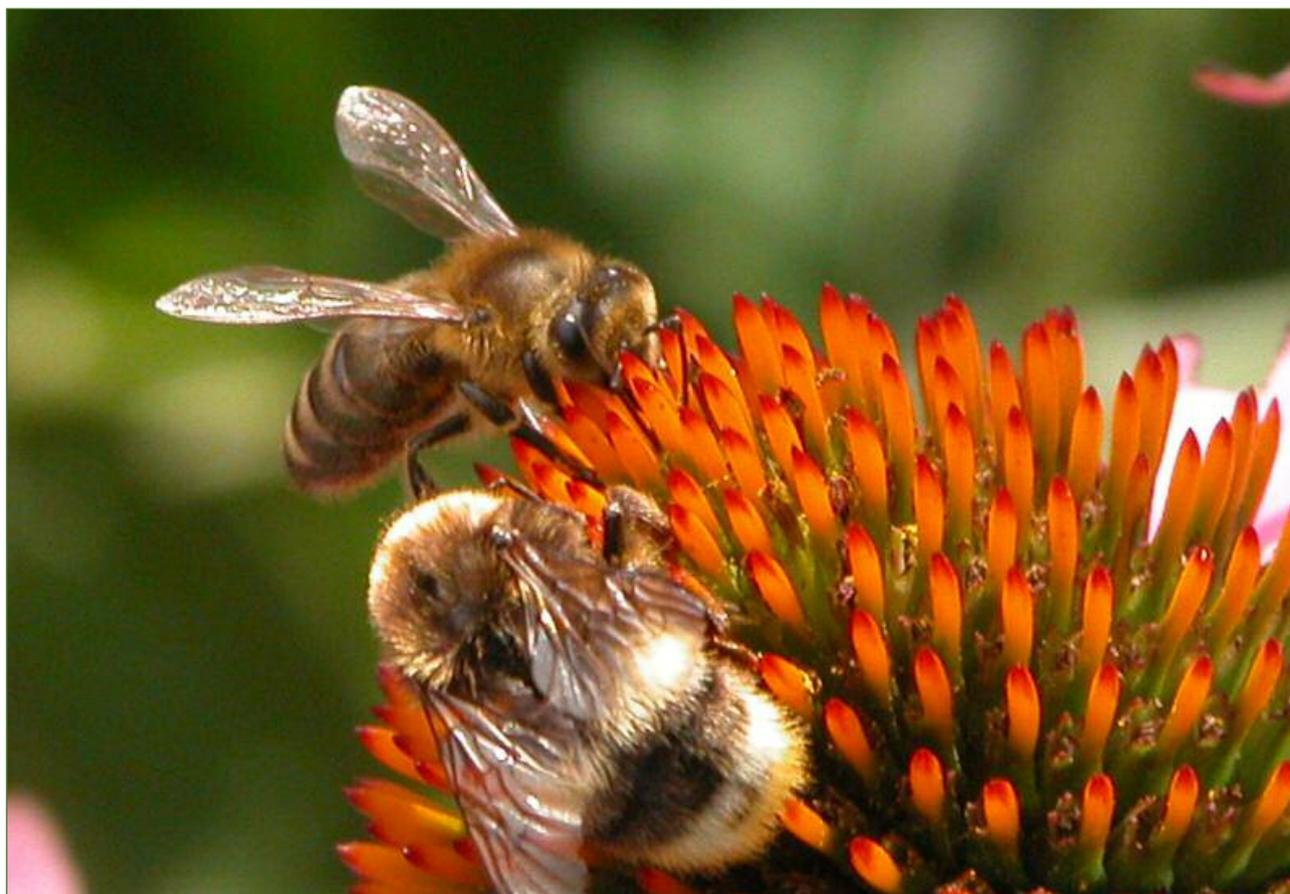

Les pesticides et la perte de biodiversité

Comment l'usage intensif des pesticides affecte la faune et la flore sauvage et la diversité des espèces



Mars 2010

Écrit par Richard Isenring

Pesticide Action Network Europe

PAN Europe est un réseau d'ONG travaillant pour réduire l'impact négatif des pesticides et remplacer l'utilisation de ces produits chimiques dangereux par des alternatives écologiques.

Notre vision est celle d'un monde où la productivité agricole élevée est atteinte en promouvant des systèmes agricoles durables où les intrants agrochimiques et les impacts sur l'environnement sont réduits au minimum, et où les communautés locales contrôlent la production alimentaire en utilisant des variétés locales.

PAN Europe rassemble des consommateurs, des organisations de santé et d'environnement, des syndicats, des groupes de femmes et des associations d'agriculteurs.

Nos adhérents officiels comptent 32 organisations basées dans 19 pays européens.



Pesticide Action Network Europe

1 Rue de la Pepinière

B1000 Bruxelles

Belgium

Tel: + 32 2 503 08 37

Email: coordinator@pan-europe.info

Web: www.pan-europe.info



Le MDRGF qui a fait la traduction en français de ce document est l'un de nos membres et administrateurs.

Web: www.mdrgf.org



**Association
for Conservation**

Ce document a été réalisé avec le soutien financier de l'association "EOG Association for Conservation".

Table des matières

La perte de biodiversité et l'utilisation des pesticides	2
Le déclin des espèces d'oiseaux dû aux pesticides	5
Les risques des pesticides dangereux pour les mammifères	8
L'impact des pesticides sur les papillons, les abeilles et les auxiliaires	9
Les pesticides touchant les amphibiens et les espèces aquatiques	11
Les effets des pesticides sur les communautés de plantes	13
Les pesticides diminuent-ils la fertilité du sol ?	15
Les politiques et méthodes de conservation de la biodiversité	16
La nécessité d'un plan de sauvegarde de la biodiversité	18
Références et sites Web	19



La perte de biodiversité et l'utilisation des pesticides

Les pesticides sont un facteur majeur d'incidence sur la diversité biologique, de même que la perte d'habitat et le changement climatique. Ils peuvent avoir des effets toxiques sur le court terme sur les organismes qui y sont directement exposés, ou des effets sur le long terme, en provoquant des changements dans l'habitat et la chaîne alimentaire.

Qu'est-ce que la biodiversité ?

Charles Darwin et Alfred Wallace furent parmi les premiers scientifiques à reconnaître l'importance de la biodiversité pour les écosystèmes. Ils suggérèrent qu'un mélange divers de plantes cultivées serait plus productif qu'une monoculture (Darwin & Wallace 1858). Bien qu'il y ait des exceptions, des études récentes confirment l'idée qu'une communauté intacte et diverse réussit généralement mieux qu'une communauté qui a perdu des espèces (Chapin *et al* 2002). La stabilité d'un écosystème (résilience aux perturbations) semble provenir du fait que les groupes d'espèces connectées interagissent de façons plus diverses, positives et complémentaires (Tilman 2002). La diversité biologique se manifeste à plusieurs niveaux, dont ceux des écosystèmes, des espèces, des populations et des individus. Dans un écosystème, les populations interdépendantes d'espèces différentes se rendent des 'services' tels que l'apport de nourriture et de ressources en sols, ou la rétention et le recyclage des nutriments, de l'eau et de l'énergie. Bien qu'il semble qu'une perte moyenne d'espèces peut affecter le fonctionnement d'une large variété d'organismes et d'écosystèmes, l'amplitude de ses effets dépend de quelle espèce s'est éteinte en particulier (Cardinale *et al* 2006).

- Des communautés d'espèces d'animaux et de plantes différentes remplissent des fonctions vitales au sein des écosystèmes. De manière générale, les communautés qui bénéficient d'une plus grande diversité sont plus stables.

Pourquoi protéger les espèces menacées ?

Rachel Carson a fourni des preuves évidentes des répercussions environnementales profondes des pesticides dans ses travaux pionniers menés il y a 50 ans. Dans l'ouvrage *Silent spring (le printemps silencieux)*, elle a démontré que les organochlorés, un large groupe d'insecticides, s'accumulent dans la faune et la flore sauvage et dans la chaîne alimentaire. Cela a un effet dévastateur sur de nombreuses espèces. Dix ans seulement après le début de la 'révolution verte', il est apparu évident que la pulvérisation à grande échelle de pesticides était source de graves dommages. En 1963, Rachel Carson a mis en avant la dépendance de l'être humain à un environnement intact : « Mais l'homme fait partie de la nature, et sa guerre contre la nature est inévitablement une guerre contre lui-même » (CBS 1963). Le bien-être de l'être humain dépend des services rendus par des écosystèmes intacts. Alors que la perte de biodiversité est en elle-même une source de préoccupation, la préservation de la biodiversité a aussi pour but de soutenir l'existence de l'humanité. Les ressources des individus dépendent en fin de compte des ressources biologiques. C'est pourquoi le manque de progrès pour atteindre les buts de la Convention sur la diversité biologique, « parvenir d'ici à 2010, à une réduction significative du rythme actuel d'appauvrissement de la biodiversité », pourrait saper la réalisation des Objectifs du Millénaire pour le Développement et la réduction de la pauvreté sur le long terme (Sachs *et al* 2009). L'objectif de 2010 a influencé la mise en place d'actions, mais ne sera pas pleinement atteint. La perte de biodiversité et la dégradation des écosystèmes ont des conséquences de plus en plus dangereuses pour les individus, et peuvent menacer la survie de certaines sociétés (IUCN 2010).

Quand le rendement de la culture céréalière européenne a doublé, cela a conduit à la perte de la moitié des espèces végétales et du tiers des coléoptères carabidés et des espèces d'oiseaux des zones agricoles. Parmi les aspects de l'intensification agricole, l'usage des pesticides, particulièrement des insecticides et fongicides, a eu les effets les plus invariablement négatifs sur la diversité des espèces ; et les insecticides ont également réduit la possibilité de lutte biologique

contre les organismes nuisibles (Geiger *et al* 2010). Dans l'Union Européenne, jusqu'à 80% des types d'habitat protégés et 50 % des espèces présentant un intérêt pour la conservation de l'environnement ont aujourd'hui un statut de conservation défavorable. Des efforts bien plus considérables sont nécessaires pour inverser le déclin des espèces menacées ou des habitats sur une plus grande échelle (EC 2008). Un scénario de statu quo signifierait que le déclin actuel de la biodiversité continuerait, et même accélérerait, et que d'ici 2050, 11% supplémentaires des zones naturelles qui existaient en 2000 seraient perdues, tandis que 40% des terres actuellement exploitées par une agriculture ayant un faible impact seraient converties à l'agriculture intensive (TEEB 2008).

- La survie de l'espèce humaine est inextricablement liée à la survie d'un grand nombre d'autres espèces, desquelles dépend l'état intact des écosystèmes.

