

Les animaux sauvages, sentinelles de la pollution du milieu naturel?

F. MOUTOU * et B. JOSEPH-ENRIQUEZ **

Résumé: Le suivi des cycles des contaminants du milieu naturel a mis en évidence la présence d'espèces particulièrement sensibles à certaines substances pour des raisons alimentaires, comportementales ou de proximité. L'analyse de ces situations permet d'utiliser ces mêmes espèces comme témoins de la charge de ces écosystèmes en polluants. L'existence de seuils de concentration, au-delà desquels certains phénomènes peuvent apparaître, renforce le rôle des sentinelles. Les exemples sont pris parmi les mammifères, les oiseaux et les poissons essentiellement, et concernent les radionucléides, les produits phytosanitaires, les hydrocarbures pétroliers et les métaux lourds. Cette liste n'est certes pas exhaustive.

MOTS-CLÉS : Mammifères aquatiques - Mammifères terrestres - Oiseaux - Poissons - Pollutions - Sentinelles.

INTRODUCTION

L'industrie contemporaine transforme de grandes quantités de substances différentes, pour certaines sous des tonnages particulièrement importants. Chacune de ces substances, qu'il s'agisse du produit brut, d'une étape intermédiaire ou du produit final, représente un risque potentiel d'agression pour l'environnement. Le risque peut être d'ordre accidentel (fuite dans les chaînes et processus de transport et de transformation), ou inhérent à l'usage même du produit (c'est le cas notamment des produits phytosanitaires). Les réglementations nationales et internationales ont pour but de contenir ces risques dans des limites acceptables pour les sociétés et pour les économies : ainsi, les systèmes de surveillance entourant les zones à risque mesurent un certain nombre de paramètres physiques et chimiques grâce à des capteurs. Malheureusement, l'expérience prouve que ces mesures sont insuffisantes et que les défaillances, humaines ou techniques, ne sont pas toujours prévisibles.

L'image la plus spectaculaire d'une pollution reste celle de milliers de poissons morts flottant dans l'eau devenue soudain abiotique d'une rivière ou celle d'un cormoran englué dans du pétrole. De tels phénomènes donnent, en effet, le premier signal évident d'une anomalie importante dans le fonctionnement d'une usine ou d'un accident survenu en mer.

* CNEVA-LCRV, B.P. 67, 94703 Maisons-Alfort Cedex, France.

** ENVA, Service de Pharmacie Toxicologie, 7, avenue du Général-de-Gaule, 94704 Maisons-Alfort Cedex, France.

De façon générale, l'observation de la vie sur certaines espèces choisies peut représenter un excellent moyen de surveillance de l'atteinte des divers écosystèmes de la planète par des toxiques particuliers.

C'est ce principe qui justifiait la présence de serins ou de canaris dans les mines de charbon jusqu'au début du siècle : leur petite taille en faisait de bons indicateurs d'un début de pollution de l'atmosphère des galeries par le gaz carbonique, ce qui permettait aux mineurs de s'écarter à temps.

Les pollutions massives ayant des effets immédiats, le choix des espèces à surveiller doit s'orienter vers la détermination d'un seuil critique, le contrôle des pollutions chroniques et le suivi de la restauration éventuelle d'un milieu après une atteinte grave. L'absorption du polluant peut être réalisée par contact, par inhalation ou par ingestion.

Les quelques exemples retenus illustrent ces remarques dans un certain nombre de situations. Les observations réalisées lors du choix de telle ou telle espèce doivent permettre de préciser et d'enrichir leur rôle de sentinelle. Les espèces retenues le sont, en effet, par le type d'habitat normalement fréquenté, leur place dans les réseaux trophiques, leur abondance relative et une certaine opportunité qui peut les rendre disponibles, soit directement (cadavres), soit indirectement (féces par exemple). Les cas d'espèces sentinelles rapportés dans le présent article illustrent, de manière non exhaustive, les diverses possibilités offertes par celles-ci.

HERBIVORES TERRESTRES ET POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

Radioactivité

L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, survenu le 26 avril 1986 en Ukraine (URSS), représente, malheureusement, le meilleur exemple contemporain de pollution radioactive en Europe. Au niveau de la faune sauvage, les biologistes se sont inquiétés des conséquences des retombées sur les grands mammifères herbivores des zones touchées, ainsi que sur les oiseaux migrateurs. Ces animaux étant consommés régulièrement pendant l'époque d'ouverture de la chasse, la question était de savoir si leur viande présentait un danger pour l'homme. L'accident de Tchernobyl lui-même est rapporté dans un document de l'Académie des Sciences (1). Au niveau de la faune sauvage, des documents ont été publiés pour la France (2, 25), la Belgique (38) et la Suède (18, 19) pour n'en citer que quelques-uns. Au niveau français, les valeurs des retombées, elles-mêmes incontestables, ne semblent pas avoir été vraiment inquiétantes.

