

Oiseaux et produits phytosanitaires : évaluation des risques et monitoring

Michela Gandolfi et Otto Daniel, Station de recherche Agroscope Changins-Wädenswil ACW, 8820 Wädenswil
Renseignements : Michela Gandolfi, e-mail : michela.gandolfi@acw.admin.ch, tél. +41 44 783 62 70



Nid d'oiseau dans un vignoble du Tessin. (Photo: Michela Gandolfi, Zurich)

Introduction

Les enseignements de l'histoire

Les produits phytosanitaires (PP) sont utiles, car ils aident à combattre les organismes nuisibles et à obtenir de meilleurs rendements agricoles. Les premiers PP de synthèse datent des années 1940 ; à l'époque, ils étaient perçus comme étant «LA» solution : la découverte du DDT a valu à son inventeur, le docteur P. Müller, le prix Nobel en 1948. Le fait que les PP puissent avoir des effets secondaires négatifs pour l'environnement n'a été envisagé que plus tard. Dans les années 1950 et 1960, en

effet, diverses populations d'oiseaux ont drastiquement diminué, ce qui a été attribué aux effets du DDT et de ses métabolites sur la reproduction (Hartner 1981). A la suite de cette découverte, les autorisations du DDT pour des applications agricoles ont été progressivement retirées. En raison de la forte persistance de cette substance et de sa faculté de bioaccumulation tout au long de la chaîne alimentaire, les espèces concernées ont mis des décennies à s'en remettre. Cette expérience a montré qu'afin d'éviter les surprises désagréables, il fallait aussi étudier les inconvénients des PP avant une autorisation, et pas seulement leurs avantages.

C'est pourquoi les procédures actuelles d'homologation des PP s'appuient sur un processus de comparaison de l'utilité et des risques. La base est une analyse des risques objective et scientifiquement fondée.

Méthode

Etude de l'écocompatibilité des produits phytosanitaires

En vertu de la législation, seuls les PP sans effets secondaires inacceptables sur l'être humain et sur l'environnement peuvent être mis sur le marché (RS 916.161, Ordonnance du 18 mai 1995 sur les produits phytosanitaires). Toute homologation de PP doit par conséquent être précédée d'une étude d'écocompatibilité.

Le groupe d'écotoxicologie de la Station de recherche Agroscope Changins-Wädenswil ACW analyse si et comment les plantes et les animaux peuvent entrer en contact avec des PP et si ces derniers constituent un danger pour eux. Le spectre des espèces évaluées va des organismes aquatiques (poissons, animaux et végétaux leur servant de nourriture), en passant par les organismes du sol (vers de terre, arthropodes et microorganismes vivant dans les sols) et les insectes (auxiliaires et autres arthropodes) jusqu'aux mammifères et aux oiseaux (Daniel *et al.* 2007).

La présente publication est centrée sur les oiseaux, car de nombreuses espèces de l'avifaune sont très liées aux terres agricoles : en Europe, un quart des espèces aviaires nichent sur les terres agricoles et un nombre bien plus important y recherchent leur nourriture (Schiffnerli 2000).

Pronostiquer les risques avant l'homologation

La prévision des risques que l'utilisation des PP fait encourir aux oiseaux implique la connaissance d'informations sur la toxicité du produit et sur l'exposition des oiseaux aux PP sur le terrain. Comme le disait Paracelse, «seule la dose fait le poison». C'est donc avant tout cette relation entre la toxicité du produit et le taux d'exposition des oiseaux qui permet de mesurer le risque.

