficaces pour réduire les conflits liés à la coexistence entre les hommes et les grands carnivores et, en définitive, pour améliorer l'état de conservation des espèces (voir Figure 2).

Figure 2 : Éléments clés des bonnes pratiques pour le contrôle des prédateurs

Éléments clés des bonnes pratiques pour le contrôle des prédateurs, notamment pour sensibiliser les acteurs aux bonnes pratiques et aux lois :

- Travailler à la fois avec l'industrie de l'agrochimie, les agriculteurs et la communauté cynégétique ;
- Faire connaître la législation et les conséquences de son application (Redpath et Thirgood, 2009) ;
- Promouvoir des méthodes pratiques, non toxiques et non-létales de réduction de la prédation ;
- Encourager l'utilisation des informations sur le Web, comme sur www.wildlifepoisoningprevention.co.za ;
- Inciter les agriculteurs à appliquer une approche systémique/une analyse de cause à effet des conflits et des actions qui en résultent ;
- Renforcer les populations de petit gibier/la qualité des habitats dans les zones où la perte d'une espèce gibier autochtone, par exemple les lapins en Espagne, a conduit à l'empoisonnement des rapaces migrateurs et autres prédateurs de l'espèce gibier. (Sánchez-García *et al.*, 2012 ; Villafuerte *et al.*, 1998). Cela peut être réalisé grâce à des subventions agricoles (Overmars *et al.*, 2012) ;
- Protection de l'élevage : mettre en place des mesures de protection contre les prédateurs (Treves et Karanth, 2003) ;
- Délivrer des autorisations exclusives de contrôle des prédateurs par des techniques sélectives pour la protection d'espèces gibier ciblées (par exemple, les renards et les corvidés), dans le cadre de la gestion de domaines de chasse ou d'exploitations d'élevage (Muñoz-Igualada *et al.*, 2010) ;
- Envisager la mise en œuvre de systèmes d'assurance/d'indemnisation des agriculteurs lorsque des

prédateurs tels que les loups et les lions provoquent des dommages (Hazzah *et al.*, 2009 ; Zabel et Holm-Muller, 2008), les indemnités devant être payées rapidement et couvrir les pertes de manière adéquate (Commission européenne, 2013) ;

- Fournir une assurance agricole officielle visant à protéger le bétail et les cultures contre les prédateurs et les autres espèces causant des dommages ;
- Sensibiliser la communauté et accroître l'efficacité du suivi par l'éducation du public en ce qui concerne les signes d'empoisonnement de la faune sauvage et la façon de signaler les incidents suspects ;
- Créer des patrouilles de chiens entraînés à la recherche et à la localisation des appâts empoisonnés, à la fois comme mécanisme de dissuasion et méthode d'exploration d'une zone dangereuse ;
- Mettre en place des équipes officielles de gardes et des organismes environnementaux spécialisés dans les enquêtes et les poursuites relatives aux empoisonnements illégaux ;
- Rapports : demander à ce que les vétérinaires signalent les cas d'empoisonnement de la faune sauvage aux organismes chargés de faire respecter les réglementations relatives à la faune sauvage ;
- Lutte contre la fraude : poursuivre les auteurs d'empoisonnements illégaux.

Le système de réglementation des pesticides n'utilise le plus souvent que les poursuites comme moyen de dissuasion des délits relatif à l'usage d'appâts empoisonnés. Les agents chargés de la lutte contre la fraude liée aux espèces sauvages qui enquêtent sur l'empoisonnement illégal ont du mal à convaincre certains procureurs de prendre ces cas en considération, et certains juges sont réticents à imposer des sanctions pour ces infractions. Ces réticences à poursuivre et à sanctionner peuvent s'expliquer par un manque de connaissances de l'étendue et de l'ampleur de ces délits, une expérience insuffisante quant au statut de la faune sauvage et à la jurisprudence, et un manque d'intérêt pour la poursuite des délits punis de peines minimales (Vyas *et al.*, 2002). Nombre de ces questions pourraient être traitées par des programmes de formation destinés aux juges et aux procureurs travaillant dans les régions touchées par l'utilisation d'appâts empoisonnés, comme cela a été mené avec succès dans le contexte européen. Il est également bénéfique de proposer un renforcement des capacités des responsables chargés de faire respecter les réglementations (à travers des formations et des équipements spécialisés et des installations destinées à cet effet).

3. Recommandations législatives

Étape 4 : Garantir l'efficacité en matière législative/réglementaire : créer une législation pour l'application des réglementations dotée de mécanismes de dissuasion et de sanctions efficaces en cas d'infraction

Une stratégie nationale reposant sur les présentes recommandations devrait être élaborée dans chaque pays concerné, et devrait se concentrer sur la mise en œuvre des recommandations. Chaque gouvernement central devrait coordonner l'élaboration de la stratégie nationale avec tous les acteurs concernés et s'assurer de sa révision régulière. Les législations pertinentes déjà existantes devraient être complétées en priorité. Par exemple, en Afrique, il faudrait donner la priorité à l'adoption par d'autres pays et à la mise en œuvre de la Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles, qui interdit l'utilisation des appâts empoisonnés.

La stratégie devrait inclure des recommandations de meilleures pratiques (voir ci-dessus) et être élaborée avec la participation de la communauté (en y associant des représentants des autorités locales et régionales, le cas échéant, qui pourraient être responsables de la mise en œuvre et du contrôle de l'application des principes et objectifs de la stratégie). La transparence du processus et la participation locale sont essentielles pour sensibiliser la communauté, s'assurer qu'elle approuve les plans (ce qui conduit à une meilleure appropriation et à un soutien accru), et que les principaux sujets de préoccupation d'une région particulière sont pris en compte. (Giorgi et Mengozzi, 2011).

Les questions liées aux appâts empoisonnés varient d'un pays à l'autre, et les besoins de la stratégie nationale devraient être adaptés à chaque pays. Il est néanmoins souhaitable de renoncer à l'utilisation d'appâts empoisonnés non sélectifs à l'échelle internationale. En Afrique, 40 signataires à la Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles ont adopté l'interdiction de l'utilisation de toutes méthodes de prélèvement (chasse) non sélectives et de toutes méthodes susceptibles de causer des destructions massives, y compris l'usage de poison et d'appâts empoisonnés ou tranquillisants.

En outre, si des variations significatives existent au sein des pays, l'élaboration de plans d'action régionaux peut être appropriée, notamment pour les pays où les appâts empoisonnés sont utilisés à la fois pour la lutte contre les prédateurs et pour prélever des oiseaux destinés à un usage par l'homme (voir Figure 3). Cette mesure devrait exclure le recours aux meilleures pratiques pour la gestion des espèces envahissantes.

Figure 3 : Exemple d'application d'une stratégie nationale accompagnée de plans d'action régionaux visant l'utilisation illégale d'appâts empoisonnés

En Espagne, la Stratégie nationale de lutte contre l'utilisation illégale d'appâts empoisonnés dans l'environnement naturel a été élaborée sur la base d'une approche multipartite, notamment avec la participation du public, et a été approuvée par le ministère de l'Environnement en 2004 (mise à jour prévue en 2014).

Cette Stratégie nationale donne des lignes directrices sur la manière de résoudre le conflit entre les hommes et la faune sauvage au sujet du contrôle des prédateurs aux fins de sa mise en œuvre par les régions autonomes d'Espagne. Elle poursuit trois objectifs principaux :

- Améliorer les connaissances et l'information sur l'empoisonnement, y compris sur les conséquences négatives pour l'environnement, notamment :
 - Les connaissances sur la mortalité due à l'empoisonnement par la recherche et l'enregistrement de tous les cas d'empoisonnement, la cartographie des risques et l'échange d'informations entre les acteurs.
- Mettre au point des techniques de prévention :
 - Réduction de la disponibilité des substances toxiques en rendant plus difficile l'accès aux substances utilisées comme appâts empoisonnés, par exemple en procédant à des modifications des contrôles législatifs sur les produits phytopharmaceutiques ;
 - Techniques alternatives de gestion (gardes dans les réserves de chasse, code des bonnes pratiques pour la chasse, mesures de développement rural pour la régénération des espèces gibier) ;
 - Mesures de prévention des dommages causés par les animaux sauvages :
 - contrôle des ravageurs,
 - élaboration de méthodes pour évaluer l'impact des animaux domestiques sur le bétail et l'agriculture,
 - responsabilité juridique des propriétaires de chiens de chasse et de garde, de chats, de pigeons et de canards pour les dommages causés au bétail ou aux cultures,
 - mesures d'indemnisation pour les dommages causés au bétail et à l'agriculture ;
 - Encouragement de la coopération des leaders d'opinion dans les communautés rurales, reconnaissance des « municipalités d'excellence environnementale », soutien aux projets qui contribuent à réduire ou à limiter l'usage des poisons dans les zones rurales en proposant des solutions sans poison pour le contrôle des prédateurs ;
 - Communication, sensibilisation et éducation environnementale.
- Intensifier les efforts visant à engager des poursuites pénales :
 - Contrôle et suivi (formation spécialisée aux gardes forestiers, prévention et inspection des zones à haut risque, unités canines pour la prévention et la détection des poisons) ;
 - Collecte et conservation des preuves et des carcasses (fournir le matériel nécessaire à la collecte de preuves, améliorer la formation des agents chargés de faire respecter les réglementations dans la collecte et la conservation des preuves d'empoisonnement, créer et mettre en place un protocole de collecte de preuves) ;
 - Analyses toxicologiques et examen technique des délits ;
 - Responsabilités pénales et civiles.

A ce jour, cinq régions seulement ont établi et mis en œuvre des plans d'action régionaux pour lutter contre l'empoisonnement illicite, comme recommandé par la Stratégie nationale (voir ci-dessus). Cependant, dans le cadre du projet *Life+VENENO*, les 17 régions autonomes d'Espagne se sont engagées à élaborer des plans d'action et/ou à réexaminer ceux qui existent déjà.

Dans les régions où des plans d'action approuvés existent, l'engagement politique à l'égard de ce problème est plus fort, et les enquêtes sur l'utilisation des appâts empoisonnés et la prévention dans ce domaine sont plus efficaces. La plupart des condamnations dans les affaires d'appâts empoisonnés ont été enregistrées dans les régions où des plans et des stratégies d'action ont été adoptés. En outre, dans certaines régions, comme en Andalousie, l'empoisonnement de la faune sauvage est en diminution grâce aux mesures mises en place dans la stratégie régionale.

Un plan d'action type et des protocoles généraux sont disponibles en anglais auprès de Life + VENENO sur <http://www.venenono.org>. Ces documents pourraient servir de modèle de base dans d'autres pays où les appâts empoisonnés sont utilisés pour le contrôle des prédateurs.

3.1. Améliorer les mécanismes de contrôle de l'application des réglementations et de dissuasion relatifs à l'utilisation des appâts empoisonnés

Les auteurs de délits environnementaux commettent leurs actes pour de multiples raisons, notamment ceux qui utilisent illégalement les appâts empoisonnés, ce qui rend inefficace une approche uniforme de lutte contre les infractions et de contrôle de l'application des réglementations. (Canfa, 2006 ; Algotsson, 2006). La lutte contre la criminalité liée aux espèces sauvages nécessite donc de la flexibilité, en adaptant les actions aux circonstances de l'utilisateur d'appâts empoisonnés et à la nature spécifique du délit. (Nurse, 2011). Les appâts empoisonnés sont utilisés pour de nombreuses raisons. Dans certains pays, leur usage est légal notamment pour le contrôle des prédateurs et la consommation/l'utilisation humaine, et de multiples moyens de contrôle sont nécessaires pour lutter efficacement contre une mauvaise utilisation ou l'abus de ces produits dans chaque pays.

L'un des obstacles majeurs à la prévention de l'utilisation illégale d'appâts empoisonnés est le manque d'efficacité dans le contrôle de l'application de la législation, souvent lié à une surveillance et un suivi inappropriés des cas d'intoxication, ainsi qu'à l'insuffisance des enquêtes faisant suite aux plaintes. Il existe une relation forte entre la dissuasion et les mécanismes de contrôle de l'application des réglementations, de sorte que des mécanismes de contrôle insuffisants atténuent l'effet dissuasif des politiques en vigueur. Une grande partie du problème provient d'une prise en compte mineure de la lutte contre la criminalité liée aux espèces sauvages dans les programmes de lutte contre la criminalité – elle est généralement faiblement prioritaire pour les organismes de lutte contre la fraude et on constate un manque d'élan politique pour que ces questions soient mises au premier plan – ce qui pourrait être amélioré par un meilleur contrôle de l'application des réglementations et une meilleure sensibilisation (Wellsmith, 2011), comme examiné ci-dessous. L'obtention d'un soutien politique de haut niveau doit être considérée comme une priorité dans la mise en œuvre des présentes Lignes directrices⁵. Cela peut également être amélioré à travers l'éducation (voir les recommandations non législatives ci-dessus), notamment en mettant davantage en avant cette question auprès des organismes chargés de faire respecter les réglementations, des systèmes judiciaires et des communautés.

Des recommandations visant à améliorer les mécanismes de dissuasion et de lutte contre la fraude pour un large éventail d'infractions liées aux appâts empoisonnés sont examinées ci-après et comprennent un renforcement des sanctions pour infraction et un respect plus rigoureux de la chaîne d'approvisionnement, ainsi que l'introduction de la responsabilité du fait d'autrui.

3.1.1. Renforcer les sanctions pour infraction à des niveaux efficaces, et réduire l'accès aux subventions gouvernementales pour les propriétaires fonciers

Le système de contrôle de l'application des réglementations doit être doté de sanctions fortes en cas d'infraction. Certains pays européens ont ainsi réduit le nombre de cas d'empoisonnement par des peines plus sévères (Ogada *et al.*, 2012). On note cependant des variations importantes des peines en cas d'infraction, même entre pays européens (voir Figure 4), et cette situation pourrait être améliorée par l'instauration de sanctions fixées à des niveaux ayant fait preuve de leur efficacité.

Figure 4 : Variations des peines en cas d'infraction

En Espagne, les sanctions pénales consistent en une peine d'emprisonnement de 4 à 24 mois (assortie de l'interdiction d'exercer la chasse ou la profession, dans le cas de gardes-chasse). Les poursuites civiles qui ont été engagées contre les gestionnaires des terres ont donné lieu à des amendes élevées, atteignant 200 000 euros.

Au Royaume-Uni, la peine maximale pour des délits liés à l'empoisonnement de la faune sauvage est une amende de 5 000 £ et/ou un emprisonnement de six mois. Cependant, la plupart des auteurs de délits ne se voient infliger qu'une amende peu élevée, ce qui a été inefficace en tant que mesure dissuasive (RSPB, 2011).

Le lien entre les mesures de lutte contre la fraude et d'autres sanctions (système de conditionnalité) peut être un moyen très efficace de créer un effet de dissuasion. En Écosse, des réductions du régime de subventions à l'exploitation ont été appliquées à plusieurs reprises suite à des infractions relatives à l'utilisation de pesticides. Celles-ci s'appuient sur une réduction de la charge de la preuve civile (par exemple, « plus probable qu'improbable » versus « hors de tout doute raisonnable » dans les affaires pénales). En Espagne, dans toutes les poursuites pénales pour empoisonnement de la faune sauvage, l'indemnisation pour la destruction d'animaux est

⁵ Voir par exemple une déclaration du ministre écossais de l'Environnement en appui à la lutte contre l'empoisonnement de la faune sauvage : <http://news.scotland.gov.uk/News/Wildlife-Crime-in-Scotland-49f.aspx>.

examinée, et, dans certains cas, elle couvre les dépenses générées par l'enquête sur le délit (par exemple, les analyses toxicologiques). Cette indemnité est demandée en tant que responsabilité civile dans la procédure pénale, sans qu'il n'y ait d'action civile spécifique.