Avant de parler des ongulés, voici l'exemple d'un migrateur. Des études ont porté sur la présence de radioactivité chez les oiseaux migrateurs dont le régime alimentaire et les déplacements saisonniers pouvaient avoir augmenté les risques de contamination. C'est ainsi que la bécasse (*Scolopax rusticola*) a semblé représenter la meilleure sentinelle dans cette situation. Or, les analyses faites en France dès l'automne 1987 ont été rassurantes. L'élément redouté, le césium (Cs), est resté nettement au-dessous de la norme européenne fixée à 600 becquerels par kilo de chair (Bq/kg) – tolérance pour la circulation des denrées entre les pays de la Communauté Européenne. La norme sanitaire de limite annuelle d'incorporation est fixée par EURATOM, et pour le césium, elle atteint 300 000 Bq/an. En France, pour les espèces sauvages,

l'essentiel des mesures a été effectué par le Centre National d'Etudes Vétérinaires et Alimentaires – Laboratoire Central d'Hygiène Alimentaire (CNEVA-LCHA), et par certains laboratoires vétérinaires départementaux, en collaboration avec l'Office National de la Chasse.

En Belgique, et probablement dans les pays voisins, le chevreuil (*Capreolus capreolus*) est un bon révélateur des retombées radioactives locales, grâce à son comportement territorial marqué et à son régime alimentaire qui se compose de feuilles de ronces. Des recherches ont été effectuées sur la teneur en césium 137 (137 Cs) dans le rein des animaux, et le maximum observé à l'automne 1986 a été de 466 Bq/kg.

En Suède, où le nuage radioactif a été plus important, les mesures effectuées ont donné des résultats nettement supérieurs dans certaines zones particulièrement touchées. Les trois ongulés étudiés ont été le chevreuil, l'élan (*Alces alces*) et le renne (*Rangifer tarandus*) ; la bécasse et le colvert (*Anas platyrhynchos*) ont fait également l'objet de dosages. La plus forte valeur a été relevée sur un colvert : 50 000 Bq/kg de 137 Cs ; on a aussi trouvé 20 000 Bq/kg de 137 Cs sur des chevreuils du sud du pays. Les Suédois consommant beaucoup de viande d'élan à la période de la chasse (septembre/octobre), de nombreuses analyses ont été effectuées et un certain nombre de carcasses ont dû être détruites.

Le cas le plus sérieux reste celui du renne semi-sauvage des Lapons. Depuis les expériences nucléaires en altitude des années 1960, leur viande contient déjà du césium. De surcroît, en hiver, leur alimentation presque exclusivement composée de lichens, leur fait ingérer de grandes quantités de radionucléides. En 1965, le chiffre était de 2 000 à 4 000 Bq/kg. La demi-vie biologique du radio césium dans le cycle renne/lichen est de l'ordre de dix à vingt ans. L'évolution des politiques nucléaires des grandes puissances avait diminué les contaminations, mais le taux en 1984-1985 était encore probablement supérieur à 300 Bq/kg. En fonction de l'alimentation des animaux et de leurs zones de pâturage, les chiffres ont atteint 12 000 Bq/kg, puis sont revenus à 3 000 Bq/kg après que les troupeaux furent déplacés. Le record de contamination, obtenu en mars 1987 sur quelques échantillons, a été de 75 000 Bq/kg.

De cette catastrophe, on peut retenir la possibilité de jouer le rôle de sentinelles pour la bécasse et le chevreuil, du fait de leur alimentation «à risque». Dans les zones subarctiques, tous les consommateurs de lichens étaient grandement exposés et les rennes sauvages eurasiatiques se sont certainement trouvés dans des situations comparables à celles des animaux semi-domestiques du Nord de la Suède.

Fluorose

Les herbivores sauvages sont parfois les révélateurs de la contamination répétée de certains terrains par des polluants cumulatifs. Ceux-ci, issus d'usines sous forme de poussière, se déposent à la surface des végétaux dans les vallées où, en hiver, certains sujets tels que les chamois (*Rupicapra rupicapra*) migrant à partir du parc national de la Vanoise, s'aventurent à la recherche de nourriture.

Les bouquetins alpins (*Capra ibex*), sont apparus au moins aussi sensibles que les moutons d'élevage à l'ingestion réitérée de fluorures libérés par les usines d'aluminium de la vallée de la Maurienne en France. Leur fluorémie augmente rapidement car ils ingèrent des végétaux fortement pollués poussant à proximité de ces usines. La fluorose et ses effets délétères sur le développement dentaire ont été étudiés chez les cervidés (10).

Des études allemandes réalisées sur le chevreuil ont décrit les lésions histologiques dentaires primitives liées à l'action hypominéralisante du fluor, et les lésions secondaires postéruptives liées aux efforts mécaniques de la mastication (22).

