

IMPLICATIONS DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES PÉRI-AGRICOLES DANS LA DYNAMIQUE ENVIRONNEMENTALE DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES

Anne-Antonella SERRA¹, Diana ALBERTO¹, Cécile SULMON¹, Gwenola GOUESBET¹
& Ivan COUÉE^{1*}

¹ Université de Rennes 1, Centre National de la Recherche Scientifique, UMR CNRS 6553 ECOBIO, Campus de Beaulieu, bâtiment 14A, 263 avenue du Général Leclerc. F-35042 Rennes Cedex, France.

E-mails : anne-antonella.serra@univ-rennes1.fr, diana.alberto@univ-rennes1.fr, cecile.sulmon-maisonneuve@univ-rennes1.fr, gwenola.gouesbet@univ-rennes1.fr,

*Auteur pour la correspondance : ivan.couee@univ-rennes1.fr

SUMMARY.— *Implications of field margin plant communities in the environmental dynamics of pesticides pollutions.*— Several types of regulations, at the European and national levels, advocate setting up vegetative buffer strips in order to control or prevent the contamination of ecosystems by agricultural pollutions. The specific implication of the plant communities that are part of the make-up of buffer zones will be assessed in the context of agriculture-linked pollutions by pesticides. The distribution of environmental contaminations involving pesticides and associated products shows that plant communities of vegetative buffer strips are confronted with chemical and xenobiotic stresses that show great fluctuations and complexity, with, among other characteristics, exposures to mixtures of low levels of pollutants. The physical and microbiological dimensions of plant action on the environmental dynamics of contaminating pesticides are well understood, but higher plants are also capable of efficient responses to chemical and xenobiotic stresses and of phytoremediation of pollutants. However, the direct phytoremediating roles of plants in vegetative buffer-zones have remained poorly appreciated, and the interferences that affect this capacity for phytoremediation are not fully understood either. It is therefore essential that integrative studies take into account the diversity of contaminants, the diversity of plant species that are used in buffer zones, their capacity to respond to organic xenobiotics under laboratory controlled conditions, and their ecophysiological behaviour under real field conditions. Such studies will be useful to optimize the depollution capacities of buffer zones in relation with the various modalities of contamination and combinations of pollutants.

RÉSUMÉ.— Plusieurs textes réglementaires européens et nationaux préconisent des dispositifs de zones-tampons végétalisées pour contrôler ou empêcher la contamination des écosystèmes par les pollutions agricoles. L'implication spécifique des communautés végétales qui font partie de la structure même de ces zones-tampons sera analysée dans le contexte des pollutions engendrées par les pesticides d'origine agricole. La distribution des contaminations environnementales par les pesticides et leurs produits associés ou dérivés démontre que les communautés végétales des zones-tampons péri-agricoles sont confrontées à des stress chimiques et xénobiotiques fluctuants et complexes, caractérisés entre autres par des expositions à des mélanges de faibles doses de polluants. Les implications physiques et microbiologiques de l'action des plantes sur la dynamique environnementale des contaminations par les pesticides sont bien comprises. Mais les plantes présentent aussi des capacités de réponse efficace aux stress chimiques et xénobiotiques et une réelle capacité de phytoremédiation des polluants. Cependant, les rôles phytoremédiateurs directs des plantes des zones-tampons végétalisées restent mal évalués, et les interférences affectant cette capacité de phytoremédiation ne sont pas non plus bien comprises. Il est donc nécessaire que des études intégratives prennent en compte la diversité des contaminants, la diversité des espèces végétales utilisées dans les zones-tampons, leur potentiel de réponses aux xénobiotiques organiques en conditions contrôlées de laboratoire, et leur comportement écophysologique en conditions réelles de terrain. De telles études permettront d'optimiser les capacités d'épuration des zones-tampons en fonction des modalités de contamination et des combinaisons de polluants.

