

Effets des substances chimiques sur les Chiroptères : état des connaissances

Juin 2012



Rhinolophus hipposideros - Crédit Photo Michaël SOL

Rapport bibliographique

Alice CARRAVIERI et Renaud SCHEIFLER
Laboratoire Chrono-Environnement
Université de Franche-Comté / CNRS

En collaboration avec :

Alice BRISORGUEIL – Chargée de mission Chiroptères, Fédération des Conservatoires d'espaces naturels

Michel CARTERON – Chargé de mission connaissance et préservation des espèces, DREAL Franche-Comté

Michaël COEURDASSIER, Eve AFONSO, Patrick GIRAUDOUX et Francis RAOUL – Laboratoire Chrono-Environnement, Université de Franche-Comté / CNRS

Pascal MOESCHLER – Muséum d'Histoire Naturelle de Genève, Centre de Coordination Ouest pour l'étude et la protection des chauves-souris

Sébastien ROUE – Chargé de mission chauves-souris, CPEPESC Franche-Comté

Audrey TAPIERO – Chargée de mission Plan National d'Actions Chiroptères, Fédération des Conservatoires d'Espaces naturels

Remerciements

Les auteurs remercient M. Kasheff et C. Mougin du Muséum d'Histoire Naturelle de Genève pour la mise à disposition d'une grande partie de la bibliographie utilisée dans le présent rapport, E. Afonso, L. Debiesse, C. Druart, D. Gauthier, P. Lambret, R. Shore et P. Tournant pour avoir fourni des informations et des références bibliographiques essentielles à la rédaction du rapport.

Merci également à J. Vein du laboratoire de toxicologie vétérinaire « Vet Tox » de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon pour leur contribution à la partie « Préconisations d'actions : recherche de toxiques chez les Chiroptères ». Cette partie a également bénéficié des avis du groupe de travail de l'Action 12 du Plan National d'Action Chiroptères.

Merci également à tout le réseau des chiroptérologues et en particulier à S. Dutilleul, C. Schönbacher et G. Testud.

Nous remercions enfin P. Berny de l'Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon et Anouk Decors, responsable scientifique du réseau SAGIR à l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, pour leur relecture et leurs corrections du manuscrit, ainsi que pour leur participation à la partie « Préconisations d'actions ».

Rédigé par : Alice Carravieri & Renaud Scheifler, UMR Chrono-environnement, Université de Franche-Comté



Financé par :



En collaboration avec :



Sommaire

1	Introduction.....	9
2	Etat des connaissances.....	11
2.1	Pesticides.....	12
2.1.1	Pesticides organochlorés.....	14
2.1.1.1	Caractéristiques et modes d'action	14
2.1.1.2	Effets sur les Chiroptères	15
2.1.1.2.1	Accumulation et effets sublétaux.....	15
2.1.1.2.2	Effets sur la reproduction	16
2.1.1.2.3	Mortalité : études expérimentales.....	17
2.1.1.2.4	Mortalité : conditions naturelles.....	19
2.1.1.2.5	Mortalité : destruction volontaire.....	20
2.1.1.3	Synthèse.....	20
2.1.2	Pesticides anticholinestérasiques (organophosphorés et carbamates).....	22
2.1.2.1	Caractéristiques et modes d'action	22
2.1.2.2	Effets sur les Chiroptères	22
2.1.2.2.1	Accumulation et effets sublétaux.....	22
2.1.2.2.2	Mortalité : études expérimentales.....	24
2.1.2.2.3	Mortalité : conditions naturelles	24
2.1.2.3	Synthèse.....	25
2.1.3	Pesticides pyréthrinoïdes	26
2.1.3.1	Caractéristiques et modes d'action	26
2.1.3.2	Effets sur les Chiroptères	26
2.1.3.2.1	Exposition et effets sublétaux	27
2.1.3.2.2	Mortalité : études expérimentales.....	27
2.1.3.2.3	Mortalité : conditions naturelles	28
2.1.3.3	Synthèse.....	28
2.2	Pollutions non intentionnelles	29
2.2.1	Les contaminants organiques industriels.....	29
2.2.1.1	Les PCB	29
2.2.1.1.1	Généralités.....	29
2.2.1.1.2	Effets sur les Chiroptères.....	30
2.2.1.1.2.1	Accumulation et effets sublétaux.....	30
2.2.1.1.2.2	Effets sur la reproduction	32
2.2.1.1.2.3	Mortalité : études expérimentales.....	32
2.2.1.2	HAP et autres composés	32
2.2.1.2.1	Généralités.....	32
2.2.1.2.2	Effets sur les Chiroptères.....	33
2.2.1.3	Le cyanure	33
2.2.1.3.1	Généralités.....	33
2.2.1.3.2	Effets sur les Chiroptères.....	33
2.2.1.4	Synthèse.....	34
2.2.2	Contaminants inorganiques : métaux et métalloïdes.....	35
2.2.2.1	Généralités.....	35
2.2.2.2	Effets sur les Chiroptères	35
2.2.2.2.1	Accumulation et effets sublétaux.....	35
2.2.2.2.2	Effets sur la reproduction	36
2.2.2.2.3	Mortalité : études expérimentales.....	37

2.2.2.2.4	Mortalité : conditions naturelles.....	38
2.2.2.3	Synthèse.....	38
2.3	Autres contaminants.....	40
2.3.1	Les antiparasitaires du bétail.....	40
2.3.2	Pollution accidentelle par le métam-sodium.....	41
2.3.3	Des études supplémentaires.....	41
3	Conclusion et perspectives.....	43
4	Préconisations d'actions : recherche de toxiques chez les Chiroptères.....	45
4.1	Surveillance passive : actions en cas de découverte de cadavres.....	48
4.2	Surveillance active de la contamination des colonies par analyse du guano.....	50

Espèces mentionnées dans le rapport et leur distribution

Nom latin	Nom anglais	Nom Français	Distribution ¹
<i>Corynorhinus townsendii</i> (ingens)	Townsend's big-eared bat	-	Etats-Unis occidentaux et Canada jusqu'au Mexique.
<i>Cynopterus brachyotis</i>	Lesser short-nosed fruit bat	-	Asie centrale et du Sud-Est.
<i>Eptesicus fuscus</i>	Big brown bat	Sérotine brune	Amériques : du Canada à la Colombie et au Brésil du Nord; Antilles; Bahamas; Alaska.
<i>Eptesicus serotinus</i>	Common Serotine	Sérotine commune	De l'Europe à la Turquie; de la Russie Asiatique à l'Himalaya ; Chine, Corée, Taiwan; Afrique du Nord.
<i>Lasiurus borealis</i>	Eastern red bat	Chauve-souris rousse	Amérique du Nord, Bermuda.
<i>Miniopterus schreibersii</i> ²	Common bent-wing bat	Minioptère de Schreibers	De l'Europe du Sud et du Maroc jusqu'à l'Iran ; de la Bulgarie à la Chine et au Japon; région Indo-Malaisienne; Philippines; Nouvelle Guinée ; Australie; Afrique subsaharienne.
<i>Myotis brandtii</i>	Brandt's bat	Murin de Brandt	Europe, de l'Angleterre au Sud de l'Italie ; Asie centrale, Sibérie de l'Est; Corée.
<i>Myotis dasycneme</i>	Pond bat	Murin des Marais	Europe, de la France et la Suède jusqu'à la Russie centrale ; Ukraine, Kazakhstan.
<i>Myotis daubentonii</i>	Daubenton's bat	Murin de Daubenton	Europe, dont l'Angleterre, l'Irlande, la Scandinavie ; Russie, Japon, Corée, Chine, Vietnam.
<i>Myotis emarginatus</i>	Geoffroy's bat	Murin à oreilles échancrées	Europe du Sud, Pays-Bas et Pologne ; Caucase, Israël, Jordanie, Syrie, Liban, Arabie Saoudite, Iran, Afghanistan; Afrique du Nord.
<i>Myotis grisescens</i>	Gray bat	Chauve-souris grise	Etats-Unis: de la Floride au Kentucky, l'Indiana, l'Illinois, le Kansas et l'Oklahoma.
<i>Myotis lucifugus</i>	Little brown bat	Vespertilion brun	Canada et Etats-Unis : Labrador, Sud de la Californie, Nord de l'Arizona, New Mexico.
<i>Myotis myotis</i>	Greater mouse-eared bat	Grand murin	Europe, dont l'Angleterre, Iles Méditerranéennes, Azores; Turquie, Liban, Syrie.
<i>Myotis mystacinus</i>	Whiskered bat	Murin à moustaches	Europe, de l'Irlande et la Scandinavie à la Russie ; Syrie, Israël, Maroc.
<i>Myotis nattereri</i>	Natterer's Myotis	Murin de Natterer	Europe, sauf la Scandinavie ; Afrique du Nord, Moyen Orient, Iran, Caucase, Turkménistan.
<i>Myotis septentrionalis</i>	Northern long-eared myotis	Vespertilion nordique	Etats-Unis et Canada: British Columbia, Montana, Wyoming; jusqu'à l'Alabama, Géorgie et Floride.
<i>Myotis sodalis</i>	Indiana bat	Chauve-souris de l'Indiana	Etats-Unis: du New Hampshire à la Florida, au Wisconsin et Oklahoma.
<i>Myotis velifer</i>	Cave myotis	-	Amérique : de Honduras aux Kansas et à la Californie
<i>Myotis yumanensis</i>	Yuma myotis	-	Canada et Etats-Unis jusqu'au Mexique.
<i>Nyctalus noctula</i>	Common noctule	Noctule commune	Europe, dont la Scandinavie, jusqu'à la Russie et au Caucase; Moyen Orient et Asie central, Sibérie, Himalaya ; Vietnam et Malaisie.
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Kuhl's pipistrelle	Pipistrelle de Kuhl	Europe, jusqu'au Caucase et Kazakhstan et Pakistan; Asie du Sud-Est.
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Nathusius pipistrelle	Pipistrelle de Nathusius	Europe, dont l'Angleterre, jusqu'au Caucase, et à l'Asie Mineure.
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> ³	Pipistrelle bat	Pipistrelle commune	Europe : îles britanniques, Scandinavie, jusqu'à à l'Europe du Sud, de l'Est et la Russie ; Afrique du Nord.
<i>Pipistrellus subflavus</i>	Eastern pipistrelle bat	Pipistrelle de l'Est	Etats-Unis et Canada : Québec et Minnesota, Sud de la Floride ; Honduras.
<i>Plecotus auritus</i>	Brown big-eared bat, Brown long-eared bat	Oreillard roux	Europe : Norvège, Irlande, Espagne, jusqu'à la Russie ; Chine, Inde, Corée, Japon.
<i>Pteropus poliocephalus</i>	Gray-headed flying fox	-	Australie.

<i>Pteropus giganteus</i>	Indian flying fox	-	Inde, Sri Lanka, Pakistan, Bangladesh, Népal.
<i>Rousettus aegyptiacus</i>	Egyptian fruit bat	Roussette d’Egypte	Du Sénégal et de l’Egypte jusqu’à l’Afrique du Sud; Cypre, Moyen Orient, Iran, Pakistan.
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Greater horseshoe bat	Grand rhinolophe	Afrique du Nord; Europe continentale, côte méditerranéenne jusqu’à Israël et à la Jordanie, Angleterre du Sud; Turquie, Caucase ; Asie, Inde, Chine, Corée, Japon.
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Lesser horseshoe bat	Petit rhinolophe	Europe du Nord dont Irlande, jusqu’à l’Espagne, le Maroc et l’Afrique du Nord ; Moyen Orient.
<i>Rhinopoma microphyllum kinneari</i>	Greater mouse-tailed bat	-	Afrique du Nord et du centre, Asie centrale, India et Asie du Sud-Est.
<i>Tadarida brasiliensis</i>	Mexican free-tailed bat	Molosse du Brésil	Amériques : Brésil, Bolivie, Argentine, et Chili jusqu’à l’Oregon, le Nebraska et l’Ohio aux États-Unis ; Antilles.
<i>Vespertilio murinus</i>	Parti-coloured bat	Sérotine bicolore	Europe, France, Angleterre, et Norvège, jusqu’à la Russie, le Caucase, la Sibérie ; Moyen Orient, Asie Centrale.

¹ Sources : *Mammals Species of the World* (<http://www.bucknell.edu/msw3>) ; *The IUCN Red List of Threatened Species* (<http://www.iucnredlist.org>)

² et la sous-espèce australienne *Miniopterus schreibersii bassanii*

³ Cette espèce a récemment été séparée en deux espèces distinctes (*Pipistrellus pygmeus* et *Pipistrellus pipistrellus*) mais le statut et la distribution des deux espèces n’ont pas encore été clairement déterminées.

Abréviations

- AAS** : Spectrométrie d'absorption atomique
- ACTA** : Association de Coordination Technique Agricole
- AMM** : Autorisation de Mise sur le Marché
- anti-ChE** : Anticholinestérasiques
- CAS** : *Chemical Abstract Service*
- CPG** : Chromatographie en phase gazeuse
- CPF** : Composés poly-fluorés
- DDD** : Dichloro-diphényl-dichloroéthane (un des principaux métabolites du DDT)
- DDE** : Dichloro-diphényl-dichloroéthylène (un des principaux métabolites du DDT)
- DDT** : Dichloro-diphényl-trichloroéthane
- DL₅₀** : Dose létale médiane
- ECD** : Détecteur à capture électronique
- GABA** : Acide gamma-aminobutyrique
- GC-ECD** : Chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture électronique
- GC-MS** : Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse
- HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
- HCB** : Hexachlorobenzène
- HCH** : Hexachlorocyclohexanes
- HPLC** : Chromatographie en phase liquide haute performance
- HTPLC** : Chromatographie en couche mince haute performance
- ICP-MS** : Spectrométrie par torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse
- INERIS** : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
- INRA** : Institut National de la Recherche Agronomique
- LIFE** : L'Instrument Financier pour l'Environnement de l'Union Européenne
- OC** : Organochlorés
- ONCFS** : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
- OP** : Organophosphorés
- PBDE** : Polybromodiphényléther
- PCB** : Polychlorobiphényles
- PCP** : Pentachlorophénol
- PCDF** : Polychlorodibenzofuranes
- PCDD** : Polychlorodibenzo-p-dioxines
- POP** : Polluants Organiques Persistants
- PNA** : Plan National d'Actions (Chiroptères en l'occurrence)
- PS** : Pyréthriinoïdes de Synthèse
- SAGIR** : « *Surveiller les maladies de la faune sauvage pour agir* »
- SEFA** : Société d'Ecotoxicologie Fondamentale et Appliquée
- UE** : Union Européenne
- US EPA** : United States Environmental Protection Agency
- VTR** : Valeur Toxicologique de Référence

Glossaire

Bioaccumulation : Capacité à absorber et concentrer une substance chimique dans les tissus de l'organisme.

Biomagnification : Augmentation de la concentration d'une substance chimique à chaque maillon de la chaîne alimentaire.

Composés aliphatiques : Composés chimiques dont la chaîne carbonée est linéaire, ne présente pas de cycle aromatique.

Congénères : Molécules possédant le même squelette, mais pouvant comporter des configurations spatiales différentes et/ou un nombre d'hydrogènes variable, et donc de différente formule chimique.

Demi-vie : Temps nécessaire pour que la quantité d'une substance chimique soit réduite de moitié (dans un organisme ou dans un milieu).

Dose létale médiane (DL₅₀) : Dose de substance causant (statistiquement) la mort de 50 % des individus exposés, après une durée définie d'exposition (par exemple, 24h, voir ci-dessous).

Dose létale médiane - 24 heures (DL₅₀ 24 heures) : Dose de substance causant la mort de 50 % des individus exposés, 24 heures après administration.

Effets sublétaux : Effets pouvant modifier des processus physiologiques (métabolisme énergétique, reproduction, développement, croissance, etc.) ou des comportements (reproductif, de recherche alimentaire, de défense contre les prédateurs, etc.) et pouvant, à terme, résulter en la mort de l'individu.

Stéréo-isomères : Molécules possédant la même formule chimique, mais des configurations spatiales différentes. Par exemple, les stéréo-isomères nommés *cis* et *trans* font référence à deux dispositions relatives différentes entre groupes d'atomes de molécules par ailleurs équivalentes.

Toxicocinétique : Processus liés à l'assimilation et l'excrétion d'une substance chimique, déterminant son accumulation.

Toxicodynamie : Processus de distribution de la substance chimique aux organes-cibles et d'effets toxiques induits.

Valeur Toxicologique de Référence (VTR) : concentration en une substance à partir de laquelle des effets toxiques ont été constatés sur un organisme. Le terme générique de VTR peut être remplacé par des termes plus spécifiques (par exemple, concentration prédite sans effet, « *Predicted No Effect Concentration* », PNEC) dans certains contextes, notamment celui de l'évaluation des risques écotoxicologiques.

Xénobiotiques : Substances chimiques étrangères à l'organisme ou présentes à des concentrations très élevées par rapport à la normale.

1 Introduction

Le Plan National d'Actions Chiroptères (PNA), mis en œuvre de 2009 à 2013 en France Métropolitaine, fait suite à un premier plan de 5 ans achevé en 2003 et vise à améliorer la conservation des populations de chauves-souris sur le territoire. S'intéressant à la totalité des 34 espèces recensées en France métropolitaine, le PNA propose 26 actions visant à leur protection, à l'amélioration des connaissances et/ou à la sensibilisation du public.

Parmi ces actions, certaines visent à mieux étudier les menaces qui pèsent sur les Chiroptères, qui ont connu des pertes d'effectifs très importantes depuis le milieu du XX^e siècle (Dietz et al. 2009). Plusieurs facteurs semblent être à l'origine de l'érosion des espèces de chauves-souris : la modification des paysages et l'intensification des pratiques agricoles, la fragmentation des habitats, la modification ou la disparition des gîtes, la destruction directe et le dérangement (Arthur et Lemaire 1999 ; Dietz et al. 2009). Toutefois, il est désormais nécessaire de mieux comprendre l'impact de nouveaux dangers ou de menaces auparavant sous-estimées. Outre la mortalité due aux éoliennes, au trafic routier et à l'émergence de nouvelles zoonoses, une menace suspectée d'être une cause importante de régression chez certaines espèces est celle de la **contamination par les substances chimiques** (synthétisée par Clark et Shore 2001, O'Shea et Clark 2002, O'Shea et Johnston 2009).

Dans ce cadre, le laboratoire Chrono-Environnement de l'Université de Franche-Comté a été appelé à réaliser une synthèse bibliographique concernant l'impact des substances chimiques sur les Chiroptères, afin d'identifier les molécules qui semblent les plus nocives et de mettre en évidence les lacunes de connaissance. Or, l'objectif de l'action 12 « *Collecter les informations sur les substances chimiques autorisées à la vente et leurs effets sur les Chiroptères* » représente un défi important, car sur les 56 millions de composés organiques et inorganiques recensés dans le monde, près de 44 millions sont disponibles sur le marché (Source CAS¹). En ce qui concerne seulement les substances phytosanitaires, environ 2100 produits, dont les principes actifs appartiennent à 150 familles chimiques différentes, étaient commercialisés en France en 2010 (Source ACTA²).

Il est donc extrêmement complexe d'être exhaustif dans le recensement des substances chimiques autorisées à la vente et d'évaluer leur toxicité potentielle ou réelle pour les Chiroptères. Ce rapport traite donc uniquement des substances chimiques sur lesquelles des études en relation avec les chauves-souris ont été réalisées. Par ailleurs, certains des produits aujourd'hui interdits à la vente en Europe et dans la plupart des pays dits industrialisés sont rémanents dans l'environnement, sont encore utilisés de façon illicite dans ces pays ou sont encore parfaitement légaux dans une grande partie du Monde. Par conséquent, ce rapport s'intéresse également aux substances qui ne sont plus commercialisées en France, mais qui sont toujours susceptibles de constituer une menace pour les Chiroptères. Par ailleurs, la très grande majorité des études traitant de l'impact des contaminants sur les chauves-souris a été réalisée aux Etats-Unis et concerne donc des espèces américaines. Cependant, dans beaucoup de cas il s'agit d'espèces insectivores habitant dans des régions tempérées, qui présentent donc des caractéristiques biologiques et écologiques proches de celles des chauves-souris d'Europe. Afin de savoir si des études toxicologiques avaient eu lieu en France sans donner lieu à des publications dans la bibliographie nationale ou internationale, une enquête auprès des régions et des organismes de protection et gestion de la vie sauvage a été réalisée. Cette investigation a montré que

¹ Chemical Abstract Service, référence mondiale pour l'indexation des substances chimiques (www.cas.org)

² Association de Coordination Technique Agricole, Index Phytosanitaire 2011 (www.acta.asso.fr)

des analyses toxicologiques ne sont entreprises que très rarement en France lorsque des cas de mortalité inexplicée de chauves-souris sont découverts et ce, essentiellement pour des raisons financières et pratiques (manque d'informations sur la démarche à suivre, difficultés dans la récolte des échantillons biologiques, quantité des échantillons biologiques, etc.). N'ayant pas donné de résultats remarquables, cette enquête ne sera pas présentée dans le détail ici. Par contre, dans un souci d'exhaustivité, il a été décidé de ne pas omettre les travaux scientifiques réalisés sur des espèces tropicales de chauves-souris, même si elles ont des caractéristiques différentes des espèces européennes.

Dans une première partie sera présentée la synthèse de **l'état des connaissances scientifiques** concernant les effets des substances chimiques sur les Chiroptères. Les composés utilisés en tant que pesticides, introduits intentionnellement dans l'environnement, seront traités en premier à travers l'analyse de différentes classes chimiques de molécules. Ensuite seront considérés les polluants issus d'activités anthropiques, surtout industrielles, qui causent des contaminations non intentionnelles de l'environnement. Les mécanismes chimiques de toxicité sont décrits synthétiquement pour chaque groupe de substances, mais les paragraphes traitant des effets sur les chauves-souris peuvent être abordés de façon indépendante. **Les hypothèses et conclusions présentées sont consultables dans la littérature scientifique et reposent sur des résultats démontrés.**

Dans une deuxième partie, une préconisation de recherche de toxiques chez les Chiroptères est proposée en fonction des informations rassemblées dans la littérature scientifique et d'après les recommandations du laboratoire « Mycotoxines et toxicologie comparée des xénobiotiques » INRA Vetagro Sup Lyon (Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon). Cette partie vise à donner des indications concrètes d'action aux gestionnaires et protecteurs de la biodiversité en France afin de pallier le manque de recherche toxicologique lors de la découverte de cas de mortalité inexplicée chez les Chiroptères.