Des études américaines ont été menées à partir de mâchoires d'animaux domestiques (moutons, chevaux) et sauvages (835 cerfs, 105 élans, 64 bisons) ayant vécu dans les régions où les sols, l'eau, la végétation renfermaient des concentrations anormalement élevées en fluorures. Dans les deux types de populations, les auteurs ont démontré qu'il existe une relation entre l'existence de lésions de fluorose sur les incisives et l'abrasion des prémolaires et des molaires (39).

Ainsi, l'observation et l'interprétation adéquates des lésions de fluorose dentaire chez des herbivores sauvages sont-elles utiles pour diagnostiquer et évaluer l'importance de l'imprégnation fluorée chez le bétail domestique.

MAMMIFÈRES ICTHYOPHAGES ET POLLUANTS CHIMIQUES EN EAU DOUCE

Schématiquement, les chaînes et les réseaux trophiques peuvent se représenter selon un modèle pyramidal ; dans ce modèle, la loutre (*Lutra lutra*) des rivières d'Europe se situe à l'un des niveaux les plus élevés de l'ensemble. Malgré les mesures de protection actuelles, cette espèce est en voie de disparition dans une grande partie de l'Europe, et ne semble se maintenir qu'en Irlande, en Ecosse et à l'ouest de l'Angleterre, en Scandinavie, en France sur les côtes de l'Atlantique et Auvergne, au Portugal et peut-être en Albanie. Les causes de ce déclin sont probablement multiples, mais après l'arrêt de la chasse et du piégeage de l'espèce, les recherches ont pu s'orienter vers les polluants et en particulier les polychlorobiphényles (PCB), en Grande-Bretagne (21), en France (23) et en Suisse (D. Weber, inédit). Il existe une corrélation entre le taux de PCB relevé dans la graisse sous-cutanée de loutres trouvées mortes, et la démographie de l'espèce.

Pour un taux supérieur à 50 mg/kg, l'espèce s'éteint inexorablement, car il entraîne la stérilité des individus. Or, ce produit, déjà présent à un taux moyen de 0,05 mg/kg dans les poissons de la plupart des fleuves et rivières européens, a la propriété de s'accumuler avec le temps, de sorte que dans le cas des loutres, dont la maturité sexuelle n'est atteinte qu'à deux ans, le seuil critique (50 mg/kg) est franchi avant qu'elles n'aient pu se reproduire ; les loutres ne peuvent donc se maintenir dans ces régions. Le suivi des populations de loutres permet ainsi de connaître le taux de PCB dans l'écosystème correspondant. Si l'on remarque que l'espèce disparaît d'une région où elle est effectivement protégée, il est probable que la raison en soit le taux des PCB présents dans l'écosystème. Inversement, les zones protégées où l'espèce se reproduit normalement sont certainement très peu polluées par ces mêmes substances.

MAMMIFÈRES MARINS ET POLLUANTS CHIMIQUES

Les polychlorobiphényles (PCB)

Les rivières des pays industrialisés qui se jettent dans la Baltique, la mer du Nord, la Manche ou la Méditerranée y déversent l'ensemble des déchets et résidus éliminés

par les diverses industries (31). Avec des cycles différents dans le temps et l'espace de ceux observés dans l'environnement terrestre, les écosystèmes marins donnent des signes inquiétants de saturation de certains toxiques. C'est encore le cas des PCB (3) pour les mammifères marins. Aux Pays-Bas (37) comme en Angleterre (6), on a pu mettre en évidence que les taux de PCB observés dans le panicule graisseux sous-cutané des phoques veaux marins (*Phoca vitulina*) et des phoques gris (*Halichoerus grypus*) étaient de nature à diminuer significativement leur reproductivité et, à terme, de poser la question du renouvellement des populations dans certaines mers hautement polluées. Il est possible de suivre ces tendances en observant, année par année, la démographie de colonies témoins (mer de Wadden aux Pays-Bas, baie de Liverpool dans la mer d'Irlande, par exemple), ou en dosant les polluants importants sur tous les cadavres de phoques trouvés morts sur les côtes. Si la pollution a été évoquée lors de la grande épizootie observée en 1988 en mer du Nord sur les veaux marins, elle ne semble cependant pas avoir été la cause du phénomène, lié dans ce cas à un morbillivirus (20, 27).

Les hydrocarbures pétroliers

L'analyse des causes de mortalité des pinnipèdes trouvés sur nos côtes met aussi en évidence un autre phénomène chronique : la pollution par les hydrocarbures (5). A côté de la catastrophe immédiate liée à la marée noire, il y a toutes les conséquences à plus long terme et au niveau mondial de cette pollution permanente de l'océan (dégazage des pétroliers), dont certaines sont encore inconnues. La présence de pétrole en film monomoléculaire à la surface de l'eau modifie les échanges entre l'eau et l'air. Les phoques venant régulièrement avaler en surface le poisson pêché sous l'eau, ingèrent à chaque fois de petites quantités de pétrole. Un ouvrage entièrement consacré à ce sujet vient de paraître (13). Les mêmes situations se rencontrent chez les oiseaux marins (29).