La toxicité des PP pour les oiseaux est testée en laboratoire par des entreprises spécialisées. Les entreprises requérantes soumettent les résultats de ces analyses aux autorités d'homologation. Il s'agit de tests de toxicité orale aiguë, de toxicité alimentaire à court terme et d'études de reproduction sur des espèces standard sensibles, notamment le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) et le colin de Virginie (*Colinus virginianus*). Dans les tests aigus et à court terme, on observe à partir de quelle dose les oiseaux considérés présentent des troubles comportementaux (p.ex. comportement alimentaire), per-

Résumé Avant toute homologation, l'impact et les effets secondaires des produits phytosanitaires (PP) sur l'environnement doivent être évalués. A la Station fédérale de recherche Agroscope Changins-Wädenswil ACW, le groupe d'écotoxicologie étudie à l'aide de modèles les risques éventuels présentés par les PP pour les plantes et les animaux, notamment pour l'avifaune. Toutefois, un modèle ne peut jamais rendre compte de la réalité dans toute sa complexité, sans un certain taux d'incertitude. Une fois le produit autorisé, des programmes de monitoring sur le terrain peuvent apporter des informations complémentaires sur les risques éventuels des PP pour les oiseaux. Ces monitoring ont leurs limites, mais constituent néanmoins un bon outil pour compléter les analyses de risques établies avec des modèles. Ils peuvent aider à mieux comprendre les dangers que les PP représentent pour les oiseaux, à déceler des problèmes imprévus et à définir des mesures pour diminuer les risques.

dent du poids ou meurent. Le taux de mortalité permet de définir la DL50, dose létale pour 50 % des animaux étudiés. Dans les études de reproduction, on observe les doses à partir desquelles il y a des effets sur le nombre d'oeufs pondus, la qualité de ces oeufs, le nombre de poussins en bonne santé qui éclosent, ainsi que sur leur comportement et leur poids. La limite à déterminer ici est le dosage auquel aucun effet (*No Observed Effect Level* = NOEL) n'est observable sur la reproduction.

L'exposition des oiseaux aux PP est essentiellement de nature alimentaire. Il est admis en effet que les oiseaux entrent en contact avec les PP en consommant de la nourriture «contaminée» dans les champs traités. Après les semis, les oiseaux granivores peuvent ingérer directement des graines de céréales traitées qu'ils trouvent sur le sol. Les insectivores peuvent se nourrir d'insectes provenant de champs traités et les herbivores de plantes consommables qui y poussent. Le degré d'exposition se mesure en valeurs ETE (*Expected Theoretical Exposure*); cet indice est composé de deux éléments : le taux de résidus de PP attendu sur la nourriture d'une part et la quantité de nourriture absorbée par les oiseaux d'autre part (fig. 1a). Le calcul de cet ETE nécessite d'avoir des informations sur la pratique agricole, sur le comportement des PP dans l'environnement, de même que sur la biologie et l'écologie des oiseaux exposés (fig. >

1b–1e). Les paramètres agronomiques sont le taux d'application (TA), le «*Multiple Application Factor*» MAF (facteur d'applications multiples, mesure de l'effet d'applications répétées), et la «*Crop Interception*» CI (part de PP que la plante retient lors d'un traitement; fig. 1b). Il existe encore une autre valeur clé, le Ftwa, qui rend compte la dégradation des PP déposés sur la nourriture (fig. 1c). Les paramètres biologiques sont le type d'oiseau, le type de nourriture et la teneur en résidus attendue (RUD), le poids corporel (PC) et le taux d'ingestion (TI) de l'oiseau (fig. 1d). Au besoin, on procède en outre à des observations supplémentaires de terrain pour déterminer l'utilisation de l'habitat des espèces avicoles concernées (PT), leur comportement alimentaire (PD) ainsi qu'un éventuel comportement d'évitement des PP en question (AV; fig. 1e).

Pour évaluer le **risque**, on compare la valeur ETE avec la limite de toxicité préalablement définie. Il en résulte une valeur dite TER («*Toxicity-Exposure-Ratio*»). Le TER est alors mis en relation avec des valeurs de seuil telles que définies : 10 pour la mortalité et 5 pour la reproduction. Si le TER est inférieur à la valeur seuil, un risque aigu ou un risque concernant la reproduction n'est toutefois pas à exclure.