2 Etat des connaissances

Rappel de deux concepts écotoxicologiques : exposition et toxicité

Deux concepts écotoxicologiques essentiels doivent être considérés et bien distingués pour comprendre l'impact des contaminants sur les organismes. L'**exposition** est définie comme le contact entre une substance chimique et un organisme (Walker et al. 2005). Déterminer s'il y a exposition consiste généralement à mesurer la concentration de la substance dans un tissu (organe, sang, poils...) et/ou dans des produits d'excrétion (fèces, urine). L'exposition à une substance potentiellement toxique n'entraîne pas nécessairement une **toxicité** ; les organismes pouvant tolérer (ou acquérir une résistance) une certaine dose de la substance. Au-delà d'une certaine dose, variable selon de nombreux paramètres (espèce, âge, activité sexuelle...), la toxicité peut s'exprimer de manière sublétales (réduction de la croissance, de la reproduction, modifications du comportement...) ou létale chez les individus. Cette toxicité peut ensuite avoir -ou non- des répercussions sur la dynamique des populations.

Comment effectuer un diagnostic toxicologique³

Des études de terrain et surtout des expériences en conditions contrôlées (exposition d'organismes à des doses croissantes d'une substance), ont permis de définir des valeurs toxicologiques de référence (VTR), qui sont des concentrations en une substance à partir de laquelle des effets toxiques ont été démontrés chez un organisme. La comparaison des concentrations mesurées dans un organisme avec les VTR (si elles existent pour la substance et l'espèce considérées) permet de déterminer grossièrement si l'organisme est à risque (concentrations supérieures aux VTR) ou non. Notons que certaines substances peuvent avoir une toxicité élevée sans pour autant être accumulées dans les tissus, par exemple en modifiant les compromis énergétiques des organismes (l'organisme exposé investit une partie de son énergie dans l'excrétion ou le stockage du polluant, au détriment d'activités telles que la recherche de nourriture, la reproduction, l'élevage des jeunes...).

Concrètement, lorsque des cadavres ou des individus malades voire moribonds sont découverts, le diagnostic toxicologique repose sur plusieurs éléments : la nature du toxique, la certitude de l'exposition, la quantité ingérée et la pertinence du tableau clinique. Ces informations sont souvent partielles lorsqu'il s'agit de la faune sauvage (elles sont plus faciles à obtenir lorsqu'il s'agit de l'intoxication d'un animal domestique ou de l'homme). En l'absence de certains éléments, notamment la dose ingérée ou le tableau clinique précis, on reste généralement sur une hypothèse probable d'intoxication. En outre, les VTR ne sont connues que pour quelques espèces modèles qui ne sont pas celles exposées en nature. Ce point représente une difficulté supplémentaire pour établir une relation de cause à effet entre un contaminant mesuré chez un animal et les effets observés en nature. L'expérience humaine de la toxicovigilance permet de montrer que la remontée systématique de cas similaires venant du terrain avec les mêmes produits et/ou une modification récente des conditions d'emploi est un argument supplémentaire en faveur du rôle du produit sur les événements observés. La démarche diagnostique repose donc à la fois sur la mise en

³ Ce paragraphe s'appuie essentiellement sur le résumé d'une communication d'O. Mastain, F. Millot, A. Decors et P. Berny, intitulée « De la difficulté de la relation de cause à effet en toxicovigilance animale » et présentée au colloque de la société française d'écotoxicologie fondamentale et appliquée (SEFA), Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), Paris, 22 juin 2011.

évidence d'un phénomène pathologique anormal et la recherche des facteurs de risque associés, relevant des investigations épidémiologiques.

Les Chiroptères possèdent une sensibilité particulière aux substances chimiques

Les chauves-souris, et tout spécialement les espèces insectivores vivant dans les zones tempérées, ont des caractéristiques biologiques telles que la probabilité d'*exposition* aux substances chimiques est très élevée par rapport à d'autres ordres (Clark 1988). Ayant des demandes énergétiques élevées, les Chiroptères ont des taux de consommation importants et sont très mobiles lors de la recherche alimentaire. Ils sont ainsi susceptibles d'entrer en contact et d'ingérer de plus grosses quantités de contaminants par rapport à d'autres mammifères ou oiseaux de taille comparable. D'ailleurs, la longévité importante de la majorité des espèces augmente la probabilité de contact et/ou de forte accumulation de toxiques (Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Par ailleurs, les espèces qui forment des colonies dans les habitations et bâtiments sont en plus exposées aux produits de traitement du bois, voire aux désinfectants et autres produits chimiques utilisés pour l'entretien des locaux. Au niveau populationnel, les chauves-souris seraient également très sensibles en raison de leur faible taux de reproduction. Une survie importante des adultes est indispensable pour éviter la régression des effectifs. Les populations touchées ont ainsi plus de difficultés à se rétablir par rapport à d'autres mammifères ayant des taux de renouvellement des populations plus rapides (O'Shea et Johnston 2009).

2.1 Pesticides

Définition des pesticides

Le mot *pesticide* est un terme général utilisé pour une myriade de composés, dont l'objectif est de prévenir, détruire, repousser ou faire diminuer des organismes nuisibles (Source US EPA⁴). Ce terme est pourtant ambigu et parfois utilisé comme synonyme de *substances phytosanitaires* ou *phytopharmaceutiques*. Par ailleurs, dans l'Union Européenne, la réglementation communautaire impose une distinction entre les **produits phytosanitaires**, à usage agricole, et les **biocides**, à usage non-agricole, bien que les deux types de produits aient le même objectif de régulation d'organismes nuisibles et puissent contenir les mêmes substances actives (Source EFSA⁵). Or, les chauves-souris peuvent être exposées – directement par contact, inhalation ou absorption d'eau, et indirectement par ingestion de proies contaminées – non seulement aux substances phytosanitaires, mais aussi aux biocides, notamment lors du traitement du bois. **Le terme *pesticide* sera donc employé pour indiquer les produits utilisés tant en milieu agricole que non agricole.** Par contre, ne seront pas traités dans ce rapport les pesticides « herbicides », puisque, bien que leurs effets n'aient jamais été testés, ils ne semblent pas constituer une menace pour les Chiroptères (O'Shea et Johnston 2009). En effet, les herbicides présentent une structure chimique et des modes d'actions ciblés sur les systèmes végétaux, alors que les autres pesticides sont spécifiquement développés pour affecter les mécanismes physiologiques animaux. L'impact de la réduction des ressources alimentaires (directe par les insecticides, ou indirecte par les herbicides) sur les populations de chauves-souris est suspecté mais n'a, à notre connaissance, jamais été étudié.

Les pesticides peuvent être classés selon leur structure chimique (organochlorés, organophosphorés, pyréthrinoïdes, etc.), leur mode d'action (inhibiteurs de cholinestérases,

⁴ United States Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/pesticides/about/types.htm>)

⁵ European Food Safety Authority (<http://www.efsa.europa.eu>)

anticoagulants, etc.) ou leurs organismes cible (insecticides, herbicides, fongicides, rodenticides, etc.). Etant donné que des produits ciblant des organismes différents utilisent les mêmes classes de molécules, une classification selon la structure chimique a été privilégiée ici, afin de limiter les répétitions. Un tableau récapitulatif (Annexe 1) présente quelques informations sur les substances chimiques citées dans ce chapitre et utilisées (ou ayant été utilisées) comme principes actifs de pesticides.

Quelques informations sur l'évaluation des risques des pesticides⁶

Les pesticides (phytosanitaires et biocides) sont encadrés par la communauté européenne et chacun des états membres. Les pesticides subissent deux phases d'évaluation du risque : une évaluation dite *a priori* (ou prospective) qui précède l'autorisation de mise sur le marché (AMM) et une évaluation *a posteriori* (ou rétrospective) qui permet de détecter des effets néfastes imprévus par la première phase. Cette deuxième phase d'évaluation fait l'objet d'une surveillance post-homologation, par exemple grâce aux réseaux de surveillance de la faune sauvage tels que le réseau SAGIR (réseau de surveillance épidémiologique des oiseaux et des mammifères terrestres en France, fondée sur un partenariat entre les fédérations de chasse et l'ONCFS).

La mise sur le marché et le suivi post-homologation des produits phytosanitaires et des substances actives qui les composent sont strictement encadrés et harmonisés au niveau européen par une législation nommée « paquet pesticides ». L'autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits commerciaux est quant à elle délivrée par les Etats membres sur la base d'une évaluation nationale. Le « paquet pesticides », adopté le 21 octobre 2009 et entré en vigueur le 14 juin 2011, vise à réduire de façon sensible les risques liés aux pesticides ainsi que leur utilisation et ce dans une mesure compatible avec la protection des cultures. Ce paquet législatif contient un règlement (CE) n° 1107/2009 relatif à la mise sur le marché et l'évaluation des produits phytopharmaceutiques, une directive 2009/128/CE instaurant un cadre communautaire d'action pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, une directive 2009/127/CE concernant les machines destinées à l'application des pesticides et un règlement (CE) n°1185/2009 relatif aux statistiques. Les biocides sont eux encadrés par la directive communautaire 98/8/CE.

En ce qui concerne la faune sauvage, l'évaluation des risques est réalisée pour des espèces choisies selon le critère d'exposition, c'est-à-dire dont le régime alimentaire intègre pour majorité des ressources puisées dans les cultures traitées. Les scénarios d'évaluation permettent d'estimer les risques aigus, à court terme et à long terme. L'objectif de cette évaluation est de mettre en lumière les risques potentiels que peut poser l'utilisation d'un produit pour les populations d'oiseaux et de petits mammifères vivant dans les écosystèmes cultivés, et d'en définir les conditions d'occurrence. Les scénarios utilisés ne peuvent naturellement pas reproduire la complexité du fonctionnement des écosystèmes. Pour cette raison, les risques tels qu'identifiés par cette évaluation *a priori* comportent des incertitudes, tant sur le plan quantitatif que qualitatif. Le recours à des facteurs de sécurité dans les calculs permet de « prendre en compte les incertitudes » au moyen d'une pondération des résultats intervenant comme une « pénalité ». S'ils permettent de gérer ces incertitudes de façon homogène et reproductible dans les calculs, ces facteurs ne constituent pas une solution satisfaisante en raison de son caractère arbitraire.

⁶ La partie concernant les procédures d'évaluation des risques est essentiellement basée sur la référence suivante : Réseau SAGIR, 2010, Surveillance sanitaire de la faune sauvage. Lettre n°165. Ed. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Paris, 16p. Disponible sur <http://www.oncfs.gouv.fr/Reseau-SAGIR-ru105/Consulter-les-lettres-SAGIR-ar297>.

Dans ce contexte, le recours à des suivis réalisés sur le terrain constitue un outil complémentaire. Ils sont destinés à évaluer les effets de l'emploi du produit sur les populations non cibles dans des conditions réelles d'emploi de ce produit et d'exposition des organismes. De plus, parce qu'ils sont déployés sur des cultures conduites selon la pratique agricole et non « expérimentalement », ils permettent de rendre compte des effets du produit utilisé dans son contexte, c'est-à-dire sans exclure la possibilité de multi-exposition des organismes aux résidus des produits employés sur l'ensemble de la conduite culturale.

2.1.1 Pesticides organochlorés

2.1.1.1 Caractéristiques et modes d'action

Les pesticides organochlorés (OC) sont des composés organiques de synthèse dont la structure comporte au moins un atome de chlore. Ils se subdivisent en cinq groupes majeurs (Hoffman et al. 2001) :

- Les dichlorodiphényléthanes, comme le **DDT** (dichloro-diphényl-trichloroéthane) – et ses métabolites **DDE** (dichloro-diphényl-dichloroéthylène) et **DDD** (dichloro-diphényl-dichloroéthane) – le **dicofol**, le **méthoxychlore**
- Les cyclohexanes comme les hexachlorocyclohexanes (**HCH**, dont le **lindane** ou **γ -HCH**)
- Les cyclodiènes chlorés, comme l'**aldrine** – et son métabolite la **dieldrine** – l'**endrine**, l'**endosulfan**, le **chlordane**, l'**heptachlore**
- Le **Toxaphène** – un pesticide fait d'un mélange de camphènes chlorés
- Le **Mirex** et le **chlordécone**

Font également partie des composés OC le **HCB** (hexachlorobenzène) et le **PCP** (pentachlorophénol). Le HCB, utilisé principalement comme fongicide, est présent en tant que dérivé dans d'autres pesticides et est également généré comme sous-produit par différents procédés industriels (Hoffman et al. 2001). En ce qui concerne le PCP, utilisé aussi principalement comme fongicide, il n'a pas été prouvé qu'il ait le même mécanisme toxicologique que les autres OC (Clark et Shore 2001).

Les dichlorodiphényléthanes présentent plusieurs mécanismes moléculaires de toxicité – diminution du transport de potassium, altération des canaux sodiques, inhibition d'importantes enzymes telles que la Na^+/K^+ ATPase et la Ca^{2+} ATPase, inhibition du transport de calcium modulé par la calmoduline – qui perturbent les équilibres ioniques des membranes cellulaires. Les autres groupes de pesticides OC agissent en général en tant qu'antagonistes du neurotransmetteur acide gamma-aminobutyrique (GABA) au niveau du système nerveux central et en inhibant principalement les Ca^{2+} , Mg^{2+} -ATPases. Chez les vertébrés, le site principal de toxicité des OC est donc le cerveau. Les effets connus d'intoxication aiguë ou chronique incluent tremblements, convulsions, anorexie, léthargie, ataxie. De plus, certains de ces composés peuvent affecter directement ou indirectement la fertilité et la reproduction (Hoffman et al. 2001).

Beaucoup de pesticides OC ont été classés en tant que polluants organiques persistants (POP) par la Convention de Stockholm de 2001 et ses amendements de 2009 (Source Site officiel de la Convention de Stockholm⁷). En effet, développés pour être stables chimiquement, les OC sont en général très persistants dans l'environnement, avec des demi-

⁷ <http://chm.pops.int/Home/tabid/2121/language/en-US/Default.aspx>

vies⁸ de l'ordre de plusieurs mois, voire plusieurs années (Hoffman et al. 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Une très grande majorité de ces substances présente une forte solubilité dans les lipides ce qui en favorise la bioaccumulation⁹ et la biomagnification¹⁰ dans la chaîne alimentaire. Après absorption cutanée, intestinale ou même respiratoire, ces molécules entrent dans la circulation sanguine et s'accumulent dans le tissu adipeux (Clark 1981a ; O'Shea et Johnston 2009), c'est pourquoi les concentrations tissulaires d'OC sont souvent exprimées en tenant compte des teneurs lipidiques des tissus. Quand les réserves de graisses sont importantes, elles peuvent rapidement absorber les OC et éviter la mort de l'individu, si l'exposition au polluant n'est pas trop élevée. Par contre, l'utilisation des réserves graisseuses mobilise les contaminants qui peuvent alors atteindre le cerveau et exercer leur action toxique (Clark 1981a ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009).

Jusqu'aux années 1960, les pesticides OC ont été utilisés intensivement dans les pays développés pour le contrôle des organismes nuisibles tant dans l'agriculture que dans les cadres forestier, domestique et sanitaire (Hoffman et al. 2001). A partir des années 1970, leur usage a diminué progressivement et des réglementations environnementales en ont interdit la vente dans beaucoup de pays. Cependant, les OC sont toujours utilisés dans les pays dits en voie de développement – le DDT est employé dans le cadre de la lutte contre le paludisme – et continuent de constituer une menace pour la vie sauvage en raison de leur persistance dans l'environnement.

2.1.1.2 Effets sur les Chiroptères

2.1.1.2.1 Accumulation et effets sublétaux¹¹

L'accumulation des OC chez les Chiroptères est bien documentée et des études en conditions naturelles ont montré qu'elle peut être plus importante que chez les oiseaux insectivores (Jefferies 1972, dans Clark et Shore 2001 ; Clark 1988 ; Streit et al. 1995 ; dans Clark et Shore 2001) ou même chez d'autres mammifères (O'Shea et al. 2001a), même si ce n'est pas toujours le cas (Senthilkumar et al. 2001). Les auteurs ont attribué cette disparité aux caractéristiques biologiques et écologiques particulières des Chiroptères (longévité, position dans la chaîne alimentaire, taux élevé de prise alimentaire, stockage de graisses pour l'hibernation, etc.), mais aucune étude n'a été réalisée pour comparer l'accumulation d'OC chez les chauves-souris et d'autres ordres à la lumière de ces différents facteurs (Clark et Shore 2001).

DDT, DDE and DDD sont probablement les composés OC les plus étudiés chez la faune sauvage, y compris les Chiroptères, dans lesquels le DDE est le contaminant qui a le plus souvent été retrouvé (O'Shea et Johnston 2009). En vue d'évaluer l'assimilation du DDE par l'alimentation, différentes études en laboratoire ont mesuré la concentration de ce composé dans les carcasses de chauves-souris nourries avec des proies contaminées (Tableau 1). Même si le taux d'assimilation n'a pas été quantifié précisément, ces travaux montrent bien que cet organochloré est facilement assimilé par voie orale par les chauves-souris, et que sa concentration dans l'organisme peut augmenter d'un facteur important en seulement quelques semaines (Clark et Shore 2001). Une étude similaire a permis d'estimer la demi-vie

⁸ Temps nécessaire pour que la quantité d'une substance chimique soit réduite de moitié (dans un organisme ou dans un milieu).

⁹ Capacité à absorber et concentrer une substance chimique dans les tissus de l'organisme.

¹⁰ Augmentation de la concentration d'une substance chimique à chaque maillon de la chaîne alimentaire.

¹¹ Effets pouvant modifier des processus physiologiques (métabolisme énergétique, reproduction, développement, croissance, etc.) ou des comportements (reproductif, de recherche alimentaire, de défense contre les prédateurs, etc.) et pouvant résulter, à terme, en la mort de l'individu.

de la dieldrine (24 jours) chez le Vespertilion brun *Myotis lucifugus* (Clark et Prouty 1984 ; dans Clark et Shore 2001).

Tableau 1. Accumulation de DDE chez différentes espèces de chauves-souris exposées par l'alimentation.

Espèce	Concentration dans les proies ¹ (mg kg ⁻¹ masse fraîche)	Concentration dans les chauves-souris (mg kg ⁻¹) ²	
		Avant	Après
(1) <i>Tadarida brasiliensis</i>	107	0,388	183 (14 jours) ; 532 (40 jours)
(2) <i>Myotis lucifugus</i>	150	0,720	70 (4 jours)
	480		1900 (26 jours)
(3) <i>Eptesicus fuscus</i>	166	0,540 ³	701 (54 jours)

Références : (1) Clark et Kroll (1977) ; (2) Clark et Stafford (1981) ; (3) Clark et Prouty (1977)

¹ Vers à soie élevés dans des graines de blé contaminées

² Pas précisé si masse fraîche ou sèche ; moyenne géométrique

³ Individus différents par rapport à ceux qui ont consommé les proies contaminées

Chez les mammifères et les oiseaux, une exposition sublétales aux substances chimiques provoque une augmentation des dépenses énergétiques (Swanepoel et al. 1999 ; Clark et Shore 2001).

Swanepoel et al. 1999 ont montré qu'une exposition sublétales (50 µg tous les 3 jours par voie orale) au lindane augmente le métabolisme de 15 % à 23 % chez la Pipistrelle commune *Pipistrellus pipistrellus*. Mais le DDE, et potentiellement les autres OC, peuvent aussi affecter les dépenses énergétiques chez les Chiroptères, ce qui se traduit par des variations anormales du poids. Par exemple, des individus de Vespertilion brun ayant reçu dans leur alimentation du DDE ont montré une perte de poids plus rapide si soumis au jeun que les individus ayant eu une alimentation non contaminée. Le DDE a augmenté la prise de poids chez la Sérotine brune *Eptesicus fuscus*, alors qu'il l'a diminué chez le Molosse du Brésil, et n'a pas eu d'effet chez le Vespertilion brun (synthétisé par Clark et Shore 2001). L'effet métabolique des OC sur les chauves-souris pourrait avoir plusieurs conséquences.

Des besoins énergétiques plus importants feraient accroître le temps et les efforts nécessaires pour la recherche alimentaire, tout en augmentant le risque de prédation. Les perturbations métaboliques pourraient également compromettre le stockage de graisses en affectant la survie à court et à long terme, ainsi que le succès reproducteur (Swanepoel et al. 1999). Si des effets métaboliques avaient lieu lors de l'hibernation ou de la migration, ils pourraient résulter en un épuisement prématuré des réserves de graisses et une hausse de la mortalité (Clark et Shore 2001).

2.1.1.2.2 Effets sur la reproduction

En raison de leur grande solubilité dans les graisses, les OC se retrouvent en quantités importantes dans le lait maternel, ce qui implique un transfert aux juvéniles, surtout dans la période de régression de l'utérus de la mère (Clark 1981b, O'Shea et Clark 2002 ; O'Shea et Johnston 2009). Ce phénomène a été prouvé pour le DDE, le DDT et la dieldrine chez le Molosse du Brésil et pour le DDE, le DDT, la dieldrine et différents chlordanes chez le Vespertilion brun (Clark et al. 1975, dans Clark et Shore 2001 ; Clark et al. 1978 ; O'Shea et al. 2001). L'hypothèse de transfert par l'allaitement a également été avancée pour le PCP chez le Grand rhinolophe *Rhinolophus ferrumequinum* (Grémillet et Boireau 2004).

Il existe également un transfert prénatal des OC ; il a été montré, en effet, que le DDE et le DDT traversent le placenta chez le Molosse du Brésil (Clark et Shore 2001). De plus des nouveau-nés de Sérotine brune et de Vespertilion brun contenaient respectivement environ

9 % et 14 % du DDE maternel (Clark et Krynitsky 1978). Les nouveau-nés de Vespertilion brun présentaient aussi 9 % de l'oxychlordane maternel (Clark et Krynitsky 1978).

2.1.1.2.3 Mortalité : études expérimentales

Plusieurs études ont été réalisées dans le but de quantifier les doses létales des OC chez les chauves-souris. Ainsi, par rapport aux autres substances chimiques, la toxicocinétique¹² et la toxicodynamie¹³ de ce type de composé sont assez bien connues.

Comme déjà mentionné, le site principal de toxicité chez les mammifères est le cerveau, mais après assimilation, les composés OC se concentrent dans les graisses. Ainsi leur toxicité dépend fortement de la quantité de tissu adipeux présente dans l'organisme ; pour une même dose de contaminant, il y aura une mortalité plus marquée si les individus exposés sont maigres que s'ils possèdent des réserves lipidiques importantes. L'intoxication par les OC peut donc être diagnostiquée de manière fiable par la quantification des résidus dans le cerveau (Clark 1988 ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009).

Les seuils cérébraux de létalité du DDT, du DDE et de la dieldrine ont été calculés dans des études expérimentales concernant des individus adultes de 4 espèces (Tableau 2).

¹² Processus liés à l'assimilation et l'excrétion d'une substance, déterminant son accumulation.

¹³ Processus de distribution de la substance aux organes-cible et d'effets toxiques induits.

Tableau 2. Concentrations létales en différents OC dans le cerveau ou dans les lipides corporels de chauves-souris.