Les activités anthropiques induisent une grande diversité de pollutions chimiques environnementales (Rhind, 2009), impliquant de nombreuses molécules structurellement et fonctionnellement différentes, dont certaines sont des xénobiotiques (Frankart *et al.*, 2002). Les xénobiotiques retrouvés dans la biosphère comprennent des dérivés de pétrole, des plastifiants, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), des résidus médicamenteux, des solvants, des

pesticides et adjuvants associés, depuis des niveaux résiduels jusqu'à de fortes concentrations (Rhind, 2009). Afin d'éviter les risques sanitaires et écologiques de ces pollutions, diverses stratégies de protection et de décontamination des sols et des eaux pollués ont été développées. Les zones agricoles sont d'importantes sources de produits phytosanitaires pouvant diffuser dans les écosystèmes, avec des conséquences potentielles sur le fonctionnement et les services écosystémiques, sur l'état chimique des masses d'eau et sur la santé publique. Dans ce contexte, différents dispositifs de zones tampons de contrôle et de prévention des contaminations des écosystèmes ont été conçus (CORPEN, 2007). Le dispositif des bandes enherbées, qui apparaît dans plusieurs textes réglementaires européens et nationaux (Directive européenne n°91/676/CEE « Nitrates » du 12 décembre 1991; Loi n°2010-788 « Grenelle II » du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement), fait partie des pratiques de bonnes conditions agro-environnementales (BCAE) qui constituent un critère d'attribution des aides financières de la Politique Agricole Commune de l'Union européenne. La liste des BCAE est définie par chaque état membre: en France, la réglementation des BCAE « Bandes Tampons » établit qu'il y a obligation d'implanter une Surface en Couvert Environnemental par l'installation de bandes enherbées le long des cours d'eau figurant sur la liste définie au niveau préfectoral. Les cours d'eau classés « BCAE » sont également concernés par la directive européenne « Nitrates » du 12 décembre 1991 qui identifie certaines zones agricoles comme vulnérables. Les bandes implantées doivent mesurer 5 m de large au minimum et présenter une superficie de 5 ares minimum répartie sur l'ensemble de l'exploitation. Le traitement phytosanitaire et la fertilisation sont interdits et la gestion des bandes enherbées repose généralement sur le labour avant le premier semis, la fauche ou le broyage annuel des végétaux. Le quatrième programme d'action de la directive entraîne l'obligation de border par des bandes enherbées l'ensemble des cours d'eau situés en Zones Vulnérables. Cette augmentation du nombre de bandes enherbées est également renforcée en France par la loi « Grenelle II » (2010) qui prévoit de créer des réseaux de corridors biologiques fonctionnels. Le recul temporel sur la mise en place de ces bandes enherbées donne maintenant une vision synthétique de leur fonctionnement. L'implication directe des communautés végétales, qui font partie de la définition même des bandes enherbées ou végétalisées, sera ici discutée dans le contexte des pollutions engendrées par les pesticides, à partir de l'analyse de différents domaines de recherche pris en compte de manière intégrative : agronomie, bioremédiation, écophysologie végétale, biologie moléculaire végétale, écologie.

DIVERSITÉ ET DYNAMIQUE DES PESTICIDES IMPLIQUÉS DANS LES POLLUTIONS ENVIRONNEMENTALES

Le terme « pesticide » concerne les substances naturelles ou synthétiques utilisées pour la prévention, le contrôle ou l'élimination d'organismes jugés indésirables, en contexte agricole, dans les traitements de surfaces non-agricoles et dans les domaines de l'hygiène animale et de l'hygiène publique (Aubertot *et al.*, 2005). Près de 3000 formulations commerciales, composées de molécules actives et d'adjuvants renforçant l'action de ces pesticides, sont utilisées (ORP, 2014). Il existe ainsi une grande diversité de pesticides (Calvet *et al.*, 2005), majoritairement organiques, qui diffèrent par leurs caractéristiques chimiques (Fig. 1), leur fonction (Annexe I), et leur mode d'action (Annexe I). Les herbicides agissent chez les plantes selon des modes d'action variés, tels que l'inhibition de photosynthèse (isoproturon), la déstructuration oxydative des membranes cellulaires (paraquat), l'inhibition de synthèse des lipides (cléthodime), l'inhibition de synthèse des acides aminés (glyphosate), l'inhibition de division cellulaire (pendiméthaline) ou la perturbation de la régulation de phytohormones (dicamba). Les fongicides ciblent la synthèse des lipides (boscalide) ou des stérols (tébuconazole), la germination des spores (bouillie bordelaise), les processus respiratoires (chlorothalonil), ou la synthèse des microtubules (propamocarbe). De nombreux insecticides agissent à différents niveaux du fonctionnement neuronal (Annexe I), mais

certains agissent sur la respiration (hydraméthylnon) ou sur la synthèse de composés cuticulaires (triazoxide).