La procédure détaillée est fixée dans la directive de l'UE sur l'évaluation du risque pour les oiseaux et les mammifères SANCO (2002). Cette directive a récemment été soumise à une révision totale, puis publiée en décembre 2009 par l'EFSA (European Food Safety Authority). Le groupe d'écotoxicologie d'ACW étudiera cette année les modifications contenues dans la nouvelle directive et les mettra en oeuvre de manière ciblée; il sera ainsi possible d'optimiser encore davantage l'évaluation des risques et de l'harmoniser avec la législation de l'UE.

Résultats et discussion

Limites du pronostic des risques

Dans le domaine des prévisions, il s'agit d'éviter la sous-estimation des risques; c'est pourquoi l'évaluation inclut certaines marges de sécurité. Il reste néanmoins toujours une part d'incertitude, car l'environnement est un système si complexe qu'on ne peut le contrôler ni le saisir dans sa totalité. En outre, diverses causes peuvent avoir des effets imprévus sur le terrain :

- Une constellation particulière de facteurs et de conditions de terrain : des oiseaux déjà affaiblis par des maladies, des conditions climatiques défavorables, par le manque de nourriture ou par la présence d'autres facteurs de stress peuvent dévelop-

$$ETE = \underbrace{(RUD * TA * CI * MAF * Ftwa)}_{\text{Résidus dans l'aliment}} * \underbrace{(TI/PC * PT * PD * AV)}_{\text{Prise de nourriture}}$$

Figure 1a | Calcul de la valeur ETE (*Expected Theoretical Exposure*).



- Culture et moment de l'application
- Type d'application (aspersion, traitement des semences, granulés...)
- Taux d'application : TA (kg matière active/ha)
- Nombre d'applications : MAF (*Multiple Application factor*)
- Stade de croissance : CI (*Crop Interception*)

Figure 1b | Pratique agricole.



- Propriétés physico-chimiques
- Dégradation dans eau, sol, végétation, insectes et vers : Ftwa (*time-weighted averaging factor*)

Figure 1c | Comportement des PP dans l'environnement.



- Type d'oiseau (p. ex. petit insectivore) : PC (poids corporel), TI (taux d'ingestion)
- Type de nourriture (p. ex. petits insectes)
- Résidus : valeurs RUD = Résidus per Unit Dose, pour 1 kg matière active/ha (Valeur standard tirée de la bibliographie ou mesurée)

Figure 1d | Biologie des oiseaux.



- Espèce typique pour la culture et la saison ?
- Aussi dans des surfaces non traitées ? PT (*Part of Time in the treated area*)
- Autres types de nourriture ? PD (*Part of Diet of different food types*)
- Comportement d'évitement ? AV (*Avoidance Factor*) (les facteurs écologiques requièrent généralement des études de terrain)

Figure 1e | Ecologie des oiseaux.

per une sensibilité étonnamment élevée aux PP (Burger *et al.* 1994). De même, la structure du milieu agricole local et la présence ou non d'habitats naturels peut influencer sur la fuite et le rétablissement des animaux concernés, et, par conséquent, sur les risques au niveau de la population (Hart 1990a).

- Des formulations particulièrement problématiques : les PP préparés sous forme de granulés, d'appâts ou de semences traitées ont une forte concentration de substance active. Les PP de ce type sont ceux avec le plus haut taux d'incertitude relative au risque, car la précision de leur application et le comportement des oiseaux peuvent influencer sur l'exposition de manière déterminante (Hart 1990b).