La pression croissante de l'agriculture sur les habitats et la biodiversité

L'usage des pesticides (particulièrement des herbicides) et des engrais chimiques a augmenté de manière radicale ces 60 dernières années. Dans les pays industrialisés, les pratiques agricoles ont fondamentalement changé. Au Royaume-Uni et dans beaucoup d'endroits, les exploitations agricoles mixtes ont été abandonnées et les exploitations sont devenues de plus en plus spécialisées. L'agriculture (cultures de plein champ) et le pâturage pastoral sont maintenant fréquemment séparés, la rotation traditionnelle des cultures ayant été abandonnée. Dans les plaines britanniques, les surfaces des champs ont augmenté et leurs bordures se sont réduites. Les techniques de récolte sont devenues plus efficaces et les haies ont été éliminées. Il en a résulté un déclin marqué des populations de nombreuses espèces vivant dans les zones agricoles (Boatman *et al.* 2007).

A travers le monde, on estime que les êtres humains utilisent environ 20% de la production primaire nette (matière organique des plantes produite par photosynthèse). En Amérique du Sud et en Afrique, les humains utilisent respectivement environ 6 % et 12 % de la production primaire nette régionale, alors que la part consommée par les humains est de 72 % en Europe de l'ouest et 80% en Asie centrale du sud (Imhoff *et al* 2004). La proportion de matière organique végétale consommée par les humains varie énormément d'une région à l'autre. Par exemple, la consommation de matière végétale produite régionalement par habitant est presque 5 fois supérieure en Amérique du nord qu'en Asie centrale du sud. Les modifications de l'habitat et de la biodiversité ont été dues à la fois au changement climatique et à l'usage croissant des ressources animales et végétales par les individus.

- L'apport massif de pesticides a été un élément clef de l'intensification de l'agriculture. Ceci est étroitement lié aux évolutions des pratiques agricoles et à la destruction ou perte d'habitat.
- Entre 1990 et 2006, la surface totale traitée aux pesticides a augmenté de 30% au Royaume-Uni, et la surface traitée aux herbicides de 38% (Fera 2009).
- Dans les habitats des zones agricoles, le déclin des populations est survenu pour à peu près la moitié des plantes, un tiers des insectes et 4/5 des espèces d'oiseaux (Robinson & Sutherland 2002).

L'impact des pesticides sur les populations de la faune sauvage et la diversité des espèces.

De nombreux pesticides sont toxiques pour les insectes bénéfiques, les oiseaux, les mammifères, les amphibiens ou les poissons. L'empoisonnement de la faune sauvage dépend de la toxicité d'un pesticide et de ses autres propriétés (par exemple, les pesticides solubles dans l'eau peuvent polluer les eaux de surface), de la quantité appliquée, de la fréquence, du moment et de la méthode

de pulvérisation (par exemple, la pulvérisation fine a tendance à être emportée par le vent), du climat, de la structure de la végétation et du type de sol. Les insecticides, rodenticides, fongicides (pour le traitement des semences) et les herbicides, encore plus toxiques, menacent la faune sauvage qui y est exposée. Durant ces 40 dernières années, l'utilisation des très toxiques carbamates et organophosphorés a fortement augmenté. Dans le Sud, les organochlorés tels que l'endosulfan, fortement persistants dans l'environnement, sont encore utilisés à grande échelle. Comme le changement d'habitat, l'empoisonnement aux pesticides peut provoquer le déclin majeur d'une population qui menacera les espèces rares.

Les pesticides utilisés en agriculture peuvent réduire l'abondance des mauvaises herbes et insectes, qui sont une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces. Les herbicides peuvent changer les habitats en altérant la structure de la végétation, et finalement conduire au déclin de la population. Les fongicides ont également permis aux agriculteurs de ne plus avoir recours aux 'cultures secondaires' telles que l'herbe ou les racines. Cela a conduit au déclin de certaines mauvaises herbes des terres arables (Boatman *et al* 2007). Au Canada, les pertes parmi 62 espèces en danger ont été beaucoup plus étroitement liées au taux de pesticides utilisés qu'à la surface de zones agricoles dans une région. La perte d'espèces était plus élevée dans les zones d'agriculture intensive (pulvérisation aérienne). Les auteurs ont conclu que les pesticides, ou d'autres aspects de l'agriculture intensive liés à l'usage des pesticides au Canada, ont joué un rôle majeur dans le déclin des espèces menacées (Gibbs *et al* 2009).

- Les pesticides affectent la faune sauvage directement et indirectement via les sources d'alimentation et les habitats.
- L'empoisonnement de la faune sauvage par des insecticides, rodenticides, fongicides (sur les semences traitées) et herbicides très toxiques peuvent provoquer le déclin majeur d'une population.
- Les pesticides accumulés le long de la chaîne alimentaire, particulièrement les perturbateurs endocriniens, présentent un risque à long-terme pour les mammifères, les oiseaux, les amphibiens et les poissons.
- Les insecticides et herbicides à large spectre réduisent les sources de nourriture pour les oiseaux et les mammifères. Cela peut amener à un déclin substantiel des populations d'espèces rares.
- En altérant la structure de la végétation, les herbicides peuvent rendre les habitats inappropriés pour certaines espèces. Cela menace les insectes, les oiseaux des zones agricoles et les mammifères.

Le déclin des espèces d'oiseaux dû aux pesticides

En Europe de l'ouest, le nombre d'oiseaux de zones agricoles représente aujourd'hui juste la moitié de ce qu'il était en 1980, même parmi les espèces auparavant abondantes. Tandis que les populations moyennes de tous les oiseaux communs et des forêts ont diminué d'environ 10% en Europe entre 1980 et 2006, les populations des oiseaux des zones agricoles ont chuté de 48%. Ce chiffre est issu d'une étude menée dans 21 pays européens (EBCC 2008). Les oiseaux des forêts ont moins décliné que les oiseaux vivants spécifiquement dans les zones agricoles. Une étude récente indique qu'aux Etats-Unis, une espèce d'oiseaux sur trois est en danger, menacée ou dont la protection est préoccupante (NABCI *et al* 2009). 40% des oiseaux des prairies ou des zones arides connaissent un déclin de leur population. Les populations de rapaces et d'autres oiseaux se sont rétablies après que le DDT et d'autres pesticides toxiques aient été bannis d'Europe. En Amérique du Nord, entre 1980 et 1999, les populations des espèces des prairies ont plus décliné que les espèces vivant dans les zones arbustives. Pour 78 % des espèces, il y a eu au moins une association entre la tendance de la population et un changement dans l'utilisation de la terre agricole, et pour la plupart des espèces, ce facteur a compté pour 25-30% des différences de tendances entre les Etats (Murphy 2003).

En Europe, le déclin de population parmi les oiseaux de zones agricoles a été bien plus important dans les pays ayant une agriculture plus intensive, et dans une analyse statistique, 'le rendement céréalier' explique plus de 30 % de la tendance du changement de la population (Donald *et al* 2001). Les auteurs de cette étude ont prévu que l'introduction de la politique agricole de l'Union Européenne dans les pays candidats à l'adhésion résulterait en un déclin majeur des populations-clefs d'oiseaux. Cela s'est produit dans le Land allemand de Saxe-Anhalt. Après 1990, l'agriculture de cette région est passée des cultures de rotation (les racines comestibles par exemple) à celles de l'huile de colza et des céréales d'hiver, ce qui a conduit à une réduction des surfaces de prairies et à une augmentation de l'usage d'insecticides et d'herbicides. Sur la même période, le nombre de milans royal (*Milvus milvus*) a chuté de 50 %, passant de plus de 40 couples nidifiant à environ 20 couples par 100 km² (Nicolai *et al* 2009).

Les Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux (ZICO en français, IBA en anglais pour 'Important Bird Area') comprennent des zones agricoles avec d'importantes populations d'oiseaux. Bien que les ZICO soient nommées sites de conservation prioritaires, elles ne bénéficient d'aucun statut de protection officiel (Heath & Evans 2000). L'expansion et l'intensification de l'agriculture menacent la moitié des ZICO en Afrique et un tiers de celles en Europe. Il est estimé que les populations d'oiseaux à travers le monde ont diminué de 20 % à 25 % depuis les temps préagricultaux. En tout, 1 211 espèces d'oiseaux (12 % du total) sont considérées comme étant menacées dans le monde, et 86 % de celles-ci sont menacées par la destruction ou la dégradation de leur habitat. Pour 187 espèces d'oiseaux menacées dans le monde, la première source de pression est la pollution chimique, comprenant les engrais, les pesticides et les métaux lourds pénétrant les eaux de surface et l'environnement terrestre (BLI 2004).



Les intoxications d'oiseaux causées par les pesticides

Au Royaume-Uni, le volume de semences mangées par de nombreuses espèces d'oiseaux est suffisamment important pour présenter un risque potentiel si ces semences sont traitées avec un fongicides toxiques (Prosser & Hart 2005). Les insecticides organophosphorés, comprenant le disulfoton, le fenthion et le parathion, sont hautement toxiques pour les oiseaux. Ceux-ci ont fréquemment empoisonnés les rapaces en recherche de nourriture dans les champs (Mineau 1999). Les études sur le terrain ont mené à la conclusion qu'étant donné la quantité d'insecticide habituellement utilisée, « pour un grand nombre d'insecticides aujourd'hui autorisés, la mortalité directe des oiseaux exposés est à la fois inévitable et relativement fréquente » (Mineau 2005). Aux Etats-Unis, une cinquantaine de pesticides ont tué des oiseaux chanteurs, des gibiers à plumes, des rapaces, des oiseaux marins et des oiseaux de rivage (BLI 2004). Dans une zone réduite de la pampa argentine, le monocrotophos, un organophosphoré, a tué 6 000 buses de Swainson. Dans le monde, ce sont plus de 100 000 morts d'oiseaux causées par ce produit chimique qui ont été attestées (Hooper 2002).

Au Royaume-Uni, le nombre d'oiseaux trouvés morts par les pesticides était d'au moins 60 en 2006 et de 55 en 2007. Les pesticides ont été étudiés comme cause de décès possible pour 90 autres cas (80 en 2007). Parmi les espèces touchées, se trouvaient la buse, le milan royal, le corbeau, la corneille, le faucon pèlerin, l'aigle royal, la mouette, l'effraie des clochers, la chouette hulotte, la pie, le faisan, le corbeau freux, le busard des roseaux, la colombe, le choucas des tours et le pinson (PSD & Defra 2007; ACP 2008). Les pesticides suivants ont été identifiés comme source d'empoisonnement mortel pour les oiseaux : les carbamates (aldicarbe, bendiocarbe, carbofurane), les organophosphorés (chlorpyrifos, diazinon, isofenphos, malathion, mevinphos, phorate), les rodenticides anticoagulant (bromadiolone, brodifacoum, difenacoum) et l'alphachloralose.