ANIMAUX RÉVÉLATEURS DE POLLUTION PAR LES INSECTICIDES

Les chiroptères et divers insecticides

Petits chasseurs d'insectes, les chauves-souris sont particulièrement exposées à la consommation régulière d'insecticides de diverses sortes. Par ailleurs, leur longévité potentielle, qui peut atteindre une vingtaine d'années voire plus, ainsi que leur poids, qui ne dépasse pas quelques dizaines de grammes, en font d'excellents témoins des pollutions par les insecticides, pour autant qu'elles y survivent (34). Il y a deux façons d'utiliser les chiroptères : la découverte de cadavres permet d'effectuer des mesures directes, et l'accumulation de leurs déjections (guano) au pied des gîtes réguliers d'été offre également un bon matériel d'études. De telles études ont déjà mis en évidence le rôle de témoin que peut jouer ce guano de chiroptères (4, 14). Les possibilités de survie de ces espèces sont certainement conditionnées par l'activité humaine, en particulier par l'usage, raisonné ou non, de substances insecticides à vocation domestique, agricole et sylvicole.

D'autres études ont permis de mesurer la présence de métaux lourds sur des ossements de chauves-souris (15). L'écologie et la longévité de ces espèces en font de bons marqueurs de ce phénomène.

Superprédateurs et insecticides organochlorés

Les insecticides organochlorés sont maintenant bien connus pour leur rémanence dans l'environnement aquatique et terrestre et leur concentration dans les maillons des chaînes alimentaires, suite à leur usage intensif dans les années 1945-1960.

L'exemple classique du Clear Lake aux Etats-Unis d'Amérique est particulièrement démonstratif (16). En effet, il a révélé l'accumulation d'un organochloré voisin du dichloro-diphényl-trichloréthane (DDT) dans les poissons et, en fin de chaîne, dans les tissus graisseux des grèbes piscivores (*Aechmophorus occidentalis*) qui renfermaient des teneurs de l'ordre de 2 500 mg/kg, soit 178 000 fois plus que les eaux du lac ! En l'espace de trois à quatre ans, la population de grèbes est passée de mille à une trentaine de couples. La Figure 1 en montre le schéma de concentration.

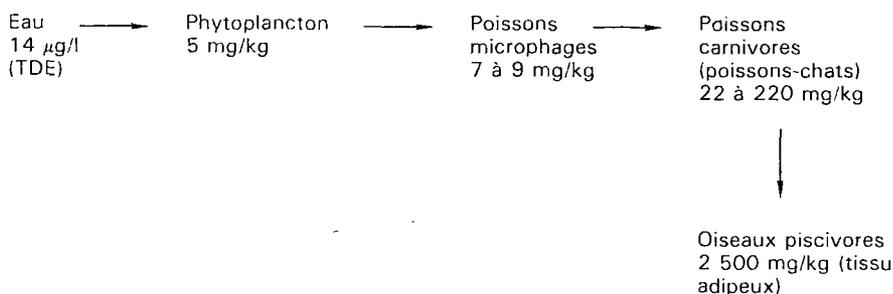


FIG. 1

Transfert du DDT et de ses analogues dans la chaîne trophique de Clear Lake

(16)

La toxicité à long terme de ces insecticides se traduit donc par la disparition ou la forte régression des populations les plus vulnérables, qui deviennent alors des cibles privilégiées d'étude. Les catastrophes écologiques ont ainsi conduit la communauté scientifique à reconnaître la nécessité de mettre au point des plans de surveillance de la faune sauvage (41), et de tester les produits phytosanitaires et les produits chimiques nouveaux quant à leurs effets de bioaccumulation chez les poissons. Des lignes directrices ont été formulées par l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) et adoptées en mai 1981. Elles comprennent des essais exprimés en systèmes statiques et dynamiques (28).

En milieu terrestre, la concentration du DDT va du sol aux oiseaux de proie en passant par les vers de terre et les moineaux, comme le montre la Figure 2 (7, 35).

Si dans les années 1970, la diminution des populations des oiseaux de proie a été particulièrement étudiée en tant que témoin de la pollution des sols (soit par le DDT, soit par les cyclodiènes), dans les années 1980 les écotoxicologues se sont intéressés

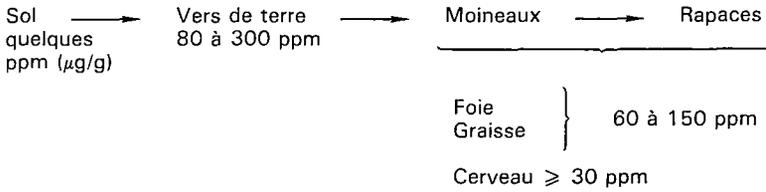


FIG. 2

Transfert du DDT et de ses analogues dans la chaîne trophique terrestre

(35)

au maillon représenté par le ver de terre dans la chaîne alimentaire terrestre pour prévoir le risque d'accumulation des pesticides. Le «test vers de terre» était né. Il apprécie la survie, la croissance pondérale, la fécondité, le taux de viabilité des cocons et le développement des embryons de ces vers dans des conditions d'exposition contrôlées (11).