PP critiques

Certaines classes de PP présentent des risques relativement importants pour les oiseaux. Il s'agit souvent de classes de matières actives assez anciennes, comme les

carbamates, les produits organophosphorés et les rodenticides (Devine et Furlong 2007). Des cas d'empoisonnement d'oiseaux sont rapportés avec diverses substances actives, notamment le chlorpyrifos et le diazinon (Cox 1991), le thirame (Riedel et Grün 1986), le diméthoate, le méthiocarb et le carbosulfan (BVL 2004) ainsi que le carbofuran (Dietrich *et al.* 1995; Jenni-Eiermann *et al.* 1996; Barnett *et al.* 2007; Kupper *et al.* 2007). Dans l'UE, toutes ces molécules font actuellement l'objet d'une vérification dans le cadre d'un programme de réévaluation de toutes les matières actives (selon la directive 91/414/CEE, art. 8). Les substances actives qui resteront autorisées après cette nouvelle évaluation constitueront des candidates possibles pour un programme de monitoring après autorisation.

Monitoring «passif» après autorisation

La surveillance «passive» – le recensement des cas d'empoisonnement d'oiseaux – permet de glaner des renseignements complémentaires sur le danger de l'emploi des PP. Dans plusieurs pays, il existe des services spécialisés auxquels annoncer les cas d'empoisonnement d'animaux sauvages. Au Royaume-Uni par exemple, c'est le DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) et, en Allemagne, le BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit). Ces organismes enregistrent systématiquement tous les empoisonnements d'animaux et les publient régulièrement. En Suisse, les oiseaux trouvés morts sont généralement signalés et envoyés à la Station ornithologique suisse de Sempach ou aux stations régionales correspondantes. Les causes de la mort sont recherchées ponctuellement, en étudiant notamment s'il existe un lien avec l'utilisation de PP. Ce travail requiert des analyses morphologiques et toxicologiques ciblées sur les animaux morts et éventuellement des examens sur le lieu de découverte.

La plupart des empoisonnements d'animaux sauvages sont non intentionnels et généralement dus à un dosage excessif ou à la non observation des dispositions de sécurité. Il est rare que des oiseaux soient intentionnellement intoxiqués avec des PP. Un dosage excessif peut se produire fréquemment lors de traitements de petites surfaces ou de l'application de PP difficiles à doser, par exemple en répandant des granulés à la main (Kupper *et al.* 2007). En Suisse, il existe une série de dispositions de sécurité (Ordonnance sur les produits phytosanitaires, RS 916.161, 18 mai 2005, annexe 5) : les appâts rodenticides doivent toujours être disposés de manière contrôlée et les rongeurs morts toujours retirés de la zone de traitement (SPr 1, 2 et 3). Pour les semences traitées, les antilimaces et les granulés, deux précau-

tions sont notifiées : SPe 5 «Pour protéger les oiseaux, le produit phytosanitaire doit être entièrement incorporé dans le sol, en s'assurant qu'il soit également incorporé en bout de sillon.» et SPe 6 «Pour protéger les oiseaux, tout produit phytosanitaire accidentellement répandu doit être récupéré.» Si l'on n'observe pas ces dispositions de sécurité, les semences ou les granulés peuvent être plus accessibles et consommés à doses mortelles par les oiseaux (Barnett *et al.* 2007).

Les cas d'utilisation inadéquate de PP doivent être limités. Un renforcement des contrôles pourrait éventuellement être utile, mais demanderait un gros travail (Ellenberg 1992). Il paraît plus efficace d'informer et de sensibiliser les utilisateurs à ce problème.

Monitoring actif et ciblé

Une fois le produit autorisé, il serait bon, pour certains PP présentant des risques, de contrôler et de surveiller de manière ciblée leurs effets réels sur le terrain. Par exemple, un programme de surveillance a pu démontrer que la dieldrine, produit de traitement des semences, constituait un danger pour les oiseaux. Un second monitoring, réalisé après retrait de l'autorisation de ce PP, a pu prouver que ce problème était résolu (Riley 1990). Aux Etats-Unis, ces études de terrain «actives» constituent souvent même une condition de base pour l'obtention d'une autorisation (Turner 1990). Ce type d'étude peut également être utilisé pour comparer des systèmes de culture. Fluetsch et Sparling (1994) ont par exemple étudié l'avifaune des cultures fruitières conventionnelles (traitées avec des insecticides, acaricides, fongicides et herbicides de synthèse) et des cultures fruitières biologiques (protection phytosanitaire au moyen d'extraits naturels de plantes et d'auxiliaires, sans utilisation d'herbicides). L'étude comparative met en évidence que, dans les vergers conventionnels, les oiseaux ont une mortalité plus élevée, un taux de succès reproductif réduit et que la diversité des espèces est plus faible.