Contaminant	Espèce	Sexe et nombre d'individus analysés	Concentration létale (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) ¹	Référence
DDT	<i>Myotis lucifugus</i>	F, 11	24,5 cerveau	Clark et al. 1978
DDE	<i>Myotis lucifugus</i>	F, 4	603 cerveau	Clark et Stafford 1981
	<i>Tadarida brasiliensis</i>	F, 8	519 cerveau	Clark et Kroll 1977
Dieldrine	<i>Myotis grisescens</i>	F, 9	12,1 cerveau	Clark et al. 1983
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	M, F, 6	27,1 cerveau	Shore et al. 1996
Lindane	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	?	560 lipides corporels	Boyd et al. 1988 ²

¹ Moyenne géométrique

² Dans Clark et Shore (2001)

Chez certaines espèces, les juvéniles semblent être plus sensibles, comme chez le Vespertilion brun pour le DDT (Clark et al. 1978) et chez la Chauve-souris grise *Myotis grisescens* pour la dieldrine (Clark et Shore 2001). En général, le DDT et la dieldrine sont les composés dont la toxicité aiguë semble être la plus importante, tant chez les juvéniles que chez les adultes (Clark et Shore 2001).

Les concentrations létales cérébrales en OC établies pour les chauves-souris sont comparables à celles d'autres mammifères et oiseaux (Clark 1981a ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Cependant, les Chiroptères sont amenés à mobiliser leurs lipides corporels plus fréquemment que d'autres mammifères et oiseaux : lors de la migration saisonnière, pendant la période d'hibernation, mais aussi en fin d'hivernage, lorsque le tissu adipeux brun est sollicité pour obtenir une augmentation rapide de chaleur dans l'organisme et permettre le réveil (Clark 1988 ; Clark et Shore 2001). A ces occasions, se présente ainsi un risque important de mobilisation d'OC et d'atteinte au cerveau.

Il est important de noter également que les OC commencent à apparaître dans le cerveau à partir d'une concentration seuil dans les tissus de l'organisme ; au-delà de ce seuil, les quantités de résidus dans le corps et dans le cerveau sont corrélées (Clark 1981b). Ainsi, lorsque l'analyse de la concentration dans le cerveau ne peut pas être réalisée, il est possible de l'estimer à partir de celle dans les tissus (Clark 1988 ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Ces valeurs seuil ont été calculées dans les lipides corporels pour le DDT (470 mg kg⁻¹ en masse de lipides chez le Vespertilion brun), le DDE (66 000 mg kg⁻¹ en masse de lipides chez le Molosse du Brésil et 79 000 mg kg⁻¹ chez le Vespertilion brun) et la dieldrine (390 mg kg⁻¹ en masse de lipides chez la Chauve-souris grise) (Clark 1981b).

En Europe, suite à la forte mortalité constatée dans les années 1970 et 1980 dans les colonies situées dans les charpentes et dans les combles des bâtiments, plusieurs études expérimentales ont été réalisées pour évaluer les effets toxiques des produits de traitement du bois à base d'OC.

Dans une étude expérimentale, Shore et al. (1996) ont exposé des souris de laboratoire et des Pipistrelles communes à du bois imprégné de dieldrine. La dose de dieldrine suffisante pour tuer la moitié des individus (DL₅₀¹⁴) de pipistrelle exposés était 30 fois inférieure à la DL₅₀ chez la souris. Cette apparente différence de sensibilité est due en réalité à une différence d'absorption du contaminant : les chauves-souris présentaient des concentrations cérébrales et hépatiques de dieldrine significativement plus importantes que les souris. En effet, en raison de la taille des membranes alaires, les Chiroptères ont un rapport de surface-

¹⁴ Dose de substance causant la mort de 50 % des individus exposés.

masse corporelle plus grand que les souris, ce qui facilite l'absorption par contact avec le bois contaminé (Shore et al. 1996, O'Shea et Johnston 2009). Chez la même espèce, Shore et al. (1991) ont étudié l'exposition expérimentale à du bois imprégné de PCP seul, de PCP et de perméthrine en mélange, ou de perméthrine seule (concentration à la surface du bois : PCP 69,3 mg g⁻¹, perméthrine 3,3 mg g⁻¹; pour la perméthrine voir aussi le paragraphe sur les pesticides pyréthriinoïdes). Toutes les chauves-souris exposées au PCP sont décédées et leurs tissus ont été analysés. Le PCP était présent dans le tissu adipeux, dans le foie, dans les reins mais aussi dans le reste des carcasses (Shore et al. 1991).

2.1.1.2.4 Mortalité : conditions naturelles

Bien que l'utilisation de la plupart des pesticides OC ait été interdite depuis quelques décennies dans les pays dits développés, ces composés continuent d'être détectés dans les tissus de chauves-souris.

Par exemple, des résidus de DDT (somme des concentrations en DDE, DDT, et DDD) ont été retrouvés très récemment dans les tissus de Vespertillons bruns de l'Etat de New York (Kannan et al. 2010), même si le composé est interdit aux Etats-Unis depuis les années 1970 (O'Shea et Clark 2001). La présence d'OC a été mise en évidence également dans toutes les carcasses de chauves-souris analysées par R. Eidels (2010) lors d'une étude toxicologique dans l'Indiana. En Europe, le même constat a récemment été fait par Lüftl et al. (2005) après avoir détecté des résidus de plusieurs OC (DDT et DDE, lindane, HCB) dans le foie de 149 chauves-souris d'espèces différentes collectées sur le terrain en Autriche (voir Annexe 2).

Des intoxications mortelles par les composés OC ont été décrites en conditions naturelles aux Etats-Unis tant avant qu'après l'interdiction de leur usage. C'est le cas de différentes substances du groupe des cyclodiènes. Par exemple, des concentrations cérébrales probablement létales en dieldrine et chlordane ont été retrouvées chez des Chauves-souris grises adultes et juvéniles trouvées mortes dans le Missouri et chez des Chauves-souris de l'Indiana *Myotis sodalis*. Le chlordane a été récemment impliqué aussi dans la mortalité de Vespertillons bruns et de Sérotines brunes dans les années 1990 (Stansley et al. 2001).

Certains cas d'effets sur les populations par contamination de la chaîne alimentaire ont également été décrits. Un des cas les mieux étudiés est celui de la population de Molosses du Brésil des Carlsbad Caverns (New Mexico, Etats Unis), qui a montré un déclin important depuis les années 1930 (O'Shea et Johnston 2009). Le contaminant incriminé est le DDT (et son métabolite le DDE), provenant probablement de pollutions locales, et les pics de mortalité les plus importants ont été enregistrés en 1955, 1956, 1967 et 1971 (Clark et Shore 2001). Grâce à des spécimens de musée de cette population, des analyses toxicologiques *a posteriori* d'échantillons de peau (entre les années 1930 et 1988) ont pu être réalisées. Le dosage du DDT sur ces échantillons a permis de montrer une corrélation entre la concentration en contaminant et les années de déclin (Clark 2001). De plus, des juvéniles ayant reçu du DDE lors de l'allaitement ont été soumis au jeun en laboratoire pour simuler le stress de la migration et induire la mobilisation des graisses. Certains de ces juvéniles sont morts lors de l'expérimentation et des analyses toxicologiques ont montré qu'ils présentaient des concentrations cérébrales de DDE qui dépassaient le niveau léthal (Geluso et al. 1976 ; dans Clark et Shore 2001). Ceci a donc permis de mettre en évidence un des mécanismes possibles d'effet des contaminants au niveau de la population. D'autres cas aux Etats-Unis sont présentés par Clark et Shore (2001), Stansley et al. (2001) et O'Shea et Johnston (2009).

En France, Grémillet et Boireau (2004) et Grémillet (2006) ont étudié le cas d'une intoxication mortelle au PCP et au plomb chez le Grand rhinolophe (voir aussi le paragraphe sur les métaux). Une mortalité importante de juvéniles a été observée sur plusieurs années

dans une colonie de parturition. L'observation du comportement des chauves-souris, ainsi que l'analyse toxicologique des corps récoltés, a permis de mettre en évidence l'exposition. Les juvéniles, en raison des caractéristiques du gîte utilisé, se trouvaient fortement exposés au plomb. Celui-ci était ensuite assimilé par voie orale lors du toilettage et est suspecté d'avoir été la cause principale de mortalité. Le PCP quant à lui avait été utilisé pour le traitement du bois dans le château et était probablement assimilé par les femelles à la suite d'ingestion de proies contaminées. La découverte de PCP dans les tissus des juvéniles, même si ceux-ci n'y étaient pas exposés directement, a laissé suspecter un transfert lors de l'allaitement et a peut-être eu une contribution dans la mortalité (Grémillet et Boireau 2004).

2.1.1.2.5 Mortalité : destruction volontaire

Les OC ont souvent été utilisés pour la destruction volontaire des chauves-souris (Clark 1981a ; Clark et Shore 2001), notamment dans les habitations et bâtiments et surtout le DDT, la dieldrine, le lindane et le chlordane. La mortalité s'est révélée être plus importante lorsque les composés étaient pulvérisés dans les locaux afin qu'il y ait dépôt sur les parois et sur les chauves-souris elles-mêmes (Clark 1981a). Ceci augmente en effet la possibilité d'absorption des composés par voie respiratoire, cutanée et orale (par toilettage et léchage des surfaces ou entre individus ; Mitchell-Jones et al. 1989 ; Arthur et Lemaire 1999 ; Clark et Shore 2001).

L'usage d'OC dans le but de détruire les Chiroptères dans les bâtiments n'est souvent pas efficace pour se débarrasser définitivement des colonies. D'ailleurs, ces pratiques augmentent le risque de morsure par des chauves-souris stressées et affaiblies, ainsi que celui d'atteinte à la santé humaine en raison de l'utilisation de molécules toxiques (Clark 1981a ; Clark et Shore 2001).

2.1.1.3 Synthèse

Caractéristiques générales : Les OC sont des composés très persistants dans l'environnement. Liposolubles, ils sont facilement absorbés par l'organisme et stockés dans le tissu adipeux. Le cerveau, site majeur de toxicité, peut être atteint lorsque les OC sont libérés dans la circulation sanguine par la mobilisation des graisses. Les OC sont difficilement excrétables, sauf *via* le transfert des femelles à la descendance (*via* le placenta et le lait). Beaucoup d'OC sont classés en tant que POP et leur utilisation est interdite dans la plupart des pays dits industrialisés.

Effets avérés : Les OC peuvent être létaux pour les Chiroptères ; les concentrations létales dans le cerveau ont été déterminées chez certaines espèces. Les chauves-souris présentent un taux d'absorption d'OC plus élevé que d'autres mammifères de taille comparable (souris de laboratoire). Une exposition sublétales au lindane provoque une augmentation des dépenses énergétiques chez *Pipistrellus pipistrellus*. L'assimilation de DDE cause des variations anormales du poids chez différentes espèces. Le transfert placentaire et celui dans le lait maternel ont été prouvés chez différentes espèces.

Effets probables : Une exposition sublétales aux OC pourrait provoquer une augmentation de l'effort de recherche alimentaire à la suite de l'augmentation des besoins énergétiques. En raison de le transfert placentaire et avec l'allaitement, les OC pourraient affecter la survie des jeunes.

Effets possibles : Perturbation du stockage des graisses avec effets sur la survie à court et à long terme, ainsi que sur le succès reproducteur ? Accumulation d'OC avec l'âge et effets chroniques ?

Mortalité sur le terrain : De nombreux cas d'intoxication par les OC ont été décrits aux USA et en Europe, tant en milieu naturel qu'industriel et urbanisé. De plus, les OC ont souvent été utilisés pour la destruction volontaire des chauves-souris.

2.1.2 Pesticides anticholinestérasiques (organophosphorés et carbamates)

2.1.2.1 Caractéristiques et modes d'action

Les pesticides anticholinestérasiques (anti-ChE) sont des composés organiques de synthèse qui comprennent deux groupes essentiels :

- les composés organophosphorés (OP), comme le **parathion méthyl**, le **malathion**, le **fénitrothion**
- les carbamates, comme le **carbofuran**, le **carbaryl**, le **methiocarb**, le **fénoxycarbe**, l'**aldicarbe**

Leur mode d'action repose sur l'inhibition des enzymes cholinestérases, responsables de la dégradation du neurotransmetteur acétylcholine, et essentielles dans la transmission de l'influx nerveux. Certains OP sont des inhibiteurs irréversibles des cholinestérases, alors que l'inhibition des carbamates est réversible.

La toxicité des pesticides anti-ChE s'exerce sur le système nerveux, tant au niveau central que périphérique. Notamment, des effets ont été décrits au niveau des récepteurs muscariniques du système nerveux parasympathique – ce qui provoque salivation, larmoiement, défécation, miction – mais aussi au niveau des plaques motrices et des récepteurs nicotiniques des synapses para- et orthosympathiques. De plus, chez les vertébrés supérieurs, les pesticides anti-ChE peuvent également avoir des effets sur les systèmes endocrinien et immunitaire (Hoffman et al. 2001).

A la différence des composés OC, les anti-ChE ont une bonne solubilité dans l'eau et sont rapidement oxydés et dégradés. Ainsi, ils sont moins persistants dans l'environnement, ne se bioaccumulent pas ou peu dans les organismes aquatiques, et ne sont pas biomagnifiés dans la chaîne alimentaire (Hoffman et al. 2001). En général, ils présentent des demi-vies de l'ordre de quelques semaines dans les sols. Après exposition, par voie orale, cutanée ou respiratoire, les OP et les carbamates sont rapidement métabolisés par l'organisme et ne se concentrent pas dans les tissus. Ainsi, mammifères et oiseaux peuvent se rétablir s'ils ne sont pas tués au moment de l'exposition. Cependant, ces composés peuvent causer différents effets sublétaux affectant des fonctions vitales comme la thermorégulation, le comportement reproducteur et la consommation alimentaire (O'Shea et Johnston 2009).

Les OP et les carbamates représentent un des groupes de pesticides les plus utilisés à l'heure actuelle. Ils sont employés non seulement dans la lutte contre les invertébrés nuisibles, les champignons et les plantes herbacées mais aussi pour l'élimination de mammifères et oiseaux indésirables (Hoffman et al. 2001). Leur usage est cependant en forte diminution en Europe depuis la révision des directives européennes (Berny, comm. pers.).

2.1.2.2 Effets sur les Chiroptères

2.1.2.2.1 Accumulation et effets sublétaux

A la différence d'autres ordres de vertébrés, il existe peu d'études sur l'accumulation et sur les effets des pesticides anti-ChE sur les Chiroptères. Ceci pourrait être lié à la probabilité de mortalité loin des gîtes (O'Shea et Johnston. 2009). L'exposition des chauves-souris à ces contaminants a pourtant été prouvée.

Certains auteurs se sont intéressés à la recherche de résidus d'OP et/ou de carbamates dans les tubes digestifs ou dans le guano de chauves-souris, dans le but d'évaluer leur exposition à ces substances par l'alimentation.

Land (2001 ; dans O'Shea et Clark 2002) a détecté, même si les concentrations étaient très faibles, 18 composés anti-ChE dans le guano des chauves-souris de l'espèce *Myotis velifer*. Mispagel et al. (2004) ont retrouvé le pesticide OP **méthamidophos** à une concentration maximale de 0,10 mg kg⁻¹ dans le guano de l'espèce *Miniopterus schreibersii bassanii*. Les travaux d'Eidels et al. (2007 ; 2010) ont confirmé la présence de résidus dans plusieurs chauves-souris collectées en conditions naturelles. En 2010, 10 des 40 carcasses de Vespertilions bruns analysés présentaient des résidus d'OP, principalement du **diazinon**, reconnu pour être toxique pour les oiseaux et la faune sauvage en général (Eidels 2010). Le diazinon avait déjà été détecté dans des Chauves-souris de l'Indiana et des Vespertilions nordiques ; sur ces individus, des résidus de **chlorpyrifos-éthyl** (OP) et de parathion méthyl ont également été retrouvés. Des traces de chlorpyrifos-éthyl et de dichlorvos (un autre OP) étaient présentes aussi dans le guano des Chauves-souris de l'Indiana (Eidels et al. 2007).

Par contre d'autres auteurs qui ont essayé de mettre en évidence l'exposition aux pesticides anti-ChE n'ont pas pu montrer leur présence dans les tissus ou le guano des animaux. Par exemple, dans le Missouri, Schmidt et al. (2001) ont essayé d'évaluer le potentiel d'accumulation de chlorpyrifos-éthyl et de malathion chez des Chauves-souris grises et des Chauves-souris de l'Indiana, à travers l'étude d'espèces subrogées (Pipistrelle de l'Est *Pipistrellus subflavus*, Chauve-souris rousse *Lasiurus borealis*, Vespertilion brun et Sérotine brune) et de leur proies (insectes terrestres). Les deux pesticides, utilisés depuis les années 1980 sur les sites étudiés pour le contrôle de moustiques, tiques et autres parasites, n'ont pas été retrouvés, ni dans les tissus des chauves-souris, ni dans ceux des insectes.

Ces différents résultats semblent montrer que des résidus de pesticides anti-ChE peuvent être retrouvés dans le guano et dans les tissus des chauves-souris seulement si l'exposition a eu lieu peu de temps avant l'analyse (O'Shea et Johnston 2009 ; Eidels 2010).

Des individus captifs de Vespertilion brun et de Sérotine brune ont été exposés expérimentalement à des OP : le **fenthion**, le parathion méthyl et l'**acéphate**. Hurley et Fenton (1980 ; dans O'Shea et Clark 2002) n'ont pas observé d'effets négatifs chez des Vespertilions bruns sur lesquels une dose de 28 mg kg⁻¹ avait été directement pulvérisée. Dans une autre étude, cependant, des individus des mêmes espèces, exposés expérimentalement à des concentrations non létales de parathion méthyl et d'acéphate, ont perdu le réflexe de redressement et la coordination (Clark 1986, dans Clark et Shore 2001). De plus, d'autres travaux ont montré que l'exposition expérimentale de Vespertilion brun au fenthion a un effet répulsif mais n'induit pas de symptômes d'intoxication (Clark et Shore 2001).

Les études réalisées tant en conditions naturelles qu'en laboratoire montrent donc des résultats contrastés. Dans tous les cas, même s'il n'y a pas d'accumulation dans les tissus, des applications répétées d'OP et de carbamates pourraient provoquer des effets physiologiques cumulatifs et de nombreuses répercussions secondaires chez les Chiroptères, comme cela a été montré pour d'autres mammifères (Schmidt et al. 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Par exemple, chez les oiseaux et les mammifères, ces pesticides peuvent induire une hypothermie. Il est donc possible que les composés anti-ChE perturbent la thermorégulation chez les Chiroptères (Clark et Shore 2001). D'autres effets sublétaux potentiels comprennent également la perturbation de l'écholocation (O'Shea et Clark 2002). La question des effets sublétaux des anti-ChE devrait donc être traitée plus explicitement pour les chauves-souris.

2.1.2.2.2 Mortalité : études expérimentales

Chez le Vespertilion brun, la dose létale DL_{50} 24 heures¹⁵ de parathion méthyl par voie cutanée et orale, est de 372 mg kg^{-1} (Clark 1986 ; dans O'Shea et Johnston 2009) et de plus de 1500 mg kg^{-1} pour l'acéphate (Clark et Rattner 1987 ; dans Clark et Shore 2001). Clark (1986) et Clark et Rattner (1987 ; dans Clark et Shore 2001) ont également évalué la toxicité du parathion méthyl et de l'acéphate chez des souris de laboratoire, en vue de comparer leur sensibilité à celle des Chiroptères. Les deux espèces ont présenté des effets d'intoxication similaires et une dépression de l'activité cholinestérasique cérébrale. Par contre, la DL_{50} du parathion méthyl était 8 fois plus importante pour les Chiroptères que pour les souris, ce qui traduit une sensibilité moindre des premiers. Cependant, lorsque les souris n'étaient pas tuées par la dose donnée, elles ne montraient plus aucun signe d'intoxication 2 à 3 heures après l'exposition, alors que les vespertillons, même après 24 heures d'exposition, n'avaient pas récupéré le réflexe de redressement. De façon similaire, les chauves-souris présentaient une sensibilité beaucoup moins importante à l'acéphate que les souris de laboratoire, mais les effets sur le mouvement et le redressement persistaient plus longtemps chez les Chiroptères (Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009).

2.1.2.2.3 Mortalité : conditions naturelles

Il est important de souligner que même une exposition non létale aux pesticides anti-ChE dans les conditions naturelles pourrait entraîner une mortalité indirecte des chauves-souris. En effet, suite à la perturbation de l'écholocation, à la perte de coordination, à la chute pendant le vol et à la débilitation, les Chiroptères pourraient être confrontés à un plus important risque de prédation ou d'exposition à des conditions climatiques contraignantes. Des effets sublétaux perturbant la thermorégulation seraient particulièrement nocifs et ont déjà été incriminés dans un cas de mortalité décrit en conditions naturelles. En effet, dans les années 1950 et 1960, des mortalités de masse de Molosses du Brésil au Nouveau Mexique et au Texas ont été attribuées à un refroidissement anormalement rapide des animaux, qui avaient probablement été exposés à des OP et carbamates, utilisés à l'époque dans les champs de coton (Clark et Shore 2001).

Cependant, seulement quelques cas isolés de mortalité de chauves-souris en conditions naturelles ont été confirmés comme dus aux pesticides anti-ChE. En effet, comme il a été mentionné auparavant, il est souvent difficile de mettre en évidence des résidus de carbamates et OP dans les tissus, s'ils ne sont pas analysés juste après l'exposition. L'évaluation de l'inhibition de l'activité cholinestérasique cérébrale n'est pas toujours fiable non plus, car une ré-activation *post mortem* de l'enzyme a été décrite, ce qui masquerait les effets des anti-ChE (O'Shea et Johnston 2009). Ce phénomène limite donc considérablement l'établissement de relations causales entre mortalité de la faune sauvage et intoxication par des pesticides anticholinestérasiques.

L'étude de Clark et al. (1996) montre bien les difficultés de diagnostic liées aux pesticides anti-ChE : sur 23 individus de Molosses du Brésil trouvés morts ou en fin de vie au Texas, seulement un individu présentait une dépression de 73 % de l'activité cholinestérasique cérébrale par rapport à des individus témoins. La cause de la mort de cet individu a donc été attribuée à une intoxication par un pesticide OP ou carbamate, qui n'a pourtant pas pu être identifié. Les auteurs suspectaient qu'une inhibition de l'activité cholinestérasique chez d'autres individus ait pu passer inaperçue en raison de l'activation *post mortem* de l'enzyme (Clark et al. 1996).

¹⁵ Dose de substance causant la mort de 50 % des individus exposés, 24 heures après administration.