En 2005, sur 20 effraies des clochers mortes et sur 10 faucons crécerelle qui contenaient un rodenticide anticoagulant ou plus, 6 effraies des clochers et 5 faucons crécerelle avaient des résidus dans une quantité potentiellement létale. Il a été conclu que les rodenticides ont pu contribuer à la mort d'une effraie des clochers et de deux faucons crécerelle, en se basant sur les circonstances de la mort et l'examen des carcasses (Walker *et al* 2007). Les résidus trouvés dans 5 milans royal morts sur 23 seraient potentiellement létaux pour les effraies des clochers ; 17 d'entre elles avaient des résidus d'au moins un rodenticide, et 10 avaient des résidus de 2 ou 3 rodenticides (Walker *et al* 2008). Parmi les chouettes hulottes mortes collectées dans le cadre du Programme de Surveillance des Oiseaux Prédateurs (Predatory Bird Monitoring Scheme), 20 % (et 33 % des foies de chouettes) contenaient des résidus d'un rodenticide ou plus (Walker *et al* 2008).

Les impacts négatifs des pesticides sur les sources d'alimentation des oiseaux

Les herbicides et les résidus d'ivermectine (utilisé comme vermifuge pour bétail) affectent indirectement les oiseaux en réduisant l'abondance alimentaire (Vickery *et al* 2001). La plus faible disponibilité d'invertébrés-clefs et de graines pour les oiseaux des zones agricoles en Europe du nord était probablement due aux insecticides et herbicides, à l'intensification et la spécialisation des zones agricoles, à la perte des bordures de champ et au labourage (Wilson *et al* 1999). Les insecticides ont généralement eu des effets négatifs sur le bruant jaune lorsque les pulvérisations ont eu lieu durant la saison de reproduction. Les pulvérisations durant cette période ont pu provoquer plus de dommages que des applications répétées tout au long de l'année (Morris *et al* 2005). Les pulvérisations d'insecticides à moins de 20 jours de l'éclosion amènent à une taille de couvain plus petite chez le bruant jaune, un poids moyen plus bas des oisillons d'alouettes, et une survie plus faible des oisillons du bruant proyer (Boatman *et al* 2004). Une plus grande fréquence de pulvérisation d'insecticides, herbicides ou fongicides a été liée à une abondance considérablement plus faible d'invertébrés, source de nourriture. Cela a conduit à un succès reproducteur plus faible chez le bruant proyer et a pu contribuer à son déclin (Brickle 2000). Au

Sussex, les herbicides ont été une cause majeure de déclin des populations de perdrix grise, en supprimant les mauvaises herbes qui sont d'importantes plantes hôtes d'insectes (GCT 2004).

La tendance à l'usage de pesticides (mesurée par le pourcentage de surface traitée) a été liée aux périodes de déclin rapide des oiseaux (Campbell & Cooke 1997). Les espèces d'oiseaux mises en danger au Royaume-Uni par les effets indirects des pesticides comprennent la perdrix grise, le bruant proyer, le bruant jaune, la pie-grièche écorcheuse, l'alouette, le moineau friquet et la bergeronnette printanière (CSL *et al* 2005). Les principales causes de déclin des oiseaux de zones agricoles identifiées ont été (1) les pesticides et le contrôle des mauvaises herbes par les herbicides particulièrement (2) le passage des céréales de printemps aux céréales semées en automne, (3) le drainage et une gestion intensifiée des prairies, (4) et l'accroissement de la densité de bovins ou de moutons (Newton 2004). Les effets sublétaux sur le système nerveux peuvent provoquer des changements de comportement. Dans un verger, des oiseaux adultes ont effectué moins de vols de nourrissage après que de l'azinphos-methyl, un organophosphoré, ait été pulvérisé (Bishop *et al* 2000).

- Les populations d'oiseaux sont directement touchées par empoisonnement aux organophosphorés ou aux insecticides carbamates et aux rodenticides anticoagulant. L'intoxication sublétales des oiseaux par les organophosphorés peut provoquer des changements néfastes dans leur comportement.
- Les herbicides à large spectre menacent des espèces d'oiseaux rares et en danger en réduisant l'abondance des mauvaises herbes (mangées par les oiseaux) et des insectes abrités par ces mauvaises herbes. Les insecticides réduisent le nombre d'insectes, qui sont une source de nourriture importante pour les oiseaux.

Les risques des pesticides dangereux pour les mammifères

Pesticides and other chemicals have caused population declines in Britain's wild mammals. Mostly Les pesticides et autres produits chimiques ont causé le déclin des populations de mammifères sauvages britanniques. Ce sont principalement les chauves-souris et les rongeurs (et 38 % des espèces) qui ont été affectés (Harris 1995). Certains pesticides peuvent s'accumuler graduellement le long de la chaîne alimentaire. Cela concerne les vertébrés, particulièrement les espèces des rangs supérieurs et les super-prédateurs, comme les mammifères ou les rapaces. Les rodenticides anticoagulant sont hautement toxiques et certains peuvent se bioaccumuler. Les mammifères prédateurs généralistes (par exemple, les chiens et les renards) et les rapaces souffrent fréquemment 'd'empoisonnement secondaire' en mangeant des rats ou des souris qui ont eux-mêmes été empoisonnés aux rodenticides. En France, des renards ont été empoisonnés par des résidus de bromadiolone dans le tissu corporel de leurs proies (Berny *et al* 1997). Au Royaume-Uni, suite au contrôle de la population de rats aux rodenticides, les populations locales de mulots sylvestres, campagnols roussâtres et campagnols agrestes ont décliné de manière significative (Brakes & Smith 2005).

Au moins 25-35% des petits mammifères prédateurs (putois, hermines et belettes) échantillonnés ont été exposés aux rodenticides, et ce chiffre est peut-être sous-estimé (Shore *et al* 1999). Cependant, il n'est pas bien connu à quelle fréquence les rodenticides provoquent des empoisonnements secondaires de mammifères, et quel serait l'impact sur leurs populations.

L'usage des herbicides peut affecter des mammifères tels que les musaraignes communes, mulots sylvestres et les blaireaux en supprimant les plantes sources de nourriture et en modifiant le microclimat (Hole *et al* 2005). Les lièvres préfèrent un habitat diversifié. Ils bénéficient donc probablement de l'accroissement des terres en friche (Smith *et al* 2004). Dans les fermes biologiques, la recherche de nourriture par les chauves-souris était nettement plus forte que dans les fermes conventionnelles, ce qui peut être dû à une plus forte abondance d'insectes proies (Wickramasinghe *et al* 2004). Les systèmes agricoles moins intensifs peuvent aider à inverser le déclin des chauves-souris.

- Les rodenticides anticoagulant empoisonnent souvent indirectement les mammifères prédateurs et les rapaces.
- Les herbicides peuvent provoquer des changements de végétation et d'habitat qui menacent les mammifères, et les insecticides peuvent réduire la disponibilité des insectes, importante source de nourriture.



L'impact des pesticides sur les papillons, les abeilles et les auxiliaires

Les insecticides à large spectre (par exemple, les carbamates, les organophosphorés et les pyréthroïdes) peuvent provoquer le déclin de population d'insectes bénéfiques tels que les abeilles, les araignées et les coléoptères. Beaucoup de ces espèces jouent un rôle important dans le réseau alimentaire ou comme ennemis naturels des insectes nuisibles. Depuis 1970, le nombre d'insectes dans les champs de céréales du Sussex a chuté de moitié (GCT 2004). Le nombre d'insectes, araignées et coléoptères était considérablement plus élevé dans les champs non traités (Moreby & Southway 1999). Dans les fermes biologiques britanniques, le nombre et la richesse des espèces de papillons étaient plus grands que dans les fermes traditionnelles (Feber *et al* 2007). Le nombre de coléoptères carabidés et d'araignées était habituellement plus élevé dans les fermes biologiques. Les pratiques de gestion conventionnelle sont apparues comme affectant bien plus les ennemis naturels que les autres insectes ou les nuisibles ciblés (Bengtsson *et al* 2005). Les papillons nocturnes étaient considérablement plus abondants dans les fermes biologiques et la richesse des espèces était supérieure (Wickramasinghe *et al* 2004). Sur les terres arables, l'utilisation de pesticide était un facteur important d'influence sur les communautés épigées d'araignées (Drapela *et al* 2008). Sur les sites ayant un apport accru de pesticide, les communautés d'insectes, abeilles sauvages et araignées étaient plus uniformes, révélant des échanges moindres entre les communautés dans les zones d'agriculture intensive (Dormann *et al* 2008).

Les abeilles assurent une pollinisation essentielle. Les abeilles mellifères subissent la pression des acariens parasites, des maladies virales, de la perte d'habitat et des pesticides. Les pratiques agricoles intensives, la perte d'habitat et les produits agrochimiques sont considérés comme étant parmi les principales menaces environnementales pesant sur les abeilles mellifères et sauvages d'Europe. La politique agricole doit réduire ces pressions pour s'assurer de l'existence de populations de pollinisateurs adéquates (Kuldna *et al* 2009). Dans les fermes biologiques aux Etats-Unis, à proximité des habitats naturels, diverses communautés d'abeilles sauvages indigènes fournissaient des services complets de pollinisation, tandis que la diversité et le nombre d'abeilles indigènes était fortement réduit dans les autres exploitations (Kremen *et al* 2002). Au Royaume-Uni, sur 95 incidents d'empoisonnement d'abeilles (où la cause a pu être identifiée) entre 1995 et 2001, les organophosphorés ont causé 42 % de ces incidents, les carbamates, 29 %, et les pyréthroïdes 14 % (Fletcher & Barnett 2003). Sur la dernière décennie, au Royaume-Uni, les insecticides qui ont empoisonné les colonies d'abeilles incluaient le bendiocarbe (un carbamate) et trois pyréthroïdes : cyperméthrine, deltaméthrine et perméthrine (PSD 2001-7). Les effets synergiques entre les pyréthroïdes et les fongicides EBI (les fongicides imidazole or triazole) peuvent augmenter le risque pour les abeilles à miel (Pilling & Jepson 2006).