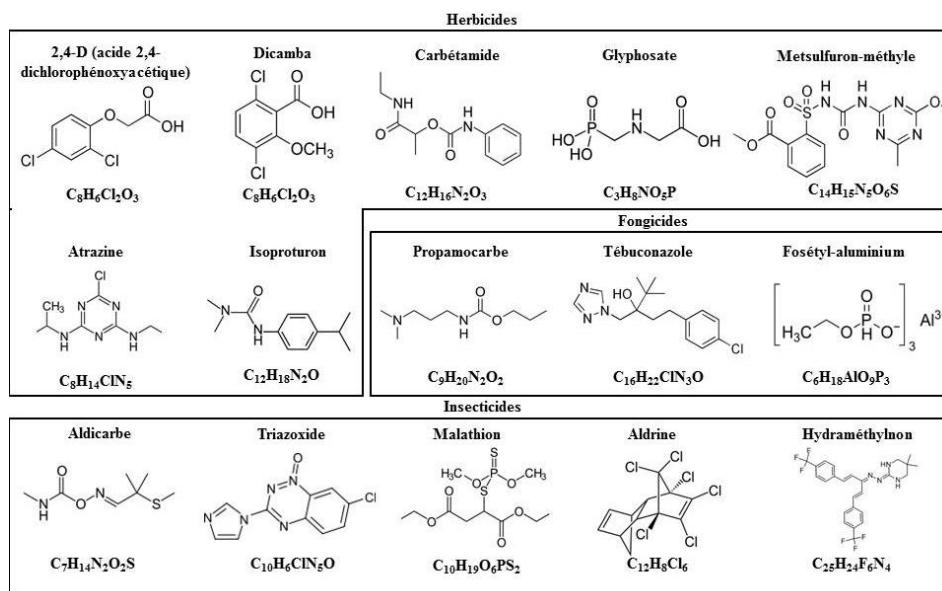


Figure 1.— Diversité structurale des pesticides [d'après Calvet *et al.* (2005), Komárek *et al.* (2010), Roberts (2000), et <http://www.chemspider.com>].

Les pesticides sont utilisés en quantités importantes à l'échelle mondiale. Ces quantités semblent diminuer dans certains pays d'Europe, et les matières actives actuelles sont généralement plus efficaces que celles des décennies précédentes (Lamberth *et al.*, 2013). Avec les États-Unis, le Brésil, le Japon et la Chine, la France se situe aux premiers rangs mondiaux des pays utilisateurs de pesticides, avec des ventes d'environ 70.000 tonnes par an depuis une dizaine d'années. Les études de l'Institut Français de l'Environnement sur le réseau hydrologique français montrent une dispersion importante des pesticides et une présence généralisée dans les milieux aquatiques, mais les compartiments édaphiques et atmosphériques sont aussi largement affectés. Dans certaines conditions, moins de 1 % des épandages de pesticides atteignent réellement leurs cibles et près de 99 % des molécules épandues au champ sont susceptibles de transfert dans l'environnement (Pimentel, 1995). Différents composés xénobiotiques peuvent accompagner les pesticides dans les processus de diffusion environnementale à la suite d'utilisations associées ou parallèles. C'est le cas de divers composés pharmaceutiques à usage vétérinaire, tels que les antibiotiques, associés à l'épandage de déjections animales (Carter *et al.*, 2015), et des hydrocarbures aromatiques polycycliques contenus dans les boues d'épuration épandues sur les parcelles agricoles ou issus de retombées atmosphériques d'incinération (Hildebrandt *et al.*, 2009). La présence d'éléments traces (métaux lourds ou métalloïdes), en particulier l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, l'étain, ou le zinc, est aussi avérée dans certains cas de contamination agricole. Il existe des sources géochimiques de ces métaux, mais diverses activités agricoles (épandage de boues, de fumiers et de lisiers pour la fertilisation des champs; utilisation de certaines formulations de pesticides) entraînent des contaminations environnementales par ces éléments (Monbet, 2004 ; He *et al.*, 2005). De plus, l'utilisation de la bouillie bordelaise en tant que fongicide (Annexe I) peut aussi entraîner de fortes pollutions édaphiques au cuivre (Belon *et al.*, 2012 ; El Hadri *et al.*, 2012 ; Komárek *et al.*, 2010).