Suite à ces difficultés, des preuves explicites d'atteinte aux populations de Chiroptères par exposition à des anti-ChE n'ont pas été mises en évidence. Cependant, l'implication de cette famille de pesticides dans le phénomène d'érosion d'espèces est probablement sous-estimée. Par exemple, le déclin de la population de Molosses du Brésil de la grotte de Eagle Creek, en Arizona, passée de dizaines de millions d'individus en 1964 à environ 30 000 individus en 1969, a été historiquement attribuée au DDT, mais pourrait en fait être liée à l'épandage de pesticides anti-ChE (Clark et Shore 2001). En effet, l'analyse des tissus des molosses et du guano n'a pas permis de mettre en évidence des traces d'OC. De plus, des individus morts ont été retrouvés sur leurs terrains de chasse, loin des colonies. Or, ce phénomène est plus logiquement attribuable à la toxicité aiguë des OP et des carbamates, plutôt qu'aux effets des OC, qui se révèlent létaux en fin d'hibernation ou lors des migrations. Des preuves d'utilisation de parathion méthyl dans des champs de coton de la zone des grottes confirmeraient cette hypothèse (Clark et Shore 2001).

2.1.2.3 Synthèse

Caractéristiques générales : Les anti-ChE sont des composés peu rémanents dans l'environnement, très utilisés à l'heure actuelle en tant que pesticides. Hydrosolubles, ils sont facilement métabolisés par l'organisme et ne s'accumulent pas dans les tissus. Ils agissent rapidement après exposition au niveau du système nerveux central par inhibition de l'activité des enzymes cholinestérasés, essentielles pour la transmission de l'influx nerveux.

Effets avérés : Les anti-ChE peuvent être létaux pour les Chiroptères ; les LD₅₀ 24 heures de parathion méthyl et acéphate ont été déterminées chez le Vespertilion brun. La sensibilité de cette espèce aux anti-ChE semble être moindre que celle des souris de laboratoire. Cependant les effets sublétaux associés à l'exposition – la perte du réflexe de redressement et de la coordination – perdurent plus longtemps (plusieurs heures) chez cette espèce de chauves-souris que chez la souris.

Effets probables : Même une exposition non létale aux pesticides anti-ChE en conditions naturelles pourrait entraîner une **mortalité indirecte** des chauves-souris. Suite à la perte de coordination, les Chiroptères pourraient en effet être confrontés à un risque plus important de prédation ou d'exposition à des conditions climatiques contraignantes. Des effets sur la thermorégulation, avérés chez d'autres mammifères et suspectés dans au moins un cas chez des chauves-souris en conditions naturelles, sont aussi très probables.

Effets possibles : Perturbation de l'écholocation ? Effets sur les populations ?

Mortalité avérée sur le terrain : Seulement quelques cas isolés de mortalité de chauves-souris en conditions naturelles ont été confirmés comme dus aux pesticides anti-ChE. Ceci est probablement dû au fait que la mort survient loin des gîtes, en raison de la rapidité des effets des anti-ChE, et que le diagnostic est difficile, vu que les résidus sont facilement dégradés et donc difficiles à mettre en évidence si l'exposition a eu lieu longtemps avant l'analyse, surtout si les techniques de détection sont peu sensibles. Ainsi, l'implication des pesticides anti-ChE dans le phénomène d'érosion d'espèces de Chiroptères est probablement sous-estimée.

2.1.3 Pesticides pyréthrinoïdes

2.1.3.1 Caractéristiques et modes d'action

Les pyréthrinoïdes sont des composés apparentés aux pyréthrines, des molécules d'origine végétale, trouvées dans les fleurs de pyrèthre ou de certains chrysanthèmes. A l'heure actuelle, la plus grande partie de ces substances est synthétisée en laboratoire (pyréthrinoïdes de synthèse, PS) sous plusieurs formes (Hoffman et al. 2001 ; O'Shea et Johnston 2009). Deux types de PS peuvent être différenciés¹⁶ :

- PS de type I, comme la **perméthrine** ou l'**alléthrine**
- PS de type II, comme la **cyperméthrine** ou le **fenvalérate**

Ces composés sont sélectifs pour les insectes et ont une toxicité faible pour les mammifères de laboratoire, surtout si l'exposition est orale (Hoffman et al. 2001). Ils sont cependant très toxiques pour les organismes aquatiques. Les PS agissent comme neurotoxines en se liant aux canaux sodiques membranaires des cellules nerveuses et en perturbant leur fonctionnement. De nombreux autres sites de neurotoxicité ont été décrits – inhibition des Ca^{2+} et Mg^{2+} - ATPases et des canaux chlorure récepteur GABA – similaires à ceux de certaines OC, comme le DDT. Chez le rat de laboratoire, la toxicité des PS de type I se manifeste par des signes d'agressivité, par une augmentation du réflexe de peur, par de la prostration et des tremblements. Les PS de type II induisent des tremblements, de l'agressivité, une salivation accrue et de l'incoordination (Hoffman et al. 2001). De plus, il a été démontré que les PS peuvent affecter la reproduction chez les mammifères. Chez le rat par exemple, l'exposition à la cyperméthrine augmente le nombre de spermatozoïdes anormaux, alors que l'exposition périnatale chez les femelles implique, parmi d'autres effets, une diminution du poids des juvéniles à la naissance. Toujours chez le rat, l'exposition orale à de la **deltaméthrine** a entraîné une augmentation de la mort prénatale des embryons, un retard de la croissance, une augmentation du poids, parmi d'autres effets (synthétisé par Clark et Shore 2001).

Beaucoup de PS sont solubles dans les graisses et résistants à la photodégradation (à la différence des pyréthrines naturelles), mais sont facilement dégradables par hydrolyse et oxydation. Leur demi-vie dans les sols est de l'ordre de quelques semaines (Hoffman et al. 2001). Cependant, des inquiétudes quant à une sous-estimation de leur persistance dans l'environnement existent, surtout en ce qui concerne les PS chlorés comme la cyperméthrine (Clark et Shore, 2001).

Les PS constituent un des groupes de pesticides de nouvelle génération et leur utilisation est en hausse (Hoffman et al. 2001 ; O'Shea et al. 2009).

2.1.3.2 Effets sur les Chiroptères

Bien que l'usage des PS soit en augmentation, très peu d'études se sont intéressées à leurs effets sur les Chiroptères. Aucune information, à notre connaissance, est disponible sur l'impact de ces pesticides au niveau des populations ni sur des cas avérés de mortalité dans les conditions naturelles. P. Berny signale quelques cas « douteux » de jeunes pipistrelles

¹⁶ Cette distinction est essentiellement clinique chez les rongeurs et l'homme mais n'est pas très pertinente pour la faune sauvage. La perméthrine, par exemple, provoque une salivation et des tremblements chez les félins, signes clinique généralement attribués aux PS de type II (Berny, comm. pers.).

communes dans le foie desquelles des concentrations de l'ordre de 100 µg kg⁻¹ ont été mesurées.

2.1.3.2.1 Exposition et effets sublétaux

L'exposition des chauves-souris aux PS a été démontrée par la détection de résidus chez différentes espèces. Par exemple, les stéréoisomères¹⁷ *cis* et *trans* de la perméthrine ont été identifiés dans le guano de Molosses du Brésil au Texas. Néanmoins, les deux stéréoisomères n'ont pas été retrouvés dans des carcasses et dans le lait de la même population (Sandel et al. 1999 ; dans O'Shea et Clark 2002). En revanche, de la perméthrine et de l'**esfenvalérate** ont été détectés dans les carcasses de Vespertillons bruns hibernants ainsi que dans celles de Vespertillons nordiques *Myotis septentrionalis* au Missouri (McFarland, 1998 ; dans O'Shea et Johnston 2009). Plus récemment, Eidels (2010) a retrouvé des traces de PS dans 5 des 40 chauves-souris analysées dans le cadre d'études écotoxicologiques sur les Chiroptères aux Etats-Unis.

Les travaux de McFarland (1998 ; dans O'Shea et Clark, 2002) ont permis de mettre en évidence un impact de la perméthrine chez le Vespertillon brun. Des individus ayant été exposés à une dose sublétales ont été affectés dans leur capacité de vol.

2.1.3.2.2 Mortalité : études expérimentales

La DL₅₀ de la perméthrine chez le Vespertillon brun est approximativement de 38-45 mg kg⁻¹ par exposition orale (gavage dans l'estomac), soit 25 fois plus toxique que chez le rat (McFarland 1998 ; dans O'Shea et Clark 2002). D'ailleurs, la formulation commerciale de perméthrine utilisée dans ces travaux s'est révélée plus toxique que la substance active pure. La concentration en perméthrine dans les carcasses des individus dosés était 2 à 3 fois plus importante que celle mesurée dans des vespertillons retrouvés sur le terrain dans le Missouri (McFarland 1998 ; dans O'Shea et Clark 2002).

Etant donnée leur faible toxicité aiguë chez les mammifères, les pesticides PS ont été suggérés comme substances de remplacement aux OC dans le cadre du traitement du bois, surtout en Europe. Néanmoins, le mode d'action de ces pesticides est similaire à celui du DDT et les PS les plus chlorés peuvent être persistants dans l'environnement (Clark et Shore 2001). Certaines études se sont ainsi intéressées à l'évaluation des effets des PS sur les Chiroptères dans le cadre du traitement du bois.

Racey et Swift (1986) ont exposé des pipistrelles communes gravides à la perméthrine, cyperméthrine et deltaméthrine, aux doses indiquées par les producteurs pour le traitement du bois, pour des périodes de 113 ou 154 jours et dans des conditions similaires à celles rencontrées dans les charpentes utilisées comme colonies de reproduction. La mortalité des pipistrelles exposées n'était pas différente de celle des témoins. De plus, les pipistrelles survivantes ont donné naissance à des juvéniles qui apparaissaient en bonne santé et qui ont été allaités jusqu'au sevrage. Cependant, ces travaux n'étaient pas planifiés pour évaluer des effets potentiels sur la reproduction et ne démontrent donc pas qu'il n'y a pas d'impact (Clark et Shore 2001).

Shore et al. (1991) ont également étudié les effets potentiels de la perméthrine (seule et en mélange avec le PCP, voir aussi paragraphe sur les pesticides OC). Comme observé par Racey et Swift (1986), la perméthrine seule n'a pas eu d'effet sur la mortalité de Pipistrelles communes exposées par rapport aux témoins. Les décès observés dans le groupe exposé au PCP et à la perméthrine simultanément ont été attribués exclusivement au PCP, suite à l'analyse toxicologique des corps. En effet, la perméthrine n'a pas été retrouvée ni dans les

¹⁷ Molécules possédant la même formule chimique, mais des configurations spatiales différentes.

tissus ni sur la peau et la fourrure des animaux. De plus, aucun effet sur le comportement ou sur la croissance et la survie des juvéniles n'a été observé (Shore et al. 1991). Néanmoins, l'existence d'effets avérés sur la reproduction chez les mammifères appelle à des études plus approfondies sur ce sujet chez les Chiroptères.

Il est donc évident que, comme pour l'impact sur la reproduction, des études supplémentaires sur les effets toxiques aigus et chroniques des pesticides PS sont nécessaires.

2.1.3.2.3 Mortalité : conditions naturelles

Des observations de terrain de mortalité ont été documentées dans la littérature scientifique uniquement par Clark et Shore (2001). Au Texas, suite à l'utilisation de **resméthrine** pour le contrôle des moustiques, le nombre de chauves-souris malades de la famille des Molossidae a augmenté de 10 fois. De plus, un cadavre de mort-né présentait des malformations et le nombre d'abandons de juvéniles a également augmenté. Malheureusement, aucune étude expérimentale ou analyse toxicologique n'a été réalisée pour confirmer l'intoxication.

2.1.3.3 Synthèse

Caractéristiques générales : Les PS sont en général peu persistants dans l'environnement puisque dégradables par hydrolyse et oxydation, même s'ils résistent à la photodégradation. Ces composés ont une faible toxicité aigüe chez les mammifères de laboratoire. Les PS chlorés comme la cyperméthrine sont pourtant liposolubles et pourraient donc être plus rémanents dans l'environnement et s'accumuler dans les tissus. Les PS sont neurotoxiques et certains présentent un mode d'action similaire à celui du DDT. Leur usage dans les pays dits développés est en augmentation.

Effets avérés : Les PS peuvent être létaux pour les Chiroptères ; seule la DL₅₀ de la perméthrine a été déterminée chez des individus de Vespertilions brun, qui se sont révélés beaucoup plus sensibles que le rat. Par contre, chez la Pipistrelle commune, l'exposition prolongée à la perméthrine, cyperméthrine et deltaméthrine aux doses d'utilisation de produits de traitement du bois n'a pas eu d'effet sur la mortalité ni sur la reproduction.

Effets possibles : Transfert des PS chlorés aux juvéniles ? Impact sur le succès reproducteur ?

Mortalité sur le terrain : Bien que des résidus de PS aient été détectés chez différentes espèces de Chiroptères en conditions naturelles, aucun cas de mortalité lié explicitement à cette famille de pesticides n'a été décrit.

2.2 Pollutions non intentionnelles

A la différence des pesticides, qui sont introduits intentionnellement dans l'environnement, d'autres pollutions sont émises dans l'air, dans les eaux ou dans les sols, sous forme de flux solides, liquides ou gazeux. Il s'agit essentiellement de contaminants organiques et inorganiques provenant des procédés de fabrication industriels ou d'autres usages anthropiques (Hoffman et al. 2001).

Les espèces de Chiroptères utilisant des zones urbaines, des sites industriels et/ou des mines d'extraction pour la recherche alimentaire et/ou la reproduction sont particulièrement susceptibles à l'exposition à ce type de contaminants (Clark 1981a, Clark et Shore 2001, O'Shea et Johnston 2009).

2.2.1 Les contaminants organiques industriels

Les contaminants organiques provenant d'activités industrielles présentent des structures chimiques variées. Si elles ne sont pas dégradées rapidement, ces substances peuvent se disséminer largement dans les écosystèmes, s'accumuler dans les organismes vivants et entraîner des effets négatifs (Hoffman et al. 2001).

Les polluants industriels organiques, dont certains sont classés en tant que **POP**, comprennent les benzènes chlorés, les phénols chlorés, les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF), les **polychlorobiphényles (PCB)**, les **hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** et d'autres contaminants, comme les **polybromodiphényléther (PBDE)** ou les **composés polyfluorés (CPF)**.

Seront analysées ici seulement les classes pour lesquelles des études en relation avec les Chiroptères ont été réalisées.

2.2.1.1 Les PCB

2.2.1.1.1 Généralités

Les PCB sont des composés aromatiques OC, obtenus par chloration d'un groupe biphényle. A l'origine, ils ont été synthétisés dans l'industrie en tant que mélanges de 100 à 150 congénères¹⁸, mais 209 sont structurellement possibles (Hoffman et al. 2001). Dans la littérature scientifique, les PCB sont souvent mentionnés par le nom commercial du mélange étudié, comme par exemple « Aroclor 1254 » (les deux derniers chiffres indiquent que le pourcentage en chlore du mélange est de 54 %) (O'Shea et Johnston 2009) ; le terme de « pyralène » (nom commercial d'un produit à base de PCB très utilisé autrefois dans les transformateurs électriques) est également bien connu.

Le mode d'action des PCB est propre à chacun des congénères possibles, puisqu'il dépend de leur configuration spatiale (Hoffman et al. 2001). En effet, même des molécules ayant une formule chimique très proche peuvent avoir une conformation dans l'espace très différente, ce qui joue un rôle important dans les interactions moléculaires dans les systèmes vivants. Les mécanismes moléculaires de toxicité des PCB dépendent de l'interaction avec les cytochromes P450, qui sont responsables de la détoxification et de

¹⁸ Molécules possédant le même squelette, mais pouvant comporter des configurations spatiales différentes et/ou un nombre d'hydrogènes variable, et donc de différente formule chimique.

l'excrétion de xénobiotiques¹⁹ (O'Shea et Johnston 2009). La toxicité des PCB se manifeste par différents effets, surtout chroniques. Ils ont un impact avéré sur la reproduction chez de nombreuses espèces de mammifères, comme les mustélidés *Mustela vison* et *Mustela putorius*, les macaques *Macaca mulatta* et *Macaca fascicularis*, entre autres, même si la susceptibilité peut varier beaucoup d'une espèce à l'autre (synthétisé par O'Shea et Johnston 2009). D'ailleurs, il est maintenant reconnu que les PCB peuvent également avoir un effet sur le système endocrinien (O'Shea et Johnston 2009, Kannan et al. 2010).

Les PCB sont persistants dans l'environnement, en particulier les congénères possédant plus de 3 ou 4 atomes de chlore. En effet la dégradation des PCB est liée au nombre et à la position de ces atomes ; des congénères qui possèdent peu d'atomes de chlores peuvent par exemple être dégradés par hydroxylation dans les sols ou par réaction photochimique. Cependant, les métabolites dérivés de la dégradation peuvent être toxiques eux-mêmes et, dans certains cas, plus que le composé parent (Hoffman et al. 2001). Les PCB sont fortement liposolubles. Ainsi, comme pour beaucoup de pesticides OC, ils s'accumulent dans les tissus des organismes végétaux et animaux et sont transférés dans la chaîne alimentaire (O'Shea et Johnston 2009 ; Hoffman et al. 2001).

Les PCB ont été produits et commercialisés en grande quantité dans les pays développés, surtout pour des applications industrielles. Les effets avérés sur la santé humaine ont amené à l'arrêt de leur production dans la majorité des pays industrialisés avant la fin des années 1980 (O'Shea et Johnston 2009) et à leur classement en tant que POP. Cependant, les PCB sont toujours présents dans certains produits, comme des transformateurs électriques ou des machines hydrauliques, qui ont été fabriqués dans les années antérieures à leur interdiction.

2.2.1.1.2 Effets sur les Chiroptères

2.2.1.1.2.1 **Accumulation et effets sublétaux**

En raison de leurs caractéristiques physico-chimiques, les PCB ont un comportement dans l'environnement et dans les organismes vivants similaire à certains pesticides OC. Etant donné que des techniques analytiques – comme la chromatographie en phase liquide et gazeuse – permettent de doser les deux types de composés, des imprécisions auraient pu avoir été commises dans les premières études de contaminants OC dans les tissus animaux (Clark 1981a ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et Johnston 2009).

L'exposition des Chiroptères aux PCB est assez bien documentée et associée surtout aux sites proches des agglomérations urbaines et industrielles (synthétisée par Clark et Shore 2001 et O'Shea et Johnston 2009). En général, les concentrations sont mesurées en tant que PCB totaux, mais quelques études ont identifié un certain nombre des congénères spécifiques. Parmi ceux-ci, les plus souvent retrouvés sont le 153, le 138 et le 180, les quantités/concentrations respectives des congénères variant selon les sites. Par exemple, chez trois espèces analysées en Espagne (le Minioptère de Schreibers *Miniopterus schreibersii*, le Grand rhinolophe et la Pipistrelle commune) le congénère le plus abondant dosé dans les carcasses était le 180, suivi par le 138 puis le 153 (Fernandez et al. 1993). D'autres études chez les Chiroptères et les oiseaux européens ont rapporté l'ordre de prédominance inverse (Clark et Shore 2001) ; les raisons de cette différence ne sont pas connues. Plus récemment, des traces de PCB dans les tissus des chauves-souris ont été mises

¹⁹Substances chimiques étrangères à l'organisme ou présentes à des concentrations très élevées par rapport à la normale.

en évidence par Eidels et al. (2007), Senthilkumar et al. (2010), Kannan et al. (2010), parmi d'autres.

Aucune de ces études n'a pu mettre en évidence un lien certain entre l'exposition aux PCB et des effets négatifs chez les Chiroptères. Par exemple, les Vespertillons bruns analysés par Kannan et al. (2010) étaient affectés par le Syndrome du nez-blanc et présentaient des concentrations élevées en contaminants dans leur tissu adipeux, parmi lesquelles les PCB étaient prédominants (entre 1,9 mg kg⁻¹ et 35 mg kg⁻¹ en masse de lipides). Cependant, des concentrations comparables en polluants ont été retrouvées dans un groupe contrôle de vespertillons non affectés par la maladie, ce qui a empêché les auteurs de conclure définitivement à une association entre la contamination et le syndrome.

L'exposition et l'accumulation de PCB chez les chauves-souris étant largement reconnue, des travaux ont été réalisés aussi pour évaluer la pénétration de ces composés dans l'organisme. Ainsi, l'assimilation de PCB par l'alimentation a été étudiée en laboratoire par dosage de la concentration dans les carcasses de chauves-souris nourries avec des proies contaminées (Tableau 3). Comme pour les OC, la concentration en PCB augmente d'un facteur important en peu de semaines chez les animaux exposés et ceci de façon grossièrement proportionnelle à la dose de contaminant reçue (Clark et Shore 2001).

Tableau 3. Accumulation de PCB chez différentes espèces de chauves-souris exposées par l'alimentation.

Espèce	Concentration dans les proies ¹ (mg kg ⁻¹ masse fraîche)	Concentration dans les carcasses (hors cerveau) (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) ²	
		Avant	Après
(1) <i>Eptesicus fuscus</i>	6,36	2,23 (témoins)	20,3 (21 jours en moyenne)
(2) <i>Myotis lucifugus</i>	15	4,28	10 (3 jours) ; 11 (4 jours)
	1000	4,28	720 (8 jours) ; 1100 (8 jours) 5400 (26 jours) ; 6100 (28 jours)

Références : (1) Clark (1978) ; (2) Clark et Stafford (1981)

¹ Vers à soie élevés dans des graines de blé contaminés

² Moyenne géométrique

Des pertes de PCB sont possibles chez les femelles par passage des résidus aux fœtus et aux juvéniles pendant l'allaitement (voir le paragraphe des effets sur la reproduction), toutefois une diminution de la concentration corporelle a été observée également avec l'âge, ce qui n'est pas vrai pour les autres OC (Clark et Shore 2001).

Quelques études ont montré l'exposition des chauves-souris aux PCB par transfert dans la chaîne alimentaire. Par exemple, Reinhold et al. (1999) ont mis en évidence, dans une zone très contaminée du delta de la Meuse et du Rhin au Pays-Bas, le transfert de plusieurs contaminants (métaux, pesticides et polluants industriels, dont les PCB) des sédiments aux chironomidés, source potentielle de nourriture pour les Murins des Marais *Myotis dasycneme*. La concentration en PCB des insectes (0,3 mg kg⁻¹) était bien inférieure au niveau considéré létal pour les chauves-souris (Clark 1978 ; Tableau 3). Cependant la concentration en PCB chez des chauves-souris récoltées sur des sites moins pollués était de 9, 33 et 76 mg kg⁻¹ (en masse de lipides), ce qui montre une accumulation de contaminant. D'ailleurs, cette concentration est considérée comme susceptible d'avoir un effet sur la reproduction chez d'autres mammifères (Reinhold et al. 1999).