- *Suspendre/retirer les permis de chasser des personnes impliquées, ainsi que des personnes chassant dans les zones où des appâts empoisonnés sont utilisés illégalement*

Un moyen potentiellement efficace pour dissuader les pratiques d'empoisonnement illégal pour le contrôle des prédateurs sur les domaines de chasse consiste à retirer pendant une durée donnée l'autorisation de chasser sur un terrain où il y a eu une condamnation pour utilisation illégale d'appâts empoisonnés. Pour que cela fonctionne, une certaine forme de système de licence doit être mise en place sur les domaines de chasse. Pour la chasse commerciale, cela peut être une licence de vente des droits de chasse sur ces terrains. Pour la chasse individuelle, cela peut prendre la forme de retrait ou de suspension des permis de chasser.

La suspension des permis de chasser peut s'appliquer au niveau du chasseur, en mettant en jeu la stricte responsabilité de la personne qui chasse à proximité d'un endroit où des appâts empoisonnés ont été détectés, et/ou d'une suspension générale de l'ensemble des permis de chasser sur une zone où des appâts empoisonnés ont été trouvés (sans avoir à prouver qu'une personne en particulier ait déposé l'appât). La mise en place de cette politique inciterait sans doute les chasseurs à se demander avant de chasser si des appâts empoisonnés sont utilisés dans la zone (plutôt que de risquer de perdre leur permis de chasser, pour la durée de la saison par exemple, ou même pour une durée plus longue).

Un scénario similaire est susceptible de se produire pour les opérateurs de chasse (par exemple, dans le cas de la chasse touristique). Si les permis de chasser sont suspendus dans les régions où ils opèrent, il est peu probable qu'ils soutiennent l'utilisation d'appâts empoisonnés ou qu'ils participent à cette pratique, et ils seront ainsi moins susceptibles d'exploiter les zones où des appâts empoisonnés sont utilisés. Les chasseurs et les opérateurs de chasse pourront être plus enclins à signaler les incidents relatifs à l'usage d'appâts empoisonnés, afin de s'assurer qu'ils pourront continuer à chasser dans ces zones sans risquer de perdre leur permis de chasser.

- *Établir des lignes directrices sur les condamnations pour assurer des résultats cohérents et efficaces*

Des lignes directrices sur les condamnations concernant la criminalité liée à la faune sauvage, et en particulier pour l'utilisation illégale d'appâts empoisonnés et la possession de substances toxiques illégales, sont essentielles pour une application efficace des réglementations. Par exemple, l'Examen par le Parlement britannique de l'application de sa législation nationale sur la criminalité liée aux espèces sauvages a établi que l'efficacité de l'application a été réduite en raison de l'absence de lignes directrices sur les condamnations en cas de criminalité liée aux espèces sauvages à l'intention des juges, et a conduit à des résultats incohérents dans les tribunaux (Chambre des Communes, Comité d'audit environnemental, 2012). Les résultats juridiques incohérents minent la crédibilité du système judiciaire et suggèrent que la gravité de la criminalité liée aux espèces sauvages n'est pas reconnue, allant ainsi à l'encontre de l'effet dissuasif.

Dans certaines régions, les lignes directrices de détermination de la peine ne sont plus valides et les montants des amendes devraient être révisés pour refléter les coûts actuels (par exemple, la législation sud-africaine date de 1947), et des ajustements liés à l'inflation doivent être apportés aux amendes.

- *Accroître grâce à des ressources ciblées les capacités et les aptitudes en matière de contrôle de l'application des réglementations*

Sans financement approprié, il est difficile de mettre en place des mesures efficaces pour faire respecter les réglementations (O'Connell, 1995). Le manque de financement est l'un des éléments clés affectant la réussite du contrôle de l'application des réglementations (Eliason, 2011). Cela inclut l'insuffisance de personnel ainsi que le manque de ressources matérielles de base, telles que les véhicules et autres équipements indispensables (par exemple pour la collecte et le transport de données). Il peut en outre entraîner une absence de collecte de données, d'accès à l'analyse médico-légale et à des technologies d'assistance de pointe, telles que les équipements de surveillance. Le manque de ressources peut aussi se traduire par une formation insuffisante des agents chargés de faire respecter les réglementations, des procureurs et des agents du système judiciaire, réduisant ainsi leurs capacités à faire respecter efficacement la législation et à condamner de manière appropriée

(Wellsmith, 2011). L'accroissement des capacités de lutte contre la fraude devrait être une priorité pour s'assurer que les mesures mises en place sont effectivement appliquées.

- *Introduire la responsabilité du fait d'autrui*

La responsabilité du fait d'autrui a été introduite en Écosse en 2011 afin d'éviter l'utilisation des appâts empoisonnés pour contrôler les rapaces et autres prédateurs à proximité des zones gérées pour la chasse. La responsabilité du fait d'autrui impose une responsabilité pénale des personnes dont les employés, agents ou sous-traitants commettent une infraction (à moins qu'ils ne puissent prouver qu'ils n'étaient pas au courant de l'infraction et qu'ils avaient fait preuve d'une diligence raisonnable pour s'assurer que l'employé obéissait à la loi).

En termes pratiques, la responsabilité du fait d'autrui devrait encourager les propriétaires à faire comprendre à leurs employés et sous-traitants que l'usage d'appâts empoisonnés affectant la faune sauvage protégée est inacceptable, et à vérifier que ces pratiques n'ont pas lieu sur leurs terres. Depuis l'introduction de la responsabilité du fait d'autrui, les éléments de preuve initiaux indiquent un déclin de la criminalité liée aux oiseaux dans les zones de gestion du gibier en Écosse, mais il est encore trop tôt pour savoir si cette mesure a eu un effet dissuasif en Écosse. La responsabilité du fait d'autrui devrait être notamment introduite, si possible, dans les zones où les gestionnaires de chasse ou d'élevage utilisent des appâts empoisonnés illégaux pour le contrôle des prédateurs. Elle pourrait également s'appliquer aux terrains privés où des personnes utilisent des appâts empoisonnés pour prélever des oiseaux destinés à la consommation humaine ou à la médecine traditionnelle.

3.2. Restreindre l'accès aux substances hautement toxiques par un respect plus rigoureux de la chaîne d'approvisionnement : moyens de se procurer les poisons et raisons pour lesquelles les mécanismes de contrôle établis n'empêchent pas leur utilisation illégale

Les substances illégales sont souvent stockées par les utilisateurs d'appâts empoisonnés et les agriculteurs qui pouvaient initialement utiliser légalement ces substances, comme le carbofuran et autres carbamates hautement toxiques. En Afrique, les pesticides sont parfois vendus dans des conditions non réglementées, ou lorsqu'il existe des réglementations, ils sont vendus illégalement en petits conditionnements dans les zones de commerce informel. Les stocks de substances illégales hautement toxiques sont souvent accessibles pour une utilisation dans des appâts empoisonnés (Richards, 2011 ; Sánchez-Barbudo *et al.*, 2013). Pour limiter l'accès à ces substances, des mesures peuvent être mises en place, telles que la suppression des délais de grâce, l'harmonisation des politiques de retrait, et la restriction d'utilisation ou d'achat réservée uniquement aux professionnels certifiés. Chacun de ces cas est examiné ci-après.

- *Supprimer les délais de grâce pour les produits interdits*

La réglementation relative aux substances dont l'approbation n'est pas renouvelée doit prévoir le retrait des stocks existants et la limitation de l'accès à ces substances. Après la publication d'un avis de retrait et une fois le délai de grâce écoulé, le sort des stocks restants peut devenir ambigu. Dans l'Union européenne, les produits phytopharmaceutiques doivent maintenant être retirés du marché immédiatement (plutôt qu'après un délai de grâce de six mois pour la vente et la distribution (détaillants) et une période maximale d'un an pour l'élimination, l'entreposage et l'utilisation des stocks existants par les utilisateurs finaux), s'ils sont retirés pour des raisons environnementales (Règlement n° 1107/2009 de l'Union européenne sur les pesticides). Le retrait immédiat sans délai de grâce est recommandé pour les substances couramment utilisées dans les appâts empoisonnés illégaux.

- *Établir des politiques d'élimination des produits cohérentes entre les pays*

La limitation des divergences entre pays en matière de traitement des produits retirés (notamment dans des régions voisines où les appâts empoisonnés posent problème) permettrait de limiter l'accès aux stocks dans des régions où de longs délais de grâce sont en vigueur.

Dans certains cas, le coût de l'élimination des déchets dangereux issus de la substance concernée, qui est à la charge des utilisateurs finaux, pourrait être atténué en offrant une reprise du produit restant avec le soutien du gouvernement ou du fabricant. Bon nombre des pharmacies (mais pas toutes) aux États-Unis font appel à des « redistributeurs » (distribution inverse) pour le retour d'inventaires non vendus/périmés. Ce secteur existant pourrait reprendre ces produits pour un retraitement industriel en développant un programme d'élimination et de recyclage plus vaste et complet, qui puisse comprendre le secteur de la consommation (Daughton, 2003).

Un grand nombre de pesticides, dont personne ne voulait, ont été « déversés » à bas prix en Afrique, ce qui a conduit à une accumulation de stocks obsolètes et indésirables. Diverses initiatives ont tenté de s'attaquer à ce problème, comme le programme Africa Stockpiles lancé en septembre 2005, avec pour objectif d'éliminer tous les stocks de pesticides obsolètes en Afrique et d'établir des mesures pour empêcher que cela ne se reproduise.

En outre, le suivi du stockage des pesticides (y compris l'étiquetage approprié) et la mise en place de sanctions pour possession de produits retirés sont également des mécanismes de dissuasion efficaces.

- *limiter l'accès aux professionnels certifiés*

L'adoption de la directive 2009/128/CE et sa mise en œuvre dans l'Union européenne empêche (lorsqu'elle est appliquée correctement) l'achat et l'utilisation de pesticides à des fins autres que celles pour lesquelles ils ont été fabriqués (Parlement européen et Conseil de l'Europe, 2009). La directive permet l'utilisation de certains pesticides uniquement par des professionnels certifiés (en décembre 2013), incluant les agriculteurs autorisés à utiliser le pesticide pour des usages particuliers. Sans cette autorisation, il n'est pas possible d'acheter ou d'utiliser la plupart des pesticides. Ces mesures établissent la traçabilité de ces produits et limitent leur commercialisation et leur utilisation, ce qui permet de mieux faire respecter les réglementations et d'assurer un meilleur suivi des substances utilisées dans les cas d'empoisonnement. Une législation similaire devrait être adoptée dans les régions situées en dehors de l'Union européenne, et où se posent des problèmes relatifs aux appâts empoisonnés.

Figure 5 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- Manque de connaissance du niveau/de l'ampleur de l'utilisation des appâts empoisonnés dans certaines régions.
- Probabilité d'exposition aux appâts empoisonnés chez les espèces autres que les rapaces.
- Prélèvements à l'aide d'appâts empoisonnés en dehors de l'Afrique et de la Chine.
- Etendue de l'utilisation des appâts empoisonnés en comparaison avec d'autres méthodes de contrôle des prédateurs, comme les techniques de prévention, le piégeage et la chasse, dans certaines régions.
- Fréquence de l'utilisation des appâts empoisonnés dans les zones agricoles.
- Effets des appâts empoisonnés sur les oiseaux migrateurs en comparaison avec d'autres types d'empoisonnement, comme les pesticides agricoles et les munitions au plomb.

Bibliography

- Algotsson, Emma. "Wildlife conservation through people-centred approaches to natural resource management programmes and the control of wildlife exploitation." *Local Environment* 11, no. 1 (2006): 79-93.
- Blevins, K. R., and T. D Edwards. *Wildlife crime. 21st century criminology: A reference handbook*. 2009.
- Bodega Zugasti, David de la. *Estudio sobre las sustancias que provocan el envenenamiento de fauna silvestre*. Madrid: SEO/BirdLife, 2012.
- Canfa, Wang. "Chinese environmental law enforcement: current deficiencies and suggested reforms." *Vt. J. Envtl. L.* 8 (2006): 159.
- Daughton, Christian G. "Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy." *Environmental Health Perspectives* 111, no. 5 (2003): 757.
- Decker, Daniel J., T. Bruce Lauber, and William F. Siemer. *Human-wildlife conflict management: A practitioner's guide*. Ithaca, New York: Northeast Wildlife Damage Management Research and Outreach Cooperative, 2002.
- Delibes-Mateos, Miguel, Silvia Díaz-Fernández, Pablo Ferreras, Javier Viñuela, and Beatriz Arroyo. "The Role of Economic and Social Factors Driving Predator Control in Small-Game Estates in Central Spain." *Ecology and Society* 18, no. 2 (2013): 28.
- Dickman, A. J. "Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict." *Animal Conservation* 13, no. 5 (2010): 458-466.
- Dickman, A.J. *Key determinants of conflict between people and wildlife, particularly large carnivores, around Ruaha National Park, Tanzania*. London: University College London, 2008.
- Eliason, Stephen L. "Policing Natural Resources: Issues in a conservation law enforcement agency." *Professional Issues in Criminal Justice* 6, no. 3 and 4 (2011): 43-58.
- European Commission. *LIFE and human coexistence with large carnivores*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.
- European Parliament and Council. *Directive 2009/128/EC of the European Parliament and Council*. October 21, 2009.
- European Union Pesticide Regulation 1107/2009*. (Entered into force 14 June 2011).
- Gandiwa, Edson, Ignas Heitkönig, Anne M. Lokhorst, Herbert HT Prins, and Cees Leeuwis. "Illegal hunting and law enforcement during a period of economic decline in Zimbabwe: A case study of northern Gonarezhou National Park and adjacent areas." *Journal for Nature Conservation*, 2013.
- Giorgi, M., and G. Mengozzi. "Malicious animal intoxications: poisoned baits." *Veterinarni Medicina* 56, no. 4 (2011): 173-179.
- Graham, Kate, Andrew P. Beckerman, and Simon Thirgood. "Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management." *Biological Conservation* 122, no. 2 (2005): 159-171.
- Hazzah, Leela, Monique Borgerhoff Mulder, and Laurence Frank. "Lions and warriors: social factors underlying declining African lion populations and the effect of incentive-based management in Kenya." *Biological Conservation* 142, no. 11 (2009): 2428-2437.
- House of Commons, Environmental Audit Committee. "Wildlife Crime: Third Report of Session 2012-13." 1 (September 2012).
- Jackson, Rodney M., and Rinchen Wangchuk. "A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards." *Human dimensions of wildlife* 9, no. 4 (2004): 1-16.
- Knight, J. *Natural enemies: people-wildlife conflicts in anthropological perspective*. London: Routledge, 2000.
- Kwon, Y. K., S. H. Wee, and J. H. Kim. "Pesticide poisoning events in wild birds in Korea from 1998 to 2002." *Journal of wildlife diseases* 40, no. 4 (2004): 737-740.
- Liu, Fang, William J. McShea, David L. Garshelis, Xiaojian Zhu, Dajun Wang, and Liangkun Shao. "Human-wildlife conflicts influence attitudes but not necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China." *Biological Conservation* 144, no. 1 (2011): 538-547.
- Margalida, A, R Heredia, M Razin, and M Hernández. "Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe." *Bird Conservation International* 18, no. 1 (2008): 1.
- Marker, Laurie, Amy Dickman, and Mandy Schumann. "Using livestock guarding dogs as a conflict resolution strategy on Namibian farms." *Carnivore Damage Prevention News* 8 (2005): 28-32.
- Márquez, C. J. M., R. Villafuerte Vargas, and J. E. Fa. "Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting." *Animal Conservation*, 2012: 118-129.
- Márquez, C., J. M. Vargas, R Villafuerte, and J. E. and Fa. "Risk mapping of illegal poisoning of avian and mammalian predators." *The Journal of Wildlife Management* 77, no. 1 (2013): 75-83.
- Muñoz-Igualada, J. *et al.*, "Traditional and new cable restraint systems to capture fox in central Spain." *The Journal of Wildlife Management* 74, no. 1 (2010): 181-187.