La dynamique environnementale des pesticides (Arias-Estévez *et al.*, 2008) dépend de différents processus (Fig. 2). Il peut y avoir dispersion atmosphérique, ou dérive, lorsqu'une partie des molécules n'atteint pas la cible et reste dans le compartiment atmosphérique, et qu'il y a entraînement par le vent de gouttelettes ou de vapeurs de pesticides hors des parcelles cultivées. Des phénomènes de réémission et de volatilisation peuvent avoir lieu après le dépôt du produit à la surface du sol ou des plantes, par évaporation de l'eau ou sous l'effet du vent (Pimentel, 1995 ; Rial-Otero *et al.*, 2003). Au niveau du sol, le relargage de molécules provenant de granulats et d'agrégats est l'un des processus majeurs influençant la dynamique des pesticides (López-Pérez *et al.*, 2006). L'eau reste le principal moteur de ces transferts, par ruissellement en surface ou en subsurface, ou en drainage profond vers les nappes phréatiques. Les pesticides transférés sont alors emportés directement en tant que solutés, ou indirectement avec les particules ou les colloïdes auxquels ils sont adsorbés ou incorporés (López-Pérez *et al.*, 2006).

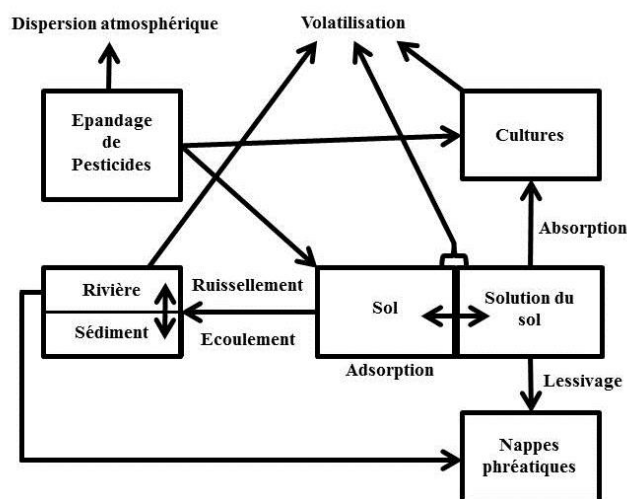


Figure 2.— Modalités de diffusion des pesticides dans les environnements agricoles [d'après Arias-Estévez *et al.* (2008)].

L'intensité de ces différents processus est liée aux caractéristiques physico-chimiques des molécules, qui affectent leur affinité pour les différentes phases du milieu et leur prise en charge par les compartiments biologiques. Ces transferts sont aussi affectés par les caractéristiques du sol : texture, perméabilité, saturation en eau, acidité, et surtout teneur en matière organique, avec un rôle prépondérant des acides humiques (Rama-Krishna & Philip, 2008). Cette adsorption sur les agrégats de sol joue un rôle fondamental dans la mobilité, la persistance, la bioaccumulation et la transformation des pesticides. Cependant, l'adsorption est aussi régulée d'une part par la structure chimique et la capacité d'ionisation des molécules, et d'autre part par la force ionique et le pH du sol. En fonction de ces caractéristiques, le pesticide peut être sous forme adsorbée et retenu dans le sol ou transféré avec les particules en mouvement, sous forme libre ou désorbée, et circuler dans la solution de sol (Arias-Estévez *et al.*, 2008 ; Franco *et al.*, 2009).