Le phénomène de concentration dans les chaînes alimentaires aquatique et terrestre, et notamment le passage des composés dans le lait de vache, a conduit à des mesures réglementaires qui ont effectivement porté leurs fruits : par exemple, la limitation de l'emploi des cyclodiènes en agriculture avec retrait des homologations (arrêté ministériel du 2/10/1972). On s'oriente également, au niveau communautaire, vers une interdiction de la commercialisation de tous les cyclodiènes et de l'hexachlorocyclohexane (HCH) technique.

Contrairement aux exemples précédents, c'est parfois à la pullulation de certaines espèces sauvages et à ses conséquences que l'on a pu apprécier les effets cumulatifs du DDT. Ainsi, en Bolivie où le DDT a été utilisé pour lutter contre les moustiques vecteurs du paludisme, les lézards, consommateurs de ces moustiques mais peu sensibles, ont-ils accumulé cet organochloré. Les chats, prédateurs des lézards et très sensibles au DDT (par défaut d'enzymes de glucuroconjugaison) ont dès lors cessé de constituer une menace pour la population de rongeurs autochtones qui, par leur pullulation, ont pu accélérer le processus de transmission à l'homme de maladies telles que le typhus (12).

Une espèce comme le renard (*Vulpes vulpes*) pourrait servir de sentinelle pour les composés organochlorés comme pour les métaux lourds (40).

ANIMAUX RÉVÉLATEURS DE LA POLLUTION PAR LES MÉTAUX LOURDS

Saturnisme des anatidés

On peut rassembler ici un certain nombre de situations diverses, toutes capables d'être révélatrices de pollution. Le saturnisme des oiseaux d'eau, dans les zones où

la chasse est relativement intense, est l'une des plus connues (30). En effet, les canards de toutes espèces ingèrent régulièrement de petits cailloux lors de leur recherche de nourriture et, dans les régions où les plombs de chasse sont nombreux, les oiseaux les avalent également. En Amérique du Nord, on estime que chaque année, 1,6 à 2,4 millions d'oiseaux sont morts de saturnisme dans les années 1950. C'est la raison pour laquelle les «plombs» de chasse en plomb y sont désormais interdits dans certains Etats. En France, le problème prend également de l'importance : pour la seule saison 1988-1989, 45 % des oiseaux tués à la chasse avaient au moins un plomb dans le gésier. Sur 72 animaux, 41,7 % en avaient un seul ; 15,3 % : deux ; 6,9 % : trois ; 6,9 % : quatre ; 1,4 % : cinq et 27, 8 % plus de cinq. L'analyse des résultats de cette enquête (30) met en évidence des variations selon les espèces et leur alimentation, et selon la pression de chasse. Les étangs de la Dombes (Ain) reçoivent 2 tonnes de plomb en vingt jours de chasse, le lac de Grand-Lieu (Loire-Atlantique) 2,6 à 6,5 tonnes et la Camargue (Bouches-du-Rhône) jusqu'à 2 tonnes de plomb à l'hectare. Cependant, plus que le nombre de plombs par gésier, la teneur en plomb du foie des oiseaux analysés correspond au degré de saturnisme. La valeur-seuil serait de l'ordre de 6 ppm de matière fraîche. Si l'on veut éviter une mortalité des canards par saturnisme, il faudra, en France et dans d'autres pays, interdire de changer les cartouches avec des billes de plomb, au moins dans certaines zones d'intérêt international : zones de migration, zones proches des parcs naturels, etc.

Mercuré et cadmium en milieu marin

La teneur en mercure des poissons situés au sommet de la pyramide alimentaire, tels que le thon albacore (*Thunnus albacares*) et le thon rouge méditerranéen (*Thunnus thynnus*), est un indicateur du niveau de pollution mercurielle en milieu océanique (26).

En effet, ces animaux présentent les teneurs les plus importantes en méthylmercure de leur écosystème, puisque le facteur de concentration à partir de l'eau peut atteindre 10^5 . Des contrôles réalisés sur plusieurs années par le Laboratoire Central d'Hygiène Alimentaire (LCHA) du CNEVA, en France, ont permis de suivre l'évolution des teneurs en mercure de la chair de poissons et d'en déduire l'impact des rejets industriels en dérivés mercuriels.

En 1974, le LCHA avait rapporté environ 0,3 mg/kg de mercure dans des échantillons frais de thons océaniques, contre environ 1 mg/kg dans des thons rouges de Méditerranée. En 1987, les teneurs maximales ont été respectivement de 0,8 et de 2,5 mg/kg (G. Cumont, communication personnelle). Ces concentrations dépassent les limites maximales de résidus tolérées en France pour protéger le consommateur humain, soit 0,7 ppm pour les thons, brochets, squales, raies et 0,5 ppm pour les autres produits de mer et d'eau douce.