La prise de poids a été inhibée chez des Sérotines brunes nourries avec des proies contaminées aux PCB par rapport aux individus qui avaient reçu une alimentation normale, même si les quantités de nourriture étaient équivalentes (Clark and Prouty 1977). Ceci laisse

supposer que les PCB peuvent avoir des effets métaboliques chez les Chiroptères mais des études supplémentaires sont nécessaires pour le vérifier. En effet, d'autres travaux n'ont pas mis en évidence de variations anormales de poids chez des Sérotines brunes et des Vespertilions bruns ayant reçu expérimentalement des PCB dans l'alimentation (Clark et Shore 2001 ; Clark et Stafford 1981).

2.2.1.1.2.2 Effets sur la reproduction

Comme les pesticides OC, les PCB sont transférés à la progéniture pendant la gestation et l'allaitement. Les transferts de PCB par le lait maternel étaient moins importants que ceux du DDE chez la Sérotine brune. Cependant, chez la même espèce, les PCB peuvent traverser la barrière placentaire deux à trois fois plus facilement que le DDE ; des nouveau-nés présentaient entre 17 % et 32 % des PCB maternels, et 9 % du DDE (Clark et Krynsky 1978 ; Clark et Lamont 1976).

Il a été démontré chez beaucoup d'espèces de mammifères que les PCB peuvent affecter le succès reproducteur, alors que chez les Chiroptères ceci n'a pas été complètement élucidé (O'Shea et Johnston 2009). En effet, des cas de mort-nés et de mortalité néonatale observés dans des conditions expérimentales avaient été initialement attribués au transfert de PCB pendant la gestation, mais ils se sont révélés être liés au jeune âge des mères (Clark et Krynsky 1978 ; Clark et Shore 2001 ; O'Shea et al. 2009).

2.2.1.1.2.3 Mortalité : études expérimentales

Il a été montré chez le Vespertilion brun que des concentrations extrêmement importantes de PCB doivent atteindre le cerveau pour causer la mort *via* un effet neurotoxique (Clark et Stafford 1981). En effet, après avoir été nourris avec des proies contaminées en PCB (Aroclor 1260, 1000 mg kg⁻¹ en masse fraîche), deux vespertilions présentaient une concentration dans le cerveau de 1300 et 1500 mg kg⁻¹ en masse fraîche. Ces valeurs n'ont jamais été retrouvées dans le cerveau de chauves-souris sauvages. A titre d'exemple, les concentrations en PCB retrouvées dans des carcasses de chauves-souris collectées sur le terrain en Europe se situent dans une fourchette de 2,98 – 12 mg kg⁻¹ (pour le détail, voir Annexe 2).

Jusqu'à présent il n'existe pas de preuve de mortalité liée aux PCB sur le terrain. Cependant, les PCB peuvent être létaux par d'autres mécanismes que la neurotoxicité (O'Shea et al. 2009). De plus, il existe la possibilité, comme prouvé chez d'autres mammifères, que ces contaminants puissent exercer des effets sur les populations en tant que perturbateurs endocriniens (Clark et Shore 2001).

2.2.1.2 HAP et autres composés

2.2.1.2.1 Généralités

Mis à part les PCB, d'autres contaminants organiques industriels reconnus comme toxiques chez l'homme ou chez d'autres mammifères ont été retrouvés chez les Chiroptères.

Les HAP sont des composés aromatiques polycycliques générés par différents mécanismes chimiques lors d'activités anthropiques ; des représentants connus de cette famille sont les pyrènes et le naphthalène. Des activités qui peuvent produire ces composés sont le raffinage du pétrole, l'utilisation de combustibles fossiles, la pyrolyse, la synthèse de substances chimiques ; en général, toutes les formes de combustion produisent des HAP (Hoffman et al. 2001). Les HAP sont généralement rapidement dégradés dans les organismes et donc peu quantifiables dans le temps (Berny, comm. pers.).

D'autres contaminants organiques, potentiellement dangereux pour les Chiroptères, sont les PBDE et les CFP, utilisés dans l'industrie comme retardateurs de flamme.

2.2.1.2.2 Effets sur les Chiroptères

Schmidt et al. (2001) ont retrouvé chez des espèces communes dans le Missouri (principalement des Pipistrelles de l'Est et de Chauves-souris rousses) de nombreux HAP : tous les échantillons contenaient du benzo(a)- et benzo(b)pyrène, du naphthalène, du chrysène, du fluoranthène et du pyrène. Récemment, des PBDE et des CFP ont été retrouvés chez des Vespertilions bruns dans les états du Kentucky et de New York (Kannan et al. 2010). D'autres composés aliphatiques²⁰ ont été dosés dans les carcasses de Chauves-souris grises et dans le guano de différentes espèces (Chauve-souris grise, *Corynorhinus townsendii ingens* et Sérotine brune) en Alabama (O'Shea et Johnston 2009) : des HAP tels le naphthalène, le phénanthrène et le fluorène ont été identifiés mais pas leurs sources.

Aucune de ces études n'a pu mettre en relation la présence des contaminants avec des effets sur les animaux ; la signification toxicologique de ces polluants organiques n'est pas connue chez les Chiroptères, alors que leurs effets cancérigènes chez des mammifères marins ont été démontrés.

2.2.1.3 Le cyanure

2.2.1.3.1 Généralités

Le cyanure, un composé organique qui peut se trouver sous forme de différents sels, est utilisé dans les opérations modernes d'extraction d'or, surtout aux Etats Unis. L'or est en effet présent en quantités infimes dans les roches minérales qui le contiennent et qui sont donc lourdement traitées pour l'extraire. Les solutions de cyanure, utilisées dans ce but, sont ensuite stockées dans des bassins, qui sont souvent laissés découverts. Les animaux sauvages, surtout dans des régions arides, peuvent utiliser ces bassins pour boire et ingérer directement le contaminant (Clark 1991). Le cyanure est très toxique pour les vertébrés : assimilé et distribué rapidement dans l'organisme, il agit en tant qu'asphyxiant. Cependant, il peut être rapidement métabolisé et excrété. Donc si la dose d'exposition n'est pas létale, les organismes peuvent se rétablir (O'Shea et al. 2001). Par conséquent le cyanure ne s'accumule pas dans les tissus des organismes vivants et il n'est pas persistant dans l'environnement (O'Shea et al. 2001).

2.2.1.3.2 Effets sur les Chiroptères

Plusieurs cas de mortalité de la faune sauvage par intoxication au cyanure ont été décrits aux Etats Unis. Ces travaux ont mis en évidence que les Chiroptères représentaient une proportion très importante des mammifères trouvés morts et ceci sur de nombreux sites d'extraction (Clark 1991 ; O'Shea et al. 2001 ; Clark et Shore 2001). Par conséquent, quelques études détaillées concernant les effets du cyanure sur les chauves-souris ont été réalisées.

Des Vespertilions bruns ont été exposés à du cyanure de sodium par l'alimentation et la LD₅₀ 24 heures a été déterminée (8,4 mg kg⁻¹, masse fraîche) Les chauves-souris de cette espèce se sont montrées moins sensibles au contaminant que des oiseaux (Canard colvert *Anas platyrhynchos*) mais plus sensibles que d'autres mammifères (Souris à pattes blanches *Peromyscus leucopus*) (Clark et al. 1991). A la différence des autres animaux testés, les

²⁰ Composés chimiques dont la chaîne carbonée est linéaire, ne présente pas de cycle aromatique.

Vespertilions affectés ont montré une mortalité retardée après exposition (plusieurs heures), ce qui implique que sur le terrain des corps pourraient être retrouvés loin de la source d'intoxication ou passer inaperçus (O'Shea et al. 2001).

2.2.1.4 Synthèse

Caractéristiques générales : Les contaminants organiques dérivés d'activités industrielles, comme les PCB et les HAP, sont en général persistants dans l'environnement et peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes. Les PCB en particulier sont des composés chlorés qui ont un comportement dans les systèmes vivants très similaire à celui des pesticides OC. Le cyanure par contre, utilisé essentiellement dans le cadre de l'extraction minière, ne s'accumule pas dans la chaîne alimentaire ni dans les tissus, puisqu'il est facilement dégradé et métabolisé. Il est pourtant très toxique et son action très rapide.

Effets avérés : Les PCB sont létaux pour les Chiroptères (chez le Vespertilion brun) seulement si des concentrations très importantes, difficilement retrouvées en conditions naturelles, atteignent le cerveau. Une exposition sublétales aux PCB inhibe la prise de poids chez la Serotine brune. Comme pour les pesticides OC, les PCB sont transférés des femelles à la progéniture tant pendant la gestation que l'allaitement. En ce qui concerne le cyanure, la LD₅₀ 24 heures a été déterminée chez des Vespertilions bruns, qui se sont révélés plus sensibles que d'autres mammifères. En plus, les individus testés ont montré une mortalité retardée après exposition, des corps pourraient donc être retrouvés loin des sources d'intoxication.

Effets probables : Les variations de poids mises en évidence après exposition sublétales aux PCB pourraient témoigner des effets métaboliques sur les Chiroptères, mais plus d'études devraient être réalisées pour le confirmer. Comme démontré chez d'autres mammifères, les PCB peuvent affecter le succès reproducteur, mais chez les chauves-souris, ceci n'a pas été complètement élucidé.

Effets possibles : **PCB** : Perturbation du système endocrinien avec effets sur les populations ? Perturbation du stockage des graisses, avec effets sur la survie à court et à long terme ? Effets aigus et chroniques (cancérogènes) des **HAP** ?

Mortalité sur le terrain : Bien que des résidus de PCB, de HAP, de PBDE et CFP aient été détectés chez différentes espèces de Chiroptères en conditions naturelles, aucun cas de mortalité ou d'effet lié explicitement à ces composés n'a été mis en évidence. Par contre, plusieurs cas d'intoxication au cyanure ont été décrits sur des sites d'extraction minière.

2.2.2 Contaminants inorganiques : métaux et métalloïdes

2.2.2.1 Généralités

Les métaux et les métalloïdes sont présents naturellement dans l'environnement mais deviennent des contaminants lorsqu'ils sont mobilisés par des activités anthropiques (extraction minière, de pétrole et de gaz, incinération de déchets, combustion, ...) (Hoffman et al. 2001). Certains métaux dits essentiels sont indispensables au fonctionnement des organismes vivants à des concentrations faibles et définies, comme le zinc, le sodium et le magnésium, mais ils peuvent devenir toxiques à dose élevée. La présence de ces éléments essentiels à des concentrations physiologiques dans les tissus des organismes est ainsi tout à fait normale. D'autres éléments métalliques, comme le **plomb**, le **cadmium** et le **mercure**, n'ont pas de fonction biologique connue et, si leur présence à l'état de trace dans les tissus est normale, leurs concentrations deviennent rapidement toxiques (O'Shea et Johnston 2009).

L'exposition aux métaux et aux métalloïdes varie selon les formes chimiques qu'ils peuvent prendre dans l'environnement. Par exemple, le méthylmercure, généré par méthylation bactérienne du mercure, est très toxique et liposoluble ; il s'accumule dans la chaîne alimentaire plus facilement que la forme élémentaire du mercure, surtout dans les écosystèmes aquatiques (Hoffman et al. 2001). Le plomb et le cadmium ont aussi une forte capacité de bioaccumulation (Hoffman et al. 2001, O'Shea et Johnston 2009).

Les métaux non essentiels peuvent exercer leurs effets toxiques par de nombreux mécanismes, notamment en se substituant aux métaux essentiels de l'organisme qui ont des rôles physiologiques importants. Par exemple, le plomb peut affecter la synthèse de l'hème, cofacteur indispensable à l'hémoglobine pour le transport d'oxygène dans le sang (Hoffman et al. 2001). Les effets négatifs du plomb, du cadmium et du mercure peuvent se manifester au niveau de plusieurs organes, et principalement par des lésions histologiques dans le foie et dans les reins. Le plomb et le mercure peuvent également avoir des effets neurotoxiques, alors que, chez les mammifères, le cadmium est connu surtout pour sa toxicité au niveau du système rénal (O'Shea et Johnston 2009). Chez les mammifères, le plomb peut augmenter la susceptibilité aux maladies, même quand les signes cliniques d'intoxication n'apparaissent pas (Hoffman et al. 2001).

2.2.2.2 Effets sur les Chiroptères

2.2.2.2.1 Accumulation et effets sublétaux

De nombreuses études ont mesuré la concentration en différents métaux et métalloïdes dans les tissus ou le guano de Chiroptères sauvages. Une synthèse des concentrations maximales retrouvées chez plusieurs espèces jusqu'à l'an 2000 est présentée par Clark et Shore (2001). L'exposition à l'**arsenic**, un métalloïde très toxique, a été démontrée, mais sa concentration dans les tissus ou le guano de chauves-souris a rarement été déterminée (O'Shea et al. 2001). Certaines études se sont focalisées sur l'accumulation de métaux et métalloïdes chez des chauves-souris européennes ; les valeurs trouvées dans différents tissus sont présentées en annexe (Annexe 3).

Les concentrations en métaux essentiels, comme le cuivre et le zinc, chez les Chiroptères sont plus élevées (sauf dans les cas d'intoxication) que celles des métaux non essentiels et potentiellement toxiques (plomb, cadmium, mercure). Plusieurs études concernant les

chauves-souris européennes ont mis en évidence une différence d'accumulation de métaux selon les espèces. Par exemple, parmi les 8 espèces dosées par Lüftl et al. (2003), la Sérotine bicolore *Vespertilio murinus* et le Murin à moustaches *Myotis mystacinus* semblent accumuler le cadmium plus facilement que les autres chauves-souris. De plus, le Murin à moustaches accumule plus de deux fois plus de mercure que les autres espèces analysées (Lüftl et al. 2003). Walker et al. (2007) ont confirmé cette tendance particulière du Murin à moustaches : les concentrations rénales en métaux toxiques de cette espèce étaient les plus élevées parmi les chauves-souris analysées. L'accumulation rénale en métaux était fortement variable également parmi des individus de Pipistrelles communes, des Oreillard roux *Plecotus auritus* et des Murins de Natterer *Myotis nattereri* (Walker et al. 2007). Des différences d'accumulation entre les sexes ont également été observées dans certains cas : Pikula et al. (2010) ont retrouvé des concentrations hépatiques en plomb deux fois plus importantes chez des Pipistrelles communes femelles que mâles. En ce qui concerne les différences interspécifiques, les valeurs du tableau en Annexe 3 doivent cependant être considérées avec précaution, puisqu'elles peuvent cacher, parmi d'autres, des variations également dues à l'âge et au sexe des individus analysés (pour chaque espèce, la proportion de jeunes et de mâles et femelles n'est pas la même).

En France, des dosages de métaux ont été réalisés dans le guano de Petits rhinolophes (Hamon 1988a, Annexe 4) et dans les ossements de Grands rhinolophes, de Grands murins et de Minioptères de Schreibers (Hamon et Gérard 1990, Annexe 3) ce qui a confirmé des disparités inter-spécifiques de l'accumulation de métaux. Les Minioptères présentaient les concentrations les plus élevées, mais le manque de concentrations de référence pour les ossements n'a pas permis une interprétation en termes d'effets délétères potentiels des concentrations mesurées.

D'ailleurs, malgré les nombreux dosages réalisés sur beaucoup d'espèces différentes, très peu d'études expérimentales ont essayé de mettre en évidence les effets toxiques potentiels des métaux sur les Chiroptères dans des conditions contrôlées. De plus, aucune étude en laboratoire n'a déterminé l'assimilation de métaux par l'alimentation, ou leur excrétion par l'organisme (Clark et Shore 2001).

Des effets sublétaux ont cependant été mis en évidence par quelques études en laboratoire : ont été observés des tremblements, des spasmes et des signes de stress (Hurley et Fenton, 1980), des lésions histologiques au niveau des reins et du foie (Clark et Shore 2001), ainsi que des lésions au niveau des os (Duncan et al. 1996, dans Clark et Shore 2001). D'autres effets sublétaux ont été observés sur des chauves-souris retrouvées intoxiquées sur le terrain. Par exemple, une contamination par le plomb a provoqué de la fasciculation (contraction involontaire de faisceaux de fibres musculaires), une salivation excessive, des diarrhées, de l'incoordination pouvant empêcher le vol, des tremblements et de la prostration chez des espèces du genre *Pteropus* (Clark et Shore 2001). Des lésions histologiques ont également été retrouvées au niveau de la rate, des poumons, de la glande surrénale et du cerveau sur des chauves-souris captives appartenant à ce même genre (Clark et Shore 2001).

Certains de ces travaux, qui ont également démontré des cas de décès, sont détaillés dans les paragraphes sur la mortalité.

2.2.2.2 Effets sur la reproduction

Comme montré pour d'autres mammifères, l'exposition au cadmium peut potentiellement affecter la reproduction chez les Chiroptères (Clark et Shore 2001). En effet, une injection unique de chlorure de cadmium chez 30 individus de l'espèce *Rhinopoma microphyllum kinneri* capturés en Inde a provoqué une nécrose des testicules, sans que la

masse soit affectée. Les auteurs ont également observé un arrêt complet de la spermatogénèse (Dixit et Lohiya 1974 ; dans Clark et Shore 2001).

Le transfert de différents métaux (plomb, cadmium, nickel, chrome et cuivre) entre des femelles adultes et des juvéniles de Pipistrelle commune a été étudié par Streit et Nagel (1993 ; dans Clark et Shore 2001). Les individus provenaient de la même colonie mais le lien de parenté n'a pas été établi. Ces travaux ont montré que le transfert se fait par passage de la barrière placentaire, en partie pendant l'allaitement. Le transfert de chrome, cuivre et nickel semble être plus aisé que celui du cadmium et du plomb (Streit et Nagel 1993 ; dans Clark et Shore 2001). Plus récemment, les travaux de Lüftl et al. (2003) sur différentes espèces européennes ont montré que la concentration rénale en plomb est plus importante chez les juvéniles que chez les adultes, confirmant le transfert entre mères et jeunes.

Une relation possible entre la contamination par le plomb et des cas de mort-nés chez deux populations de chauves-souris dans l'état du Maryland a été mise en évidence en conditions naturelles par Clark (1979). Le plomb a été mesuré chez 18 Sérotines brunes (8 mâles et 10 femelles) et 12 Vespertilions bruns femelles collectés à proximité d'une autoroute (Clark 1979). Les concentrations trouvées dans les carcasses – privées du tractus gastro-intestinal – sont respectivement 46,6 mg kg⁻¹ ; 31,5 mg kg⁻¹ et 17,0 mg kg⁻¹. Ces valeurs se sont révélées plus importantes que chez d'autres mammifères analysés dans la même étude, sauf dans le cas des musaraignes, pour lesquelles la concentration en plomb était comparable à celle des Chiroptères (26,2 mg kg⁻¹). Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre la concentration en plomb dans les embryons et celle du corps de la mère, ou entre la concentration en plomb dans les embryons et leur masse corporelle. L'estimation de l'exposition au plomb des parents par l'alimentation – à partir de la concentration mesurée dans des insectes mastiqués chez plusieurs individus de deux espèces – a révélé des valeurs journalières qui peuvent induire des avortements chez des mammifères domestiques, ou même une mortalité (Clark 1979). L'implication du plomb avec ces cas de mort-nés est donc plausible (Clark 1979 ; Clark et Shore 2001).

2.2.2.2.3 Mortalité : études expérimentales

Les travaux de Racey et Swift (1986) sur l'exposition de pipistrelles communes aux produits de traitement du bois ont testé également des fongicides à base de métaux, tels l'oxyde bis(tributylétain) ou **TBTO**, et d'autres sels de bore et de zinc. Une mortalité significative a été mise en évidence lors de l'utilisation de TBTO, mais pas pour les deux autres fongicides (exposition au bois contaminé pendant 13 semaines, Racey et Swift 1986).

Hurley et Fenton (1980, dans Clark et Shore 2001) ont testé l'effet du **phosphore de zinc** sur des Vespertilions bruns dans des colonies artificielles. Vingt individus ont été pulvérisés directement à un taux de 750 mg de produit par animal. Le composé, utilisé généralement comme rodenticide, n'a pas eu d'effet répulsif sur les chauves-souris, mais a provoqué des signes de stress, des tremblements, des spasmes et de l'incoordination chez certains individus. De plus, au plus tard 24h après l'exposition, 3 individus sont décédés. Leurs tissus n'ont malheureusement pas été analysés pour confirmer la présence du composé et, le cas échéant, la concentration létale.

Duncan et al. (1996, dans Clark et Shore 2001) ont exposé des individus de trois espèces de roussettes (*Pteropus giganteus*, *Pteropus poliocephalus*, *Rousettus aegyptiacus*), élevés dans le zoo « Metropolitan Toronto », à un excès de fluor par l'alimentation. Des lésions au niveau des os ont été observées chez les trois espèces et 4 des 10 individus de *Pteropus giganteus* sont décédés. La dose de fluor dans l'alimentation a été estimée à environ 8200 mg de fluor par gramme de chauves-souris. Les tissus osseux des individus touchés

contenaient environ 3000 mg kg⁻¹ alors que ceux des chauves-souris qui n'ont pas été affectées en contenaient environ 300 (Duncan et al. 1996 ; dans Clark et Shore 2001).

2.2.2.2.4 Mortalité : conditions naturelles

Des études qui ont mesuré les concentrations en métaux et métalloïdes dans les tissus ou dans le guano des Chiroptères, très peu ont pu faire une association directe entre les valeurs trouvées et des effets létaux sur les animaux. Par exemple, 5 % des Pipistrelles communes analysées par Walker et al. (2007) présentaient des concentrations rénales en plomb diagnostiques d'une intoxication aigüe. Quelques cas d'intoxications létales documentées existent et sont présentés ci-après.

Dans les années 1980 et 1990, de nombreux cas d'intoxications létales au plomb de chauves-souris du genre *Pteropus* ont été observés en Australie et font penser à un effet potentiel de ce polluant au niveau des populations. Etant donné que le régime alimentaire de ces animaux est principalement constitué de fruits, il semble improbable que l'accumulation de plomb ait eu lieu à partir de la chaîne alimentaire. La possibilité de la présence d'une source inconnue de contamination semble plausible. De plus, les chauves-souris auraient pu accumuler le polluant au niveau de leur fourrure, puis l'ingérer lors du nettoyage. Cependant, beaucoup d'autres Chiroptères vivant dans des zones urbaines sont susceptibles d'accumuler le plomb par la même voie, mais n'ont pas montré une telle mortalité. Une sensibilité particulière au plomb du genre *Pteropus* n'est pas à exclure mais reste à élucider (synthétisé par Clark et Shore 2001). De plus, comme déjà présenté dans le chapitre des pesticides OC, l'intoxication mortelle par des particules de peinture anti-rouille à base de plomb, suite au toilettage de la fourrure saupoudrée de métal, a été décrite également chez des juvéniles de Grand rhinolophe (Grémillet et Boireau 2004). Malheureusement, les valeurs de plomb dans les tissus des jeunes décédés n'ont pas, à notre connaissance, été publiées.