L'intensité du processus d'adsorption influence la biodisponibilité des composés, c'est-à-dire leur accessibilité pour les organismes associés aux sols, que ce soient les micro-organismes, les plantes, ou la pédofaune, qui peuvent constituer des compartiments de modification ou de dégradation des pesticides (Megharaj *et al.*, 2011). Ainsi, en plus des processus physico-chimiques abiotiques (Kookana *et al.*, 1998), les actions d'origine biologique atténuent aussi les niveaux de résidus de pesticides dans les sols (Fenner *et al.*, 2013). Les dégradations environnementales de pesticides suivent donc des voies complexes impliquant une variété d'interactions biotiques et abiotiques entre les pesticides, les micro-organismes, les plantes, la pédofaune, les constituants du

sol et la lumière (Arias-Estévez *et al.*, 2008 ; Fenner *et al.*, 2013 ; Verma *et al.*, 2014). Tous ces mécanismes influencent la rémanence très variable, de quelques heures à quelques années, des pesticides dans l'environnement. Des pesticides interdits depuis longtemps (Jablonowski *et al.*, 2011), tels que l'herbicide atrazine, peuvent être détectés dans les sols plus de vingt ans après l'application de la molécule (Jablonowski *et al.*, 2011). Ces composés persistants, qui peuvent être bioaccumulés aux différents niveaux trophiques, représentent un problème environnemental majeur.

PRÉVALENCE ET TOXICITÉ DES POLLUTIONS ENVIRONNEMENTALES IMPLIQUANT DES PESTICIDES ET LEURS PRODUITS DE DÉGRADATION

De nombreux pesticides (herbicides, fongicides, insecticides), ou leurs produits de dégradation, sont largement détectés (Calvet *et al.*, 2005 ; Dubois, 2013 ; Plaza-Bolaños *et al.*, 2012 ; Serra *et al.*, 2013 ; Stehle *et al.*, 2011), de manière sporadique ou persistante, dans les eaux de surface, les nappes phréatiques, les eaux de pluie, ou l'atmosphère, ainsi que dans les sols et les sédiments, y compris dans des régions géographiquement distantes des zones de traitement agricole, telles que les pôles (Bargagli, 2008) ou les zones montagneuses (Kurt-Karakus *et al.*, 2011). Les concentrations mesurées sont variables (Hildebrandt *et al.*, 2009 ; Komárek *et al.*, 2010 ; Kookana *et al.*, 1998 ; ORP, 2014), et l'ampleur du phénomène reste difficile à évaluer (MacLeod *et al.*, 2014). Tous les milieux ne sont pas soumis à analyse et il n'est pas toujours possible de détecter et quantifier toutes les molécules présentes dans les échantillons environnementaux du fait des concentrations parfois très faibles des composés et des limites de détection des méthodes de chimie analytique. De plus, la diversité des familles chimiques impliquées (Fig. 1) nécessite la mise en œuvre d'une batterie d'analyses spécifiques, et la diversité des matrices environnementales potentiellement contaminées nécessite d'optimiser les méthodes pour les différents couples molécule/matrice. Il n'est donc pas envisageable d'identifier et quantifier l'ensemble des pesticides en une seule analyse, même en utilisant les méthodes dites « multirésidus » (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 2008).

Les toxicités liées à ces pollutions ont été évaluées sur une large gamme d'espèces non-cible, de communautés et d'écosystèmes. Dans les écosystèmes aquatiques, les situations de toxicité chronique perturbent les cycles reproducteurs et hormonaux des poissons, et réduisent la diversité des peuplements algaux et végétaux (Bereswill *et al.*, 2012 ; McMahan *et al.*, 2012). Des situations de toxicité aiguë suite à des pollutions accidentelles entraînent des mortalités massives de poissons, d'invertébrés et de végétaux (Giger, 2009 ; McCahon & Pascoe, 1990 ; McMahan *et al.*, 2012). Les écosystèmes terrestres sont aussi affectés par les pesticides avec des impacts sur les communautés végétales non-cible, la faune du sol et les populations d'oiseaux (Aubertot *et al.*, 2005), qui sont touchés non seulement directement, mais aussi indirectement par le biais de la destruction de leurs habitats et de déséquilibres des ressources ou des prédateurs (Fleeger *et al.*, 2003). Ces pollutions induisent alors de nouvelles pressions de sélection avec des impacts sur la biodiversité (Helander *et al.*, 2012 ; Köhler & Triebkorn, 2013), sur le fonctionnement des écosystèmes et sur la réalisation des services écosystémiques (Power, 2010). Généralement, les études écotoxicologiques évaluent les impacts des pollutions à partir de tests sur des espèces représentatives des milieux terrestres et aquatiques, en conditions contrôlées de laboratoire, en mésocosmes ou sur le terrain. Cependant, les études de terrain, notamment en milieu terrestre, sont moins nombreuses, alors qu'elles sont nécessaires pour comprendre les mécanismes impliqués, et pour développer les outils de prédiction des impacts des pesticides (Aubertot *et al.*, 2005 ; Fenner *et al.*, 2013).