- Nurse, Angus. "Policing wildlife: perspectives on criminality and criminal justice policy in wildlife crime in the UK." *Papers from the British Criminology Conference: An Online Journal by the British Society of Criminology*. 2011.
- O'Connell, Mary Ellen. "Enforcement and the success of international environmental law." *Ind. J. Global Legal Stud.* 3 (1995): 47.
- Odino, Martin. "Measuring the conservation threat to birds in Kenya from deliberate pesticide poisoning-A case study of suspected carbofuran poisoning using Furadan in Bunyala Rice Irrigation Scheme." 2010.
- Ogada, Darcy L., Felicia Keesing, and Munir Z. Virani. "Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide." *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249, no. 1 (2012): 57-71.
- Overmars, Koen P. *et al.*, "Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU." *Ecological Indicators*, 2012.
- PAWS. *Wildlife Crime in Scotland -- 2012 Annual Report*. 2013.
- Redpath, S. M., B. E. Arroyo, F. M. Leckie, N. Bayfield P. Bacon, R. J. Gutierrez, and S. J. Thirgood. "Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: a raptor-grouse case study." *Conservation Biology* 18, no. 2 (2004): 350-359.
- Redpath, Steve, and Simon Thirgood. "Hen harriers and red grouse: moving towards consensus?" *Journal of Applied Ecology* 46 (2009): 961-963.
- Richards, Ngaio. *Carbofuran and wildlife poisoning: global perspectives and forensic approaches*. John Wiley & Sons, 2011.
- Roberts, Adam M., and Nancy V. Perry. "Throwing caution to the wind: the global bear parts trade." *Animal Law* 6 (2000): 129.
- Royal Society for the Protection of Birds. *Bird Crime*. 2011.
- Sánchez-Barbudo, I. S., P. R. Camarero, and R. Mateo. "Intoxicaciones intencionadas y accidentales de fauna silvestre y doméstica en España: diferencias entre Comunidades Autónomas." *Revista de Toxicología* 29, no. 1 (2013): 20-28.
- Sánchez-García, C., M. E. Alonso, D. J. Bartolomé, J. A. Pérez, R. T. Larsen, and V. R. Gaudioso. "Survival, home range patterns, probable causes of mortality, and den-site selection of the Iberian hare (*Lepus*, Leporidae, Mammalia) on arable farmland in north-west Spain." *Italian Journal of Zoology* 79, no. 4 (2012): 590-597.
- Shivik, John A. "Tools for the edge: what's new for conserving carnivores." *BioScience* 56, no. 3 (2006): 253-259.
- Sotherton, N, S Tapper, and A and Smith. "Hen harriers and red grouse: economic aspects of red grouse shooting and the implications for moorland management." *Journal of Applied Ecology* 46, no. 5 (2009): 955-960.
- Thiollay, Jean. "The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas." *Ibis*, 2006: 240-254.
- Treves, Adrian, and K. Ullas Karanth. "Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide." *Conservation Biology* 17, no. 6 (2003): 1491-1499.
- USC. Title 7, Section 136j (United States Code, 1972).
- Villafuerte, Rafael, Javier Viñuela, and Juan Carlos Blanco. "Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain." *Biological conservation* 84, no. 2 (1998): 181-188.
- Vyas, Nimish B., James W. Spann, Eric Albers, and Don Patterson. "Pesticide-Laced Predator Baits: Considerations for Prosecution and Sentencing." *Envtl. Law* 9 (2002): 589.
- Wellsmith, Melanie. "Wildlife crime: The problems of enforcement." *European Journal on Criminal Policy and Research* 17, no. 2 (2011): 125-148.
- White, Rob. "NGO engagement in environmental law enforcement: critical reflections." *Australasian Policing* 4, no. 1 (2012): 7-12.
- Williams, Vivienne L, Anthony B Cunningham, Robin K Bruyns, and Alan C Kemp. *Birds of a feather: quantitative assessments of the diversity and levels of threat to birds used in African traditional medicine*. Berlin: Springer, 2013.
- Yom-Tov, Yoram, Ohad Hatzofe, and Eli Geffen. "Israel's breeding avifauna: A century of dramatic change." *Biological Conservation* 147, no. 1 (2012): 13-21.
- Zabel, Astrid, and Karin Holm-Muller. "Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden." *Conservation Biology* 22, no. 2 (2008): 247-251.

Recommandations pour prévenir les risques liés aux produits pharmaceutiques vétérinaires utilisés pour traiter le bétail

1. Introduction

Les produits pharmaceutiques vétérinaires utilisés pour traiter les ongulés domestiques peuvent contaminer les sources d'alimentation des espèces d'oiseaux nécrophages et provoquer l'empoisonnement des oiseaux. Il existe différents types de médicaments vétérinaires pour les ongulés domestiques, et leurs effets sur les oiseaux sont peu connus. Néanmoins, une catégorie de produits pharmaceutiques vétérinaires, les anti-inflammatoires non stéroïdiens (AINS), ont causé le déclin d'espèces d'oiseaux nécrophages.

Les AINS sont utilisés pour traiter les animaux domestiques en cas d'inflammation et de douleur. Le diclofénac, un AINS auparavant très prisé pour les soins vétérinaires des bovins en Inde, au Pakistan, au Bangladesh et au Népal, est toxique pour plusieurs espèces de vautours. Il a entraîné l'empoisonnement des vautours nécrophages à travers ces quatre pays en contaminant les carcasses de bétail disponibles pour ces oiseaux. Avant l'interdiction du diclofénac dans ces pays, cette substance était fréquemment présente dans les carcasses de bétail et a été la cause du déclin considérable des populations de trois espèces de vautours du genre *Gyps* en Asie du Sud (Shultz *et al.*, 2004). Des recherches sont menées actuellement pour déterminer l'efficacité de son interdiction, et quelques études font état d'une utilisation illégale considérable du diclofénac. En outre, les effets d'autres AINS font l'objet de recherches approfondies.

Le déclin de la population de vautours du genre *Gyps* a été constaté pour la première fois en Inde entre 1990 et 1995, et la cause de ce déclin a été découverte en 2003. Les taux de diminution de la population qui ont été observés sont parmi les plus élevés jamais enregistré pour une espèce d'oiseaux, conduisant à un déclin total de 99,9% pour le Vautour chaugoun (*Gyps bengalensis*) en Inde, entre 1992 et 2007. Les populations de Vautours indiens (*Gyps indicus*) et de Vautours à long bec (*Gyps tenuirostris*) ont chuté de 96,8% dans cette même période (Prakash *et al.*, 2007). Ces vautours ne sont pas des oiseaux migrateurs, mais d'autres oiseaux nécrophages similaires appartenant à des espèces migratrices pourraient être en danger, comme le Vautour fauve (*Gyps fulvus*), le Vautour de l'Himalaya (*Gyps himalayensis*), et potentiellement d'autres vautours n'appartenant pas au genre *Gyps* ainsi que des espèces de rapaces nécrophages (Sharma *et al.*, 2013, étude soumise pour publication).

Alors que l'on estime que le déclin des vautours en Europe, en Afrique et en Asie du Sud-Est est lié à d'autres causes de mortalité, comme l'empoisonnement délibéré et des changements dans la disponibilité de nourriture, on ne dispose pas de preuves que de tels facteurs jouent un rôle clé dans l'Asie du Sud (Green *et al.*, 2004). Il a été démontré que le principal facteur qui a contribué au déclin des espèces de vautours d'Asie du Sud est l'utilisation du diclofénac pour traiter le bétail domestique susceptible de mourir avant que la substance soit métabolisée et qui sera consommé par les vautours (animaux abandonnés en plein air après leur mort) (Oaks *et al.*, 2004 ; Shultz *et al.*, 2004 ; Green *et al.*, 2004 ; Green *et al.*, 2006). Après avoir ingéré des carcasses d'animaux traités au diclofénac peu de temps avant de mourir, les vautours meurent en quelques jours de goutte viscérale causée par une insuffisance rénale.

L'utilisation du diclofénac en dehors de l'Asie du Sud entraîne un risque d'empoisonnement pour d'autres vautours. La promotion du diclofénac sur le continent africain pourrait par exemple représenter un danger pour les vautours de cette région, notamment pour des espèces menacées comme le Vautour africain (*Gyps africanus*) et le Vautour chasseur (*Gyps coprotheres*), en raison de leur sensibilité au diclofénac. En comparaison avec l'Asie du Sud, les niveaux d'exposition pourraient être différents en Afrique pour diverses raisons, telles que la quantité d'AINS administrée aux bovins (en particulier aux animaux malades et âgés), l'élimination des carcasses de bovins dans les zones ouvertes et des variations dans l'alimentation des vautours.

En 2013, le diclofénac a été autorisé en Espagne et, quelques années auparavant, en Italie. L'homologation du produit pour un usage vétérinaire commercial dans l'Union européenne est préoccupante, et même si les systèmes d'agro-pâturage et le niveau d'exposition des carcasses aux vautours sont très différents en Europe et en Asie, il est indéniable que les populations de vautours d'Europe pourraient être gravement touchées par l'ingestion de diclofénac.

L'Espagne accueille 95 % de la population européenne de vautours : environ 26 000 couples de Vautours fauves européens, 1 600 couples de Vautours percnoptères, (*Neophron percnopterus*), 2 000 couples de Vautours moines (*Aegypius monachus*) et 125 couples de Gypaètes barbus (*Gypaetus barbatus*). Les effets de ce produit pourraient mettre sérieusement en péril les dernières grandes populations de vautours qui restent dans l'Union européenne. En Espagne, un nouveau décret (Décret royal 1632/2011) autorise la consommation de carcasses de bétail par des animaux nécrophages sauvages dans la nature ou dans les stations d'alimentation complémentaire. Cela signifie que le diclofénac peut être consommé directement par les vautours qui se nourrissent d'animaux morts. Cette stratégie qui autorise la consommation de carcasses d'animaux par les vautours sauvages serait également d'une importance primordiale pour les populations de Vautours fauves européens, de Vautours percnoptères et de Gypaètes barbus qui restent en Italie et sont sérieusement menacées

Des recommandations législatives et non législatives visant à prendre en compte les risques liés aux produits pharmaceutiques vétérinaires, en particulier aux AINS, pour les oiseaux migrateurs sont examinées ci-après.

2. Recommandations non législatives

2.1. Renforcer la surveillance des carcasses d'ongulés dans les zones à haut risque en raison de l'utilisation de diclofénac, et développer des zones de sécurité pour les vautours

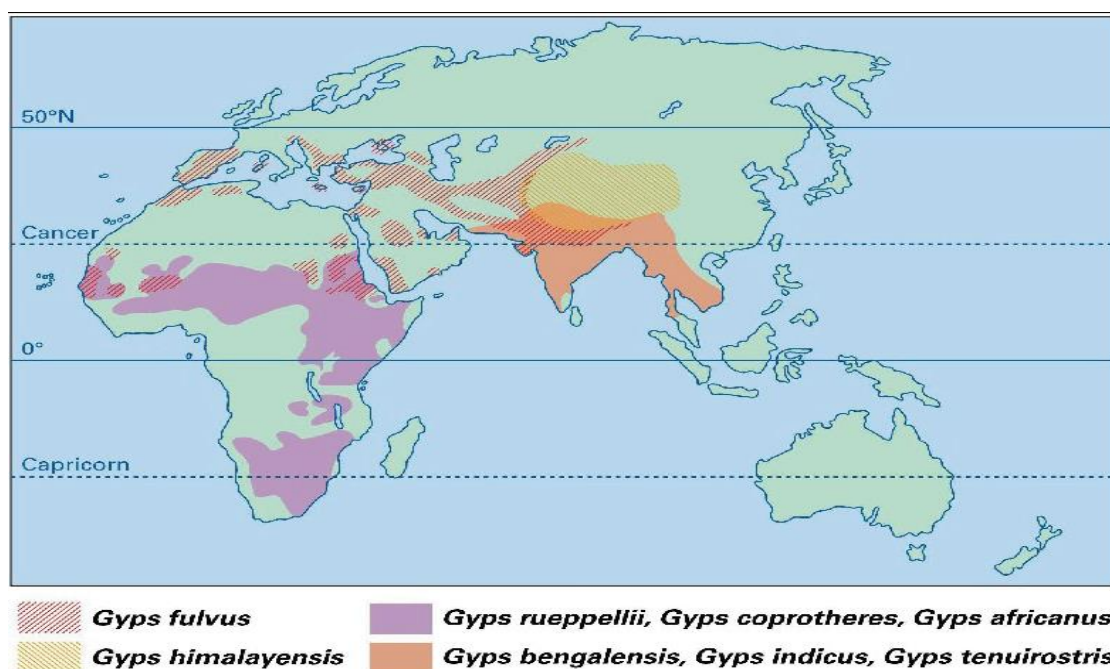
Dans les zones à haut risque, principalement en Asie du Sud (Inde, Népal, Bangladesh et Pakistan), la surveillance de carcasses d'ongulés est assurée par des organisations non gouvernementales. La surveillance a lieu dans toute l'Asie du Sud et chaque région est échantillonnée environ chaque année. Des organisations non gouvernementales, comme la Bombay Natural History Society, s'efforcent de maintenir des fonds pour réglementer la surveillance des carcasses.

Pour faire pleinement respecter la réglementation sur le diclofénac vétérinaire en Asie du Sud, les gouvernements devraient être responsables du suivi des carcasses d'ongulés afin d'évaluer l'efficacité de l'interdiction. Cela permettrait également de fournir des informations sur les secteurs où concentrer les efforts de contrôle de l'application des réglementations. En Inde, le ministère de l'Environnement et des Forêts et le Wildlife Institute of India, ainsi que les départements d'Etat des forêts sont des responsables potentiels pour cette tâche, en particulier parce qu'un grand nombre de colonies de vautours sont situées à proximité des parcs nationaux administrés par le Service des forêts.