En France, les efforts de dépollution de l'environnement, portant, à l'initiative de l'Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets (ANRED), sur une réduction de l'emploi du mercure métallique, sur son recyclage et sur l'interdiction de l'emploi de fongicides organomercuriels, notamment du silicate de méthoxyéthylmercure en agriculture et des peintures *antifouling* (peintures de protection des bateaux) en industrie, se sont jusqu'à présent révélés insuffisants. Les poissons situés en fin de chaîne alimentaire constituent donc le témoin du niveau de contamination du milieu aquatique en mercure. En fait, il a fallu «mort d'homme» pour permettre aux scientifiques de révéler le rôle joué par les poissons dans la concentration de ce métal. Ce fut le fameux épisode de Minamata au Japon, en 1953,

où le taux moyen de mercure total chez les poissons capturés dans la baie a été estimé à 11 mg/kg de poids frais ! En Suède, le gibier, ayant concentré le méthylmercure (utilisé comme fongicide sur les graines de semence), a engendré des intoxications alimentaires chez l'homme dans les années 1960-1964. La concentration en mercure dans les plumes des oiseaux granivores suédois et des oiseaux de proie a constitué un bon indicateur pour conclure à l'accumulation du mercure dans la chaîne alimentaire terrestre (8).

Quant au cadmium, son accumulation dans les organismes marins a été démontrée. Elle varie en fonction de divers facteurs liés au milieu (36):

- concentration et forme chimique du cadmium dans l'eau, les sédiments et les particules en suspension ;
- taille des particules, contenu en matière organique et capacité d'échange ionique du sédiment ;
- salinité et température de l'eau.

Selon Preston (32), les facteurs de concentration pour le plancton, les mollusques, les crustacés et les poissons atteignent respectivement 10^4 , 10^3 à 10^5 , 10^3 et 10^2 .

La capacité des mollusques à concentrer le cadmium à partir de l'environnement a conduit certains auteurs à les proposer comme organismes sentinelles de la pollution cadmiée (36).

CONCLUSIONS

Le développement économique comporte des risques pour l'environnement qui ne sont pas toujours prévisibles. Il semble malheureusement fréquent que l'on attende un accident ou une pollution massive, avant de songer à mettre en place un système de surveillance et de prévision adéquat. Que dire alors des pollutions insidieuses et chroniques? La logique voudrait que chaque nouvelle industrie soit accompagnée d'une véritable étude d'impact où l'écotoxicologie ne serait pas négligée (33). Régulièrement, de nouveaux sujets de craintes apparaissent. Le cadmium fait partie de ces substances, certainement de plus en plus présentes, dont l'impact est encore mal connu (9).

Dès lors que l'on décide d'instaurer une surveillance par le biais de sentinelles, il reste la pertinente question du choix des bonnes espèces à observer, et des systèmes d'observation à mettre en place. Le volet toxicologique du réseau SAGIR (Surveillance sanitaire nationale de la faune sauvage) mis en place par l'Office National de la Chasse et piloté par le laboratoire de toxicologie de l'Ecole nationale vétérinaire de Lyon en est un exemple pour ce qui concerne la France. On a songé il y a quelques années à utiliser les truites en tant que biocapteurs à proximité de prises d'eau pour y détecter d'éventuelles pollutions (17). La truite, et les salmonidés en général, sont également de bons indicateurs pour suivre l'évolution d'écosystèmes entiers comme les lacs, c'est-à-dire des milieux lenticques. En cas d'appauvrissement en oxygène et d'eutrophisation progressive par pollution organique, les peuplements de poissons, en fin de chaîne, se modifient (voir l'article de L. Audoin dans ce même numéro). Les cyprinidés, plus tolérants, augmentent progressivement, au détriment des salmonidés ; le cas du lac Léman illustre parfaitement ce phénomène.

Les espèces choisies doivent être sensibles et suffisamment faciles d'accès ; il faut ensuite une véritable volonté de réagir face aux menaces ainsi identifiées. Un ouvrage récemment publié par la *National Academy Press* montre toute l'actualité de ce sujet. Il s'intitule *Animals as Sentinels of Environmental Health Hazards*. Il est signé par le *Committee on Animals as Sentinels of Environmental Health Hazards, National Research Council*. La toute récente synthèse exclusivement consacrée aux mammifères (24) confirme cet intérêt, s'il en était besoin.

L'idée n'est pas d'utiliser ces espèces sentinelles comme de simples victimes successives des agressions portées à notre environnement, mais bien comme un repère et un reflet des conséquences de nos actions, afin d'orienter le développement des économies dans les directions permettant le maintien de la plus grande biodiversité possible.

*
* *

POTENTIAL ROLE OF WILD ANIMALS AS SENTINELS OF ENVIRONMENTAL POLLUTION. – F. Moutou and B. Joseph-Enriquez.