La réglementation sur les pesticides s'est accrue ces dernières années aussi bien au niveau national qu'international (Lamberth *et al.*, 2013). Pour l'Union européenne, les différents textes associés à la directive initiale n°1907/2006 REACH (Registration, Evaluation, Authorisation, and

Restriction of Chemicals) règlementent, pour les substances chimiques potentiellement dangereuses, les procédures de mise sur le marché et d'utilisation, en relation avec les propriétés physico-chimiques, la toxicité, l'écotoxicité, et le devenir dans l'environnement. La toxicité, déterminée pour différents groupes d'animaux et de plantes modèles, est ensuite considérée comme généralisable à l'ensemble des espèces et des populations. Des seuils de toxicité autorisés ont été fixés dans le cadre de textes successifs [directive 91/414/CEE; règlement (CE) n°1107/2009] pour la mise sur le marché des pesticides. La Convention de Stockholm (règlement 850/2004/CE), de mai 2001, et le Protocole d'Aarhus, de juin 1998, ont pour objectif de contrôler et réduire les émissions de Polluants Organiques Persistants (en particulier, dioxines, polychlorobiphényles, HAPs, pesticides) et de leurs sous-produits. Au niveau national, la législation peut être plus stricte que le cadre européen ou international. C'est le cas en France avec le Grenelle de l'Environnement de 2008 instaurant le plan «Ecophyto 2018», qui impose des mesures restrictives d'usage des pesticides et le retrait du marché des préparations contenant les substances actives les plus toxiques, si possible dans un délai de dix ans (ORP, 2014).

En France, l'Observatoire des Résidus de Pesticides (ORP) rassemble les informations sur la présence des pesticides dans différents milieux. Un état des lieux de la présence de pesticides dans le compartiment aérien et les environnements intérieurs a été établi, mais aucune réglementation n'est disponible concernant les concentrations de pesticides dans l'air. De même, pour le compartiment édaphique, il n'existe à l'heure actuelle aucune réglementation, européenne ou française, qui spécifie une concentration seuil autorisée pour les pesticides. Par contre, pour les écosystèmes aquatiques, le Parlement et le Conseil européens ont adopté en 2000 la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE), avec pour objectif la préservation et la restauration des masses d'eaux et des milieux aquatiques. La DCE s'applique aux eaux de surface et aux nappes d'eau souterraines. Elle instaure une obligation de bon état de toutes ces masses d'eau en 2015, sauf en cas de justification valable de report de délais ou de définition d'objectifs moindres. La réglementation française impose pour les eaux brutes utilisées pour la fabrication d'eau potable un seuil maximum de 5 µg/L pour la somme des pesticides et de 2 µg/L par pesticide. L'eau potable est considérée comme impropre à la consommation humaine au-delà du seuil de 0,5 µg/L pour la somme des molécules et de 0,1 µg/L par molécule.