Dans les zones à haut risque où le diclofénac est encore utilisé, des zones de sécurité pour les vautours devraient être créées. De telles zones ont été développées dans certains secteurs clés à proximité des colonies de vautours, en mettant l'accent sur les sites de reproduction d'Asie du Sud. L'objectif est d'assurer aux oiseaux une zone de 100 km de diamètre sans diclofénac (ni autres AINS toxiques), ce qui correspond à la surface moyenne utilisée par une colonie (SAVE, 2011). Les actions à l'intérieur de ces zones de sécurité comprennent un travail avec les communautés locales et les gouvernements pour éliminer les stocks de diclofénac, des programmes de sensibilisation et de suivi des utilisateurs et des fournisseurs potentiels de diclofénac (agriculteurs, vétérinaires et pharmacies), et l'apport d'une source de nourriture garantie sans diclofénac pour les vautours (en gardant les bovins âgés jusqu'à leur mort naturelle). On a constaté une augmentation localisée du nombre de vautours dans certaines zones de sécurité provisoires ; par exemple, au stade de la nidification, le nombre de nids sur un site est passé de 17 en 2006 à 65 en 2009 (Chaudhary *et al.*, 2010).

Il existe actuellement sept zones de sécurité provisoires à travers le Népal, l'Inde et le Pakistan, mais aucune dans la région à haut risque du Bangladesh. Les sept zones provisoires ne comprennent pas encore les trois espèces de vautours en danger, et, par conséquent, des zones de sécurité supplémentaires devraient être créées dans les régions d'Asie du Sud où ces espèces se reproduisent. En outre, toutes les zones sont provisoires – ce qui signifie que le diclofénac n'a été complètement retiré d'aucune d'entre elles. Un suivi indépendant des zones devrait être mené pour évaluer avec précision la façon dont la protection de ces secteurs influence les niveaux des populations de vautours.

Figure 1 : Carte des aires de répartition des huit espèces de vautours du genre *Gyps*, comprenant les trois espèces résidentes en danger critique d'extinction en Asie (*Gyps bengalensis*, *Gyps indicus* et *Gyps tenuirostris*), les trois espèces résidentes en Afrique (*Gyps rueppellii*, *Gyps coprotheres* et *Gyps africanus*) et les espèces migratrices *Gyps fulvus* et *Gyps himalayensis*



2.2. Sensibiliser les parties prenantes aux alternatives au diclofénac, promouvoir la gestion responsable des produits et le retrait volontaire des AINS toxiques pour les oiseaux nécrophages

Amener la population à se préoccuper des vautours par l'éducation communautaire dans les zones à haut risque
 Dans toute l'Asie du Sud, les vautours peuvent bénéficier de croyances religieuses. La compassion universelle dans le bouddhisme, la soumission au karma dans l'hindouisme et les funérailles célestes sacrées dans le zoroastrisme ont donné une valeur religieuse aux vautours, en tant qu'êtres doués de sensibilité. Leurs fonctions spécifiques, comme l'élimination des corps humains dans des funérailles célestes ou des rites funéraires et la consommation de carcasses de bovins sacrés sont des fonctions essentielles pour les communautés et les écosystèmes (Baral et Gautam, 2007). Cependant, les vautours peuvent aussi être considérés comme un mauvais présage par la communauté, par exemple dans certaines régions du Népal, ce qui peut nuire à la réussite des initiatives en leur faveur.

Un programme de formation devrait inclure la sensibilisation des communautés à la valeur des vautours, mais également mettre en évidence les raisons actuelles du déclin de ces espèces et la manière dont il est possible de résoudre ce problème, en s'assurant par exemple que les bovins ne sont pas traités avec du diclofénac, en faisant appel à des vétérinaires agréés lorsque cela est possible, et en éliminant de manière appropriée les bovins morts qui ont été récemment traités avec des médicaments vétérinaires.

Sensibiliser les professionnels (vétérinaires des élevages, pharmacies – vétérinaires et destinées à l'homme) à l'utilisation d'alternatives aux AINS nocifs pour les oiseaux lors du traitement du bétail et d'autres ongulés domestiques

Le pays a constitué un vaste réseau de plus de 50 000 cliniques et centres vétérinaires, qui emploient plus de 100 000 personnes – vétérinaires et personnel para-vétérinaire. Cependant, la fonction première de ces institutions est de fournir des services cliniques vétérinaires et de reproduction, et la qualité des prestations reste médiocre.

Toutes les parties concernées devraient travailler avec le Conseil vétérinaire de l'Inde chargé de réglementer la pratique vétérinaire, et les organismes équivalents dans les autres pays à haut risque en Asie du Sud, pour que les questions du risque que représente le diclofénac pour les espèces d'oiseaux nécrophages et les alternatives disponibles soient traitées dans les dispositifs de formation (notamment la formation continue des professionnels en exercice), et également pour élaborer des politiques concernant l'utilisation vétérinaire illégale du diclofénac (telles que la perte des privilèges de la fonction de vétérinaire et/ou le retrait de l'autorisation d'exercer une activité de vétérinaire). Par exemple, quelque 15 sociétés pharmaceutiques ont été contactées aux fins de sensibilisation à la possibilité de produire des préparations de méloxicam sans brevet (SAVE, 2012).

Être en relation avec les fabricants afin de favoriser le retrait volontaire des AINS toxiques pour les oiseaux dans les zones à haut risque, et d'encourager les tests volontaires d'innocuité des nouveaux AINS et des AINS existants pour les espèces d'oiseaux nécrophages

La responsabilité sociale des entreprises au sein de l'industrie pharmaceutique devrait être engagée afin qu'elles examinent (pendant la phase de développement) les effets de leurs produits sur l'environnement – notamment pour éviter les impacts sur la faune sauvage – et qu'elles prennent en compte les préoccupations relatives aux produits existants sur le marché (Cheah *et al.*, 2007). Il faudrait élargir les politiques relatives à la responsabilité sociale des entreprises pour qu'elles prennent en compte la couverture des risques que présentent les produits pharmaceutiques pour les oiseaux nécrophages.

À titre d'exemple, des liens ont été établis avec quelque 40 sociétés pharmaceutiques, que SAVE a contactées au sujet des risques associés aux flacons multi-doses pour les vautours ; cette démarche a eu du succès au Népal et aussi en Inde, dans une moindre mesure (SAVE, 2012). Des efforts supplémentaires sont nécessaires pour modifier les programmes de responsabilité sociale des entreprises afin d'éviter les risques de toxicité des produits vétérinaires pour les espèces d'oiseaux nécrophages, incluant le retrait des produits toxiques pour ces espèces dans les zones à haut risque et la réalisation de tests d'innocuité des nouveaux AINS et des AINS existants afin d'évaluer les risques pour ces oiseaux.

Travailler avec les fabricants pour une sensibilisation à la gestion responsable des produits

La gestion responsable des produits se définit comme « l'acte qui consiste à réduire les impacts sanitaires, sécuritaires, environnementaux et sociaux et à optimiser les bénéfices économiques d'un produit et de son conditionnement dans toutes les phases de son cycle de vie. Le producteur du produit est le plus apte à réduire les effets néfastes, mais d'autres acteurs, comme les fournisseurs, les détaillants et les consommateurs, jouent aussi un rôle. La gestion responsable peut être volontaire ou exigée par la loi ». (Product Stewardship Institute, 2013). Une gestion commune avec les sociétés pharmaceutiques vétérinaires peut largement contribuer à la réduction de l'impact environnemental des AINS.

L'une des nombreuses approches possibles pour favoriser les programmes de gestion responsable avec des sociétés pharmaceutiques vétérinaires consisterait à proposer des extensions de brevets aux entreprises qui développent des programmes exhaustifs de gestion responsable, adaptés à des produits pharmaceutiques vétérinaires, et en particulier à des alternatives écologiquement sûres au diclofénac et à d'autres AINS dangereux pour les oiseaux migrateurs. Cela a été réalisé précédemment dans le cadre de la législation relative à la pédiatrie de l'US Food and Drug Administration, qui offre ainsi six mois d'extension de brevets pour mener des recherches définissant des dosages sûrs pour les enfants (Daughton, 2003).

Les industries peuvent également adopter des codes de pratiques volontaires, et ces codes peuvent être utilisés pour développer une nouvelle identité publique, fondée par exemple sur la responsabilité et la durabilité (Hale et Held, 2011). Cette démarche peut être particulièrement intéressante pour l'industrie pharmaceutique en Inde et dans d'autres pays qui ont été le point de mire du public pour leur rôle dans la pollution de l'environnement (Ramaswamy *et al.*, 2011 ; Fatta-Kassinou, Despo et Nikolaou, 2011 ; Huffington Post, 2009). Les codes de pratiques volontaires de l'industrie pharmaceutique vétérinaire, visant à assurer que l'innocuité des AINS (et d'autres produits) vis-à-vis de la faune sauvage potentiellement exposée a été testée, peuvent être combinés à d'autres incitations telles que les extensions de brevets (voir ci-dessus).

Les associations professionnelles peuvent également être mobilisées pour la gestion responsable des produits. Elles peuvent influencer les comportements en mettant en place des objectifs environnementaux au sein des codes de pratique destinés aux entreprises membres. La plupart des codes d'associations professionnelles ont des objectifs communs, tels que l'amélioration continue de la performance environnementale, la prévention de la pollution, la bonne gestion des produits, et la participation de la communauté, et ils appellent par ailleurs les entreprises à rendre compte publiquement de leur performance environnementale (Nash, 2002). Les lignes directrices relatives à la gestion responsable des produits exigent que les membres veillent à ce que leurs produits soient distribués et utilisés sans impact négatif sur l'environnement. Les rapports publics de performance environnementale renforcent la transparence et constituent l'une des étapes nécessaires pour réduire les dommages aux écosystèmes causés par les produits pharmaceutiques (Larsson et Fick, 2009). La communication des résultats des tests d'innocuité des AINS (et d'autres produits pharmaceutiques vétérinaires) peut entraîner une participation du public qui s'avère nécessaire pour que les entreprises modifient les pratiques de tests au bénéfice de la faune sauvage et des écosystèmes.

3. Recommandations législatives

3.1. Interdire l'usage du diclofénac vétérinaire pour le traitement du bétail et le remplacer par des alternatives sans danger, facilement disponibles, comme le méloxicam

Le diclofénac, un anti-inflammatoire non stéroïdien (AINS) auparavant très prisé en Inde, au Pakistan, au Bangladesh et au Népal, utilisé pour soigner les inflammations et soulager les douleurs chez les animaux domestiques, est toxique pour plusieurs espèces d'oiseaux nécrophages. Avant l'interdiction du diclofénac dans ces pays, cette substance était fréquemment présente dans les carcasses de bétail et a été la cause du déclin catastrophique des populations de trois espèces de vautours du genre *Gyps*.

Il a été démontré aujourd'hui que cette substance est toxique pour les aigles du genre *Aquila*. Il en existe 14 espèces réparties en Asie, en Afrique, en Australie, en Europe et en Amérique du Nord, ce qui dépasse largement la répartition plus limitée des vautours du genre *Gyps*. Il est donc urgent de parvenir à une interdiction mondiale du diclofénac vétérinaire, notamment de retirer les autorisations de son utilisation vétérinaire en Europe, et de le remplacer par des alternatives non toxiques, facilement disponibles, comme le méloxicam.

3.2. Introduire des tests d'innocuité obligatoires des AINS dangereux pour les oiseaux nécrophages, y compris des tests multi-espèces, en utilisant des méthodes in vitro et croisées, avec charge de la preuve incombant au demandeur ; le programme VICH/l'OCDE pourront évaluer les risques plus larges liés aux produits pharmaceutiques vétérinaires pour les oiseaux nécrophages et apporter des conseils sur ce sujet

Les AINS, y compris le diclofénac, sont largement utilisés dans le monde comme produits pharmaceutiques vétérinaires pour traiter les ongulés domestiques (Swan *et al.*, 2006). Il est urgent de déterminer la toxicité du diclofénac et d'autres AINS pour les vautours et autres oiseaux nécrophages (comme les rapaces et les marabouts) afin d'évaluer les risques plus larges liés à ces substances pour les oiseaux.

Les tests d'innocuité de tous les AINS vétérinaires utilisés pour traiter des animaux risquant d'être consommés par des oiseaux nécrophages devraient devenir obligatoires. Cela inclut des tests d'innocuité des substances actuellement sur le marché ainsi que des nouvelles substances. Les tests obligatoires permettraient de réduire le risque d'exposition des oiseaux à des substances très toxiques pour eux. Un accent particulier devrait être mis sur l'Asie du Sud, où le déclin spectaculaire de ces espèces est lié à l'utilisation de produits pharmaceutiques vétérinaires. Cependant, les tests obligatoires devraient être menés dans toutes les zones où se concentrent les rapaces – en particulier les vautours – et où les ongulés domestiques constituent leurs principales ressources alimentaires (comme en Asie du Sud). Dans le monde entier, de nombreuses espèces de vautours du genre *Gyps* consomment des ongulés domestiques, en raison de la disparition de leurs sources traditionnelles d'alimentation, constituée d'ongulés sauvages (Pain *et al.*, 2008).

L'approbation réglementaire du diclofénac donnée par les gouvernements d'Asie du Sud est le résultat d'une erreur d'évaluation – découlant du fait que les évaluations s'appuyaient alors sur un test restreint ne concernant qu'une seule espèce (Enick et Moore, 2007). Dans ce cas, le test sur une seule espèce n'est pas approprié compte tenu des effets de certains AINS sur les vautours et sur d'autres espèces. Les tests d'innocuité des nouveaux AINS et des AINS existants pour le traitement vétérinaire des bovins devraient être révisés pour inclure des tests multi-espèces à mettre en œuvre par le demandeur.

La charge de la preuve peut être modifiée pour reposer sur le demandeur ou le fabricant, qui doit démontrer par des tests d'innocuité indépendants que l'AINS est sans danger pour les vautours et les autres rapaces nécrophages. Seuls les AINS comme le méloxicam (Mahmood *et al.*, 2010), dont l'innocuité a été démontrée, devraient être approuvés à des fins vétérinaires dans (1) les zones de forte concentration de vautours et d'autres rapaces nécrophages ; et (2) les zones où le bétail constitue la principale ressource alimentaire des vautours et autres rapaces nécrophages. Cette approche a été adoptée pour les facteurs de croissance antibiotiques utilisés en élevage dans l'Union européenne, celle-ci appliquant le principe de précaution vis-à-vis de l'agrément des substances vétérinaires (contrairement aux États-Unis qui ont une approche classique de la charge de la preuve) (Sanderson *et al.*, 2004).

Cette approche est susceptible d'être adoptée au niveau international par le programme VICH (Coopération internationale sur l'harmonisation des exigences techniques pour l'enregistrement des médicaments vétérinaires). VICH est un programme trilatéral entre l'Union européenne, le Japon et les États-Unis, associant également des pays tels que l'Australie, le Canada et la Nouvelle-Zélande en qualité d'observateurs (Sarmah *et al.*, 2006). L'évaluation des impacts environnementaux effectuée pour les lignes directrices relatives aux médicaments vétérinaires produite par ce programme recommande d'adopter l'approche suivante de la protection des espèces :

Les impacts les plus préoccupants se situent généralement au niveau des communautés et des fonctions écosystémiques, l'objectif étant de protéger la plupart des espèces. Néanmoins, il pourrait être nécessaire d'établir une distinction entre les effets locaux et les effets paysagers. Dans certains cas, l'effet d'une substance vétérinaire dans un lieu pourrait être très préoccupant, par exemple, pour des espèces menacées ou pour une espèce ayant des fonctions écosystémiques clés.