Le clothianidine, et dans une moindre mesure, l'imidaclopride sont hautement toxiques pour les bourdons et autres abeilles sauvages (Scott-Dupree *et al* 2009). Ces deux insecticides néonicotinoïdes sont utilisés pour traiter les semences de maïs et tournesol. En 2008, le clothianidine a causé de nombreux empoisonnements d'abeilles et morts de colonies en Allemagne du Sud (Spiegel 2008). Le produit a depuis été retiré. Lorsqu'une graine traitée à l'imidaclopride s'est développée, une quantité largement suffisante peut intégrer l'environnement pour empoisonner les abeilles (Greatti *et al* 2003). Les résidus d'imidaclopride dans le pollen de maïs issu de semences traitées peuvent présenter un grand risque pour les abeilles en raison de leurs effets sublétaux (Bonmatin *et al* 2005). Même à de faibles doses d'imidaclopride, le comportement de recherche de nourriture des abeilles était négativement affecté (Yang *et al* 2008). L'exposition à de faibles doses d'imidaclopride sur une plus longue période a conduit à la réduction de la capacité d'apprentissage parmi les abeilles (Decourtye *et al* 2003). Dans la luzerne, l'imidaclopride a affecté le nombre et la diversité des espèces des communautés d'arthropodes (ennemis naturels tels que les araignées), plus fortement que parmi les insectes nuisibles ciblés (Liu *et al* 2008). L'imidaclopride a été banni de France. Les bordures de champs sans recours aux pesticides (particulièrement les herbicides) ont eu un effet positif sur le nombre de lépidoptères (tels que les papillons diurnes ou nocturnes), les insectes, et les coléoptères staphylinidés sur les bordures des champs arables

(Frampton *et al* 2007). Sur les parcelles biologiques, le nombre moyen d'araignées et de coléoptères carabidés ou staphylinidés était presque le double de celui des parcelles conventionnelles (Mäder *et al* 2002).

- Les pesticides hautement toxiques pour les abeilles, bourdons et autres insectes bénéfiques sont : les carbamates (ex. : aldicarbe, benomyl, carbofurane, methiocarbe), les organophosphorés (chlorpyrifos, diazinon, dimethoate, fenitrothion), les pyréthroïdes (ex. : cyfluthrine, cyhalothrine) et les néonicotinoïdes (ex. : imidaclopride, thiamethoxam, clothianidine).
- Récemment, le clothianidine utilisé dans les traitements de semences a causé un empoisonnement très étendu d'abeilles. Les résidus d'imidaclopride dans les plantes peuvent altérer de façon néfaste le comportement des abeilles.

Les pesticides touchant les amphibiens et les espèces aquatiques

Un tiers des 6 000 espèces d'amphibiens à travers le monde est menacé. Au-delà de la perte d'habitat, la surexploitation ou l'introduction d'espèces, les amphibiens sont touchés par la pollution des eaux de surface par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture (IUCN 2009). Aux Etats-Unis, la dérive au vent des pulvérisations d'hexazinone, un herbicide triazine, a été considérée comme « affectant probablement de manière néfaste » l'espèce menacée des grenouilles à pattes rouges de Californie et son habitat (US EPA 2008). L'atrazine est modérément toxique pour certaines espèces de poissons. Elle peut affecter indirectement les écosystèmes aquatiques en nuisant aux plantes aquatiques. Un rapport a conclu qu'une étude plus approfondie est nécessaire afin d'évaluer les effets hormonaux potentiels de l'atrazine sur les grenouilles ou les poissons (US EPA 2006). En Europe, l'autorisation de l'atrazine a été retirée en raison des risques pour la santé et des risques environnementaux (EC 2003). Les urées substituées (herbicides) telles que l'isoproturon et le diuron contaminent souvent les rivières, lacs et les eaux souterraines. La plupart des produits de décomposition du diuron étaient plus toxiques pour les micro-organismes cellulaires que la substance d'origine (Bonnet *et al* 2007). Les fongicides à base de cuivre sont hautement toxiques pour les organismes aquatiques. Le risque d'accumulation du cuivre dans les poissons et certains autres organismes aquatiques peut être élevé (EFSA 2008). L'Union Européenne vise finalement à éliminer le cuivre des vignobles biologiques et des pommeraies (REPCO 2007).

Une étude majeure sur les communautés d'amphibiens aux Etats-Unis a mis en évidence que, entre autres facteurs, les champs agricoles à proximité des eaux de surfaces et les pesticides (à des concentrations suffisamment importantes pour porter atteinte aux insectes et plantes) nuiraient à la richesse des espèces d'amphibiens. En particulier, si l'eau contient des herbicides à des concentrations qui réduisent considérablement les populations de plantes aquatiques, cela sera probablement associé à un faible nombre d'amphibiens par rapport aux populations de prédateurs, et à un nombre accru de parasites trématodes chez les amphibiens (Beasley *et al* 2002). Les parasites nématodes étaient plus abondants dans les zones humides agricoles durant la période de pousse. L'activité agricole peut intensifier l'infection des grenouilles par des nématodes nuisibles (King *et al* 2008). L'atrazine a supprimé le système immunitaire des salamandres tigrées en réduisant leurs nombres de leucocytes. Le taux d'infection par des virus pathogéniques était plus élevé chez les salamandres qui étaient exposées à l'atrazine (Forson & Storfer 2006). Dans des études de terrain, il ressort que l'atrazine affectait le système immunitaire des têtards de grenouilles léopards, une espèce en déclin. L'atrazine et les engrais phosphatés étaient les principaux facteurs en lien avec le nombre de larves trématodes présentes dans les grenouilles (Rohr *et al* 2008). En Californie, les têtards de la rainette du Pacifique des zones où sa population est affaiblie ont des taux réduits



d'enzyme cholinestérase, révélant une exposition aux organophosphorés et / ou aux carbamates (Sparling *et al* 2001). L'endosulfan était hautement toxique pour la grenouille des montagnes à pattes jaunes, une espèce en déclin. Les insecticides chlorpyrifos et endosulfan ont la capacité de causer de sérieux préjudices aux amphibiens, à des concentrations présentes dans l'environnement inférieures aux conditions normales d'utilisation (Sparling & Feller 2009). En tests de laboratoire, la survie des crapauds des grandes plaines et des crapauds à couteaux du Nouveau Mexique juvéniles a été réduite après exposition à certaines préparations des herbicides glufosinate et glyphosate (Dinehart *et al* 2009).

Les cas d'emploi des pesticides qui présentent un risque élevé pour les communautés d'espèces aquatiques comprennent la dérive au vent des pulvérisations d'insecticides et le ruissellement d'herbicides depuis les champs (Verro *et al* 2009). Cependant, dans une étude sur les risques de 261 pesticides pour les écosystèmes aquatiques des fossés de champs, environ 95 % des risques prévus provenaient de seulement 7 pesticides (De Zwart 2005). Des pesticides plus sélectifs (sans impact ou avec un impact minimum sur les organismes non-ciblés) seraient nettement préférables. Les eaux de surface sont fréquemment contaminées par des insecticides, dans le cadre d'un usage normal, à des niveaux supérieurs à ceux connus pour affecter les poissons et les invertébrés aquatiques, comme la daphnie ou la crevette. Par exemple, cela a été observé pour les niveaux d'azinphosmethyl, de chlorpyrifos et d'endosulfan dans l'environnement aquatique (Schulz 2004). De la même façon, le chlorpyrifos et l'endosulfan ont été classés comme "produits chimiques potentiellement préoccupants pour l'environnement". Une évaluation a établi que les effets néfastes de l'endosulfan sur les poissons et les invertébrés sont préoccupants quand cet insecticide est utilisé à proximité des écosystèmes aquatiques (Carriger & Rand 2008). Dans des tests sur le terrain, l'insecticide carbaryl est apparu comme affectant la composition d'une communauté aquatique d'amphibiens et d'insectes en modifiant la colonisation des bassins et le nombre d'œufs pondus (Vonesch & Klaus 2009).

- Les insecticides et les herbicides présents dans les eaux de surface (arrivés par dérive au vent des pulvérisations ou ruissellement) peuvent altérer la composition des espèces des communautés aquatiques et affecter les poissons et les invertébrés.
- Les insecticides (organophosphorés, carbamates) ont des effets toxiques sur le système nerveux des amphibiens qui peuvent altérer leur comportement. Les herbicides (par exemple, l'atrazine) peuvent affaiblir le système immunitaire des têtards de grenouilles, ce qui peut rendre les amphibiens encore plus sensibles aux parasites néfastes comme les nématodes. Les effets indirects peuvent être fatals.
- Les urées substituées (herbicides) telles que le diuron contaminent fréquemment les eaux de surface et les eaux souterraines. Les fongicides à base de cuivre sont hautement toxiques pour les poissons et ont la capacité de s'accumuler.

Les effets des pesticides sur les communautés de plantes

Ces dernières décennies, l'usage des herbicides a augmenté de manière radicale. Aujourd'hui, certaines plantes non cultivées (ou « mauvaises herbes ») sont menacées d'extinction en Grande-Bretagne (Preston 2002). Bien que le volume total des herbicides utilisés au Royaume-Uni ait légèrement diminué entre 1990 et 2006, la surface traitée aux herbicides a augmenté de 38 % (Fera 2009). La diversité des plantes sauvages dans les champs agricoles et leurs bordures est en déclin, particulièrement dans les prairies infertiles et aux pieds des haies. Une légère augmentation de la diversité des plantes constatée sur les terres arables en 1998 a peut-être été due à l'introduction de la jachère (Defra 2008). Le nombre de plantes source de nourriture pour les chenilles de papillons a diminué en Grande-Bretagne entre 1998 et 2007. Les bordures de champs créées dans le cadre de programmes agro-environnementaux ont abrité un plus grand nombre d'espèces de plantes que les zones cultivées, mais la couverture végétale et la richesse des espèces demeure basse (en moyenne 11 espèces par parcelle et 21 % de couverture) en comparaison avec les autres habitats (les terres horticoles par exemple) et les jachères (CS 2007). En aménageant une bordure de champ non pulvérisée d'au moins trois mètres de large, la diversité et le nombre de plantes des terres arables et d'insectes qu'elles abritent accroît considérablement (De Snoo 1999). Sur cinq ans, la couverture des mauvaises herbes néfastes n'a pas augmenté dans les bordures de champs.