Les études de terrain peuvent aussi servir à vérifier que les modèles de pronostic des risques protègent suffisamment les oiseaux. Dans le cadre de la révision de la directive de l'UE concernant les oiseaux et les mammifères (SANCO 2002), une comparaison entre les risques pronostiqués et les risques effectivement observés sur le terrain a été réalisée à partir des données bibliographiques existantes (EFSA 2008, appendice 2). Dans quelques cas, moins d'oiseaux morts que prévu ont été dénombrés sur le terrain (faux négatifs). En revanche, des mortalités d'une ampleur imprévue ont été constatées avec plusieurs applications de terrain pronostiquées comme non problématiques (faux positifs), confirmant

ainsi le fait que les modélisations comportent inévitablement un certain taux d'incertitude résiduel.

Limites et possibilités du monitoring

Le monitoring passif permet dans certains cas de détecter des effets inattendus des PP sur le terrain (voir p.ex. Stanley et Bunyan 1979). Il est toutefois probable que les cas d'empoisonnement documentés ne reflètent qu'une partie des effets réels des PP (Balcomb 1986), pour plusieurs raisons : les oiseaux morts restent souvent non détectés, spécialement s'ils sont petits et peu spectaculaires ; en règle générale, seules les espèces les plus grandes et les plus impressionnantes, comme les rapaces, les oies ou les canards (Jenni-Eiermann *et al.* 1996), sont repérées. L'expérience montre aussi que seule une faible partie d'entre eux sont annoncés et, là encore, ce sont surtout des oiseaux appartenant à des espèces particulièrement belles et rares. De plus, les cadavres sont généralement très vite emportés et consommés par des prédateurs ou des animaux nécrophages. Dans une étude, Balcomb (1986) a montré que 62 à 92 % des oiseaux morts disparaissent dans les 24 heures. Mineau et Collins (1988) ont indiqué des taux de disparition semblables, en particulier pour les petits oiseaux chanteurs. Les oiseaux, très mobiles, peuvent, en cas d'empoisonnement, se réfugier dans un endroit qu'ils considèrent comme sûr et mourir plus tard, loin de l'endroit où ils se sont intoxiqués (Vyas 1999). Il convient de noter aussi que les PP peuvent avoir une action retardée, selon leur mécanisme d'action ou par une accumulation progressive dans les tissus graisseux (Evans 1990). Et pour finir,

rappelons que, si le cadavre est découvert après un certain délai et loin du lieu d'empoisonnement, il est souvent difficile d'établir une relation de causalité entre l'application de PP et l'empoisonnement de l'animal.

Quant à l'aptitude du monitoring «actif» à saisir directement les effets des pesticides sur les oiseaux, elle fait l'objet de controverses. C'est surtout la représentativité et la proximité à la réalité de ce type d'études très coûteuses qui sont remises en question (Oelke 2002). Les résultats de ces études de terrain dépendent dans une large mesure des conditions, de la méthode de saisie et de la précision des relevés. Si des effets sont observés, leur interprétation est souvent ardue, car il est difficile de séparer clairement les effets des PP des effets généraux de l'intensification de l'agriculture (Scharenberg 2008). Par ailleurs, rappelons que l'absence de cadavres ne signifie pas qu'il n'y ait pas eu de victimes (Fischer 1990).