Des études sur une population de Molosses du Brésil dans l'état de l'Arizona ont tenté de mettre en évidence une relation entre le fort déclin des effectifs et une contamination par le mercure. Des données sur l'exposition à ce métal ont été obtenues par le dosage dans le guano pendant 15 ans environ. Les années de concentration plus importante coïncidaient avec la période de développement de la production de cuivre dans la zone concernée. Cependant, aucune corrélation n'a pu être établie entre la dose de mercure et les années de déclin, dû peut-être à un usage de pesticides anti-ChE (synthétisé par Clark et Shore 2001, voir aussi paragraphe sur les pesticides anti-ChE).

2.2.2.3 Synthèse

Caractéristiques générales : Les métaux et les métalloïdes sont présents naturellement dans l'environnement mais peuvent être mobilisés en grandes quantités par les activités humaines (extraction minière, combustion, etc.). Les métaux non essentiels, comme le plomb, le cadmium et le mercure, s'accumulent dans la chaîne alimentaire et peuvent être très toxiques pour les mammifères. Les métaux essentiels sont toxiques à des concentrations élevées, même s'ils ont des fonctions biologiques importantes à faible dose. Selon les formes chimiques sous lesquelles les métaux sont disponibles dans l'environnement et dans l'organisme, ils peuvent être plus ou moins difficiles à excréter.

Effets avérés : Une mortalité significative chez des Pipistrelles communes a été mise en évidence lors de l'utilisation de TBTO dans le cadre du traitement du bois. Le phosphore de zinc a également eu des effets délétères, et même létaux, chez des Vespertillons bruns. Un excès de fluor a provoqué une mortalité importante chez des individus du genre *Pteropus*.

Différentes espèces de ce même genre ont montré des effets sublétaux variés suite à l'exposition aux métaux : des lésions histologiques et au niveau des os, des tremblements, des spasmes, des signes de stress, une salivation excessive, de l'incoordination.

Les métaux peuvent être transférés des femelles à la progéniture lors de la gestation et en partie pendant l'allaitement, surtout en ce qui concerne les métaux essentiels.

Effets probables : Le transfert de plomb entre femelles et fœtus peuvent probablement être à l'origine de cas de mort-nés, mais les études réalisées jusqu'à présent n'ont pas permis de le démontrer définitivement.

Effets possibles : Effets sur le succès reproducteur (avortements, santé des jeunes) ? Effets chroniques de l'exposition aux métaux ?

Mortalité sur le terrain : Bien que l'accumulation de métaux chez les Chiroptères en conditions naturelles soit assez bien décrite, très peu d'études ont essayé d'en mettre en évidence les effets. Des cas de mortalité explicitement liés aux métaux ont été décrits en France et en Australie, probablement suite à une contamination à partir d'une source de pollution ponctuelle et intense.

2.3 Autres contaminants

2.3.1 Les antiparasitaires du bétail

Les avermectines, une classe de 16 lactones macrocycliques, sont commercialisées sous forme de plusieurs produits, présentant des proportions relatives en avermectines différentes. Très efficaces à faible dose pour la destruction de nématodes et d'arthropodes, ces produits généralistes sont largement utilisés chez la vache, le cheval, le porc et le mouton pour le traitement antiparasitaire (Lumaret et al. 2002). Les avermectines ont une faible solubilité dans l'eau, une grande affinité pour les particules organiques et peuvent persister pendant de longues périodes dans les déjections des animaux et dans les sols, où leur demi-vie peut atteindre plusieurs mois (INRA 2008). Dans les deux dernières décennies, il a été montré qu'elles peuvent affecter la faune coprophage, en inhibant notamment le développement des larves de certaines espèces (Lumaret et al. 2002). Or, les insectes coprophages constituent une part importante du régime alimentaire de prédateurs spécialisés, dont des espèces de Chiroptères comme le Grand rhinolophe (Caroff et al. 2003, INRA 2008). L'usage de ces produits pose donc des questionnements quant aux effets liés à une diminution de proies essentielles, mais aussi quant à une contamination indirecte par la consommation d'insectes intoxiqués.

Dans la littérature scientifique, aucune étude traitant spécifiquement des effets indirects – ingestion de proies contaminées et/ou diminution de l'abondance des proies – de ces produits sur les Chiroptères n'a été trouvée.

Cependant, un cas de mortalité lié directement à l'usage de ces composés chez les chauves-souris a été mis en évidence chez l'espèce *Cynopterus brachyotis* (DeMarco et al. 2002). Quarante individus ont été traités (application topique sur le torse ou le patagium) avec une solution du produit Ivercide® (ivermectine 10 mg ml⁻¹), dans le cadre d'un traitement antiparasitaire. Environ 24 heures après administration, 11 individus ont montré des signes de paralysie, des difficultés respiratoires, de la prostration, certains ne pouvant ni s'alimenter ni boire. Sur ces individus affectés, 6 se sont rétablis dans les 24-48 heures, alors que les 5 autres sont décédés ou ont été euthanasiés (décès au maximum 7 jours après traitement). L'analyse des corps a permis de mettre en évidence une nécrose des cellules rénales. Or, la dose appliquée sur les animaux était d'approximativement 1,4-1,8 mg kg⁻¹, ce qui est très inférieur à la DL₅₀ chez le rat et le lapin (environ 400 mg kg⁻¹) (DeMarco et al. 2002). De plus, tenant compte des faibles taux d'absorption de l'ivermectine chez les mammifères, la dose réellement assimilée par l'organisme devait être moindre (DeMarco et al. 2002). Les auteurs affirment que, même inattendue, la toxicité observée était selon toute probabilité due à l'ivermectine. Pour expliquer ce phénomène, plusieurs hypothèses sont avancées par les auteurs : des taux d'absorption plus élevés chez cette espèce que chez d'autres mammifères et/ou une sensibilité particulière. Cependant, l'hypothèse d'une erreur d'administration n'a pas été exclue.

2.3.2 Pollution accidentelle par le métam-sodium

Le métam-sodium est une substance active trouvée dans des produits utilisés en tant que fumigants, c'est-à-dire des préparations qui peuvent donner naissance à un gaz. Les fumigants peuvent être employés dans les champs ou dans des espaces fermés en tant qu'insecticides, herbicides et fongicides (source INERIS²¹).

Frick et al. (2007) ont étudié l'influence d'une pollution accidentelle de métam-sodium, très utilisé aux Etats-Unis, sur les taux de survie et de rétablissement de populations de *Myotis yumanensis* en Californie. Le déversement de ce composé dans le fleuve Sacramento à la suite d'un accident ferroviaire a eu en effet un impact très fort sur la faune aquatique et terrestre du bassin hydrographique, mais aucun travail scientifique n'a documenté la collecte de chauves-souris mortes et/ou l'analyse des tissus. Cependant cette espèce de chiroptère dépend fortement des zones ripariennes et se nourrit d'insectes aquatiques ; une mortalité importante a donc pu avoir lieu à la suite d'ingestion d'insectes intoxiqués (Frick et al. 2007). Les auteurs ont ainsi estimé par modélisation les taux de survie de deux populations de cette zone à partir de données de radio-traçage sur une période de 4 ans après l'accident. Les résultats ont été comparés à deux autres populations d'une région non contaminée. Le taux de survie des juvéniles femelles des zones contaminées était inférieur à celui des juvéniles des zones non polluées, sur toute la période d'étude. Ceci montre qu'une pollution ponctuelle peut avoir des conséquences sur la survie de juvéniles de plusieurs générations. Malgré un déclin (estimé théoriquement) de la population de *Myotis yumanensis* l'année suivant l'accident, le taux théorique de rétablissement pour les années suivantes montrait une croissance des effectifs. De plus, le taux de survie estimé pour les femelles adulte n'a pas été affecté par l'accident (Frick et al. 2007). Un suivi à long terme de cette population de *Myotis yumanensis* ainsi que sur la dynamique de la distribution du métam-sodium dans la zone concernée seraient néanmoins nécessaires pour vérifier ces estimations.

2.3.3 Des études supplémentaires

Quelques études se sont intéressées à l'effet de différentes sources de contamination sur l'activité ou la diversité des chauves-souris, sans pourtant vérifier l'exposition aux contaminants par des analyses dans les tissus ou le guano des animaux ou dans leurs proies. **Les conclusions scientifiques de tous ces travaux, bien qu'informatives quant aux conditions favorables ou défavorables à la présence et à l'activité des Chiroptères, dépendent fortement des conditions locales d'étude et sont à considérer avec précaution ; des expériences supplémentaires sont nécessaires pour pouvoir avancer des généralisations.**

Par exemple, Rachwald et al. (2004) ont comparé l'activité et la diversité de plusieurs espèces de chauves-souris dans des zones forestières polonaises, caractérisées par différents taux de pollution de l'air. La diversité plus importante en espèces a été retrouvée dans la zone la moins polluée. L'activité de vol était également influencée par le niveau de pollution. Cependant, comme les auteurs eux-mêmes le soulignent, il est très difficile de distinguer l'impact de la pollution de celui d'autres facteurs, comme le nombre de gîtes naturels

²¹ Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (www.ineris.fr)

disponibles, fortement dépendant de l'entretien des forêts par l'homme (Rachwald et al. 2004).

Certains travaux ont également essayé de déterminer si l'activité de recherche alimentaire des chauves-souris pouvait être influencée par les décharges d'eaux usées. Abbott et al. (2009) et Vaughan et al. (1996) ont tenté d'évaluer si l'activité de recherche alimentaire était plus importante en amont et en aval de décharges d'eaux usées le long de fleuves en Grande Bretagne. En effet, l'enrichissement en substances organiques et inorganiques des courants dans lesquels les eaux usées sont déversées (eutrophisation) est connu pour affecter les écosystèmes aquatiques et terrestres, en augmentant, par exemple, l'abondance de chironomidés, insectes aquatiques dont beaucoup de chauves-souris se nourrissent. La décharge d'eaux usées pourrait ainsi avoir un effet indirect sur les Chiroptères. Les résultats des travaux de Abbot et al. (2009) et Vaughan et al. (1996) étaient cependant contrastés : des individus de la même espèce chassaient indifféremment en amont comme en aval dans les deux études.

D'autres auteurs ont comparé l'activité des chauves-souris dans des champs d'agriculture biologique et d'agriculture conventionnelle, en mettant en évidence que les premiers sont visités beaucoup plus souvent par ces mammifères (Wickramasinghe et al. 2003).

3 Conclusion et perspectives

Cette synthèse de connaissances montre bien que les substances chimiques sont une menace avérée pour les Chiroptères ; des contaminants spécifiques, comme le DDT, ont effectivement contribué au déclin de certaines populations dans le monde. Cependant, les recherches réalisées sont fortement localisées et de nombreux cas d'atteintes aux populations sont probablement passés inaperçus. Comme déjà mentionné, il existe peu d'études concernant les espèces européennes par rapport à celles d'Amérique du Nord. De plus les zones tropicales n'ont été étudiées que dans des cas spécifiques d'intoxication de Chiroptères, bien qu'elles hébergent la plus grande diversité de ces mammifères et que des produits chimiques à fort impact soient toujours utilisés dans l'agriculture (Clark et Shore 2001).

D'ailleurs, les recherches effectuées dans les décennies passées laissent place à plusieurs questionnements qui restent sans réponse à l'heure actuelle. Notamment, bien que les effets aigus des pesticides OC sur les Chiroptères soient assez bien décrits, très peu de choses sont connues quant à l'**exposition chronique** à ces pesticides. Des études dans ce domaine sont essentielles, surtout en tenant compte de la longévité des chauves-souris et de la persistance de ces composés dans l'environnement. Par ailleurs, aucune étude ne s'est intéressée aux **perturbations endocriniennes ou au caractère cancérigène** des polluants chez les Chiroptères, alors qu'elles ont été mises en évidence chez d'autres mammifères en ce qui concerne les OC et les PCB (O'Shea et Clark 2002 ; Clark et Shore 2001).

Si les OC ont été l'objet de plusieurs recherches, il n'en est pas de même pour les autres classes de pesticides, dont l'impact sur les chauves-souris est probablement sous-estimé. Les PS et les pesticides anti-ChE sont à présent largement employés dans l'agriculture et sont souvent pulvérisés sur les champs au début de la nuit, quand les chauves-souris insectivores sont actives (O'Shea et Clark 2002). Étant donné les traits de vie et les besoins métaboliques de ces mammifères, même si la dose reçue n'est pas létale directement, les effets sublétaux pourraient facilement induire une mortalité indirecte par prédation ou prostration (O'Shea et Clark 2002). De plus, les composés PS ont été proposés comme produits de substitution aux OC pour le traitement du bois, sans que des études sur leur impact chez les chauves-souris n'aient été préalablement réalisées (Clark et Shore 2001). Il est donc nécessaire de combler le vide de connaissances tant en ce qui concerne les effets aigus que chroniques de ces polluants sur les Chiroptères (O'Shea et Johnston 2009).

Étant donné que beaucoup d'espèces dépendent fortement des milieux anthropisés et que les sources de pollutions sont très diversifiées, il est important d'évaluer la possibilité d'effets additifs/synergiques entre différents contaminants. La dynamique de contamination des chauves-souris par les composés d'origine industrielle est encore à comprendre. Bien que la concentration en métaux dans les organes des chauves-souris ait été déterminée dans plusieurs études, les effets que ces polluants peuvent avoir de façon chronique n'ont pas été élucidés. Par ailleurs, aucune étude, à notre connaissance, n'a été réalisée sur l'exposition des chauves-souris aux **radionucléides**, dont les effets ont déjà été étudiés chez la faune sauvage (O'Shea et Johnston 2009). Le pelage des chauves-souris peut être contaminé par des métaux et d'autres éléments, qui sont ensuite ingérés lors du léchage ; il serait donc intéressant d'étudier le comportement des éléments radioactifs. Ces études seraient pertinentes pour l'évaluation des risques liés à l'utilisation par les chauves-souris des mines d'uranium abandonnées comme gîtes (O'Shea et Johnston 2009).

Un autre domaine qui devrait être mieux traité est celui des effets indirects des polluants environnementaux sur les Chiroptères. Par exemple, il est nécessaire de

déterminer si l'impact des antiparasitaires du bétail sur la faune coprophage – ou la destruction par les pesticides de différentes autres proies – peut avoir des conséquences sur la dynamique des populations de Chiroptères. Or en France, dans le cadre d'un projet LIFE « Chiromed » du Parc Naturel Régional de Camargue, des expérimentations sont mise en place afin d'établir les effets de l'utilisation des antiparasitaires employés dans les élevages et donc sur l'alimentation du Grand rhinolophe et du Murin à oreilles échancrées *Myotis emarginatus*, très bien représentés dans la région. Les résultats de ce projet sont en cours d'acquisition et seront disponibles en 2014.

Enfin, l'implication potentielle de la contamination par différents polluants sur la **susceptibilité aux maladies** est un domaine de recherche encore ouvert et qui mérite une attention particulière, notamment dans le cadre de la compréhension du syndrome du nez blanc, qui a actuellement un fort impact sur les populations des Etats-Unis. C'est globalement une nouvelle approche, beaucoup plus pluridisciplinaire que celles utilisées jusqu'à présent et que certains auteurs appellent l'écologie du stress (van Straalen 2003), qui serait à développer pour tenter de quantifier la contribution relative des différentes contraintes de l'environnement (pollution, maladies, habitat, etc.) sur les dynamiques des populations de chauves-souris.

4 Préconisations d'actions : recherche de toxiques chez les Chiroptères

Bien que le déclin des effectifs des chauves-souris en Europe, comme dans d'autres régions du monde, soit le résultat de nombreux facteurs qui agissent simultanément, le rôle des polluants environnementaux ne peut pas être nié. L'état des connaissances présenté ici sur ce sujet montre clairement que ces mammifères sont largement exposés dans leurs habitats à plusieurs toxiques qui peuvent avoir des effets délétères sur leur survie.

Pourtant, en France, et dans la plupart des pays européens, très peu de mesures sont adoptées par les acteurs de la protection de l'environnement et des chauves-souris pour évaluer leur exposition aux polluants. Ceci a été clairement mis en évidence par l'enquête réalisée dans le cadre de ce rapport à destination des organisations de défense de l'environnement et des gestionnaires de la biodiversité en France. Lors de la découverte de cas de mortalité inexpliquée de chauves-souris, des analyses toxicologiques sont très rarement effectuées, alors que le test de la rage est réalisé systématiquement. Les raisons de cette situation sont liées essentiellement au manque d'un dispositif d'action accepté au niveau national avec des indications claires sur la démarche à suivre pour la réalisation d'analyses toxicologiques. Ce chapitre présente donc des préconisations d'actions pour la recherche de toxiques dans les tissus et le guano des Chiroptères. En ce sens, il peut apporter des informations complémentaires aux réflexions entreprises dans le cadre de l'action 22 du PNA Chiroptères.

En raison de la faible taille des chauves-souris européennes, la recherche de toxiques dans leurs tissus présente des limites techniques d'analyse. Il convient donc de suivre des recommandations précises afin que les échantillons récoltés puissent effectivement être analysés dans les laboratoires.

Les techniques d'analyse nécessitent en général un gramme de matière fraîche pour doser un groupe de contaminants (les composés organochlorés par exemple), le rassemblement d'organes de plusieurs individus de chauves-souris est donc à envisager pour le dosage de plusieurs groupes de substances. **Pour toute analyse, dans les tissus aussi bien que dans le guano, la quantité minimale de matière fraîche nécessaire est de 1 g.** Les cadavres doivent être aussi frais que possible (mais des analyses peuvent être réalisées mêmes sur cadavres relativement anciens) et conservés au congélateur à l'obscurité. Or, des températures de -20°C (congélateurs habituels) sont appropriées pour la recherche de substances comme les OC, les PCB et les métaux, mais pour assurer la détection d'autres composés, notamment ceux qui sont utilisés dans les pesticides plus modernes (PS, OP et carbamates), il est préférable, dans la mesure du possible, de conserver les échantillons à des températures inférieures (-60°C)(O'Shea et Johnston 2009). **Les cadavres doivent être conservés individuellement dans des sacs plastiques à zip contenant une étiquette en papier cartonné annotée au crayon de papier.** Les sacs peuvent également être annotés à l'extérieur au marqueur indélébile mais, l'encre étant souvent effacée en raison de la condensation dans les congélateurs puis des manipulations, l'étiquette en carton à l'intérieur des sacs est indispensable. Le guano doit être récolté en quantité la plus importante possible (dans la limite d'1 kg par colonie, une masse supérieure serait inutile) pour permettre l'analyse du plus grand nombre de substances possibles et conservé au congélateur dans des sacs plastiques à zip, contenant une étiquette en papier cartonné

annotée au crayon de papier, comme les cadavres. Idéalement, les échantillons sont transmis rapidement au laboratoire d'analyse, en évitant autant que possible de rompre la chaîne du froid. Certains laboratoires mettent à disposition, sur demande, des colis prêts à l'emploi pour le conditionnement et l'envoi.

Tableau 4. Détails techniques et tarifs de l'analyses de différents polluants effectués par le laboratoire de toxicologie vétérinaire « Eco Tox » de l'École Nationale Vétérinaire de Lyon et par le Laboratoire d'hydrologie et de géochimie de Strasbourg (CNRS – Unité Mixte de Recherche 7517).

Polluants	Technique d'analyse ¹	Tissu à analyser de préférence	Seuil de détection (mg kg ⁻¹ , MF)	Prix de l'analyse ² (TTC) €
OC	CPG/ECD	Foie, cerveau, lipides	0,01	69,50 ³
OP et carbamates	HPTLC/HPLC ou HPTLC/GC-MS	Foie	0,025 ; 0,5 ou 1 selon la substance	61,50 ³
PS	GC-ECD/MS	Foie	0,1	69,50 ³
Mercure	AAS	Foie, rein	0,01	66,50 ³
Métaux				
Arsenic	AAS	Foie, CG ⁴	0,01	66,50
Cadmium	AAS	Foie, rein	0,01 (MF)	25,50
Chrome	AAS	Foie, rein	NC	25,50
Cuivre	AAS	Foie, rein	0,5 MS	25,50
		Plasma	0,1	20,50
Fer	AAS	Foie, rein	NC	25,50
		Plasma	0,1	20,50
Plomb	AAS	Foie, rein	0,01 (MF)	25,50
		Plasma	0,01 (mg/L)	20,50
Zinc	AAS	Foie, rein	0,1 (MF)	25,50
		Plasma	0,1	20,50
6 éléments ⁵	ICP-MS	Foie, rein, plasma	NC	51,00

NC : non communiqué.

¹ Techniques d'analyse : CPG Chromatographie en phase gazeuse ; ECD Détecteur à capture électronique ; HPTLC Chromatographie en couche mince haute performance ; HPLC Chromatographie en phase liquide haute performance ; GC-MS Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse ; GC-ECD Chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture électronique ; AAS Spectrométrie d'absorption atomique ; ICP-MS Spectrométrie par torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse.

² Les prix donnés se réfèrent aux tarifs 2011.

³ Prix d'analyse globale de présence ou absence de la famille de substances. Si présente, ce prix comprend également l'identification de la molécule.

⁴ CG : contenu gastrique.

⁵ Réalisé par le Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (CNRS-UMR 7517).

Le laboratoire de toxicologie vétérinaire « Vet Tox » de l'École Nationale Vétérinaire de Lyon peut réaliser l'analyse de tous les contaminants susceptibles d'affecter les Chiroptères, tant dans les tissus que dans le guano. Les tarifs précisés ci-dessus sont indicatifs, les différents laboratoires pratiquant des tarifs dégressifs en fonction du nombre d'échantillons. Le dosage des métaux, qui ne peut être effectué qu'élément par élément en spectrométrie d'absorption atomique au laboratoire de Lyon, pourrait être réalisé par ICP-MS au Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (CNRS – Unité Mixte de Recherche 7517), qui dose, sur un même échantillon, jusqu'à 6 éléments métalliques à la fois à un prix compétitif. D'autres prestataires pourraient également être sollicités.

Deux configurations pour la recherche de substances toxiques peuvent être rencontrées :

- Une première approche repose sur une recherche de substances toxiques à effet aigu, dans un but diagnostique, dans le cadre de la surveillance de mortalité anormale de Chiroptères.
- Une seconde approche peut concerner des programmes de recherche spécifiques (compréhension d'effets sublétaux, recherche d'interactions entre pathogènes infectieux ou parasitaires et substances toxiques, etc).