Dans les fermes européennes ayant recours aux méthodes d'IPM (« Integrated Pest Management » en anglais - gestion intégrée de lutte contre les nuisibles), et en moyenne, à moitié moins d'herbicides, les stocks de graines de mauvaises herbes dans le sol a doublé dans les cultures semées en automne. Cela a été considéré comme acceptable, tandis que dans les cultures de printemps, les stocks de graines ont augmenté plus de trois fois pour certaines mauvaises herbes (EN 2005). Dans les plaines anglaises, la diversité des espèces et l'abondance des plantes, oiseaux, chauves-souris, invertébrés étaient habituellement plus fortes dans les fermes biologiques que dans les fermes conventionnelles. Les effets positifs étaient plus forts pour les plantes. Il a été estimé que les champs biologiques comprenaient jusqu'à deux fois plus d'espèces de plantes et, en moyenne, une couverture des mauvaises herbes deux fois plus large (Fuller *et al* 2005). La flore de Grande-Bretagne évolue, à mesure que les plantes des terres arables, telles que la marguerite dorée introduite il y a longtemps, déclinent. Cela peut être dû à l'agriculture intensive et à un déclin des exploitations agricoles mixtes (Preston 2009).

Certains herbicides sont hautement toxiques pour les plantes à des doses très faibles, par exemple : les sulfonilurées, les sulfamides et l'imidazolinone. Le tribenuron-méthyl a affecté la croissance des algues et l'activité des micro-algues à des concentrations très faibles (Nystrom *et al* 1999). Dans une étude sur les effets des herbicides sulfonilurées sur le phytoplancton, il a été conclu que ces herbicides présentent un danger potentiel pour les systèmes aquatiques, même à de faibles concentrations dans l'environnement (Sabater *et al* 2002). Les sulfonilurées ont remplacé les autres herbicides qui sont plus toxiques pour les animaux. Dans la culture de pommes de terre, le sulfometuron-méthyl a provoqué des pertes majeures de rendement, même lorsqu'il est utilisé à des taux inférieurs aux doses recommandées (Pfleeger *et al* 2008). Les experts ont averti que l'usage largement répandu des sulfonilurées « pourrait avoir un impact dévastateur sur la productivité des cultures non ciblées et la constitution des communautés naturelles de plantes et de la chaîne alimentaire de la faune sauvage » (Fletcher *et al* 1993).

L'hexazinone est un triazine persistant avec une forte lixivibilité (Footprint 2009). Aux Etats-Unis, quelque soient les taux d'application, les niveaux de préoccupation de l'EPA (« Environmental Protection Agency » - Agence de Protection de l'Environnement) étaient dépassés pour les plantes aquatiques et terrestres non ciblées. Les écosystèmes aquatiques à l'intérieur ou à proximité des zones traitées à l'hexazinone peuvent être altérés par ses effets sur les plantes aquatiques (US EPA 1994). Les autres triazines, le terbuthylazine et l'atrazine par exemple, affectent les plantes aquatiques de manière similaire. Dans les études de terrain, l'herbicide glyphosate altérait la composition des communautés microbiennes d'eau douce en diminuant l'abondance du phytoplancton microbien et en augmentant les cyanobactéries (Pérez *et al* 2007).

-
- Beaucoup de plantes qui étaient auparavant communes dans les zones agricoles de Grande-Bretagne sont en déclin en raison de l'abandon des exploitations agricoles mixtes et de l'usage croissant des herbicides.
 - L'utilisation à grande échelle des herbicides sulfonylurées, et vraisemblablement aussi, des sulfamides et imidazolinones, présente un risque pour les plantes non ciblées, les algues et les écosystèmes.
 - Les herbicides triazines peuvent présenter un risque pour les plantes non ciblées et les plantes aquatiques.

Les pesticides diminuent-ils la fertilité du sol ?

Qu'est-ce que la fertilité du sol ? Un sol fertile fournit les nutriments nécessaires pour promouvoir la croissance des plantes, constitue l'habitat d'une communauté active et diverse d'organismes, et présente une structure qui est caractéristique du lieu et qui permet la décomposition continue des résidus organiques (Mäder *et al* 2002).

En Afrique du Sud, l'activité de nourrissage des organismes du sol était plus importante dans les sols des vignobles biologiques que dans ceux des sites traités conventionnellement (Reinecke *et al* 2008). Le nombre de vers de terre était 1,3 à 3,2 fois supérieur dans les parcelles biologiques comparé aux parcelles conventionnelles, et la longueur des racines de plantes colonisées par la mycorhize était 40 % plus élevé dans les systèmes biologiques que dans les conventionnels (Mäder *et al* 2002). Le triclopyr, un herbicide, a provoqué une réduction majeure de la croissance de la mycorhize sur des niveaux de sols surélevés (Chakravarty 1987).

Les herbicides sulfonyles metsulfuron et, dans une moindre mesure, chlorsulfuron, sont à l'origine d'une réduction de la croissance des bactéries de sol *Pseudomonas* (Boldt & Jacobsen 2006). En tests de laboratoire, une combinaison de deux herbicides sulfonyles, bensulfuron-méthyl (B) et metsulfuron-méthyl, ont causé une réduction considérable de la biomasse microbienne de sol sur les 15 premiers jours (El-Ghamry *et al* 2001). Dans les communautés bactériennes de sol, le bromoxynil (un herbicide au nitrile) a provoqué des changements majeurs dans la composition et la diversité des espèces. Le bromoxynil a inhibé la croissance des bactéries capables de dégrader les produits chimiques dans le sol (Baxter *et al* 2008). Le captane (un fongicide) et l'herbicide glyphosate ont également causé un changement parmi les espèces des communautés bactériennes de sol (Widenfalk *et al* 2008). Certains insecticides organophosphorés (le diméthoate par exemple) peuvent réduire l'activité et la biomasse des micro-organismes de sol, tandis que d'autres (comme le fosthiazate) peuvent en fait conduire à une augmentation de la biomasse microbienne (Eisenhauer *et al* 2009). La façon dont les pesticides affectent la fertilité du sol sur le long-terme n'est pas très bien comprise, cela dépendant de nombreux facteurs.

- Les pesticides affectent les vers de terre, la mycorhize symbiotique et d'autres organismes de sol.
- La composition et l'activité des communautés bactériennes peuvent être modifiées par les pesticides.



Les politiques et méthodes de conservation de la biodiversité

Au sein de l'Union Européenne, les politiques nationales fixent les objectifs de protection de la biodiversité (EC 2009). La Convention sur la Diversité Biologique fournit les stratégies nationales et les plans d'action pour la conservation des espèces à un niveau national. Cela comprend l'établissement d'objectifs nationaux. Par exemple, le plan d'actions pour la biodiversité au Royaume-Uni (UK Biodiversity Action Plan - BAP) liste actuellement 1 150 espèces et 65 habitats dont la conservation est prioritaire. En 2002, sur 78 espèces prioritaires des zones agricoles, 39 % étaient en déclin, 21 % avaient un statut inconnu ou indéterminé, 18% étaient stables, 15% étaient en augmentation et 7 % avaient été perdues. Sur la surface totale d'un million d'hectares des sites de vie sauvage d'importance nationale ('Sites of Special Scientific Interest'- Sites d'intérêt scientifique particulier) au Royaume-Uni en 2003, environ 380 000 hectares, ou 38 %, étaient dans un état défavorable, en raison principalement de l'agriculture. Seuls 47 % des sites de vie sauvage importants dans les zones agricoles étaient dans un état favorable (Defra 2003). Un des objectifs du BAP est d'inverser le déclin des oiseaux des zones agricoles britanniques d'ici 2020. En hiver, la densité des oiseaux des zones agricoles est bien plus élevée sur les chaumes (jachère rotationnelle) que sur les champs de céréales. Cependant, la politique européenne a récemment changé et la mise en jachère n'est plus obligatoire. Les ornithologistes ont averti que cela pourrait avoir de sérieux effets néfastes sur la biodiversité des zones agricoles à travers l'Europe (Gillings *et al* 2009).

Maintenir une population appropriée d'espèces de mauvaises herbes pour soutenir la faune sauvage des zones agricoles est un défi. Ce défi peut être atteint en aménageant des zones de protection, en développant des herbicides bien plus sélectifs, et à travers leur usage restreint (IACR 2001). En Angleterre, entre 1978 et 1990, la diversité des plantes sur les terres arables a décliné. Entre 1998 et 2007, la diversité des plantes sur la majorité des parcelles a augmenté de 36 %. Cela a été le résultat des augmentations de la surface des jachères ou des terres en friche, amenées par les programmes agro-environnementaux (CS 2009). Sur les parcelles où l'apport d'herbicide est réduit, les oiseaux de zones agricoles utilisaient plus souvent les chaumes de céréales d'hiver que sur les parcelles conventionnelles (Bradbury *et al* 2008). Afin d'inverser le déclin des oiseaux, l'agriculture a besoin de changer de façon substantielle et d'adopter des pratiques appropriées (Newton 2004). La diversité des espèces est habituellement plus élevée dans les zones non cultivées que dans les prairies ou les champs. Les zones non pulvérisées comptent de rares espèces de mauvaises herbes et la plus grande diversité d'invertébrés. En tant que zone de nourriture pour les oiseaux, ces zones sont de la plus haute importance. Les mauvaises herbes sur le sol constituent un refuge et abritent de nombreux insectes sources de nourriture. Utiliser des herbicides plus sélectifs sur les céréales d'hiver bénéficierait aux espèces d'oiseaux des zones agricoles qui nourrissent leurs oisillons avec des graines de mauvaises herbes, comme les linottes ou les fringillidés par exemple (Moreby & Southway 1999). En Europe, dans les exploitations de terres arables ou mixtes qui ont recours à l'IPM (gestion intégrée de lutte contre les nuisibles), l'utilisation d'herbicides a été réduite de 43 % en moyenne, l'utilisation d'insecticides ou de molluscicides de 55 %, et l'usage de fongicides a été de 50 % inférieur par rapport aux exploitations conventionnelles. Dans les exploitations ayant recours à l'IPM, le nombre d'arthropodes (tels que les coléoptères, araignées, collemboles ou mouches à scie), de plantes et de vers de terre a augmenté de manière significative. Des effets positifs similaires ont été observés pour les organismes du sol, les oiseaux, et les mammifères tels que les mulots sylvestres (EN 2005).

Les systèmes nationaux d'autorisation des pesticides visent à limiter les dommages qu'infligent les pesticides aux espèces non ciblées. Mais les mesures pour la réduction des risques liés aux pesticides sont encore en cours de développement. Les contrôles réglementaires seuls n'élimineront pas les impacts sur les espèces non ciblées. Des initiatives supplémentaires sont nécessaires pour atténuer les effets des pesticides sur la biodiversité. Le Sixième Programme d'Action pour l'Environnement de l'Union Européenne a institué la protection de la biodiversité comme une priorité de premier ordre (EC 2002). Les zones protégées dans le cadre des Directives

Oiseaux et Habitats sont connectées via le réseau 'Natura 2000'. La stratégie proposée pour un usage durable des pesticides en Europe vise à minimiser les risques des pesticides pour la santé et l'environnement. Les Etats Membres doivent éliminer ou réduire l'usage des pesticides autant que possible sur les sites Natura 2000 et promouvoir une agriculture à faible apport de pesticides, particulièrement l'IPM (gestion intégrée de lutte contre les nuisibles) et établir les conditions nécessaires pour l'implémentation de ces techniques d'IPM (EC 2009a).