Summary: By following the cycles of contaminants in the environment, it is possible to demonstrate the existence of species particularly sensitive to certain substances through their diet, behaviour or location. Analysis of such situations can lead to the use of the species to provide evidence of the burden of pollution of an ecosystem. The existence of threshold concentrations, above which certain phenomena may occur, strengthens the role of sentinels. Examples are drawn mainly from mammals, birds and fish, and concern radionuclides, plant protection chemicals, petroleum hydrocarbons and heavy metals. The list is by no means exhaustive.

KEYWORDS: Aquatic mammals - Birds - Environmental pollution - Fish - Sentinel animals - Terrestrial mammals.

*
* *

LOS ANIMALES SALVAJES CENTINELAS DE LA CONTAMINACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE. – F. Moutou y B. Joseph-Enriquez.

Resumen: La observación de los ciclos de los contaminantes del medio natural ha puesto de relieve la presencia de especies particularmente sensibles a ciertas sustancias por razones alimentarias, comportamentales o de proximidad. El análisis de estas situaciones permite utilizar estas mismas especies como testigos de la carga de contaminantes en dichos ecosistemas. La existencia de umbrales de concentración, fuera de los cuales pueden aparecer determinados fenómenos, refuerza el papel de los centinelas. Los ejemplos se toman básicamente entre los mamíferos, las aves y los peces y conciernen los radionucleidos, los productos fitosanitarios, los hidrocarburos petroleros y los metales pesados. Esta lista no es exhaustiva.

PALABRAS CLAVE: Aves - Centinelas - Contaminaciones - Mamíferos acuáticos - Mamíferos terrestres - Peces.

*
* *

BIBLIOGRAPHIE

1. ANON. (1987). – L'accident de Tchernobyl. Conséquences et enseignements. *Vie des Sciences*, **4** (3), 211-250.
2. ANON. (1987). – Radioactivité et faune sauvage. *In* Faune sauvage d'Europe (R. Rosset, éd.). *Infos tech. Serv. vét.*, **96**, 367-368.
3. ANON. (1988). – Les PCB ou pyralènes : quels dangers? *Vie des Sciences*, **5** (1), 31-38.
4. ARTOIS M. (1986). – Etude éco-toxicologique d'une colonie estivale de petits rhinolophes (*Rhinolophus hipposideros*) en Lorraine. *In* Les chiroptères (F. Le Boulenger, éd.). Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Rouen, 69-83.
5. BABIN P., DUGUY R. & GRANDON G. (1990). – Intoxication par ingestion d'hydrocarbures chez le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque veau marin (*Phoca vitulina*). *Point vét.*, **22** (132), 665-668.
6. BAKER J.R. (1989). – Pollution-associated uterine lesions in grey seals from the Liverpool Bay area of the Irish Sea. *Vet. Rec.*, **125** (11), 303.
7. BAUM F. & CONRAD G. (1978). – Birds of prey as indicators of changing environmental burden by chlorinated hydrocarbons. *Tierärztl. Umsch.*, **33**, 661-668.
8. BERG W., JOHNELS A., SJÖSTRAND B. & WESTERMARK T. (1966). – Mercury content in feathers of Swedish birds over the past 100 years. *Oikos*, **17**, 71-83.
9. BURGAT V. (1990). – Un micropolluant : le cadmium. *Bull. mens. Off. nat. Chasse*, **146**, 40-42.
10. CARANHAC I. (1990). – Contribution à l'étude de la fluorose des ongulés sauvages en Maurienne. Thèse Doct. vét., ENV Lyon, n° 48, 102 p.
11. CIUZEAU D., LAGARDE R. & FAYOLLE L. (1990). – Approche démographique d'une population de *Lumbricus terrestris* en liaison avec des produits agropharmaceutiques utilisés en polyculture-élevage. *In* Relations entre les traitements phytosanitaires et la reproduction des animaux, 5^e Colloque international, 25-26 avril. Agence nationale pour la protection des plantes, Paris, 245-256.
12. COMMONER B. (1966). – Quelle terre laisserons-nous à nos enfants? Collection Science Ouverte, Editions du Seuil, Paris, 206 p.
13. GERACI J.R. & SAINT-AUBIN D.J. (1990). – Sea mammals and oil (J.R. Geraci & D.J. Saint-Aubin, éd.). Academic Press, Londres & New York, 259 p.
14. HAMON B. (1986). – Recherche de produits organochlorés dans du guano de chauves-souris. *In* Les chiroptères (F. Le Boulenger, éd.). Société française pour l'étude et la protection des mammifères, Rouen, 47-67.
15. HAMON B. & GERARD Y. (1990). – Recherches de métaux lourds dans des ossements de *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797), *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) et *Miniopterus scheibersi* (Kuhl, 1819). *Ann. CPEPESC Lorraine*, **1** (2), 68-82.
16. HUNT E.G. & BISCHOFF A.I. (1960). – Inimical effects on wildlife of periodic application of DDT to Clear Lake. *Calif. Fish Game*, **46** (1), 91-106.
17. HUVE J.-L. (1982). – Un détecteur original de pollution : la truite. *La Recherche*, **13** (129), 108-110.
18. JONES B.E.V. (1989) – Effects of the Chernobyl accident on animal husbandry and production, from a Swedish perspective. *JAVMA*, **194** (7), 900-902.
19. JONES B.E.V. (1989). – Managing a radioactive fall-out. The Swedish experience after Chernobyl. *Br. vet. J.*, **145** (3), 220-225.
20. KENNEDY S. (1990). – A review of the 1988 European seal morbillivirus epizootic. *Vet. Rec.*, **127** (23), 563-567.