La principale faiblesse du monitoring «actif» ou «passif» est qu'il est difficile de saisir, de mesurer et de documenter les effets des PP sur le comportement et sur la reproduction de façon directe. Et ce sont peut-être justement de tels effets qui constituent le principal danger pour les populations d'oiseaux et le principal risque pour la biodiversité.

Malgré ses limites et son utilité restreinte dans la saisie directe des effets des PP sur le terrain, le monitoring constitue un outil important pour compléter les pronostics de risques précédant l'autorisation. Cette technique peut aider à mieux comprendre la nature des risques sur les oiseaux, à déceler des problèmes imprévus et à définir des mesures pour diminuer ces risques. ■

Literatur

- Balcomb R., 1986. Songbird carcasses disappear rapidly from agricultural fields. *Auk* **103**, 817–820.
- Barnett E. A., Fletcher M. R., Hunter K., Taylor M. J. & Sharp E. A., 2007. Pesticide poisoning of animals in 2006. Investigations of suspected incidents in the UK. A report of the Environmental Panel of the Advisory Committee on Pesticides 2007.
- Buerger T. T., Mortensen S.R., Kendall R. J. & Hooper M. J., 1994. Metabolism and acute toxicity of methyl parathion in pen-reared and wild northern bobwhites. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13** (7), 1139–1143.
- BVL, 2004. Meldungen über Pflanzenschutzmittelvergiftungen von Wirbeltieren (1998–2003).
- Cox C., 1991. Pesticides and birds: from DDT to today's poison. *Journal of Pesticide Reform* **11** (4), 2–6.
- Daniel O., Gandolfi M., Aldrich A., Baumann H. & Büchi R., 2007. Ökotoxikologische Risikoanalysen von Pflanzenschutzmitteln. *Agrarforschung* **14** (6), 266–271.
- Devine G. J. & Furlong M. J., 2007. Insecticide use: contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human values* **24**, 281–306.
- Dietrich D. R., Schmied P., Zweifel U., Schlatter Ch., Jenni-Eiermann S., Bachmann H., Bühler U. & Zbinden N., 1995. Mortality of birds of prey following field application of granular Carbofuran: a case study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **29**, 140–145.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2008. Scientific Opinion of the Panel on Plant protection products and their Residues (PPR) on the Science behind the Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal* **2008** **734**, 1–181.
- EFSA (European Food Safety Authority), 2009. Guidance Document on Risk Assessment for Birds & Mammals. *EFSA Journal* **2009** **7** (12), 1438 (139 p.). Zugang: www.efsa.europa.eu.
- Ellenberg H., 1992. Vögel und Pestizide – zur Einführung. In: *Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung*. (Ed. H. Gemmeke & H. Ellenberg). Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 280, Berlin, 11–14.
- Evans P. R., 1990. Population dynamics in relation to pesticide use, with particular reference to birds and mammals. In: *Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 307–317.
- Fischer D. L., 1990. Problems in the estimation of percent mortality in carcass searching studies. In: *Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 285–290.
- Fluetsch K. M. & Sparling D. W., 1994. Avian nesting success and diversity in conventionally and organically managed apple orchards. *Environmental Toxicology and Chemistry* **13** (10), 1651–1659.
- Hart A. D. M., 1990a. The assessment of pesticide hazards to birds: the problem of variable effects. *Ibis* **132**, 192–204.

Riassunto**Uccelli e prodotti fitosanitari: valutazione dei rischi e monitoraggio**

Gli effetti collaterali dei prodotti fitosanitari (PFS) sull'ambiente devono essere valutati prima di un'autorizzazione. Il gruppo di ecotossicologia di ACW esamina con l'aiuto di modelli i potenziali rischi dei PFS su piante e animali, tra cui gli uccelli. Poiché un modello non può mai cogliere integralmente la complessità della realtà, alcune incertezze rimangono. Grazie a studi di monitoraggio è possibile ottenere anche dopo un'autorizzazione ulteriori informazioni sulla sicurezza o i rischi dei PFS sugli uccelli. Il monitoraggio ha i suoi limiti, tuttavia è un importante complemento alla prognosi del rischio con modelli. Infatti può contribuire a capire meglio l'impatto dei PFS sugli uccelli, ad individuare problemi imprevisti e a definire misure per la riduzione dei rischi.