L'une des organisations en tête du développement des normes de l'IPM (gestion intégrée de lutte contre les nuisibles) est l'IOBC (« International Organisation for Biological and Integrated Control of Noxious Animals and Plants » - OILB / Organisation Internationale de Lutte Biologique et Intégrée contre les Animaux et les Plantes Nuisibles). Ses principes sur la production intégrée soulignent l'importance de la biodiversité.

D'après l'IOBC, la production intégrée est un système agricole qui produit une alimentation et d'autres produits de grande qualité en utilisant des ressources naturelles et les mécanismes de régulation pour remplacer les apports polluant et sécuriser l'agriculture durable (IOBC 2004).

Les programmes agro-environnementaux européens subventionnent les agriculteurs qui prennent des mesures pour préserver l'environnement et le paysage agricole. Mais les dépenses liées à ces mesures sont à ce jour marginales. Les agriculteurs qui pratiquent une agriculture moins intensive et qui protègent la nature ont besoin d'être récompensés (Donald *et al* 2002). La Convention sur la Diversité Biologique des Nations Unies demande à ce que les pays développent des stratégies nationales et des plans d'actions pour la conservation de la biodiversité, et définissent des objectifs et indicateurs nationaux ou régionaux (CBD 2008). Le nombre et la qualité des objectifs de conservation varient fortement entre les pays (EPBRS 2009). Les programmes d'incitation devraient continuellement être évalués et adaptés (Berendse 2004). Afin d'évaluer l'efficacité des mesures pour la conservation des espèces menacées, telles que les oiseaux des zones agricoles, des objectifs quantitatifs et mesurables sont nécessaires, de même qu'une surveillance des espèces (Donald *et al* 2007). L'agriculture extensive peut avoir besoin de s'étendre sur de plus larges zones connectées pour atteindre des gains substantiels (Whittington 2007). Les exploitations biologiques, ainsi que les programmes agro-environnementaux dans une certaine mesure, ont des effets positifs sur la diversité des plantes et des coléoptères en Europe, alors que les espèces d'oiseaux n'étaient pas plus significativement diverses. Cela peut être dû à la pollution largement répandue des produits chimiques. C'est pourquoi il est urgent de changer pour une agriculture dont l'usage de pesticides sur de larges zones soit minimum (Geiger *et al* 2010).

Le maïs, la canne à sucre et l'huile de palme sont de plus en plus utilisés pour produire des agrocarburants. La culture de ces plantes implique un recours élevé aux pesticides et engrais. Leur utilisation en tant qu'agrocarburants est une menace pour la biodiversité. Le bio-éthanol à base de maïs est la pire des alternatives actuellement existantes, et des alternatives à l'usage du maïs comme source d'agrocarburant doivent être recherchées de toute urgence (Groom *et al* 2008). En Europe, pour produire de l'énergie à partir de biomasse végétale selon une démarche écologique, la proportion de l'agriculture respectueuse de l'environnement devrait augmenter jusqu'à 30 % environ de la Superficie Agricole Utilisée dans la plupart des Etats Membres d'ici 2030, à l'exception des pays les plus densément peuplés (EEA 2007).

La nécessité d'un plan de sauvegarde de la biodiversité

La Convention sur la Diversité Biologique des Nations Unies demande à ce que les 27 pays membres de l'Union Européenne développent des politiques nationales pour fixer des objectifs de protection de la biodiversité. Tous les Etats Membres ne sont pas identiquement ambitieux, ce qui signifie que les objectifs de 2010 de stopper une plus grande perte de biodiversité nécessitent un nouveau plan de sauvegarde quantitatif pour 2020, fixant des objectifs quantitatifs et qualitatifs clairs, des calendriers et faisant appel à une surveillance ambitieuse. Ils doivent également s'assurer de la cohérence et d'une meilleure définition d'objectifs de ces politiques européennes et nombre d'autres (pour les zones 'Natura 2000' sensibles et pour l'eau), et d'établir de nouvelles politiques européennes (sur le sol et les biodéchets). Cependant, le succès du plan de sauvegarde de la biodiversité dépendra aussi, dans une large mesure, sur l'application par l'Union Européenne du nouveau 'Règlement concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques', de même que sur le sérieux avec lequel les Etats Membres appliquent la nouvelle directive-cadre sur l'usage durable des pesticides. Un outil majeur sera la saisie de cette opportunité par les Etats Membres pour fixer des objectifs de réduction de la dépendance / utilisation des pesticides et des échéanciers clairs.

Un plan de sauvegarde de la biodiversité a également besoin d'être accompagné par une réforme plus approfondie de la Politique Agricole Commune (PAC), en quittant le modèle actuel où les agriculteurs reçoivent une aide au revenu pour l'entretien de leurs terres pour un modèle où les agriculteurs perçoivent un financement pour apporter des bénéfices publics, ce qui comprend la rémunération des agriculteurs pour utiliser des pratiques agricoles durables basées d'abord sur la prévention, également appelées production intégrée, par lequel plus les agriculteurs fournissent de services pour l'environnement et la santé, plus ils reçoivent un financement public important.

En cette Année Internationale de la Biodiversité 2010, nous devrions lutter ensemble pour une réforme de la PAC qui encourage de meilleures pratiques agricoles. Nous devrions commencer par encourager le développement de l'agriculture mixte, de la rotation des cultures et du pâturage pastoral, et la diminution de la taille des champs. Et même plus, nous devrions encourager le développement de pratiques telles que l'agrandissement des bordures de champs et le rétablissement des haies. Nous devrions placer la prévention en premier, dans un système dynamique, encourageant les acteurs de première ligne ayant la volonté de réaliser des améliorations environnementales, et établir une politique qui fait de la vraie production agricole intégrée la base de la PAC post-2013.

Une telle approche serait une étape dans la bonne direction pour inverser le déclin des oiseaux, abeilles, chauves-souris, arthropodes et vers de terre, qui prospèrent plus dans le cadre de l'agriculture biologique. C'est également la meilleure manière de rétablir les communautés de différentes espèces d'animaux et plantes qui exercent des fonctions vitales au sein des écosystèmes, apportant une plus grande diversité qui tend à être plus stable, et par conséquent, qui aide également à assurer une sécurité alimentaire plus forte sur le long terme.



Références et sites Web

Advisory Committee on Pesticides (ACP) – Environmental Panel, Pesticide poisoning of animals in 2007, York, UK 2008. <http://www.pesticides.gov.uk/environment.asp?id=2600>

Baxter J, and Cummings SP, The degradation of the herbicide bromoxynil and its impact on bacterial diversity in a top soil, *Journal of Applied Microbiology* 104(6): 1605-1616, 2008. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/120091862/abstract> (abstract)

Beasley V, *et al*, Environmental factors that affect amphibian community structure and health as indicators of ecosystems, U.S. EPA, Washington D.C. 2002. http://cfpub.epa.gov/ncer_abstracts/index.cfm/fuseaction/display.abstractDetail/abstract/274

Bengtsson J, *et al*, The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis, *Journal of Applied Ecology* 42(2), 2005. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118735203/HTMLSTART>

Berendse F, *et al*, Declining biodiversity in agricultural Landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes, *Ambio* 33(8): 499-502, 2004. <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1579/0044-7447-33.8.499> (abstract)

Berny PJ, *et al*, Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey, *Chemosphere* 35(8): 1817-1829, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00242-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00242-7) (abstract)

BirdLife International (BLI), State of the world's birds, 2004. www.birdlife.org/sowb/

Bishop CA, *et al*, Effects of pesticide spraying on chick growth, behavior, and parental care in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting in an apple orchard in Ontario, Canada, *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(9): 2286-2297, 2000. [http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028\(2000\)019<2286:EOPSOC>2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2000)019<2286:EOPSOC>2.3.CO;2) (abstract)

Boatman ND, *et al*, Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK, In: Hester RE, and Harrison RM (eds), *Biodiversity under threat*, RSC Publishing, Cambridge, UK 2007, pp. 1-32.

Boatman ND, *et al*, Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds, *Ibis* 146(2): 131-143, 2004. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118753474/abstract> (abstract)

Bonnet J.-L., *et al*, Assessment of the potential toxicity of herbicides and their degradation products to nontarget cells using two microorganisms, the bacteria *Vibrio fischeri* and the ciliate *Tetrahymena pyriformis*, *Environmental Toxicology* 22(1): 78-91, 2007. <http://assets0.pubget.com/pdf/17295264.pdf>

Boldt TS, and Jacobsen CS, Different toxic effects of the sulfonylurea herbicides metsulfuron methyl, chlorsulfuron and thifensulfuron methyl on fluorescent pseudomonads isolated from an agricultural soil, *FEMS Microbiology Letters* 161(1): 29-35, 2006. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/119124033/abstract>

Bonmatin JM, *et al*, Quantification of imidacloprid uptake in maize crops. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 5336-5341, 2005. In: UNAF: Pesticides. <http://www.unaf-apiculture.info/>

Bradbury RB, *et al*, Wintering Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in southwest England select cereal stubbles that follow a low-input herbicide regime, *Bird Study* 55(1): 23–31, 2008. <http://www.ingentaconnect.com/content/bto/bird/2008/00000055/00000001/art00003> (abstract)

Brakes CR, and Smith RH, Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning, *Journal of Applied Ecology* 42(1): 118-128, 2005. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118735198/HTMLSTART>