4.1 Surveillance passive : actions en cas de découverte de cadavres

Comme illustré par Grémillet et Boireau (2004) pour le cas d'intoxication au plomb et au PCP d'une colonie de Grands rhinolophes, le diagnostic de contamination s'avère très difficile et nécessite l'observation minutieuse du comportement des chauves-souris survivantes. Il est important de noter le lieu, l'heure et la date, mais aussi la situation globale qui se présente lors de la découverte de cadavres (la position des animaux, des signes de lutte, etc.) et tous les éléments susceptibles d'aider l'enquête, d'où l'utilité de la fiche « Surveillance sanitaire des chauves-souris » proposée par le PNA 2009-2013.

Pour effectuer une analyse toxicologique aussi pertinente que possible, il faut connaître la classe chimique des substances potentiellement responsables de l'intoxication. Pour connaître le(s) contaminant(s) concerné(s), il faut se renseigner sur les sources potentielles de pollution à proximité du lieu de découverte et/ou de la colonie :

- Produits de traitement du bois et d'entretien, désinfectants
 - Si le nom du produit est connu, la substance active peut être retrouvée sur : <http://public-biocides.developpement-durable.gouv.fr> (attention, les produits peuvent garder le même nom commercial, même si les adjuvants et/ou la substance active ont changé)
- Pollutions industrielles
 - <http://basol.environnement.gouv.fr> : base de données sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) en France
 - <http://basias.brgm.fr> : inventaire historique de sites industriels et activités de service
 - <http://installationsclassees.ecologie.gouv.fr> : base de données des exploitations industrielles ou agricoles susceptibles de créer des risques ou des pollutions ou nuisances
- Pollutions agricoles : à l'heure actuelle, la plupart des insecticides utilisés en France ont comme substance active des composés anti-ChE (OP et carbamates) ou des PS. On peut consulter la base e-Phy du Ministère de l'Agriculture qui recense l'intégralité des produits phytosanitaires commercialisés en France : <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/>.

Une fois qu'un ou des contaminants sont identifiés, plusieurs détails sur les caractéristiques physico-chimiques, sur le comportement dans l'environnement et sur la toxicité peuvent être retrouvés sur les sites suivants :

- AFFSA : <http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php>
- INERIS : <http://www.ineris.fr/fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales->

Pour aider au diagnostic, le Tableau 5 présente une synthèse des circonstances probables d'intoxication, selon ce qui ressort de l'analyse de la littérature scientifique. Il est évident qu'il ne s'agit que d'une généralisation et que beaucoup de situations différentes peuvent se présenter, notamment en cas de pollution ponctuelle intense.

Tableau 5. Synthèse des caractéristiques d'intoxication probables des différents polluants analysés dans le rapport.

Contaminant	Circonstances d'exposition majeures	Toxicité et dangers	Effets sublétaux possibles	Lieu probable de découverte du corps
OC	Transfert par la chaîne alimentaire ¹ ; contact (oral, cutané, respiratoire) avec produits chimiques en milieu bâti (traitement du bois, désinfectants, etc.)	Effets chroniques ; très toxiques si mobilisés (métabolisation des graisses)	Prostration	Dans la colonie ou à proximité, surtout en fin d'hibernation ; lors de la migration en milieu ouvert également
OP et carbamates (anti-ChE) et PS	Pulvérisation de pesticides dans les champs ; contact (oral, cutané, respiratoire) avec produits chimiques en milieu bâti (traitement du bois, désinfectants, etc.)	Effets aigus ; faible toxicité, mais mortalité indirecte possible	Perturbation de la capacité de vol, des mouvements	Loin de la colonie, terrains de chasse
PCB, HAP et autres contaminants	Transfert par la chaîne alimentaire ; contact avec sites industriels	Effets chroniques ; Intoxication mortelle improbable ²	Cancérogènes	-
Métaux	Transfert par la chaîne alimentaire ; contact avec sites industriels	Effets chroniques ; intoxication mortelle Improbable ²	Lésions internes	-

¹Insectes intoxiqués par des pesticides par exemple

²Sauf pollution ponctuelle importante, anciens sites industriels par exemple

Exemples de cas

1) Découverte de plusieurs cadavres de chauves-souris dans une colonie. Après **nécropsie**, qui devrait être réalisée systématiquement si la cause du décès n'est pas évidente, la mort ne semble pas être liée à une cause épidémiologique ou à un choc, l'intoxication est donc suspectée. Si la recherche de sources potentielles de pollution à proximité est infructueuse, une recherche globale de toxiques doit alors être envisagée.

- *Pool* d'organes possible ; les organes rassemblés servent à la recherche de substances actives différentes.
- Dans la plus part des cas, pour des raisons économiques ou techniques, toutes les molécules ne pourront pas être analysées. En évaluant les circonstances de la découverte de la mort (Tableau 5), et en ayant l'objectif d'analyser un maximum de substances, la recherche toxicologique pourrait être réalisée comme suit :
 - *Pool* de foies : analyse des **PS et/ou OP et carbamates** (selon la quantité de matière)
 - **69,50 €** si l'un des deux, **139 €** si les deux
 - Graisses : analyse d'**OC et PCB** (l'analyse des deux peut être réalisée sur le même échantillon)
 - **OC 69,50 €, PCB totaux 61,50 €**
 - *Pool* de reins : analyse des **métaux** et métalloïdes les plus toxiques
 - 6 éléments (dont cadmium et plomb) **51,00 €**, mercure **66,50 €**
Total : **117,50 €**
- Si toutes les substances sont analysées : **Total 387,50 €** (prix inclusif de toutes les opérations, de la réception des échantillons à l'envoi des résultats, mais frais d'envoi des échantillons à la charge de l'expéditeur)

2) Découverte d'un cadavre dans un champ cultivé, une intoxication par des pesticides PS et/ou OP et carbamates est suspectée. Or, la quantité de tissus présent dans un seul individu ne sera pas suffisante pour l'analyse toxicologique. Le laboratoire « Vet Tox » offre la possibilité de réaliser un dosage sur la carcasse entière de l'individu. Cependant, cela implique une dilution importante des substances chimiques potentiellement présentes et donc l'éventualité de ne pas les détecter. Il faut donc s'interroger selon le cas sur l'utilité de l'analyse.

4.2 Surveillance active de la contamination des colonies par analyse du guano

Si la recherche de toxiques dans les tissus de chauves-souris présente des limitations techniques, la recherche dans le guano peut être très poussée, puisque la matière disponible est virtuellement importante. Lorsque des cadavres sont retrouvés dans une colonie et que la cause de mortalité n'est pas évidente, il serait très intéressant d'analyser aussi le guano pour aider au diagnostic. Cependant, toutes les substances chimiques auxquelles les chauves-souris peuvent être exposées ne sont pas forcément excrétées dans les fèces, et si elles le sont, pas forcément sous la même forme chimique. Par exemple, parmi les substances organiques lipophiles métabolisables, certaines sont détoxifiées par l'organisme en étant rendues plus hydrophiles : elles sont donc excrétées dans les urines sous des formes différentes de la molécule-mère.

De plus, une analyse régulière du guano sur un même site ou colonie permettrait une surveillance active de l'exposition des animaux aux polluants environnementaux. La contamination du guano est le signe d'une exposition récente aux toxiques, donc un suivi régulier dans le temps permettrait de déceler l'apparition d'une exposition et de prendre des mesures préventives.

Or la pénurie, voire le manque total pour plusieurs espèces, de référentiels de la concentration en polluants dans le guano de chauves-souris représente une indiscutable difficulté à la mise en place de cette démarche de surveillance mais devrait également servir d'élément motivant pour de nouvelles recherches. Afin d'aider à l'interprétation de dosages futurs dans le guano des Chiroptères de France un tableau récapitulatif des concentrations en métaux et certains pesticides dans le guano d'espèces européennes est présenté en annexe (Annexe 4).

Bibliographie

- Abbott, I.M., Sleeman, D.P. & Harrison, S. Bat activity affected by sewage effluent in Irish rivers. *Biological Conservation* **142**, 2904-2914 (2009).
- Arthur, L. & Lemaire, M. *Les chauves-souris: maîtresses de la nuit*. (Delachaux et Niestlé: 1999).
- Boyd, I.L., Myhill, D.G. & Mitchell-Jones, A.J. Uptake of gamma-HCH (lindane) by pipistrelle bats and its effect on survival. *Environmental Pollution* **51**, 95-111 (1988).
- Braun, M. Rückstandsanalysen bei Fledermäusen. *Zeitschrift für Säugetierkunde-International Journal of Mammalogy* **51**, 212-217 (1986).
- Caroff, C., Duranel, A. & Roué, S. Traitements anti-parasitaires du bétail, insectes coprophages et chauves-souris. *L'Envol des chiroptères* **7**, 7-14 (2003).
- Clark, D.R.J. Lead concentration - bats VS terrestrial small mammals collected near a major highway. *Environmental Science and Technology* **13**, 338-341 (1979).
- Clark, D.R.J. Death in bats from DDE, DDT or dieldrin - diagnosis via residues in carcass fat. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **26**, 367-374 (1981).
- Clark, D.R.J. *Bats and environmental contaminants: a review*. U.S. Fish and Wildlife Service Special Scientific Report – Wildlife number 235, Washington, DC, 1-27 (1981).
- Clark, D.R.J. Toxicity of methyl parathion to bats - mortality and coordination loss. *Environmental Toxicology and Chemistry* **5**, 191-195 (1986).
- Clark, D.R.J. How sensitive are bats to insecticides. *Wildlife Society Bulletin* **16**, 399-403 (1988).
- Clark, D.R.J. Bats, cyanide, and gold mining. *Bats* **9**, 17-18 (1991).
- Clark, D.R.J. DDT and the decline of free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) at Carlsbad Cavern, New Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **40**, 537-543 (2001).
- Clark, D.R.J., Clawson, R.L. & Stafford, C.J. Gray bats killed by dieldrin at 2 additional Missouri caves - aquatic macroinvertebrates found dead. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **30**, 214-218 (1983).
- Clark, D.R.J. & Kroll, J.C. Effects of DDE on experimentally poisoned free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) - lethal brain concentrations. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **3**, 893-901 (1977).
- Clark, D.R.J. & Krynskiy, A. Organochlorine residues and reproduction in the little brown bat, Laurel, Maryland - June 1976. *Pesticides Monitoring Journal* **12**, 113-116 (1978).
- Clark, D.R.J., Kunz, T.H. & Kaiser, T.E. Insecticides applied to a nursery colony of little brown bats (*Myotis lucifugus*) - brain - tissues. *Journal of Mammalogy* **59**, 84-91 (1978).
- Clark, D.R.J. & Lamont, T.G. Organochlorine residues and reproduction in big brown bat. *Journal of Wildlife Management* **40**, 249-254 (1976).
- Clark, D.R.J., Lollar, A. & Cowman, D.F. Dead and dying Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) from Texas: Rabies and pesticide exposure. *Southwestern Naturalist* **41**, 275-278 (1996).
- Clark, D.R.J., Martin, C.O. & Swineford, D.M. Organochlorine insecticide residues in the free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) at Bracken Cave, Texas. *Journal of Mammalogy* **56**, 429-443 (1975).
- Clark, D.R.J. & Prouty, R.M. Experimental feeding of DDE and PCB to female big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Journal of Toxicology and Environmental Health* **2**, 917-928 (1977).
- Clark, D.R.J. & Prouty, R.M. Disposition of dietary dieldrin in the little brown bat and correlation of skin levels with body burden. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **33**, 177-183 (1984).
- Clark, D.R.J. & Rattner, B.A. Orthene toxicity to little brown bats (*Myotis lucifugus*) - acetylcholinesterase inhibition, coordination loss, and mortality. *Environmental Toxicology and Chemistry* **6**, 705-708 (1987).
- Clark, D.R.J. & Shore, R.F. Chiroptera. In *Ecotoxicology of Wild Mammals*. Shore R.F. & Rattner B.A. (eds). John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom, 159-214 (2001).
- Clark, D.R.J. & Stafford, C.J. Effects of DDE and PCB (Aroclor 1260) on experimentally poisoned female little brown bats (*Myotis lucifugus*) - lethal brain concentrations. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **7**, 925-934 (1981).
- De Marco, J.H., Heard, D.J., Fleming, G.J., Lock, B.A. & Scase, T.J. Ivermectin toxicosis after topical administration in dog-faced fruit bats (*Cynopterus brachyotis*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* **33**, 147-150 (2002).
- Dietz, C., Helversen, O. von & Nill, D. *L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord: Biologie, caractéristiques, protection*. (Delachaux et Niestlé: 2009).
- Dixit, V.P. & Lohiya, N.K. Histological changes in testis of the non-scrotal mammal, *Rhinopoma kinneari* (Wroughton) following the administration of cadmium chloride. *Indian Journal of Experimental Biology* **12**, 200-202 (1974).

- Duncan, M. et al. Multicentric hyperostosis consistent with fluorosis in captive fruit bats (*Pteropus giganteus*, *P. poliocephalus*, and *Rousettus aegyptiacus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* **27**, 325-338 (1996).
- Eidels, R. Bats and insecticides. Documenting toxins in the environment. *Bats* **28**, 10-11 (2010).
- Eidels, R.R. & Whitaker, J.O.J. Insecticide residues in bats and guano from Indiana. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* **116**, 50-57 (2007).
- Fernandez, M.A. et al. Congeners of PCBs in 3 bat species from Spain. *Chemosphere* **26**, 1085-1097 (1993).
- Frick, W.F., Rainey, W.E. & Pierson, E.D. Potential effects of environmental contamination on Yuma Myotis demography and population growth. *Ecological Applications* **17**, 1213-1222 (2007).
- Geluso, K.N., Altenbach, J.S. & Wilson, D.E. Bat mortality - pesticide poisoning and migratory stress. *Science* **194**, 184-186 (1976).
- Grémillet, X. Difficultés techniques d'isoler efficacement une colonie de parturition des sources diffuses d'intoxication mortelle (plomb et PCP) : exemple d'une colonie de Grands Rhinolophes du Finistère. *Symbioses* **14**, 53-56 (2006).
- Grémillet, X. & Boireau, J. Intoxication mortelle par le plomb et par le fongicide P.C.P. des juvéniles dans un gîte de parturition de Grands Rhinolophes, *Rhinolophus ferrumequinum*, dans le Finistère: difficultés du diagnostic et réalisation d'un gîte alternatif. *Symbioses* **10**, 59-61 (2004).
- Guillen, A., Ibanez, C., Perez, J.L., Hernandez, L. & Gonzalez, M.J. Efecto de los biocidas en las poblaciones de murciélagos. In *Los Murciélagos de España y Portugal ICONA*, Benzal J. & DePaz O. (eds), Coleccion Technica M.A.P.A. Madrid, 211-226 (1991).
- Hamon, B. Recherche d'organochlorés dans le guano de chauves-souris. *Société d'Histoire naturelle du Pays de Montbéliard* 163-169 (1988).
- Hamon, B. Recherche de métaux lourds dans du guano de Petits Rhinolophes (*Rhinolophus hipposideros* - Bechstein, 1800). *Le Rhinolophe* 37-44 (1988).
- Hamon, B. & Gerard, Y. Recherche de métaux lourds dans des ossements de *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797), *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) et *Miniopterus schreibersi* (Kuhl, 1819). *Société d'Histoire naturelle du Pays de Montbéliard* 157-168 (1990).
- Hernandez, L.M. et al. Organochlorine insecticide and PCB residues in 2 bat species from 4 localities in Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **50**, 871-877 (1993).
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Scheunert, I. & Korte, F. Environmental Contaminants. In Shore R.F. & Rattner B.A. (eds). *Ecotoxicology of Wild Mammals* John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom, 1-48 (2001).
- Hurley, S. & Fenton, M.B. Ineffectiveness of fenthion, zinc phosphide, DDT and 2 ultrasonic rodent repellents for control of populations of little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **25**, 503-507 (1980).
- INRA Agriculture et biodiversité: rapport d'expertise. (2008).
- Jefferies, D.J. Organochlorine insecticide residues in British bats and their significance. *Journal of Zoology* **166**, 245-263 (1972).
- Kannan, K., Yun, S.H., Rudd, R.J. & Behr, M. High concentrations of persistent organic pollutants including PCBs, DDT, PBDEs and PFOS in little brown bats with white-nose syndrome in New York, USA. *Chemosphere* **80**, 613-618 (2010).
- Land, T.A. Population size and contaminant exposure of bats using caves on Fort Hood Military Base, Texas. M.S. thesis, Texas A&M University, College Station, Texas. (2001).
- Leeuwangh, P. & Voute, A.M. Bats and wood-preservatives - pesticides-residues in the Dutch pond bat (*Myotis dasycneme*) and its implications. *Mammalia* **49**, 517-524 (1985).
- Luftl, S., Freitag, B., Deutz, A., Steineck, T. & Tataruch, F. Concentrations of organochlorine pesticides and PCBs in the liver of european bats (Microchiroptera). *Fresenius Environmental Bulletin* **14**, 167-172 (2005).
- Luftl, S., Freitag, B., Deutz, A. & Tataruch, F. Concentrations of heavy metals in European bats (Microchiroptera). *Fresenius Environmental Bulletin* **12**, 353-358 (2003).
- Lumaret, J.P. & Errouissi, F. Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary Research* **33**, 547-562 (2002).
- McFarland, C.A. Potential agricultural insecticide exposure of Indiana bats (*Myotis sodalis*) in Missouri. M.S. Thesis, University of Missouri, Columbia, Missouri (1998).
- Mispagel, C. et al. DDT and metabolites residues in the southern bent-wing bat (*Miniopterus schreibersii bassanii*) of south-eastern Australia. *Chemosphere* **55**, 997-1003 (2004).
- Mitchelljones, A.J., Cooke, A.S., Boyd, I.L. & Stebbings, R.E. Bats and remedial timber treatment chemicals - a review. *Mammal Review* **19**, 93-110 (1989).
- O'Shea, T.J. & Clark, D.R.J. An overview of contaminants and bats, with special reference to insecticides and the Indiana bat. In Kurta A. & Kennedy J. (eds), *The Indiana Bat: Biology and Management of an Endangered Species*, Bat Conservation International, Austin, Texas (2002).

- O'Shea, T.J., Clark, D.R.J. & Boyle, T.P. Impacts of mine-related contaminants on bats. In Voories K.C. & Throgmorton D. (eds) *Proceedings of bat conservation and mining: a technical interactive forum*, November 14-16, 2000, Saint Louis, Missouri, 205-215 (2001).
- O'Shea, T.J., Everette, A.L. & Ellison, L.E. Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic, and mercury contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund site. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **40**, 112-120 (2001).
- O'Shea, T. & Johnston, J.J. Environmental contaminants and bats: investigating exposure and effects. In Kuntz T.H. & Parsons S. (eds) *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 500-528 (2009).
- Pikula, J. et al. Heavy metals and metallothionein in vespertilionid bats foraging over aquatic habitats in the Czech Republic. *Environmental Toxicology and Chemistry* **29**, 501-506 (2010).
- Racey, P.A. & Swift, S.M. The residual effects of remedial timber treatments on bats. *Biological Conservation* **35**, 205-214 (1986).
- Rachwald, A., Wodecka, K., Malzahn, E. & Kluzinski, L. Bat activity in coniferous forest areas and the impact of air pollution. *Mammalia* **68**, 445-453 (2004).
- Reinhold, J.O., Hendriks, A.J., Slager, L.K. & Ohm, M. Transfer of microcontaminants from sediment to chironomids, and the risk for the pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera) preying on them. *Aquatic Ecology* **33**, 363-376 (1999).
- Sandel, J.K. Insecticides and bridge-roosting colonies of Mexican free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) in Texas. M.S. Thesis, Texas A. & M. University College Station, Texas (1999).
- Schmidt, A., Brack, V.J., Rommé, R., Tyrell, K. & Gehrt, A. Bioaccumulation of Pesticides in Bats from Missouri. In Johnston J.J. (Ed) *Pesticides and Wildlife*, ACS symposium series N°771, Oxford University Press, Oxford, Mississippi (2001).
- Senthilkumar, K., Kannan, K., Subramanian, A. & Tanabe, S. Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from South India. *Environmental Science and Pollution Research* **8**, 35-47 (2001).
- Shore, R.F., Myhill, D.G., French, M.C., Leach, D.V. & Stebbings, R.E. Toxicity and tissue distribution of pentachlorophenol and permethrin in pipistrelle bats experimentally exposed to treated timber. *Environmental Pollution* **73**, 101-118 (1991).
- Shore, R.F., Myhill, D.G. & Wright, J. A comparison of the toxicity to laboratory mice and pipistrelle bats *Pipistrellus pipistrellus* of exposure to remedially-treated timber. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **2**, 125-129 (1996).
- Stansley, W., Roscoe, D.E., Hawthorne, E. & Meyer, R. Food chain aspects of chlordane poisoning in birds and bats. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **40**, 285-291 (2001).
- Streit, B. & Nagel, A. Heavy metal transfer by lactation in a bat colony. *Fresenius Environmental Bulletin* **2**, 168-173 (1993).
- Streit, B. & Nagel, A. Element assessment in tissue samples from European bats (Microchiroptera). *Fresenius Environmental Bulletin* **2**, 162-167 (1993).
- Streit, B., Winter, S. & Nagel, A. Bioaccumulation of selected organochlorines in bats and tits: influence of chemistry and biology. *Environmental Science and Pollution Research* **2**, 194-199 (1995).
- Swanepoel, R.E., Racey, P.A., Shore, R.F. & Speakman, J.R. Energetic effects of sublethal exposure to lindane on pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *Environmental Pollution* **104**, 169-177 (1999).
- Van Straalen, N. Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environmental Science and Technology* **37**, 324A-330A (2003).
- Vaughan, N., Jones, G. & Harris, S. Effects of sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. *Biological Conservation* **78**, 337-343 (1996).
- Walker, C.H., Hopkin, S.P., Sibly, R.M. & Peakall, D.B. *Principles of Ecotoxicology, Third Edition*. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida (2006).
- Walker, L.A., Simpson, V.R., Rockett, L., Wienburg, C.L. & Shore, R.F. Heavy metal contamination in bats in Britain. *Environmental Pollution* **148**, 483-490 (2007).
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* **40**, 984-993 (2003).

Annexe 1. Informations réglementaires et toxicologiques sur les substances chimiques utilisées comme pesticides présentées dans le rapport.