Ces questions devraient être traitées par une gestion des risques dans ce lieu spécifique, ce qui peut même inclure la restriction ou l'interdiction de l'utilisation du produit préoccupant dans cette zone. En outre, les questions associées aux effets cumulatifs de certaines substances vétérinaires pourraient être appropriées à un niveau paysager. Les questions de ce type ne peuvent pas être harmonisées, mais doivent être examinées dans le cadre de l'évaluation des impacts environnementaux et si cela est recommandé, elles doivent être traitées par chaque région/zone locale (VICH, 2004).

Les risques potentiels d'intoxication des oiseaux nécrophages par les résidus de médicaments vétérinaires dans les carcasses de bétail doivent également être évalués par VICH (Phase II : Test de l'écotoxicité) et/ou par l'Organisation de coopération et de développement économiques.

L'évaluation des risques écologiques extrapole les réponses des espèces à la toxicité des substances lors de tests en laboratoire à l'ensemble des espèces appartenant à un groupe (par exemple, les vautours) dans l'environnement (Celander *et al.*, 2011). Une extrapolation précise est essentielle, et le développement de nouveaux tests *in vitro* ⁶ et de méthodes de lecture croisées ⁷ jouent un rôle important pour assurer l'exactitude dans les prédictions des réactions des espèces à l'exposition à des produits pharmaceutiques vétérinaires. Ceci est particulièrement pertinent pour les vautours du genre *Gyps* et pour d'autres espèces menacées, lorsque les tests sur les oiseaux ne sont pas disponibles en raison de l'état de conservation de ces espèces (Swan *et al.*, 2006). L'utilisation et le développement de ces méthodes sont essentiels pour une évaluation efficace des risques de toxicité des produits pharmaceutiques vétérinaires pour les oiseaux.

3.3. Développer des méthodes pour réduire la probabilité d'utilisation illégale de produits pharmaceutiques destinés à l'homme (Ce pourrait aussi être une recommandation non législative)

L'usage vétérinaire du diclofénac est interdit au Népal, en Inde et au Pakistan depuis 2006, ainsi qu'au Bangladesh depuis 2010. Cependant, son utilisation se poursuit illégalement par l'administration aux ongulés domestiques de diclofénac prescrit pour l'homme (Taggart *et al.*, 2009 ; Cuthbert *et al.*, 2011 ; Harris, 2013). Une étude réalisée entre 2007 et 2010 a permis d'établir qu'un grand nombre de flacons de 30 ml de diclofénac destinés à l'homme ont été vendus pour une utilisation vétérinaire en Inde (Mathew et Unnikrishnan, 2012).

Par conséquent, plusieurs moyens pour réduire la probabilité d'utilisation illégale des AINS sont recommandés ci-après et comprennent des restrictions sur la commercialisation des variétés, destinées à l'homme, de produits pharmaceutiques vétérinaires illégaux, l'introduction d'exigences spécifiques d'étiquetage, la modification des prescriptions relatives à la délivrance des produits par les pharmacies et le mode de prescription, et l'augmentation de l'approvisionnement et de la disponibilité de produits pharmaceutiques vétérinaires sûrs.

⁶ La lecture croisée se définit généralement comme une procédure utilisée pour compenser le manque de données, dans laquelle la propriété d'une substance est considérée comme étant égale à (la toxicité moyenne) de substances suffisamment similaires et de substances analogues pertinentes, pour lesquelles des données expérimentales sont déjà disponibles (Rorije, Aldenberg et Peijnenburg, 2013). Des indications sur la manière d'appliquer la méthode de lecture croisée sont données dans de nombreuses sources, comme l'OCDE.

⁷ La toxicologie *in vitro* qui utilise les parties d'un animal (contrairement aux méthodes *in vivo* conventionnelles qui utilisent l'animal entier) est employée pour déterminer le danger d'un produit ; elle est de plus en plus acceptée par la communauté scientifique et les organismes de réglementation (Murthy, 2007). C'est la méthode privilégiée dans la nouvelle législation européenne sur les produits chimiques (REACH ; Lilienblum *et al.*, 2008 ; Worth *et al.*, 2007).

- *Réduire la taille des flacons de diclofénac à des doses uniques (3 ml) en Inde, au Népal, au Bangladesh et au Pakistan*

Les dosages de diclofénac recommandés pour les bovins en Inde et au Pakistan étaient respectivement de 1,0 mg par kg et 2,5 mg par kg (Green *et al.*, 2006). Les dosages sont nettement plus élevés pour les ongulés domestiques que pour l'homme. Actuellement, des flacons d'une contenance allant jusqu'à 30 ml sont produits pour les traitements destinés à l'homme. Les présentes Lignes directrices recommandent de restreindre la taille des flacons de diclofénac destinés à l'homme à 3 ml dans les quatre pays à haut risque où l'utilisation du diclofénac à des fins vétérinaires est illégale : l'Inde, le Népal, le Bangladesh et le Pakistan. En réduisant la contenance des flacons à 3 ml, l'administration du produit aux bovins devient moins pratique, car de nombreux flacons seraient alors nécessaires pour un seul traitement (quantité journalière nécessaire pour certains traitements, contrairement au méloxicam qui ne doit être administré qu'environ tous les trois jours pour des traitements similaires) (SAVE, 2012). Cette mesure diminuera les coûts pour les propriétaires d'ongulés domestiques, parce que cela permettra de réduire les visites chez les vétérinaires et le conditionnement.

La réduction de la taille des flacons augmentera-t-elle le coût du diclofénac destiné à l'homme (Lee *et al.*, 2010) ? Dans l'affirmative, les législateurs pourraient être moins disposés à adopter une telle recommandation, dans la mesure où les questions de santé humaine dans les régions moins développées pourraient devenir la première priorité. Cependant, la dose de diclofénac pour l'homme est de 3 ml et ainsi, pour des raisons de sécurité, c'est-à-dire pour limiter la possibilité d'un surdosage dû à une mauvaise compréhension des instructions de dosage (Wolf *et al.*, 2007 ; Drain *et al.*, 2003), il serait peut-être approprié de réduire la taille du flacon à une dose unique pour la vente dans les pharmacies publiques, par exemple pour les ventes sans ordonnance. Cependant, même les flacons multi-doses dans les hôpitaux peuvent donner lieu à un gaspillage de médicaments et à une contamination, et pourraient ne pas être rentables (Sheth *et al.*, 1983 ; Setia *et al.*, 2002).

- *Inclure la mention « non destiné à l'usage vétérinaire » sur les étiquettes de diclofénac destiné à l'homme*

La modification de l'étiquetage du diclofénac destiné à l'homme, afin d'inclure la mention « non destiné à l'usage vétérinaire », peut être un moyen efficace de prévenir l'utilisation illégale à des fins vétérinaires de diclofénac destiné à l'homme. Cet ajout pourrait permettre de sensibiliser les professionnels de la pharmacie humaine et vétérinaire, ainsi que les vétérinaires.

- *Mettre en place pour les pharmacies la déclaration obligatoire à un organisme de réglementation tiers et demander aux pharmacies d'enregistrer les informations relatives à la vente et à l'acheteur*

En Inde, une ordonnance est nécessaire pour acheter du diclofénac (médicament de la catégorie H, selon la Loi sur les médicaments et les produits de beauté), et sa vente sans ordonnance entraîne pour un pharmacien la perte de son autorisation de pratiquer. Cependant, il est en réalité rare qu'un pharmacien perde sa licence pour ces raisons.

Il est nécessaire d'aller plus loin pour prévenir le risque que des vétérinaires (avec ou sans licence) achètent du diclofénac, en introduisant une déclaration obligatoire à un organisme de réglementation indépendant tel que l'autorité de contrôle des médicaments de l'État en Inde. En plus de l'enregistrement régulier de toutes les ventes sur ordonnance et des informations sur les acheteurs, la déclaration à l'organisme de réglementation des acheteurs fréquents et des ventes de gros volumes par la pharmacie peut réduire la probabilité de ventes illégales. Cela évite également à la pharmacie de devoir refuser des ventes. Cependant, cela dépend à la fois de la volonté de la pharmacie de rendre compte de la vente de gros volumes (sur laquelle elle est susceptible de faire des bénéfices plus élevés) et de l'organisme de réglementation qui doit contacter l'acheteur et enquêter sur les raisons de l'achat.

- *Exiger l'identification de l'acheteur pour l'achat de diclofénac destiné à un usage humain*

Au Canada, le mode de prescription est différent pour les médicaments vétérinaires connus pour être détournés vers un usage humain (Mitchell, 1988). Ceci pourrait être appliqué dans le cas inverse pour des médicaments humains connus pour être détournés vers un usage vétérinaire illégal. Dans ce cas, la présentation d'une pièce

d'identité, par exemple le permis de conduire, lors de l'achat de grands flacons (30 ml) de diclofénac destiné à un usage humain pourrait aider à réduire l'achat illégal à des fins vétérinaires.

- **Augmenter l'offre et la disponibilité des produits vétérinaires « sûrs » et accorder des subventions à ceux qui ne sont pas en mesure de payer les soins vétérinaires**

Les centres vétérinaires gouvernementaux ont un quota annuel de médicaments vétérinaires, qui peut ne pas être suffisant pour couvrir la demande (Ahuja *et al.*, 2003). Il existe également un manque d'installations vétérinaires du secteur public dans les régions les plus pauvres (*ibid.*). Ces deux facteurs peuvent augmenter le risque d'utilisation illégale de diclofénac, en raison notamment (1) du manque de solutions alternatives pouvant être achetées sur place, et (2) du manque de vétérinaires exerçant sous licence (ce qui mène potentiellement au recours à des vétérinaires non autorisés). Les quotas annuels de médicaments vétérinaires doivent être adaptés à des régions particulières et basés sur le nombre de têtes de bétail dans la région. Les centres vétérinaires gouvernementaux devraient être redistribués dans les régions les plus pauvres et les subventions ciblées allouées à ceux qui ne sont pas en mesure de payer les soins dispensés par des vétérinaires autorisés.

Figure 2 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- La toxicité de nombreux AINS et d'autres produits pharmaceutiques vétérinaires pour les vautours et autres oiseaux nécrophages.
- Les risques des AINS dans d'autres régions géographiques, comme en Afrique et en Europe.
- Les modes d'action physiologiques et cellulaires de ces substances dans le corps aviaire et la manière dont ces processus peuvent être influencés génétiquement (par exemple pour différents taxons d'oiseaux).
- La dynamique commerciale appropriée, comme la gamme de produits pharmaceutiques vétérinaires/AINS utilisés, leur coût et leur part de marché, ainsi que la répartition géographique des produits.

Bibliography

- Ahuja, V., J. Morrenhof, and A. Sen. "The delivery of veterinary services to poorer communities: the case of rural Orissa, India." *Revue scientifique et technique-Office international des épizooties* 22, no. 3 (2003): 931-948.
- Baral, Nabin, and Ramji Gautam. "Socio-economic perspectives on the conservation of Critically Endangered vultures in South Asia: an empirical study from Nepal." *Bird Conservation International* 17, no. 2 (2007): 131-139.
- Boxall, Alistair, and Carol Long. "Veterinary medicines and the environment." *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, no. 4 (2005): 759-760.
- Celander, Malin C. *et al.*, "Species extrapolation for the 21st century." *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, no. 1 (2011): 52-63.
- Chaudhary, A., D. B. Chaudhary, H. S. Baral, R. Cuthbert, I. Chaudhary, and Y. B. Nepali. "Influence of safe feeding site on vultures and their nest numbers at Vulture Safe Zone, Nawalparasi." *Proceedings of the First National Youth Conference on Environment*. Kathmandu, 2010. 1-6.
- Cheah, Eng Tuck, Wen Li Chan, and Corinne Lin Lin Chieng. "The corporate social responsibility of pharmaceutical product recalls: An empirical examination of US and UK markets." *Journal of Business Ethics* 76, no. 4 (2007): 427-449.
- Cuthbert, Richard J., Ruchi Dave, Soumya Sunder Chakraborty, Sashi Kumar, Satya Prakash, Sachin P. Ranade, and Vibhu Prakash. "Assessing the ongoing threat from veterinary non-steroidal anti-inflammatory drugs to Critically Endangered Gyps vultures in India." *Oryx* 45, no. 3 (2011): 420-426.
- Daughton, Christian G. "Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy." *Environmental Health Perspectives* 111, no. 5 (2003): 757.
- Drain, Paul K., Carib M. Nelson, and John S. Lloyd. "Single-dose versus multi-dose vaccine vials for immunization programmes in developing countries." *Bulletin of the World Health Organization* 81, no. 10 (2003): 726-731.
- Enick, Oana V., and Margo M. Moore. "Assessing the assessments: Pharmaceuticals in the environment." *Environmental impact assessment review* 27, no. 8 (2007): 707-729.
- Fatta-Kassinos, Sureyya Meric Despo, and Anastasia Nikolaou. "Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research." *Analytical and bioanalytical chemistry* 399, no. 1 (2011): 251-275.
- Green, R. E. *et al.*, "Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent." *Journal of Applied Ecology* 41, no. 5 (2004): 793-800.
- Green, Rhys E. *et al.*, "Collapse of Asian vulture populations: risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle." *Journal of Applied Ecology* 43, no. 5 (2006): 949-956.
- Hale, Thomas, and David Held. *The Handbook of Transnational Governance: Institutions and Innovations*. Polity, 2011.
- Harris, Richard J. "The conservation of Accipitridae vultures of Nepal: a review." *Journal of Threatened Taxa* 5, no. 2 (2013): 3603-3619.
- Huffington Post. *World's Highest Drug Pollution Levels Found In Indian Stream*. 26 01 2009.
- Joakim Larsson, D. G., and Jerker Fick. "Transparency throughout the production chain—a way to reduce pollution from the manufacturing of pharmaceuticals?" *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 53, no. 3 (2009): 161-163.
- Koschorreck, Jan, Claudia Koch, and Ines Rönnefahrt. "Environmental risk assessment of veterinary medicinal products in the EU—a regulatory perspective." *Toxicology letters* 131, no. 1 (2002): 117-124.
- Lee, Bruce Y. *et al.*, "Single versus multi-dose vaccine vials: an economic computational model." *Vaccine* 28, no. 32 (2010): 5292-5300.
- Lilienblum, W. *et al.*, "Alternative methods to safety studies in experimental animals: role in the risk assessment of chemicals under the new European Chemicals Legislation (REACH)." *Archives of toxicology* 82, no. 4 (2008): 211-236.
- Mahmood, K. T., M. Ashraf, and M. U. Ahmad. "Eco-Friendly Meloxicam Replaces Eco-Demaging Diclofenac Sodium in Veterinary Practice in South Asia-A Review." *J. Pharm. Sci. Res* 2 (2010): 672-685.
- Mathew, Geetha, and M. K. Unnikrishnan. "The Emerging Environmental Burden from Pharmaceuticals." *Economic & Political Weekly*, 2012: 31.
- Mitchell, GA Bert. "The veterinary practitioner's right to prescribe." *The Canadian Veterinary Journal* 29, no. 9 (1988): 689.
- Murthy, Balakrishna. "Relevance of in vitro toxicology studies in risk assessment." *ALTEX* 24, no. 3 (2007): 174.