21. KEYMER I.F., WELLS G.A.H., MASON C.F. & MACDONALD S.M. (1988). – Pathological changes and organochlorine residues in tissues of wild otters (*Lutra lutra*). *Vet. Rec.*, **122** (7), 153-155.
 22. KIERDORF U. & KIERDORF H. (1989). – A scanning electron microscopic study on surface lesions in fluorosed enamel of roe deer (*Capreolus capreolus* L.). *Vet. Pathol.*, **26** (3), 209-215.
 23. LAFONTAINE L., JONCOUR G. & MENANTEAU P. (1990). – Otters and bio-accumulating pollutants: first data for western France. *IUCN Otter Specialist Group. Bull.*, **5**, 51-59.
 24. MCBEE K. & BICKHAM J.W. (1990). – Mammals as bioindicators of environmental toxicity. *In* Current mammology. Vol. 2 (H.H. Genoways, éd.). Plenum Press, New York & Londres, 37-88.
 25. MALLET C. (1988). – Tchernobyl, avril 1986! En 1987-1988, les oiseaux migrateurs en portent-ils des séquelles? *Bull. mens. Off. nat. Chasse*, **129**, 16.
 26. MILHAUD G. (1981). – L'animal révélateur de pollutions – *In* Premiers Entretiens de Bourgelat, 22-24 octobre. ENV Lyon, 467-472.
 27. MOUTOU F., VAN BRESSEM M.-F. & PASTORET P.-P. (1989). – Quel avenir pour les phoques de mer du Nord? *Cah. Ethol. appl.*, **9** (1), 59-74.
 28. OCDE (1981). – Lignes directrices pour les essais des produits chimiques. Publication OCDE, Paris.
 29. OHLENDORF H.M., RISEBROUGH R.W. & VERMEER K. (1978). – Exposure of marine birds to environmental pollutants. Wildlife Research Report 9, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, Washington DC, 40 p.
 30. PAIN D. (1991). – L'intoxication saturnine de l'avifaune : une synthèse des travaux français. *Gibier Faune Sauvage*, **8**, 79-92.
 31. PESSON P., LEYNAUD G., RIVIERE J., CABRINDEC R., BOVARD P., VIVIER P., LAURENT P., ANGELI N., DESCY J.-P., WATTEZ J.R., TUFFERY G. & VERNEAUX J. (1980). – La pollution des eaux continentales : incidences sur les biocénoses aquatiques (P. Pesson, éd.). Dunod, Paris, 368 p.
 32. PRESTON A. (1973). – Cadmium in the marine environment of the United Kingdom. *Mar. Pollut. Bull.*, **4**, 105-107.
 33. RAMADE F. (1978). – Eléments d'écologie appliquée. Ediscience, Paris, 576 p.
 34. RANSOME R. (1990). – The natural history of hibernating bats. Christopher Helm, Londres, 235 p.
 35. RATCLIFFE D.A. (1970). – Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. appl. Ecol.*, **7** (1), 87-115.
 36. RAY S. (1984). – Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. *Experientia*, **40** (1), 14-23.
 37. REIJNDERS P.J.H. (1986). – Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature*, **324**, 418, 456-457.
 38. SEPULCHRE DE BIE C., RONNEAU C., CARA J. & COLLIN B. (1988). – Contamination des reins de chevreuils par le radiocésium de Tchernobyl. *Ann. Méd. vét.*, **132** (6), 497-504.
 39. SHUPE J.L., CHRISTOFFERSON P.V., OLSON A.E., ALLRED E.S. & HURST R.L. (1987). – Relationship of cheek tooth abrasion to fluoride-induced permanent incisor lesions in livestock. *Am. J. vet. Res.*, **48** (10), 1498-1503.
 40. VENANT A., CUMONT G., BLANCOU J., RICHOU-BAC L. & FEINBERG M. (1982). – Le renard, indicateur biologique de la pollution de l'environnement par les composés organochlorés et les métaux lourds. *Bull. Acad. vét. Fr.*, **55**, 313-321.
 41. VENANT A. & CUMONT G. (1987). – Contamination des poissons du secteur français du Lac Léman par les composés organochlorés entre 1973 et 1981. *Environ. Pollut.*, **43** (3), 163-173.
-