-
- Brickle NW, *et al*, Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*, *Journal of Applied Ecology* 37(5): 742-755, 2000. <http://www.jstor.org/stable/2655923> (abstract)
- Campbell L, and Cooke AS, The indirect effects of pesticides on birds, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK 1997.
http://www.pesticides.gov.uk/uploadedfiles/Web_Assets/Pesticides_Forum/PF45.pdf
- Cardinale BJ, *et al*, Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems, *Nature* 443: 989-992, 2006. <http://www.nature.com/nature/journal/v443/n7114/full/nature05202.html>
- Carriger JF, and Rand GM, Aquatic risk assessment of pesticides in surface waters in and adjacent to the Everglades and Biscayne National Parks: I. Hazard assessment and problem formulation, *Ecotoxicology* 17(7): 660-679, 2008. <http://www.springerlink.com/content/w48p7732t04833w3/>
- CBD, Ninth meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Bonn, Germany 19-30 May 2008. <http://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-09>
- (CBS 1963): Columbia Broadcasting System, C.B.S. Reports: The Silent Spring of Rachel Carson, April 3, 1963, In: Lerner KL, and Lerner BW (eds), *Environmental issues: essential primary sources*, Detroit: Thomson Gale 2006.
- Central Science Laboratory (CSL), Game Conservancy Trust, RSPB, and Department of Zoology of Oxford University, Assessing the indirect effects of pesticides on birds, Final report, 2005.
http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=PN0925_2486_FRP.pdf
- Chakravarty P, and Sidhu S, Effect of glyphosate, hexazinone and triclopyr on in vitro growth of five species of ectomycorrhizal fungi, *Forest Pathology* 17(4-5): 204-210, 1987.
<http://www.blackwell-synergy.com/doi/abs/10.1111/j.1439-0329.1987.tb01017.x>
- Chapin FS, *et al.*, Consequences of changing biodiversity, *Nature* 405(6783): 234-242, 2000.
<http://www.nature.com/nature/journal/v405/n6783/full/405234a0.html>
- Countryside Survey (CS). England results from 2007. Chapter 3: Enclosed farmland, 2009.
http://www.countryside-survey.org.uk/eng_reports2007.html
- Darwin C, and Wallace A, On the tendency of species to form varieties; and on the perpetuation of varieties and species by natural means of selection, *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London, Zoology* 3: 45-62, 1858.
<http://darwin-online.org.uk/content/frameset?itemID=F350&viewtype=text&pageseq=1>
- Decourtye A, *et al*, Learning performances of honeybees (*Apis mellifera* L) are differentially affected by imidacloprid according to the season, *Pest Management Science* 59(3): 269-278, 2003.
<http://www3.interscience.wiley.com/journal/102530670/abstract>
- Department of Environment, Food and Rural Affairs (Defra), Measuring the progress of the biodiversity strategy for England: baseline assessment, London 2003, amended in 2008.
<http://www.defra.gov.uk/environment/quality/biodiversity/documents/indicator/indicators031201.pdf>
- De Snoo GR, Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice, *Landscape and Urban Planning* 46(1-3): 151-160, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00039-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00039-0)
- De Zwart, Ecological effects of pesticide use in the Netherlands: Modeled and observed effects in the field ditch, *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(2): 123-134, 2005.
http://www.bioone.org/doi/abs/10.1897/IEAM_2004-015.1 (abstract)

-
- Dinehart SK, *et al*, Toxicity of a glufosinate- and several glyphosate-based herbicides to juvenile amphibians from the Southern High Plains, USA, *Science of the Total Environment* 407(3): 1065-1071, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.010> (abstract)
- Donald PF, *et al*, International conservation policy delivers benefits for birds in Europe, *Science* 317(5839): 810-813, 2007. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1146002> (abstract)
- Donald PF, *et al*, The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89(3): 167-182, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00244-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00244-4) (abstract)
- Dormann CF, *et al*, Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities, *Global Ecology and Biogeography* 16(6): 774-787, 2007. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118545975/abstract> (abstract)
- Drapela T, *et al*, Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors, *Ecography* 31(2): 254-262, 2008. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/119407297/abstract> (abstract)
- Eisenhauer N, *et al*, No interactive effects of pesticides and plant diversity on soil microbial biomass and respiration, *Applied Soil Ecology* 42(1): 31-36, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.01.005> (abstract)
- El-Ghamry A, *et al*, Combined effects of two sulfonylurea herbicides on soil microbial biomass and N-mineralization, *Journal of Environmental Sciences* 13(3): 1878-7320, 2001. <http://iospress.metapress.com/content/xycnbntd5jrrndgh/> (abstract)
- (EPBRS 2009): Mindicate, and U&W, Targets for biodiversity beyond 2010 – Review and cases in a European context, Stockholm 2009. <http://www.epbrs.org/PDF/Background%20report%20EPBRS.pdf>
- English Nature (EN), Integrated farming and biodiversity, Peterborough, UK 2005. <http://naturalengland.etraderstores.com/NaturalEnglandShop/R634>
- European Bird Census Council (EBCC), European wild bird indicators, 2008 update. www.ebcc.info/index.php?ID=368
- European Commission (EC), Development of guidance for establishing Integrated Pest Management (IPM) principles, 2009. http://ec.europa.eu/environment/ppps/pdf/final_report_ipm.pdf
- European Commission (EC), Draft Guidance Document for establishing IPM principles (supplement), 2009a. http://ec.europa.eu/environment/ppps/pdf/draft_guidance_doc.pdf
- European Commission (EC), A mid-term assessment of implementing the EC Biodiversity Action Plan, COM(2008) 864 final, Brussels 2008. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/bap_2008_en.pdf
- European Commission (EC), Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action to achieve a sustainable use of pesticides, Brussels 2006. http://ec.europa.eu/environment/ppps/pdf/com_2006_0373.pdf
- European Environment Agency (EEA), Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture, 2007. http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_12
- European Commission (EC), Review report for the active substance atrazine, Brussels 2003, http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list_atrazine.pdf
- European Commission (EC), Sixth Environment Action Programme of the European Community 2002-2012. Brussels 2002. <http://ec.europa.eu/environment/newprg/index.htm>
-

European Food Safety Authority (EFSA), Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Copper (I), copper (II) variants namely copper hydroxide, copper oxychloride, tribasic copper sulfate, copper (I) oxide, Bordeaux mixture, In: Summary of the EFSA Scientific Report 187, Parma, Italy 2008.

http://www.efsa.europa.eu/cs/BlobServer/PRAPER_Conclusion/praper_concl_sr187_copper%20compounds_en_summary,0.pdf

Feber RE, *et al*, A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland, *Journal of Zoology* 273(1): 30-39, 2007. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118535531/abstract> (abstract)

Fletcher M, and Barnett L, Bee pesticide poisoning incidents in the United Kingdom, *Bulletin of Insectology* 56: 141-145, 2003. <http://www.bulletinofinsectology.org/pdfarticles/vol56-2003-141-145fletcher.pdf>

Fletcher J, *et al*, Potential environmental risks associated with the new sulfonylurea herbicides, U.S. EPA, Washington D.C. 1993.

http://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=44552&CFID=579894&CFTOKEN=95897727&jsessionid=2830123867d22d05b0854035325a655f7353

Food and Environment Research Agency UK (Fera), Pesticide Usage Statistics: Tables (select year and chemical group), 2009. <http://pusstats.csl.gov.uk/index.cfm>

Forson DD, and Storfer A, Atrazine increases Ranavirus susceptibility in the tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*), *Ecological Applications* 16(6): 2325-2332, 2006. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/1051-0761%282006%29016%5B2325%3AAIRSIT%5D2.0.CO%3B2>

Frampton GK, *et al*, The effects on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis, *Journal of Applied Ecology* 44(2): 362-373, 2007.

<http://www3.interscience.wiley.com/journal/117972302/abstract> (abstract)

Fuller RJ, *et al*, Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa, *Biology Letters* 1(4): 431-434, 2005. <http://rsbl.royalsocietypublishing.org/content/1/4/431.full>

Game and Wildlife Conservation Trust (GCT), Sussex study: 34 years of change in farmland wildlife, 2004. <http://www.gct.org.uk/text03.asp?PageId=182>

Geiger F, *et al*, Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland, *Basic and Applied Ecology* 11(2): 97-105, 2010.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>

Gibbs KE, *et al*, Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species, *Diversity and Distributions* 15(2): 242-253, 2009. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/121528934/abstract>

Gillings S, *et al*, Implications of the loss of set-aside for farmland birds, Proceedings of the BOU's 2009 Annual Spring Conference, Leicester, UK, 31 March – 2 April, 2009.

<http://bouproc.blogspot.com/2009/04/lowland-farmland-birds-3-abstracts.html>

Greatti *et al*. Risk of environmental contamination by the active ingredient imidacloprid used for corn seed dressing. In: Dept. of Agroenvironmental Sciences and Technologies, Bologna University: Proceedings 8th International Symposium of the ICP-BR Bee Protection Group – Hazards of pesticides to bees, Bologna September 4-6, 2002. *Bulletin of Insectology* 56: 69-72, 2003.

<http://www.bulletinofinsectology.org/Contents/Contentsbullinsect.htm>

Gregory RD, *et al*, Developing indicators for European birds, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 360, 269-288, 2005, <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/360/1454/269.full>

Groom MJ, Gray EM, and Townsend PA, Biofuels and biodiversity: Principles for creating better policies for biofuel production, *Conservation Biology* 22(3): 602-609, 2008.
<http://www3.interscience.wiley.com/journal/119879494/abstract> (abstract)

Harris S, *et al*, A review of British mammals: Population estimates and conservation status of British mammals other than Cetaceans, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK 1995. <http://www.jncc.gov.uk/page-2759>

Heath MF, and Evans MI (eds.), Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation, Volume 2, BirdLife International, Cambridge, UK, 2000, http://www.ramsar.org/w/w.n.birdlife_iba_book.htm

Hole DG, *et al*, Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130, 2005.
http://www.english-nature.org.uk/news/news_photo/Organic%20farming%20paper.pdf

Hooper MJ, Swainson's hawks and monocrotophos, Texas 2002. www.tiehh.ttu.edu/mhooper/Swainson.htm

IACR & Marshall Agroecology Ltd, *et al*, The impact of herbicides on weed abundance and biodiversity (project PN0940), 2001. <http://www.pesticides.gov.uk/publications.asp?id=81>

Imhoff ML, *et al.*, Global patterns in human consumption of net primary production, *Nature* 429 (6996): 870-873, 2004. <http://www.nature.com/nature/journal/v429/n6994/abs/nature02619.html> (abstract)

IOBC, Toolbox for organizations seeking IOBC endorsement. <http://www.iobc.ch/toolbox.html>

IOBC, Integrated Production: Principles and Technical Guidelines, 3rd edition 2004.
http://www.iobc.ch/iobc_bas.pdf

IUCN, Getting the biodiversity targets right, Trondheim Conference on Biodiversity 2010.
<http://www.countdown2010.net/article/getting-the-biodiversity-targets-right-in-trondheim>

IUCN, The Asian amphibian crisis, 2009.
http://www.iucn.org/about/union/secretariat/offices/asia/regional_activities/asian_amphibian_crisis/

International Organisation for Biological and Integrated Control of Noxious Animals and Plants (IOBC), IOBC Tool Box, 2005. <http://www.iobc.ch/toolbox.html>

King KC, *et al*, Short-term seasonal changes in parasite community structure in Northern Leopard froglets (*Rana pipiens*) inhabiting agricultural wetlands, *Journal of Parasitology* 94(1): 13-22, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1645/GE-1233.1> (abstract)