En France métropolitaine, la synthèse des données de suivi de la qualité des milieux au niveau national (Dubois, 2013) montre qu'en 2011, sur 550 pesticides recherchés dans les cours d'eau, 377 ont été détectés au moins une fois, que des pesticides étaient présents sur 93 % des points de mesure et que 19 % des points présentaient plus de 20 pesticides différents. La plupart des points de mesure présentaient une concentration totale moyenne en pesticides inférieure à 0,5 µg/L, mais certains points de zones de grandes cultures présentaient une moyenne annuelle supérieure à 5 µg/L (Dubois, 2013). Les 15 pesticides les plus quantifiés en 2011 dans les cours d'eau étaient des herbicides (glyphosate, isoproturon, chlortoluron), ou leurs dérivés, et des insecticides. Ces contaminants majoritaires comprennent en particulier deux produits de dégradation d'herbicide [acide aminométhylphosphonique (AMPA) et atrazine-déséthyl, qui sont respectivement les produits de dégradation du glyphosate et de l'atrazine] et des substances interdites d'utilisation depuis plusieurs années (diuron, atrazine), ce qui peut refléter la forte rémanence de certaines molécules, la tolérance de leur utilisation en mélange ou leur utilisation accidentelle ou frauduleuse. Ces quantifications de pesticides dans les milieux aquatiques témoignent de la présence de contaminations sur l'ensemble du territoire et donc de l'étendue de la contamination des compartiments édaphiques intermédiaires entre les zones agricoles et les eaux superficielles ou souterraines. Ces mesures reflètent aussi la prépondérance des multipollutions, qu'il est important de prendre en compte lors des analyses écotoxicologiques (Serra *et al.*, 2013, 2015a, 2015b).

RÉPONSES AUX STRESS XÉNOBIOTIQUES CHEZ LES PLANTES SOUS CONTRAINTE DE POLLUTIONS PAR DES PESTICIDES

Les plantes terrestres, de par leur caractère sessile, sont continuellement soumises à des fluctuations environnementales et à des stress biotiques et abiotiques. Les pollutions par les xénobiotiques, et en particulier par les pesticides, font partie intégrante de ces contraintes chimiques abiotiques. Les xénobiotiques peuvent en effet affecter la survie, le développement et la reproduction des plantes, et induire à plus grande échelle des changements dans les communautés végétales avec des impacts écologiques et agronomiques importants (Helander *et al.*, 2012). Les xénobiotiques pénètrent dans les tissus végétaux en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et des conditions d'exposition subies par les plantes. Les composés hydrophobes peuvent directement passer dans les cellules par diffusion passive au travers des membranes phospholipidiques. Les molécules plus polaires peuvent être absorbées de manière passive ou active *via* les flux d'eau, être transportées dans le xylème et le phloème (Mench *et al.*, 2009 ; Schreiber, 2005), ou emprunter les systèmes de transport cellulaire (Fujita *et al.*, 2012).

Toutes les classes chimiques de xénobiotiques perturbent les processus physiologiques et biochimiques des plantes. En relation directe avec leur mode d'action, les herbicides présentent de très forts impacts de stress chimique sur les plantes. Cependant, les travaux menés sur les effets et la toxicité des pesticides aux niveaux cellulaire et moléculaire montrent que, quel que soit le type d'organisme initialement ciblé, les pesticides présentent des impacts physiologiques et moléculaires ou des propriétés cytotoxiques et génotoxiques pour une grande diversité d'organismes non-cibles (Zang *et al.*, 2000). Les fongicides de la famille des triazoles ont ainsi une action d'interférence avec les gibbérellines des plantes (Couée *et al.*, 2013), et divers insecticides, en particulier les néonicotinoïdes, interagissent avec les mécanismes de réponse au stress des plantes (Ford *et al.*, 2010 ; Stamm *et al.*, 2012). Malgré la variété des pesticides et de leurs effets, les approches « omiques » (génomique, transcriptomique, protéomique, métabolomique), qui permettent l'analyse parallèle de nombreux paramètres biochimiques et moléculaires associés aux diverses fonctions de tolérance au stress et de détoxification, mettent en évidence des mécanismes de réponses communs à une grande diversité de xénobiotiques. Ces mécanismes font intervenir l'expression différentielle de gènes impliqués dans les défenses antioxydantes, dans la protection et la réparation des cellules, et dans les processus de métabolisation, de détoxification, de conjugaison et de transport des xénobiotiques (Ramel *et al.*, 2007, 2012 ; Serra *et al.*, 2013), et montrent de nombreuses interférences avec les voies de réponses au stress abiotiques et biotiques (Ramel *et al.*, 2007 ; Serra *et al.*, 2013, 2015b ; Stamm *et al.*, 2014 ; Weisman *et al.*, 2010). Ainsi, les modifications métaboliques provoquées par différents pesticides (Serra *et al.*, 2013, 2015b) touchent des métabolites primaires (sucrose, glucose, fructose) ou des métabolites de stress, tels que le pipécolate, qui sont directement impliqués dans les mécanismes de défense antimicrobienne des plantes (Bernsdorff *et al.*, 2016).