- Nash, Jennifer. "The emergence of trade associations as agents of environmental performance improvement." *MIT*, 2002.
- Oaks, J. Lindsay *et al.*, "Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan." *Nature* 427, no. 6975 (2004): 630-633.
- Pain, Deborah J. *et al.*, "The race to prevent the extinction of South Asian vultures." *Bird Conservation International* 18 (2008): 530-548.
- Prakash, V. *et al.*, "Recent changes in populations of resident Gyps vultures in India." *J. Bombay Nat. Hist. Soc.* 104, no. 2 (2007): 127-133.
- Product Stewardship Institute. 04 07 2013. <http://www.productstewardship.us/>.
- Ramaswamy, Babu Rajendran, Govindaraj Shanmugam, Geetha Velu, Bhuvaneshwari Rengarajan, and D. G. Larsson. "GC-MS analysis and ecotoxicological risk assessment of triclosan, carbamazepine and parabens in Indian rivers." *Journal of hazardous materials* 186, no. 2 (2011): 1586-1593.
- Rorije, Emiel, Tom Aldenberg, and Willie Peijnenburg. "Read-across estimates of aquatic toxicity for selected fragrances." *Alternatives to laboratory animals: ATLA* 41, no. 1 (2013): 77-90.
- Sanderson, Hans, David J. Johnson, Tamara Reitsma, Richard A. Brain, Christian J. Wilson, and Keith R. Solomon. "Ranking and prioritization of environmental risks of pharmaceuticals in surface waters." *Regulatory toxicology and pharmacology* 39, no. 2 (2004): 158-183.
- Sarmah, Ajit K., Michael T. Meyer, and Alistair Boxall. "A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment." *Chemosphere* 65, no. 5 (2006): 725-759.
- SAVE. "Report from the Second Meeting of Saving Asia's Vultures from Extinction." Kathmandu, 2012.
- SAVE. *Vulture Conservation Areas and Vulture Safe Zones*. 2011.
- Setia, Sabeena, Hugh Mainzer, Michael L. Washington, Gary Coil, Robert Snyder, and Bruce G. Weniger. "Frequency and causes of vaccine wastage." *Vaccine* 20, no. 7 (2002): 1148-1156.
- Sharma, A.K. *et al.*, "Diclofenac is toxic to a non-Gyps vulture and an *Aquila* eagle: increasing the diversity of raptors under threat of NSAID misuse." *Submitted*, 2013.
- Sheth, N. K., G. T. Post, T. R. Wisniewski, and B. V. Uttech. "Multidose vials versus single-dose vials: a study in sterility and cost-effectiveness." *Journal of Clinical Microbiology* 17, no. 2 (1983): 377-379.
- Shultz, S *et al.*, "Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent." *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271, no. Suppl 6 (2004): S458-S460.
- Swan, Gerry E. *et al.*, "Toxicity of diclofenac to Gyps vulture." *Biology Letters* 2, no. 2 (2006): 279-282.
- Taggart, Mark A. *et al.*, "Analysis of nine NSAIDs in ungulate tissues available to critically endangered vultures in India." *Environmental science & technology* 43, no. 12 (2009): 4561-4566.
- VICH. "Environmental Impact Assessment for Veterinary Medicinal Products: Phase II Guidance." International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products, 2004.
- Wolf, Michael S. *et al.*, "To err is human: patient misinterpretations of prescription drug label instructions." *Patient education and counseling* 67, no. 3 (2007): 293-300.
- Worth, A. P. *et al.*, "The role of the European Chemicals Bureau in promoting the regulatory use of (Q)SAR methods." *SAR and QSAR in Environmental Research* 18, no. 1-2 (2007): 111-125.

Recommandations pour prévenir les risques liés aux munitions au plomb et aux plombs de pêche

1. Introduction

Le plomb est un poison non spécifique qui affecte toutes les parties de l'organisme et tous les taxons de vertébrés, y compris les oiseaux migrateurs (Franson et Pain, 2011). Il provoque un empoisonnement à la fois aigu et chronique, entraînant la mort ou divers effets sub-létaux, dont l'immunosuppression, la perte de la coordination et/ou une paralysie partielle, qui peuvent par la suite contribuer à une mort prématurée due à d'autres causes, comme la maladie, la faim, la prédation et des accidents en vol (Kelly et Kelly, 2005 ; Scheuhammer, 1987 ; Scheuhammer et Noris, 1996 ; Tavecchia *et al.*, 2001). Le plomb existe à l'état naturel, mais il est utilisé de diverses manières par l'homme, dont certaines créent des sources pouvant exposer les oiseaux migrateurs à ses effets toxiques.

1.1. Munitions au plomb (grenaille et balles)

De toutes les sources anthropiques du plomb, les munitions sont responsables de la mortalité et de la morbidité les plus élevées chez les oiseaux, dues à l'empoisonnement au plomb ou saturnisme. Les risques pour les oiseaux de la consommation de grenaille de plomb dispersée dans l'environnement sont connus depuis le 19^e siècle (Beintema, 2001 ; Franson et Pain, 2011 ; Pokras et Kneeland, 2009). La grande majorité des plombs de fusil tombent irrémédiablement dans l'environnement. Cette grenaille de plomb est souvent ingérée directement par les oiseaux, par exemple par le gibier d'eau et les Galliformes, ou confondue avec des aliments ou des graviers qui servent à faciliter la gestion dans le gésier. Un empoisonnement secondaire se produit chez les prédateurs et les espèces nécrophages qui consomment les tissus d'animaux tués par de la grenaille ou des balles de plomb (Pain *et al.* 2009). Les espèces nécrophages sont exposées principalement lorsqu'elles consomment des carcasses de gibier ou des entrailles abandonnées dans la nature par les chasseurs (Cade, 2007 ; Helander *et al.*, 2009). Les prédateurs sont exposés aux munitions au plomb incrustées dans les tissus de mammifères et d'oiseaux sains, qui ont été blessés par des chasseurs, ce qui permet d'établir que la proportion d'individus touchés chez certaines populations faisant l'objet d'une chasse intensive peut être élevée (Falk *et al.*, 2006 ; Elmeros *et al.*, 2012).

La quantité de munitions au plomb, principalement de la grenaille, qui est dispersée chaque année dans les milieux aquatiques et terrestres, n'est pas connue avec précision, mais pourrait être considérable en termes de nombre de tonnes et de quantité de grains pouvant être ingérés. Dans les zones humides d'Europe, la quantité dispersée annuellement est estimée entre 2 400 et 3 000 tonnes, alors que dans certains pays, la quantité globale représente plusieurs milliers de tonnes (6 000 en Espagne et 4 600-10 000 en Italie) (Guitart et Mateo, 2006 ; Andreotti et Borghesi, 2012).

Le saturnisme causé par cette source a été enregistré dans au moins 20 pays, et la plupart des cas signalés proviennent d'Amérique du Nord et d'Europe (Friend et Franson, 1999 ; Mateo, 2009). Cependant, le saturnisme chez les oiseaux migrateurs peut se produire dans tous les lieux où des munitions au plomb sont utilisés pour des activités de tir (chasse, tirs sur des cibles ou à des fins militaires) et la mortalité peut être élevée. Par exemple, en Europe, on a estimé qu'environ un million d'oiseaux sauvages (représentant 17 espèces différentes), soit 8,7 % de la population totale, pourraient mourir chaque hiver de saturnisme causé par l'ingestion de grenaille de plomb (Mateo, 2009). La toxicose présente un risque particulier pour les populations d'oiseaux menacées dans les régions où les activités de chasse sont très importantes (par exemple, dans certains habitats de l'Érismature à tête blanche – *Oxyura leucocephala*) ou chez les espèces dont les caractéristiques du cycle biologique, comme une productivité naturellement faible et une longue durée de vie, les rendent vulnérables aux effets d'une mortalité additionnelle des adultes (par exemple, chez les grands rapaces comme les Condors de Californie – *Gymnogyps californianus* – et les Pygargues de Steller – *Haliaeetus pelagicus*).

La motivation chez les fabricants de produire des munitions sans plomb est venue des réactions aux restrictions sur l'utilisation des munitions au plomb pour la chasse de la faune sauvage (Kanstrup, 2006), ainsi que des risques pour la santé humaine et du coût du nettoyage des zones de tir utilisées à des fins militaires (Commission européenne, 2004). Des alternatives non toxiques efficaces pour remplacer la plupart des munitions au plomb sont disponibles aujourd'hui, mais la technologie pour mettre au point des balles alternatives pour certains calibres de fusil est toujours en cours de développement (Thomas, 2013).

1.2. Plombs de pêche

On sait qu'un certain nombre d'espèces migratrices d'oiseau d'eau souffrent de saturnisme causé par l'ingestion de plombs de pêche jetés ou perdus, récemment ou depuis longtemps, dans la nature (AEWA, 2012a). Les espèces pourvues d'un gésier, susceptibles de se nourrir dans des zones exposées aux plombs de pêche sont les plus menacées (AEWA, 2012a). La Commission européenne (2004) note, en particulier, l'exposition des oiseaux d'eau migrateurs aux plombs fendus et aux petits lests de plomb utilisés pour la pêche dans les eaux intérieures, et déclare que les actions d'un Etat Membre peuvent de toute évidence influencer sur les autres États Membres.

Bien qu'il soit difficile d'évaluer l'impact de ce type d'empoisonnement au niveau des populations, il est démontré que ses effets peuvent survenir chez des espèces connues pour ingérer en particulier des plombs de pêche, comme le Cygne tuberculé (*Cygnus olor*) (Nature Conservancy Council, 1982 ; Birkhead, 1982 ; 1983 ; Sears, 1988) et le Plongeon imbrin (*Gavia immer*) (Pokras et Chafel, 1992). La quantité de plombs de pêche qui est dispersée chaque année dans les milieux aquatiques et qui peut être ingérée par les oiseaux n'est pas connue avec précision. D'une manière générale, on pense que les plombs de pêche nouvellement achetés correspondent à ceux qui ont été perdus, et les achats annuels de plombs sont estimés à environ 4 000 tonnes aux Etats-Unis (AEWA, 2012a ; Scheuhammer *et al.*, 2003) et entre 2 000 et 6 000 tonnes en Europe (Commission européenne, 2004).

Les prédateurs et les espèces nécrophages qui se nourrissent d'oiseaux d'eau empoisonnés par des plombs de pêche risquent aussi d'être victimes d'un empoisonnement secondaire (Goddard *et al.*, 2008 ; Pain *et al.*, 2009).

1.3. Pollution industrielle causée par les procédés utilisés pour l'exploitation et la fonte du plomb

Les procédés utilisés pour l'exploitation et la fonte du plomb peuvent provoquer une pollution industrielle avec de fortes concentrations de plomb (Blus *et al.*, 1995 ; Bull *et al.*, 1983 ; Osborn *et al.*, 1983). Lorsqu'ils se nourrissent dans des milieux aquatiques contaminés de cette manière, les oiseaux qui ingèrent des sédiments et des végétaux sont exposés à des niveaux de plomb très élevés et encourent les plus grands risques. En conséquence, le gibier d'eau et les échassiers sont particulièrement vulnérables. Cette source est connue pour causer des morts occasionnelles et massives (Beyer *et al.*, 1997 ; Beyer *et al.* 2004 ; Beyer *et al.*, 2000 ; Blus *et al.* 1995 ; Blus *et al.*, 1999 ; Sileo *et al.*, 2001 ; Spears *et al.*, 2007).

1.4. Peintures au plomb

Les préoccupations pour la santé humaine ont conduit à une réduction ou à une suppression de la production et de l'utilisation de peintures au plomb dans de nombreuses parties du monde. Cependant, les peintures à base de plomb dans les bâtiments anciens et d'autres structures restent une source de plomb dans certaines circonstances et selon des études, elles sont une cause importante d'empoisonnement chez les jeunes Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*) dans l'atoll Midway (Sileo et Fefer, 1987 ; Work et Smith, 1996 ; Work *et al.*, 1998).

2. Recommandations : Munitions au plomb

Les conclusions et les recommandations issues de la conférence du Bureau international de recherches sur les oiseaux d'eau et les zones humides (1991), du rapport de Wetlands International (2001) et de la conférence du Fonds Peregrine (2008) sur les solutions au saturnisme causé par les munitions, notamment l'élimination progressive de l'utilisation des munitions au plomb, sont toujours valides et pertinentes, et mettent cependant en lumière la lenteur des progrès accomplis face à ce problème (Pain, 1992 ; Beintema, 2001 ; Watson *et al.*, 2009). Le remplacement de munitions toxiques par des munitions non toxiques est considéré comme la seule solution à long terme pour réduire de manière importante la mortalité des oiseaux sauvages due au saturnisme causé par les munitions (Cromie *et al.*, 2012).

2.1. Recommandations non législatives

Les démarches volontaires visant à restreindre l'utilisation des munitions au plomb ont montré leur efficacité dans certaines circonstances limitées, par exemple dans des ranchs ou des terrains de tirs privés (Hill, 2009), mais se sont révélées inefficaces au niveau national (Cromie *et al.* 2010). Pour qu'une transition nationale vers des munitions non toxiques ait lieu, Friend et ses collègues (2009) mettent en lumière la nécessité d'aborder différentes questions sociétales pour faciliter ce processus. Les points de vue des tireurs sur le problème du

saturnisme et les restrictions de l'utilisation du plomb divergent en particulier selon les pays et les cultures, mais incluent : des questions philosophiques sur les droits liés à la possession de fusils et le renforcement de la surveillance des activités de tir par les gouvernements (Hill, 2009) ; la croyance selon laquelle il est peu probable que les munitions au plomb empoisonnent la faune sauvage (Countryside Alliance, 2013) ; l'idée que le saturnisme est un problème qui n'est pas suffisamment grave pour justifier les restrictions (en réalité, la maladie a été qualifiée d'« invisible » (Pain, 1991) ; et divers avis sur l'efficacité, la disponibilité et le prix des alternatives non toxiques (Countryside Alliance, 2013 ; Cromie *et al.*, 2010 ; Kanstrup, 2006). En ce qui concerne les coûts, la Commission européenne (2004) a estimé que les coûts supplémentaires pour les chasseurs du passage aux munitions sans plomb, sur une période de cinq ans, représenteraient une augmentation annuelle d'environ 13 euros par chasseur (en considérant que les produits de remplacement seront constitués de bismuth, de tungstène et d'étain en fonction de la situation locale). Cependant, selon la dynamique de marché, les munitions alternatives deviendront probablement meilleur marché lorsqu'elles seront utilisées couramment, et par conséquent, cela créera une demande pour ces produits.

En tant que groupe, les chasseurs sont susceptibles de consommer davantage de viande de gibier que le grand public. Cependant, plusieurs rapports indiquent que les risques reconnus relativement récemment pour la santé humaine de la consommation de gibier tué par de la grenaille de plomb ont eu peu d'effet sur le désir des chasseurs d'utiliser les alternatives non toxiques (Countryside Alliance, 2014 ; Hill, 2009). Bien que la résistance à l'utilisation des alternatives non toxiques soit venue de certains éléments de la communauté de chasse, les chasseurs peuvent en retirer des avantages dans la mesure où le remplacement des munitions au plomb augmentera le nombre d'oiseaux disponibles pour la chasse. Après l'interdiction nationale de la grenaille de plomb pour la chasse des oiseaux d'eau aux États-Unis, en 1991, le taux d'ingestion de la grenaille de plomb a diminué relativement rapidement (Anderson *et al.*, 2000). En conséquence, sur 90 millions de canards, en 1997, on estime à 1,4 million le nombre de ceux qui ont été épargnés par le saturnisme entraînant la mort (Anderson *et al.*, 2000).