Kremen C, *et al*, Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification, *PNAS* 99(26): 16812-16816, 2002. <http://www.pnas.org/content/99/26/16812.full>

Kuldna P, *et al*, An application of DPSIR framework to identify issues of pollinator loss, *Ecological Economics*, 69(1): 32-42, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.005>

Liu CZ, Wang G, and Yan L, [Effects of imidacloprid on arthropod community structure and its dynamics in alfalfa field], [*Chinese Journal of Applied Ecology*], 18(10): 2379-2383, 2008.
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18163327>

Mäder P, *et al*, Soil fertility and biodiversity in organic farming, *Science* 296(5573): 1694-1697, 2002,
<http://www.sciencemag.org/cgi/content/abstract/296/5573/1694>

Mineau P, *et al*, Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies, *Ecoscience* 12(2): 267-278, 2005. <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2980/i1195-6860-12-2-267.1> (abstract)

-
- Mineau P, *et al*, Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, U.S. and U.K., *Journal of Raptor Research* 33: 1–37, 1999. <http://elibrary.unm.edu/sora/jrr/v033n01/p00001-p00037.pdf>
- Moreby SJ, and Southway SE, Influence of autumn applied herbicides on summer and autumn food available to birds in winter wheat fields in southern England, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72(3): 285-297, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00007-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00007-9) (abstract)
- Morris AJ, *et al*, Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*), *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106(1): 1-16, 2005. http://www.ncl.ac.uk/biology/assets/MWhitt_pdf/05MorrisAEE.pdf
- Murphy MT, Avian population trends within the evolving agricultural landscape of Eastern and Central United States, *The Auk* 120(1): 20-34, 2003. [http://dx.doi.org/10.1642/0004-8038\(2003\)120\[0020:APTWTE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1642/0004-8038(2003)120[0020:APTWTE]2.0.CO;2) (abstract)
- Musters CJ, *et al*, Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(1-3): 131-139, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.003> (abstract)
- Newton I, The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions, *Ibis* 146(4): 579-600, 2004. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118753450/abstract> (abstract)
- Nicolai B, *et al*, Species protection: Red Kite – The current situation in Germany (Sachsen-Anhalt) [article in German], *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41(3): 69-77, 2009.
- North American Bird Conservation Initiative (NABCI), *et al.*, The state of the birds – United States of America 2009. www.stateofthebirds.org
- Nystrom B, *et al*, Effects of sulfonylurea herbicides on non-target aquatic micro-organisms – Growth inhibition of micro-algae and short-term inhibition of adenine and thymidine incorporation in periphyton communities, *Aquatic Toxicology* 47(1): 9-22, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00007-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00007-7) (abstract)
- Pérez A, *et al*, Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study, *Ecological Applications* 17(8): 2310-2322, 2007. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/07-0499.1> (abstract)
- Pesticides Safety Directorate (PSD), and Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), Pesticide poisonings of animals: Annual reports 2001–2007, York, UK. <http://www.pesticides.gov.uk/environment.asp?id=1861>
- Pfleeger T, *et al*, Effects of low concentrations of herbicides on full-season, field-grown potatoes, *Journal of Environmental Quality* 37: 2070-2082, 2008. <http://jeq.scijournals.org/cgi/content/abstract/37/6/2070>
- Pilling ED, and Jepson PC, Synergism between EBI fungicides and a pyrethroid insecticide in the honeybee (*Apis mellifera*), *Pesticide Science* 39(4): 293-297, 2006. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/112603296/abstract> (abstract)
- Preston CD, *et al*, *New Atlas of the British and Irish Flora: Executive summary*, Oxford 2009. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WC01013_1757_EXE.doc
- Preston C, *et al*, The changing distribution of the flora of the United Kingdom, CEH, Huntingdon 2003. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WC01027_1283_TRP.pdf

Prosser D, and Hart AD, Assessing potential exposure of birds to pesticide-treated seeds, *Ecotoxicology* 14(7): 679-691, 2005. <http://www.springerlink.com/content/qxj428t25886w654/> (abs)

Reinecke AJ, *et al*, The effects of organic and conventional management practices on feeding activity of soil organisms in vineyards, *African Zoology* 43(1): 66-74, 2008. <http://www.bioone.org/toc/afzo/43/1>
Replacement of copper fungicides in organic production of grapevine and apple in Europe (Repco), Research project within the EU's 6th Framework Programme. <http://www.rep-co.nl/>

Robinson RA, and Sutherland WJ, Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain, *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176, 2002. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118942149/HTMLSTART>

Rohr JR, *et al*, Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species, *Nature* 455: 1235-1239, 2008. <http://dx.doi.org/10.1038/nature07281> (abstract)

Sabater C, *et al*, Effects of bensulfuron-methyl and cinosulfuron on growth of four freshwater species of phytoplankton, *Chemosphere* 46(7): 953-960, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00179-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00179-5) (abstract)

Sachs JD, *et al*, Biodiversity conservation and the Millennium Development Goals, *Science* 325(5947): 1502-1503, 2009. <http://www.sciencemag.org/cgi/content/summary/sci;325/5947/1502>

Schulz R, Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review, *Journal of Environmental Quality* 33(2): 2004. <http://jeq.sci-journals.org/cgi/content/full/33/2/419>

Scott-Dupree CD, Conroy L, and Harris CR, Impact of currently used or potentially useful insecticides for canola agroecosystems on *Bombus impatiens* (Hymenoptera: Apidae), *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Megachilidae), and *Osmia lignaria* (Hymenoptera: Megachilidae), *Journal of Economic Entomology* 102(1): 177-182, 2009. <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1603/029.102.0125> (abstract)

Smith RK, *et al*, Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41(6): 1092-1102, 2004. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118755167/HTMLSTART>

Sparling DW, and Feller GM, Toxicity of two insecticides to California, USA, anurans and its relevance to declining amphibian populations, *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(8): 1696–1703, 2009. http://www.allenpress.com/pdf/ENTC_28.8_1696_1703.pdf

Sparling DW, *et al*, Pesticides and amphibian declines in California, USA, *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1591–1595, 2001. [http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028\(2001\)020<1591:PAAPDI>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2001)020<1591:PAAPDI>2.0.CO;2) (abstract)

Spiegel Online, Bienensterben im Rheintal [Bee poisoning in the Rhine Valley], May16, 2008. <http://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/0,1518,553814,00.html>

(TEEB): European Commission, The Economics of Ecosystems and Biodiversity (interim report), 2008. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/teeb_report.pdf

Tilman D, Causes, consequences and ethics of biodiversity, *Nature* 405(6783): 208-211, 2000. <http://www.nature.com/nature/journal/v405/n6783/full/405208a0.html>

UK Biodiversity Action Plan (BAP). www.ukbap.org.uk/

U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Risk of hexazinone use to federally threatened California Red-Legged Frog (*Rana aurora draytonii*), Washington, D.C. 2008. <http://www.epa.gov/espp/litstatus/effects/redleg-frog/hexazinone/analysis.pdf>

-
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Interim Reregistration Eligibility Decision (IRED): Atrazine. Washington, D.C. 2006. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/atrazine_combined_docs.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Reregistration Eligibility Decision (RED) Hexazinone, Washington, D.C. 1994. <http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/0266.pdf>
- Vickery JA, *et al*, The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources, *Journal of Applied Ecology* 38(3): 647-664, 2001. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118971343/HTMLSTART>
- Walker LA, *et al*, The Predatory Bird Monitoring Scheme: Identifying chemical risks to top predators in Britain, *Ambio* 37(6): 466-471, 2008. <http://pbms.ceh.ac.uk/docs/ambio%20abstract.pdf> (abstract)
- Walker LA, *et al*, Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain, *Science of the Total Environment* 392(1): 93-98, 2008a. http://pbms.ceh.ac.uk/docs/walker_et_al_2008_STOTEN.pdf
- Walker LA, *et al*, Wildlife and pollution: 2005/06 Annual report, JNCC Report 399, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough 2007. <http://www.jncc.gov.uk/page-4178>
- Whittingham MJ, Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44(1): 1-5, 2007. http://pmk.agri.ee/pkt/files/AES_whittingham.pdf
- Wickramasinghe LP, *et al*, Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging, *Conservation Biology* 18(5): 1283-1292, 2004. <http://www3.interscience.wiley.com/journal/118784322/abstract>
- Wickramasinghe LP, *et al*, Bat activity and species richness on organic and conventional farms: Impact of agricultural intensification, *Journal of Applied Ecology* 40(6): 984-993, 2003. <http://www.jstor.org/pss/3506037> (abstract)
- Widenfalk A, *et al*, Effects of pesticides on community composition and activity of sediment microbes – responses at various levels of microbial community organization, *Environmental Pollution* 152(3): 576-584, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.003> (abstract)
- Wilson JD, *et al*, A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 75(1-2), 13-30, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00064-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00064-X) (abstract)
- Verro R, *et al*, Predicting pesticide environmental risk in intensive agricultural areas. I: Screening level risk assessment of individual chemicals in surface waters, *Environmental Science and Technology* 43(2): 522-529, 2009. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es801855f> (abstract)
- Vonesh JR, and Kraus JM, Pesticide alters habitat selection and aquatic community composition, *Oecologia* 160(2): 379-385, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-009-1301-5> (abstract)
- Yang EC, *et al*, Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honey bee (*Hymenoptera: Apidae*), *Journal of Economic Entomology* 101(6):1743-1748, 2008. <http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493-101.6.1743> (abstract)

Websites of organizations and initiatives conserving biodiversity

Agripopes – AGRICultural POLicy-Induced landscaPe changes. <http://agripopes.net/index.htm>

agroBiodiversity (international network for research). www.agrobiodiversity-diversitas.org/

Assessing Large Scale Risks for Biodiversity (EU project). www.alarmproject.net

EU Biodiversity Action Plan. <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity>

European Learning Network on Functional AgroBiodiversity. www.eln-fab.eu

European Platform for Biodiversity Research Strategy. www.epbrs.org

European Topic Centre on Biological Diversity. <http://biodiversity.eionet.europa.eu>

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study. www.teebweb.org

UN Convention on Biological Diversity. www.cbd.int

UN Environment Programme: Biodiversity. www.unep.org/themes/biodiversity

World Conservation Union. www.iucn.org/what/biodiversity

World Wildlife Found. Reducing impacts: farming. www.panda.org/what_we_do/footprint/agriculture



**Pesticide
Action
Network**

Europe

1 Rue de la Pepinière

B1000 Bruxelles

Belgium

www.pan-europe.info