Summary**Birds affected by pesticides? Risk assessment and monitoring**

Prior to authorization, the side-effects of pesticides on the environment must be evaluated. The Ecotoxicology group at ACW assesses by means of models the potential risks of pesticide uses to plants and animals, including birds. Since a model can never incorporate the whole complexity of reality, uncertainty remains. With the help of passive or active monitoring after authorization, additional information can be gathered about safety or danger of a pesticide to birds. Even if monitoring studies have their limits, they are an important complement to the risk assessment based on models. They help to understand the risks of pesticides for birds, to identify unexpected problems and to define measures for risk mitigation.

Key words: birds, pesticides, risk, monitoring.

- Hart A. D. M., 1990b. Behavioural effects in field tests of pesticides. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 165–180.
- Hartner L., 1981. Wie schädigen die chlorierten Kohlenwasserstoffe die Vögel? Einführung. *Ökologie der Vögel* 3, Sonderheft «Greifvögel und Pestizide», 33–38.
- Jenni-Eiermann S., Bühler U. & Zbinden N., 1996. Vergiftungen von Greifvögeln durch Carbofurananwendung im Ackerbau. *Der Ornithologische Beobachter* 83, 69–77.
- Kupper J., Baumgartner M., Bacciarini L. N., Hoop R., Kupferschmidt H. & Naegeli H., 2007. Carbofuran-Vergiftung bei wildlebenden Stockenten. *Schweiz. Arch. Tierheilk.* 11, 517–520.
- Mineau P. & Collins B. T., 1988. Avian mortality in Agro-Ecosystems. 2. Methods of Detection. BCPC Mono. *Environmental Effects of Pesticides* 40, 13–40.
- Oelke H., 2002. Vogelmonitoring im Kulturland – Möglichkeiten und Grenzen der Feldmethoden. *In: Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung*. (Ed. H. Gemmeke & H. Ellenberg). *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 280, Berlin, 181–187.
- Riedel B. & Grün G., 1986. Die vogeltoxikologische Bewertung von Thiram, Carboxin und Carbendazim als Saatgutbeizmittel für Getreide. *Nachrichtenblatt für den Pflanzenschutz in der DDR* 40, 147–151.
- Riley D., 1990. Current testing in the sequence of development of a pesticide. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C.H. Walker). Taylor & Francis, 11–24.
- SANCO, 2002: Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals Under Council Directive 91/414/EEC (SANCO/4145/2000-final, 25 September 2002).
- Scharenberg W., 2008. Unerwünschte Pestizid-Effekte in terrestrischen Ökosystemen, mit dem Hauptfokus auf die Avifauna. Dokumentation des PAN (Pestizid Aktions-Netzwerk) Workshops «Biodiversität versus Pestizide», Hamburg, 2008.
- Schifferli L., 2000. Changes in agriculture and the status of bird breeding in European farmland. *In: Ecology and conservation of lowland farmland birds* (Ed. N. J. Aebischer, A. D. Evans, P. V. Grice & J. A. Vickery). Proc. BOU Conference 1999, 17–25.
- Stanley P. I. & Bunyan P. J., 1979. Hazard to wintering geese and other wildlife from the use of dieldrin, chlorfenvinphos and carbophenothion in wheat seed treatments. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 205, 31–45.
- Turner L. W., 1990. Objectives of terrestrial field studies. *In: Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Ed. L. Somerville & C. H. Walker). Taylor & Francis, 25–31.
- Vyas N. B., 1999. Factors influencing estimation of pesticide-related wildlife mortality. *Toxicology and Industrial Health* 15, 186–191.