Selon des rapports, le recours aux images pour sensibiliser au problème du saturnisme chez les oiseaux sauvages et l'efficacité des alternatives non toxiques ont été de bons outils éducatifs aux États-Unis (Friend *et al.*, 2009). En ce qui concerne les relations publiques et l'image de la chasse, l'utilisation de munitions non toxiques réduit le potentiel de réactions négatives du public au sujet du problème du saturnisme chez la faune sauvage et la contamination environnementale due aux munitions (Kanstrup, 2006).

Des initiatives comme l'atelier sur l'utilisation de la grenaille non toxique, organisé par le Secrétariat de l'AEWA, qui a eu lieu en Roumanie en 2001 (AEWA, 2001), montrent qu'il est possible de persuader les chasseurs qu'il n'y a pas de désavantages liés à l'utilisation de la grenaille non toxique. Il convient de noter la contribution des organismes internationaux représentant les préoccupations des chasseurs et les organisations de chasse, comme la Fédération des associations de chasse et de conservation de la faune sauvage de l'Union européenne (FACE) et le Conseil international de la chasse et de la conservation du gibier (CIC), qui ont également encouragé l'élimination progressive du plomb dans les munitions. Le leadership au sein de la communauté des chasseurs s'est révélé précieux dans certains pays au moins pour la transition vers des modifications législatives relatives aux alternatives non toxiques (Kanstrup, 2006) (voir l'encadré 1 pour l'exemple danois).

Figure 1 : L'exemple danois de la transition vers des munitions non toxiques

Le leadership au sein de la communauté des chasseurs danois a aidé à sensibiliser ce groupe à la fois au problème du saturnisme et aux bénéfices des alternatives non toxiques, avant l'introduction d'une législation restrictive (Kanstrup, 2006).

Le Danemark a commencé à réglementer la grenaille de plomb en 1985 et son utilisation pour tous les types de tir est devenue illégale en 1996. Pendant cette période, les tireurs ont eu des craintes au sujet du coût et de l'efficacité de la grenaille non toxique. Certains défenseurs majeurs parmi eux ont joué un rôle fondamental pour persuader les chasseurs des avantages qu'ils retireraient des alternatives non toxiques, et l'introduction avec succès de la grenaille d'acier pour le tir aux pigeons d'argile a dissipé les préoccupations des tireurs en démontrant qu'il existait des alternatives au plomb appropriées, sans danger, relativement bon marché, et donc acceptables. Une étude faite par l'Association des chasseurs danois a aussi démontré l'efficacité de la grenaille d'acier pour tuer les oiseaux. Lorsque les sylviculteurs ont jugé inacceptable la présence de grenaille d'acier dans les arbres, cela a incité à mettre au point des alternatives moins dures, parmi lesquelles le bismuth, qui a été utilisé couramment malgré son coût élevé en comparaison avec le plomb.

De nombreux chasseurs danois ont craint que l'élimination progressive de la grenaille de plomb entraîne la fin de la chasse, mais cela ne s'est pas produit ; le nombre de chasseurs et l'ampleur du tableau de chasse annuel n'ont pas changé de manière significative. En outre, un problème qui s'est posé initialement au sujet de la

sécurité de l'utilisation de grenaille d'acier dans les fusils et de son impact sur la santé n'a pas été confirmé. Des études scientifiques conduites par les chasseurs eux-mêmes ont démontré l'efficacité de la grenaille alternative et rassuré la communauté des chasseurs. De plus, l'image générale de la chasse auprès de l'ensemble des Danois a été préservée.

Il découle de ce qui précède qu'une série d'initiatives de sensibilisation et la promotion de l'utilisation d'alternatives non toxiques auprès d'un éventail d'acteurs seraient un soutien dans la période de transition vers un remplacement total des munitions au plomb.

2.1.1. Sensibiliser au saturnisme, en particulier sur les principaux sites des oiseaux d'eau migrateurs ; promouvoir l'utilisation de munitions non toxiques et les meilleures pratiques, notamment auprès des gestionnaires de la faune sauvage

Il convient de sensibiliser et de créer des ressources (visuelles, entre autres) pour encourager le remplacement immédiat des munitions au plomb par des alternatives non toxiques, y compris à travers un site Web collaboratif mis en œuvre par les Accords multilatéraux environnementaux, les tireurs, les chasseurs, les pêcheurs, les gestionnaires des ressources naturelles et les organisations de conservation, qui pourrait présenter des informations sur les points suivants :

- Les meilleures pratiques de chasse pour réduire les risques de saturnisme chez la faune sauvage (par exemple, les techniques de tir évitant de blesser et assurant de pouvoir récupérer le gibier) ;
- Les impacts négatifs de l'empoisonnement au plomb des oiseaux ainsi que la façon dont l'opinion publique en est affectée ;
- Les perceptions erronées des alternatives non toxiques au sein de la communauté des chasseurs ;
- Les avantages des solutions alternatives non toxiques conduisant à une diminution de la mortalité dans les populations d'espèces gibier en raison d'une baisse du saturnisme, et ainsi à un potentiel de prélèvement plus élevé ;
- Les risques potentiels pour la santé humaine de la consommation de gibier contaminé par des munitions au plomb pour les enfants, les femmes enceintes et les adultes susceptibles de consommer de grandes quantités de viande de gibier.

Il faut donner la priorité aux actions de sensibilisation sur les sites clés pour les oiseaux d'eau migrateurs, tels que les sites Ramsar, pour un remplacement des munitions au plomb par des alternatives non toxiques dans toutes les activités de chasse sur ces zones. Des initiatives similaires devraient également être développées aux niveaux des goulets migratoires où les rapaces se concentrent et font escale lors de la migration (par exemple, aux environs de Gibraltar, en Sicile, etc.), ainsi que sur les lieux de reproduction et d'hivernage où les espèces vulnérables se regroupent en grand nombre.

Les gestionnaires de ressources naturelles et les organisations et associations de chasse et de pêche ainsi que les associations comprenant les opérateurs touristiques, les militaires, les tireurs sportifs et les chasseurs devraient être encouragés à assurer le leadership sur cette question, sensibiliser au problème, promouvoir les alternatives non toxiques et soutenir le remplacement des munitions au plomb en l'espace de trois ans.

Les organisations de conservation et les organismes gouvernementaux, ainsi que les professionnels de la gestion des ressources naturelles, qui utilisent des munitions pour la gestion des ravageurs et de la faune sauvage, et la lutte contre les espèces animales envahissantes, devraient dès à présent n'utiliser que des munitions sans plomb, montrant ainsi l'exemple à d'autres agences et organisations.

2.2. Recommandations législatives

Les effets du plomb sur la santé humaine ont été le principal facteur de la réduction de la contamination environnementale due au plomb et ont conduit à l'élaboration de politiques nationales visant à éliminer le plomb de sources telles que l'essence et les peintures (Organisation mondiale de la santé, 2013).

En ce qui concerne les munitions au plomb, le moyen le plus efficace de réduire les risques pour les oiseaux migrateurs est la création de procédures législatives visant à restreindre la vente, la possession et/ou l'utilisation de munitions au plomb pour garantir que celles-ci ne seront pas dispersées dans l'environnement. Thomas (2009) déclare, au sujet de la restriction légale de la grenaille de plomb aux Etats-Unis, que « seize années d'utilisation

de grenaille non toxique dans la chasse aux oiseaux sauvages constituent à ce jour l'outil de conservation le plus efficace par rapport au coût pour conserver les populations d'oiseaux sauvages. On pourrait obtenir des économies similaires en utilisant des munitions sans plomb, par exemple pour la chasse aux pigeons ramiers migrateurs et aux oiseaux terrestres ».

Au moins 29 pays ont reconnu la menace que représentent les munitions au plomb en mettant en place une forme de réglementation de leur utilisation. Il y a néanmoins de grandes différences dans ces réglementations, et un pays donné est susceptible d'avoir mis en place une politique dans un domaine, dans le cadre d'un éventail de restrictions volontaires, pour une interdiction partielle ou totale (interdiction totale de la vente et de l'importation de munitions au plomb). La restriction la plus courante a été l'interdiction de l'utilisation de la grenaille de plomb dans les zones humides (Avery et Watson, 2009), surtout en réponse à la résolution 1.14 de l'AEWA et aux résolutions qui ont suivi (AEWA, 1999, 2002 et 2008). Cependant, cette approche ne protège pas les espèces terrestres et les oiseaux d'eau lorsqu'ils se nourrissent sur les terres agricoles et dans d'autres habitats terrestres où ils peuvent être exposés à la grenaille de plomb, utilisée légalement (Newth *et al.*, 2012).

Le suivi et l'application des restrictions partielles, c'est-à-dire celles qui concernent l'utilisation du plomb dans certains types d'habitat uniquement, ou pour certaines espèces, sont souvent complexes (AEWA, 2012b). En Angleterre, la reconnaissance des limites de l'application des réglementations est l'une des raisons qui a été évoquée pour le non-respect des restrictions partielles (Cromie *et al.*, 2010).

S'il existe un éventail d'alternatives non toxiques à la grenaille de plomb, que l'on peut se procurer dans le commerce, la plupart des balles sont toujours fabriquées avec du plomb, malgré les progrès technologiques (Thomas, 2013). Il est reconnu que la création de marchés « garantis » pour les munitions non toxiques, en mettant en place des interdictions statutaires sur les munitions au plomb, encourage les fabricants à continuer de développer leurs produits et garantit la demande sur le marché pour leurs produits (Kanstrup, 2010 ; Thomas, 2009).

L'élimination complète par voie législative de toutes les munitions au plomb a été entreprise dans des pays comme le Danemark et dans certaines régions sous-nationales. On peut citer, à titre d'exemple, les méthodes adoptées aux États-Unis et au Japon pour réduire les risques encourus respectivement par les Condors de Californie et les Pygargues de Steller (Cade, 2007 ; Saito, 2009).

- 2.2.1. Supprimer progressivement les munitions au plomb dans tous les habitats (zones humides et milieux terrestres) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années, et demander aux Parties de présenter des rapports à la Conférence des Parties de la CMS (COP12) en 2017 ; collaborer avec les parties prenantes pour la mise en œuvre

Compte tenu du développement des alternatives non toxiques aux munitions au plomb, une législation visant à éliminer progressivement les munitions au plomb pour les remplacer par des alternatives non toxiques en l'espace de trois ans dans tous les habitats, y compris les habitats terrestres et les zones humides, est recommandée. Toutes les Parties devraient présenter des rapports à la COP12 de la CMS en 2017. Pour réduire les problèmes de suivi, de conformité et de lutte contre la fraude, de tels procédés ne devraient pas être partiellement restrictifs. Compte tenu de la large disponibilité des produits, des prix comparables et de l'efficacité des balles sans plomb de haute qualité pour la plupart des calibres de fusils (Thomas, 2013), il est également possible de recommander le remplacement des balles de plomb par des alternatives non toxiques.

- 2.2.2. Créer des procédures législatives pour faciliter l'assainissement des milieux contaminés par le plomb des munitions

Le cas échéant, les responsables des réglementations au niveau national devraient être encouragés à introduire des exigences concernant les actions d'assainissement à entreprendre pour réduire la contamination au plomb provenant des munitions, à la fois dans les zones humides et dans les milieux terrestres.

Figure 2 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- Informations recueillies sur les activités de chasse et l'utilisation des munitions, et compilation de ces informations pour les habitats d'oiseaux migrateurs exposés (nécessaires pour déterminer les zones

- susceptibles d'être touchées et l'ampleur des impacts).
- Informations recueillies sur les procédures législatives en vigueur, ainsi que sur le respect et l'efficacité des réglementations.
 - Quantification des impacts au niveau des populations (nécessité d'améliorer la surveillance, d'avoir des connaissances mises à jour sur les taux d'ingestion et la prévalence des munitions au plomb incrustées, et de réaliser des études plus approfondies sur les effets sub-létaux.

3. Recommandations : Plombs de pêche

Les obstacles et les solutions au remplacement des plombs de pêche par des alternatives non toxiques présentent de nombreuses similitudes avec le problème des munitions au plomb. Il existe un vaste éventail d'alternatives non toxiques aux plombs de pêche prévoyant un grand nombre d'utilisations (AEWA, 2012a). Cependant, le plomb reste très prisé, et les alternatives pourraient être plus onéreuses à cause du coût des matériaux bruts et de la fabrication (les poids en plomb sont peut-être plus faciles à lancer et à fabriquer chez soi (Commission européenne, 2004)). Comme l'ont relaté les chasseurs qui achètent des munitions, le coût reste un critère déterminant dans l'achat de plombs de pêche par les pêcheurs. Néanmoins, les coûts supplémentaires ne représentent probablement qu'une très petite proportion des dépenses globales annuelles pour la pêche (selon une estimation de 2004 pour les pêcheurs européens, ce supplément est de 1,5-10,4 euros par pêcheur et par année (Commission européenne, 2004)).

3.1. Recommandations non législatives

Les oiseaux victimes de saturnisme passent généralement inaperçus (Pain, 1991), et comme pour la chasse, il y a eu des résistances à l'interdiction des plombs de pêche, en invoquant l'insuffisance de preuves pour établir qu'il s'agit d'un problème. Cela a sans aucun doute contribué à l'inefficacité des interdictions volontaires des plombs de pêche à ce jour.

Des initiatives à petite échelle comme les programmes de prise de conscience et d'échange ou des activités éducatives ont été menées en Amérique du Nord et en Europe. Aux États-Unis, bien que certaines organisations de pêche n'étaient pas convaincues de l'ampleur du problème, il a été accepté que l'élimination du plomb était un objectif sociétal souhaitable, et ces organisations ont plaidé en faveur de l'élimination progressive des petits plombs de pêche (AEWA, 2012a).

En conséquence, outre la promotion de l'utilisation d'alternatives non toxiques auprès de divers acteurs, des actions de sensibilisation seraient une aide dans la période de transition vers le remplacement total des plombs de pêche.

3.1.1. Sensibiliser au problème du saturnisme causé par les plombs de pêche et solutions au problème

Une composante essentielle de la solution au problème causé par les plombs de pêche consistera à mener des actions de sensibilisation des pêcheurs à cette question et au rôle qu'ils jouent dans le problème causé par les plombs de pêche, ainsi qu'à promouvoir l'utilisation des alternatives non toxiques.

3.1.2. Promouvoir l'utilisation des plombs de pêche non toxiques auprès des organisations de pêche et des fabricants

Les organisations et associations de chasse et de pêche devraient être encouragées à assurer le leadership sur cette question, en amenant ce groupe d'acteurs majeur à sensibiliser au problème, à promouvoir les alternatives non toxiques et à soutenir le remplacement des plombs de pêche.

Les fabricants et les commerçants de plombs de pêche non toxiques devraient être encouragés à promouvoir activement ces produits.

3.1.3. Promouvoir des codes de pratiques à l'intention des pêcheurs

Il faudrait promouvoir des codes de pratiques à l'intention des pêcheurs, qui réduiraient les risques pour les oiseaux sauvages, en donnant par exemple des conseils sur les principales zones où il faut éviter de pêcher avec des plombs (qu'il s'agisse de zones abritant de nombreuses espèces en danger ou de zones où la perte de plombs est plus susceptible de se produire).

3.2. Recommandations législatives

Au moment de la rédaction du présent document, le Danemark était le seul pays à avoir interdit totalement tous les poids de pêche en plomb (l'importation comme la vente sont interdites). Dans les autres pays, les restrictions instaurées à ce jour ont généralement été partielles, portaient sur la taille des poids ou des régions géographiques précises, comme les plans d'eau utilisés par les Plongeurs imbrins (AEWA, 2012a). L'élimination progressive des petits poids en Angleterre en 1987 a conduit à une baisse sensible du saturnisme chez les Cygnes tuberculés et a été invoquée comme étant l'une des raisons de l'augmentation de leur population dans certaines régions (Newth *et al.*, 2012 ; Rowell et Spray, 2004).