Substance chimique (ordre d'apparition dans le rapport)	N°CAS ¹	Utilisation principale ¹	Réglementation française et/ou de l'Union Européenne (UE) ²	Données toxicologiques	
				DL ₅₀ * orale (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) chez le rat adulte ²	Concentration létale (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) chez les chauves-souris (tissu, espèce, nombre d'individus testés) (Données présentées dans le rapport avec les références)
Organochlorés (OC)					
DDT	59-29-3	Insecticide	POP, interdit en France depuis les années 1970	113	24,5 (cerveau, <i>Myotis lucifugus</i> , 11)
DDE	72-55-9	-	Métabolite du DDT	?	603 (cerveau, <i>Myotis lucifugus</i> , 4) 519 (cerveau, <i>Tadarida brasiliensis</i> , 8)
DDD	72-54-8	-	Métabolite du DDT	?	-
Dicofol	115-32-2	Acaricide	Interdit dans l'UE	690 ³	-
Méthoxychlore	72-43-5	Insecticide	Interdit dans l'UE	?	-
Lindane (γ-HCH)	58-89-9	Insecticide, protection du bois	POP, interdit en France	88	560 (lipides corporels <i>Pipistrellus pipistrellus</i>)
Aldrine	309-00-2	Insecticide	POP, interdite en France depuis 2004	38 à 47	-
Dieldrine	60-57-1	Insecticide, protection du bois	POP, interdite en France, métabolite de l'aldrine aussi	25	12,1 (cerveau, <i>Myotis grisescens</i> , 9) 27,1 (cerveau, <i>Pipistrellus pipistrellus</i> , 6)
Endrine	72-20-8	Insecticide, rodenticide	POP, interdite en France	?	-
Endosulfane	115-29-7	Insecticide, acaricide	Interdit en France	80	-
Chlordane	57-74-9	Insecticide	POP, interdit en France	460	-
Heptachlore	76-44-8	Insecticide	POP, interdit en France	-	-
Toxaphène	8001-35-2	Insecticide	POP, interdit en France	-	-
Mirex	2385-85-5	Insecticide	POP, interdit en France	-	-
Chlordécone	143-50-0	Insecticide	POP, interdit en France	-	-
HCB	118-74-1	Fongicide, insecticide	POP, interdit en France	10000 ⁴	-
PCP	87-86-5	Fongicide, insecticide	POP, interdit en France	80 ⁴	-

Substance chimique (ordre d'apparition dans le rapport)	N°CAS ¹	Utilisation principale ¹	Réglementation française et/ou européenne ²	Données toxicologiques	
				DL ₅₀ orale (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) chez le rat adulte ²	Concentration létale (mg kg ⁻¹ , masse fraîche) chez les chauves-souris (tissu, espèce, nombre d'individus testés) (Données présentées dans le rapport avec les références)
Organophosphorés (OP)					
Parathion méthyl	298-00-0	Insecticide	POP, interdit (avec exceptions) dans l'UE	13	372 (carcasses, <i>Myotis lucifugus</i> , 35)
Malathion	121-75-5	Insecticide	Interdit dans l'UE	2100 ³	-
Fénitrothion	122-14-5	Insecticide	Interdit dans l'UE	503	-
Méthamidophos	10265-92-6	Insecticide	POP, interdit (avec exceptions) dans l'UE	30	-
Diazinon	333-41-50	Insecticide	Interdit dans l'UE	1000	-
Chlorpyrifos-éthyl	2921-28-2	Insecticide	Interdit dans l'UE ?	-	-
Fenthion	55-38-9	Insecticide	Interdit dans l'UE	586 ⁴	-
Acéphate	30560-19-1	Insecticide	Interdit dans l'UE	945	>1500 (carcasses, <i>Myotis lucifugus</i> , 50)
Carbamates					
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide	Interdit dans l'UE	8	-
Carbaryl	63-25-2	Insecticide	Interdit dans l'UE	300 ³	-
Methiocarb	2032-65-7	Insecticide	Autorisée en France et dans l'UE	20	-
Fénoxycarbe	79127-80-3	Insecticide	Autorisée en France et dans l'UE	>10000 ³	-
PS					
Perméthrine	52315-07-8	Insecticide	Usage agricole interdit, non agricole autorisé (France, UE)	250 ³	-
Alléthrine	584-79-2	Insecticide	Usage agricole interdit, non agricole autorisé (France, UE)	685 ³	-
Cyperméthrine	52315-07-8	Insecticide	Autorisée en France et dans l'UE	250 ³	-
Fenvalérate	51630-58-1	Insecticide	Interdit dans l'UE	450 ³	-
Deltaméthrine	52918-63-5	Insecticide	Autorisée en France et dans l'UE	135 ³	-
Esfenvalérate	66230-04-4	Insecticide	Autorisée en France et dans l'UE	87	-
Resméthrine	10453-86-8	Insecticide	Interdit dans l'UE	2000	-

¹ Rapport de l'Organisation Mondiale de la Santé « Recommended Classification of Pesticides by Hazard 2009 »

² Base de données européenne sur les substances actives phytosanitaires (http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm) et base de données française sur les biocides disponibles sur le marché (<http://public-biocides.developpement-durable.gouv.fr>)

³ Valeur très supérieure aux concentrations utilisées dans les produits commerciaux

⁴ DL₅₀ cutanée, car plus faible que la DL₅₀ orale (risque d'absorption par voie cutanée plus important)

Annexe 2. Concentrations (mg kg⁻¹, masse fraîche) en contaminants (pesticides et PCB) dans les carcasses ou le foie de Chiroptères européens collectés sur le terrain.

Localisation	Espèce	Concentration ¹ en contaminant (min-max)		Taille de l'échantillon	Age et condition	Référence
		Carcasses	Foie			
Organochlorés (OC)						
DDT						
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	64,4 (36-100) ^{a,b}	-	3 ^c	Juveniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
Angleterre	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1,99 (0,28-5,9) ^{a,b}	-	4	Adultes ; Vivants, morts ou en fin de vie	Jefferies (1972)**
Autriche (Somme de DDT et de ses métabolites)	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,830 (0,030-4,029)	10	Juveniles et adultes ; morts ou en fin de vie	Lüftl et al. (2005)
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,078 (<LD*-2,344)	11		
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,099 (0,007-5,839)	26		
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,810 (0,712-0,974)	5		
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,597 (0,003-4,904)	23		
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,177 (<LD*-8,731)	43		
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,328 (0,093-1,317)	5		
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,026 (0,003-0,113)	6		
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	64,4 (36-100) ^{a,b}	-	3 ^c	Juveniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
DDE						
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	41,0 (30-50) ^{a,b}	-	3 ^c	Juveniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
Espagne	<i>Miniopterus schreibersii</i>	8,33 (2,93-23,5) ^b	-	5	Adultes ; Vivants	Hernandez et al. (1993)
DDD						
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	62,7 (43-110) ^{a,b}	-	3 ^c	Juveniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
Lindane (γ-HCH)						
Allemagne	<i>Myotis myotis</i>	8,57 (1,9-53,4) ^{a,b}	-	3	Adultes ; morts	Braun (1986)**
Autriche	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,005 (<LD*-0,037)	10	Juveniles et adultes ; morts ou en fin de vie	Lüftl et al. (2005)
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,034 (0,003-0,727)	11		
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,010 (<LD*-0,204)	26		
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,004 (<LD*-0,007)	5		
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,013 (<LD*-0,075)	23		

Localisation	Espèce	Concentration ¹ en contaminant (min-max)		Taille de l'échantillon	Age et condition	Référence
		Carcasses	Foie			
Organochlorés (OC)						
Lindane (γ-HCH)						
Autriche	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,017 (<LD*-0,138)	43	Juvéniles et adultes ; morts ou en fin de vie	Lüftl et al. (2005)
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,032 (<LD*-0,352)	5		
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,010 (<LD*-0,044)	6		
HCB						
Autriche	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,006 (<LD*-0,081)	10		
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,000 (<LD*-0,182)	11		
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,000 (<LD*-0,084)	26		
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,018 (0,003-0,094)	5		
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,014 (<LD*-0,040)	23		
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,010 (<LD*-4,762)	43		
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,000 (<LD*-0,070)	5		
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,010 (<LD*-0,018)	6		
PCP						
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	882 (746-1105) ^{a,b}		3 ^c	Juvéniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
Organophosphorés (OP)						
Fénitrothion						
Espagne	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1,05 ^e	-	5	Jeune à l'envol ; Vivant Adulte ; Vivant	Guillen et al. (1991)**
		0,63 ^e	-	6		
PCB						
Pays-Bas	<i>Myotis dasycneme</i>	11,3 (10-12) ^{a,b}		3 ^c	Juvéniles ; Momifiés ^d	Leeuwangh et Voûte (1985)
Espagne	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	5,06 (3,73-6,57) ^b		1	Jeunes à l'envol ; Vivants	Fernandez et al. (1993)
		3,93 (2,98-5,97) ^b		6		
Autriche	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,225 (0,015-3,563)	10	Juvéniles et adultes ;	Lüftl et al. (2005)

Localisation	Espèce	Concentration ¹ en contaminant (min-max)		Taille de l'échantillon	Age et condition	Référence
		Carcasses	Foie			
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,245 (0,033-1,091)	11	morts ou en fin de vie	
PCB						
Autriche	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,647 (0,084-21,581)	26	Juvéniles et adultes ; morts ou en fin de vie	Lüftl et al. (2005)
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,120 (0,048-1,683)	5		
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,899 (0,034-9,534)	23		
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,639 (0,034-10,912)	43		
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,939 (0,300-4,043)	5		
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,119 (0,019-2,048)	6		

¹ Médiane en mg kg⁻¹, masse fraîche, sauf indication contraire

^a Calculé par Clark et Shore (2001) à partir des données des auteurs

^b Moyenne géométrique

^c Nombre de *pools* composés de 2 à 5 chauves-souris chacun

^d Les corps étant momifiés, la concentration donnée est probablement équivalente à une concentration exprimée en masse sèche

^e Moyenne arithmétique ; chauves-souris récoltées 21 jours après épandage des pesticides dans les champs

* <LD : valeur inférieure aux limites de détection

** dans Clark et Shore (2001)

Annexe 3. Concentrations (mg kg⁻¹, masse fraîche) en métaux dans les reins, le foie ou les muscles pectoraux de Chiroptères européens collectés sur le terrain.

Localisation et référence	Espèce	Concentrations ¹ en métaux (min-max)			Taille de l'échantillon	Condition
		Foie	Reins	Muscles pectoraux		
Plomb						
Allemagne						
Streit et Nagel (1993a)	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	12,2 ^b (5,0-38,5)	-	-	3	Vivants
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	2,95 ^b	-	-	14	Morts ou vivants
Streit et Nagel (1993b)	5 espèces rassemblées ^d	4,4 ^b (0,9-38,5)	-	-	10	Morts
Angleterre						
Walker et al. 2007	<i>Myotis mystacinus</i>	-	4,05 ^b	-	17	Morts ou en fin de vie
	<i>Myotis nattereri</i>	-	1,16 ^b	-	13	
	<i>Pipistrelle</i> sp	-	2,45 ^b	-	172	
	<i>Plecotus auritus</i>	-	3,38 ^b	-	59	
Autriche						
Lüftl et al. 2003	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,373 (0,174-0,962)	-	10 (5M, 5F)	Morts ou en fin de vie
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	1,209 (0,457-3,500)	-	11 (6M, 5F)	
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	1,167 (0,131-13,810)	-	26 (10M, 16F)	
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,406 (0,312-0,879)	-	11 (3M, 2F)	
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,864 (0,416-2,550)	-	23 (9M, 14F)	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,957 (0,385-15,854)	-	43 (16M, 27F)	
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,847 (0,374-2,318)	-	5 (4M, 1F)	
<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,676 (0,335-1,415)	-	6 (4M, 2F)		
France						
Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 8,8 (4-20)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 28,8 (8-70)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 11,8 (10-16)			4 (et ossements)	
République Tchèque						
Pikula et al. 2010	<i>Eptesicus serotinus</i>	2,51 ^a	0,66 ^a	0,17 ^a	1/2/1	Morts ou en fin de vie
	<i>Myotis brandtii</i>	0,37 ^a	0,40 ^a	0,35 ^a	1/1/1	
	<i>Myotis daubentonii</i>	0,70 ^a	0,32	0,21	1/6/7	
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	-	-	0/0/0	
	<i>Myotis myotis</i>	0,38	0,30	0,18	33/32/32	
	<i>Myotis mystacinus</i>	1,82 ^a	0,08 ^a	-	1/1/0	

Effets des substances chimiques sur les Chiroptères - État des connaissances – Rapport bibliographique

Localisation et référence	Espèce	Concentrations ¹ en métaux (min-max)			Taille de l'échantillon	Condition
		Foie	Reins	Muscles pectoraux		
Plomb						
République Tchèque	<i>Myotis nattereri</i>	-	0,88 ^a	-	0/1/0	Morts ou en fin
Pikula et al. 2010	<i>Nyctalus noctula</i>	0,71 ^a	0,60 ^a	-	2/3/0	de vie
	<i>Pipistrellus nathusii</i>	0,59 ^a	0,40	0,21 ^a	3/6/4	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0,33	0,13	0,18	23/23/18	
	<i>Pipistrellus pygmeus</i>	0,21	0,54	0,28	5/7/4	
Cadmium						
Allemagne						
Streit et Nagel (1993a)	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1,53 ^{b,c}	-	-	14	Morts ou vivants
Streit et Nagel (1993b)	5 espèces rassemblées ^d	0,21 ^{b,c} (0,03-2,98)	-	-	10	Morts
Angleterre						
Walker et al. 2007	<i>Myotis mystacinus</i>	-	1,61 ^b	-	17	Morts ou en fin
	<i>Myotis nattereri</i>	-	6,27 ^b	-	13	de vie
	<i>Pipistrelle</i> sp.	-	1,42 ^b	-	172	
	<i>Plecotus auritus</i>	-	0,83 ^b	-	59	
Autriche						
Lüftl et al. 2003	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,108 (<LD*-1,974)	-	10 (5M, 5F)	Morts ou en fin
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,035 (0,001-2,914)	-	11 (6M, 5F)	de vie
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,304 (<LD -6,052)	-	26 (10M, 16F)	
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,192 (0,077-1,290)	-	11 (3M, 2F)	
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,202 (0,007-4,000)	-	23 (9M, 14F)	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,147 (0,014-2,817)	-	43 (16M, 27F)	
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,103 (0,003-0,388)	-	5 (4M, 1F)	
<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,363 (0,215-1,307)	-	6 (4M, 2F)		
France						
Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 2,5 (1-7)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 1,5 (0-3)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 36,6 (0,2-180)			4 (et ossements)	
Pays-Bas						
Reinhold et al. (1999)	<i>Myotis dasycneme</i>	-	0,29 ^b	-	1	Mort
	(3 sites)	-	0,06 ^b	-	4	Morts
		-	0,17 ^b	-	1	Mort

Localisation et référence	Espèce	Concentrations ¹ en métaux (min-max)			Taille de l'échantillon	Condition
		Foie	Reins	Muscles pectoraux		
Mercure						
Angleterre	<i>Myotis mystacinus</i>	-	3,00 ^b	-	17	Morts ou en fin
Walker et al. 2007	<i>Myotis nattereri</i>	-	2,65 ^b	-	13	de vie
	<i>Pipistrelle</i> sp	-	0,93 ^b	-	172	
	<i>Plecotus auritus</i>	-	1,52 ^b	-	59	
Autriche Lüftl et al. 2003	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	0,287 (0,092-0,668)	-	10 (5M, 5F)	Morts ou en fin
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	0,312 (<LD*-1,087)	-	11 (6M, 5F)	de vie
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	0,853 (<LD*-3,211)	-	26 (10M, 16F)	
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	0,181 (0,168-0,337)	-	11 (3M, 2F)	
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	0,245 (<LD*-1,051)	-	23 (9M, 14F)	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	0,322 (<LD*-3,200)	-	43 (16M, 27F)	
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	0,211 (<LD*-0,649)	-	5 (4M, 1F)	
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	0,251 (0,152-0,695)	-	6 (4M, 2F)	
France Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 0,9 (0,3-2)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 0,8 (0,3-1,6)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 0,6 (0,1-1,5)			4 (et ossements)	
Pays-Bas Reinhold et al. (1999)	<i>Myotis dasycneme</i>	-	0,72 ^b	-	1	Adulte, mort
	(3 sites)	-	0,07 ^b	-	4	Juveniles, morts
		-	0,78 ^b	-	1	Adulte, mort
Chrome						
Allemagne						
Streit et Nagel (1993a)	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	4,6 ^{b,c}	-	-	7	Morts ou vivants
Streit et Nagel (1993b)	5 espèces rassemblées ^d	2,0 ^{b,c} (1,0-9,6)	-	-	10	Morts
France Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 24,3 (15-35)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 6,8 (4-10)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 36,4 (10-120)			4 (et ossements)	

Effets des substances chimiques sur les Chiroptères - État des connaissances – Rapport bibliographique

Localisation et référence	Espèce	Concentrations ¹ en métaux (min-max)			Taille de l'échantillon	Condition
		Foie	Reins	Muscles pectoraux		
Nickel						
Allemagne						
Streit et Nagel (1993a)	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3,36 ^{b,c}	-	-	7	Morts ou vivants
Streit et Nagel (1993b)	5 espèces rassemblées ^d	1,1 ^{b,c} (0,4-3,0)	-	-	10	Morts
France						
Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 7,5 (3-13)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 3,5 (1-5)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 2,6 (1-7)			4 (et ossements)	
Cuivre						
Autriche						
Lüftl et al. 2003	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	5,72 (3,40-11,10)	-	10 (5M, 5F)	Morts ou en fin de vie
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	5,15 (2,75-118,51)	-	11 (6M, 5F)	
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	8,11 (2,29-38,05)	-	26 (10M, 16F)	
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	8,57 (4,59-14,54)	-	11 (3M, 2F)	
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	8,44 (4,16-20,38)	-	23 (9M, 14F)	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	8,43 (3,31-36,18)	-	43 (16M, 27F)	
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	7,34 (4,38-17,81)	-	5 (4M, 1F)	
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	5,53 (2,62-8,10)	-	6 (4M, 2F)	
France						
Hamon et Gérard 1990	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 40 (14-57)			7 (et ossements)	Morts
	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 15,6 (10-30)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 48,4 (10-180)			4 (et ossements)	
Zinc						
Autriche						
Lüftl et al. 2003	<i>Eptesicus serotinus</i>	-	52,9 (22,4-122,5)	-	10 (5M, 5F)	Morts ou en fin de vie
	<i>Myotis emarginatus</i>	-	118,1 (34,5-597,8)	-	11 (6M, 5F)	
	<i>Myotis mystacinus</i>	-	76,5 (28,2-820,9)	-	26 (10M, 16F)	
	<i>Nyctalus noctula</i>	-	25,2 (13,6-33,8)	-	11 (3M, 2F)	
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	-	40,8 (14,0-425,5)	-	23 (9M, 14F)	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	-	53,1 (17,01-440,0)	-	43 (16M, 27F)	
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	-	163,5 (25,3-389,6)	-	5 (4M, 1F)	
	<i>Vespertilio murinus</i>	-	39,5 (26,9-89,4)	-	6 (4M, 2F)	

Localisation et référence	Espèce	Concentrations ¹ en métaux (min-max)			Taille de l'échantillon	Condition
		Foie	Reins	Muscles pectoraux		
Zinc						
France	<i>Miniopterus schreibersi</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 957,5 (185-2500)			7 (et ossements)	Morts
Hamon et Gérard 1990	<i>Myotis myotis</i>	Carcasses : 203,3 (100-420)			7	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Carcasses et ossements de plusieurs autres individus : 222,2 (11-450)			4 (et ossements)	
	<i>Eptesicus serotinus</i>	0,95 ^a	0,43 ^a	0,25 ^a	1/2/1	Morts ou en fin
République Tchèque Pikula et al. 2010	<i>Myotis brandtii</i>	0,50 ^a	0,29 ^a	0,69 ^a	1/1/1	de vie
	<i>Myotis daubentonii</i>	0,54 ^a	0,36	0,21	1/6/7	
	<i>Myotis myotis</i>	0,34	0,41	0,30	33/32/32	
	<i>Myotis mystacinus</i>	0,46 ^a	0,59 ^a	-	1/1/0	
	<i>Myotis nattereri</i>	-	1,12 ^a	-	0/1/0	
	<i>Nyctalus noctula</i>	0,27 ^a	0,67 ^a	-	2/3/0	
	<i>Pipistrellus nathusii</i>	0,38 ^a	0,85	0,32 ^a	3/6/4	
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0,28	0,47	0,25	23/23/18	
	<i>Pipistrellus pygmeus</i>	0,30	0,63	0,36	5/7/4	

¹ Médiane en mg kg⁻¹, masse fraîche (sauf indication contraire) dans les reins, le foie et/ou les muscles (sauf indication contraire)

^a Moyenne arithmétique

^b Valeur en masse sèche (approximativement 4 fois plus importante qu'en masse fraîche)

^c Moyenne géométrique

^d *Eptesicus serotinus*, *Myotis mystacinus*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Plecotus auritus*

* <LD : valeur inférieure aux limites de détection

Annexe 4. Concentrations (mg kg⁻¹, masse sèche) en contaminants (OC et métaux) dans le guano de Chiroptères européens.

Localisation	Espèce	Concentration ¹ en contaminant (min-max)	Référence
Organochlorés (OC)			
Aldrine			
France (Lorraine)	<i>Miniopterus schreibersii</i>	0,035	Hamon (1988b)
DDD			
France (Lorraine)	<i>Myotis myotis</i>	0,144	Hamon (1988b)
DDT			
Italie	Non explicitée	0,15 ^a	Boccelli et al. (1993) ^b
Endrine			
Italie	Non explicitée	0,1 ^a	Boccelli et al. (1993) ^b
Lindane (γ-HCH)			
France (Lorraine)	<i>Myotis myotis</i>	0,035	Hamon (1988b)
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	0,050	
Italie	Non explicitée	0,11 ^a	Boccelli et al. (1993) ^b
Métaux			
Plomb			
France (Franche-Comté)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	6,71 (0,52-25,23)	Scheifler (communication personnelle)
France (Lorraine)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	32 (6-55)	Hamon (1988a)
	<i>Miniopterus schreibersii</i>	16 ^c	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	15 ^c	
	<i>Myotis myotis</i>	17,6 ^c	
Cadmium			
France (Franche-Comté)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	1,74 (0,03-4,20)	Scheifler (communication personnelle)
France (Lorraine)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	1,5 (1-2)	Hamon (1988a)
	<i>Miniopterus schreibersii</i>	2,6 ^c	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	3,2 ^c	

Localisation	Espèce	Concentration ¹ en contaminant (min-max)	Référence
	<i>Myotis myotis</i>	18 ^c	
Métaux			
Mercure			
France (Franche-Comté)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	1,74 (0,03-4,20)	Scheifler (communication personnelle)
France (Lorraine)	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	0,6 (0,3-1,6)	Hamon (1988a)
	<i>Miniopterus schreibersii</i>	<1 ^c	
	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	0,87 ^c	
	<i>Myotis myotis</i>	0,83 ^c	

¹ Moyenne en mg kg⁻¹, masse sèche

^a Pas de correction selon le contenu aqueux, qui n'est pas reporté

^b Dans Clark et Shore (2001)

^c Résultats publiés dans des travaux précédents de l'auteur