Comme dans le cas des munitions, les fabricants de poids de pêche invoquent la nécessité d'interdire les poids en plomb pour qu'ils soient assurés d'avoir des marchés garantis pour les alternatives non toxiques.

- 3.2.1. Supprimer progressivement les plombs de pêche dans les régions où il a été démontré que les oiseaux migratoires sont particulièrement menacés, c'est-à-dire les habitats d'eau douce (à l'exclusion des poids de pêche utilisés dans les zones côtières où l'on constate d'importantes lacunes dans les connaissances et nécessitant des recherches plus approfondies) et les remplacer par des alternatives non toxiques au cours des trois prochaines années, et demander aux Parties de présenter des rapports à la Conférence des Parties de la CMS (COP12) en 2017 ; collaborer avec toutes les parties prenantes pour la mise en œuvre

Des réglementations restrictives ayant force obligatoire devraient être introduites pour remplacer les plombs de pêche par des alternatives non toxiques dans les habitats où il a été démontré que les oiseaux migrateurs sont particulièrement menacés, en particulier dans les habitats non côtiers. Ces réglementations doivent être applicables, et des restrictions partielles sont donc conseillées pour aider à en assurer le respect.

Figure 3 : Principales lacunes dans les connaissances et domaines nécessitant des recherches plus approfondies

- Informations recueillies sur les pratiques de pêche, ainsi que sur l'utilisation des plombs de pêche, globalement en lien avec la répartition des espèces d'oiseaux migrateurs en danger (nécessaires pour déterminer les zones potentiellement touchées et l'ampleur des impacts).
- Informations recueillies sur les processus législatifs en vigueur relatifs aux poids de pêche (nécessaires pour aider à évaluer les risques ainsi que le respect et l'efficacité de ces mesures).
- Comprendre les raisons de l'utilisation des plombs de pêche et les opinions des pêcheurs sur les alternatives non toxiques.
- Bien comprendre les impacts éventuels au niveau des populations (nécessité d'une meilleure surveillance des espèces que l'on sait exposées aux risques et des autres espèces potentiellement touchées ; recherches plus approfondies sur les effets sub-létaux).

4. Recommandations : Autres sources d'empoisonnement au plomb

4.1 Pollution industrielle provenant de l'exploitation et la fonte du plomb

Le cas échéant, les responsables des réglementations au niveau national devraient être encouragés à faire en sorte que le plomb ne soit pas déversé dans l'environnement plus large où les oiseaux migrateurs peuvent être exposés directement au plomb ou à ses composés, ou indirectement (exposition au plomb qui s'est accumulé biologiquement chez les invertébrés et les petits invertébrés)

4.2 Peintures au plomb

On ne connaît pas l'étendue des structures dans lesquelles des peintures au plomb ont été utilisées dans le monde ni l'ampleur de l'exposition des oiseaux migrateurs à l'ingestion de ces peintures (généralement sous la forme d'écailles). Par conséquent, les recommandations visant à réduire cette exposition doivent porter principalement sur les situations dans lesquelles un risque a été identifié spécifiquement.

Dans les situations à risque, des activités d'assainissement devraient être encouragées pour aider à réduire les risques en supprimant la source toxique et/ou en limitant l'accès aux structures comportant des peintures au plomb.

4.3 Autres sources de plomb mis au rebut

Il existe diverses autres sources de plomb auxquelles peuvent être exposés les oiseaux migrateurs dans certaines circonstances, mais la nature de ces contacts n'est généralement pas bien connue. Pour cette raison, les recommandations formulées ici sont brèves, comme il convient.

- Sensibiliser aux dangers que présentent les produits en plomb mis au rebut pour les oiseaux migrateurs.
- Encourager l'application de procédures de réglementation dans les lieux où les oiseaux migrateurs sont exposés aux risques d'intoxication par le plomb qui provient de décharges légales et illégales.

Bibliography

- AEWA. 1999. Resolution 1.14 Phasing out of lead shot in wetlands. First meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 6–9 November 1999, Cape Town, South Africa.
- AEWA. 2001. Proceedings of the non-toxic shot workshop. Bucarest, Romania: AEWA.
- AEWA. 2002. Resolution 2.2 Phasing out of lead shot for hunting in wetlands. Second meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 25–27 September 2002, Bonn, Germany.
- AEWA. 2008. Resolution 4.1 Phasing out of lead shot for hunting in wetlands. Fourth meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 15–19 September 2008, Antananarivo, Madagascar.
- AEWA. 2012a. Literature review: effects of the use of lead fishing weights on waterbirds and wetlands. AEWA/MOP Inf. 5.2. Available from http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/info_pdf/mop5_inf_5_2_lead_fishing_weights_lit_review.pdf
- AEWA. 2012b. *National reports to the 5th session of the Meeting of the Parties to AEWA (MOP5)* [cited 12 September 2013]. Available from http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/mop5_nreporting.htm.
- Anderson, W.L., S.P. Havera, and B.W. Zercher. 2000. Ingestion of lead and non-toxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi flyway. *The Journal of Wildlife Management* 64 (3): 848-857.
- Andreotti, A., and F. Borghesi. 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. Rapporti ISPRA, 158/2012.
- Avery, D., and R.T. Watson. 2009. Regulations of lead-based ammunition around the world. In *Ingestions of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Beintema, N.H. 2001. Lead poisoning in waterbirds: International Update Report 2000. Wageningen: Wetlands International.
- Beyer, W.N., L.J. Blus, C.J. Henny, and D. Audet. 1997. The role of sediment ingestion in exposing wood ducks to lead. *Ecotoxicology* 6 (3): 181-186.
- Beyer, W.N., J. Dalgarn, S. Dudding, J.B. French, R. Mateo, J. Miesner, L. Sileo, and J. Spann. 2004. Zinc and lead poisoning in wild birds in the Tri-State Mining District (Oklahoma, Kansas, and Missouri). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48 (1): 108-117.
- Beyer, W.N., D. Day, M.J. Melancon, and L. Sileo. 2000. Toxicity of Anacostia River, Washington, DC, USA, sediment fed to mute swans (*Cygnus olor*). *Environmental toxicology and chemistry* 19 (3): 731-735.
- Birkhead, M. 1982. Causes of mortality in the mute swan *Cygnus olor* on the River Thames. *Journal of Zoology* 198 (September): 15-25.
- Birkhead, M. 1983. Lead levels in the blood of mute swans *Cygnus olor* on the River Thames. *Journal of Zoology* 199 (January): 59-73.
- Blus, L.J., C.J. Henny, D.J. Hoffman, and R.A. Grove. 1995. Accumulation in and effects of lead and cadmium on waterfowl and passerines in northern Idaho. *Environmental Pollution* 89 (3): 311-318.
- Blus, L.J., C.J. Henny, D.J. Hoffman, L. Sileo, and D.J. Audet. 1999. Persistence of high lead concentrations and associated effects in tundra swans captured near a mining and smelting complex in northern Idaho. *Ecotoxicology* 8 (2): 125-132.
- Bull, K., W. Every, P. Freestone, J. Hall, D. Osborn, A. Cooke, and T. Stowe. 1983. Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey Estuary, UK, 1979–1981. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 31 (4): 239-259.
- Cade, T.J. 2007. Exposure of California condors to lead from spent ammunition. *The Journal of Wildlife Management* 71 (7): 2125-2133.
- Cromie, R.L., R. Lee, R.J. Delahay, J.L. Newth, M.F. O'Brien, H.A. Fairlamb, J.P. Reeves, and D.A. Stroud. 2012. Ramsar wetland disease manual: guidelines for assessment, monitoring and management of animal disease in wetlands. In *Ramsar Technical Report No. 7*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Cromie, R.L., A. Loram, L. Hurst, M. O'Brien, J. Newth, M.J. Brown, and J.P. Harradine. 2010. Compliance with the Environmental Protection (Restrictions on Use of Lead Shot)(England) Regulations 1999. Report to Defra. Bristol, UK. Available from http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WC0730_9719_FRP.pdf
- Elmeros, M., T.E. Holm, L. Haugaard and A.B. Madsen. 2012. Prevalence of embedded shotgun pellets in protected and in legally hunted medium-sized carnivores in Denmark. *European Journal of Wildlife Research* 58: 715-719.

- European Commission. 2004. *Advantages and drawbacks of restricting the marketing and use of lead in ammunition, fishing sinkers and candle wicks*. Available from http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/ehn_lead_final_report_en.pdf.
- Falk, K., F. Merkel, K. Kampp, and S.E. Jamieson. 2006. Embedded lead shot and infliction rates in common eiders *Somateria mollissima* and king eiders *S. spectabilis* wintering in southwest Greenland. *Wildlife Biology* 12(3): 313-321.
- Franson, C.J., and D.J. Pain. 2011. Lead in birds. In *Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations*, edited by W. N. Beyer and J. P. Meador: Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA.
- Friend, M., and C.J. Franson. 1999. Field manual of wildlife diseases. General field procedures and diseases of birds. US Geological Survey, Madison, Wisconsin Resources Division.
- Friend, M., J.C. Franson, and W.L. Anderson. 2009. Biological and societal dimensions of lead poisoning in birds in the USA. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Goddard, C.I., N.J. Leonard, D.L. Stang, P.J. Wingate, B.A. Rattner, J.C. Franson, and S.R. Sheffield. 2008. Management concerns about known and potential impacts of lead use in shooting and in fishing activities. *Fisheries* 33 (5): 228-236.
- Guitart, R. and R. Mateo. 2006. El empleo de plomo en deportes como causa de intoxicación y de contaminación. *Apuntes de Ciencia y Tecnología* 21: 2-8.
- Helander, B., J. Axelsson, H. Borg, K. Holm and A. Bignert. 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Science of the Total Environment* 407: 5555-5563.
- Hill, H.J. 2009. Taking the lead on lead: Tejon Ranch's experience switching to non-lead ammunition. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Kanstrup, N. 2006. Non-toxic shot-Danish experiences. In *Waterbirds around the world*, edited by G. C. Boere, C. A. Galbraith and D. A. Stroud. Edinburgh: The Stationery Office.
- Kanstrup, N. 2010. Sustainable Hunting Ammunition. In *CIC Workshop Report*. Aarhus, Denmark: International Council for Game and Wildlife Conservation, Budapest, Hungary.
- Kelly, A., and S. Kelly. 2005. Are mute swans with elevated blood lead levels more likely to collide with overhead power lines? *Waterbirds* 28 (3): 331-334.
- Mateo, R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- McLelland, J.M., C. Reid, K. McInnes, W.D. Roe, and B.D. Gartrell. 2010. Evidence of lead exposure in a free-ranging population of kea (*Nestor notabilis*). *Journal of Wildlife Diseases* 46 (2): 532-540.
- Nature Conservancy Council. 1981. *Lead Poisoning in Swans. Report of the Nature Conservancy Council's Working Group*. NCC, London. 44 pp.
- Newth, J.L., R.L. Cromie, M.J. Brown, R.J. Delahay, A.A. Meharg, C. Deacon, G.J. Norton, M.F. O'Brien, and D.J. Pain. 2012. Poisoning from lead gunshot: still a threat to wild waterbirds in Britain. *European Journal of Wildlife Research* 59 (2): 195-204.
- Osborn, D., W. Every, and K. Bull. 1983. The toxicity of trialkyl lead compounds to birds. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 31 (4): 261-275.
- Pain, D.J. 1991. Why are lead-poisoned waterfowl rarely seen? The disappearance of waterfowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl* 42: 118-122.
- Pain, D.J., ed. 1992. *Lead poisoning in waterfowl, Proceedings of an IWRB Workshop, Brussels, Belgium. 13-15 June 1991*: IWRB Special Publication 16, Slimbridge, UK.
- Pain, D.J., I.J. Fisher, and V.G. Thomas. 2009. A global update of lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Pokras, M.A., and R. Chafel. 1992. Lead toxicosis from ingested fishing sinkers in adult common loons (*Gavia immer*) in New England. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 23 (1): 92-97.
- Pokras, M.A., and M.R. Kneeland. 2009. Understanding lead uptake and effects across species lines: a conservation medicine based approach. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Rowell, H., and C. Spray. 2004. *Mute swan Cygnus olor:(Britain and Ireland populations) in Britain and Northern Ireland 1960/61-2000/01*: Wildfowl & Wetlands Trust: Joint Nature Conservation Committee.
- Saito, K. 2009. Lead poisoning of Steller's sea-eagle (*Haliaeetus pelagicus*) and whitetailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) caused by the ingestion of lead bullets and slugs. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.

- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46 (4): 263-295.
- Scheuhammer, A.M., S.L. Money, D.A. Kirk, and G. Donaldson. 2003. *Lead fishing sinkers and jigs in Canada: Review of their use patterns and toxic impacts on wildlife*. Vol. 108: Canadian Wildlife Service Ottawa, Canada.
- Scheuhammer, A.M., and S.L. Norris. 1996. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. *Ecotoxicology* 5 (5): 279-295.
- Sears, J. 1988. Regional and seasonal variations in lead poisoning in the mute swan *Cygnus olor* in relation to the distribution of lead and lead weights in the Thames area, England. *Biological Conservation* 46:115-134. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/000632078890095X>
- Sileo, L., L.H. Creekmore, D.J. Audet, M.R. Snyder, C.U. Meteyer, J.C. Franson, L.N. Locke, M.R. Smith, and D.L. Finley. 2001. Lead poisoning of waterfowl by contaminated sediment in the Coeur d'Alene River. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41 (3): 364-368.
- Sileo, L., and S.I. Fefer. 1987. Paint chip poisoning of Laysan albatross at Midway Atoll. *Journal of Wildlife Diseases* 23 (3): 432-437.
- Spears, B.L., J.A. Hansen, and D.J. Audet. 2007. Blood lead concentrations in waterfowl utilizing Lake Coeur d'Alene, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52 (1): 121-128.
- Tavecchia, G., R. Pradel, J.-D. Lebreton, A.R. Johnson, and J.-Y. Mondain Monval. 2001. The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *Journal of Applied Ecology* 38 (6): 1197-1207.
- Thomas, V.G. 2009. The policy and legislative dimensions of non-toxic shot and bullet use in North America. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Thomas, V.G. 2013. Lead-free hunting rifle ammunition: product availability, price, effectiveness, and role in global wildlife conservation. *Ambio* 42 (6): 737-45.
- Watson, R.T., M. Fuller, M. Pokras, and W.G. Hunt. 2009. *Ingestion of spent lead ammunition: implications for wildlife and humans* edited by R. T. M. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Work, T.M., and M.R. Smith. 1996. Lead exposure in Laysan albatross adults and chicks in Hawaii: prevalence, risk factors, and biochemical effects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31 (1): 115-119.
- Work, T.M., M.R. Smith, and R. Duncan. 1998. Necrotizing enteritis as a cause of mortality in Laysan albatross, *Diomedea immutabilis*, chicks on Midway Atoll, Hawaii. *Avian diseases* 42 (1): 1-5.
- World Health Organization. *Lead poisoning and health* (Fact sheet N°379). Accessed September 2013. Available from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/en/>.