L'effet des herbicides est lié le plus souvent à un mode d'action biochimique canonique défini par une cible cellulaire et une cascade de conséquences physiologiques (Grossmann, 2010). Les herbicides ciblent différents processus cellulaires (Annexe I), et peuvent *in fine* perturber la croissance et le développement (Calvet *et al.*, 2005 ; Couée *et al.*, 2013). Le fait que certains herbicides soient des analogues structuraux d'hormones végétales, comme le 2,4-D (acide 2,4-dichlorophénoxyacétique) et le dicamba analogues des auxines (Grossmann, 2010), ou le thidiazuron analogue des cytokinines (Couée *et al.*, 2013), implique que des effets signalétiques ou régulateurs puissent être observés à de faibles concentrations (Couée *et al.*, 2013 ; Grossmann, 2010 ; Ramel *et al.*, 2012). Par ailleurs, de nombreux herbicides perturbent les métabolismes cellulaires, comme le glyphosate, l'asulame, ou l'atrazine, inhibant respectivement la synthèse d'acides aminés aromatiques, la synthèse d'acides foliques, et le fonctionnement photosynthétique. La perturbation directe de la photosynthèse par les herbicides est liée à des blocages des flux

d'électrons entre les photosystèmes le long des membranes thylakoïdiennes. L'atrazine bloque ainsi le transfert d'électrons au cours de la phase de réduction photochimique de la photosynthèse en se fixant sur la protéine D1 des photosystèmes thylakoïdiens (Ramel *et al.*, 2007). Cependant, la mort de la plante (Fig. 3) ne provient pas de l'interruption du métabolisme carboné, mais des réactions de photo-oxydations et de production d'espèces réactives de l'oxygène [Reactive Oxygen Species (ROS)].

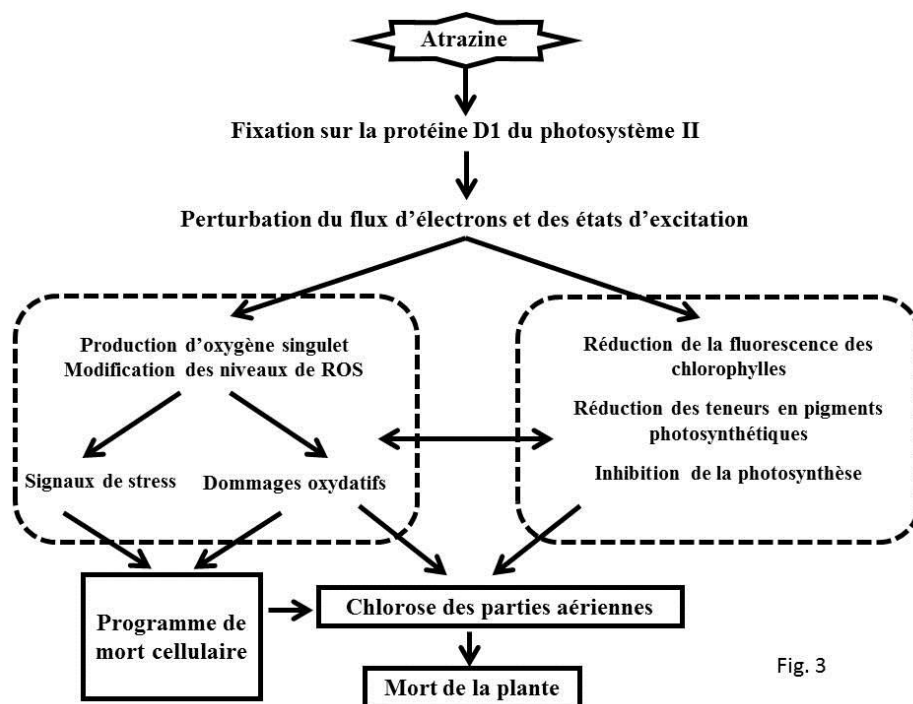


Fig. 3

Figure 3.— Impact multifactoriel des herbicides sur la physiologie des plantes : exemple des mécanismes d'action de l'atrazine [d'après Ramel *et al.* (2007, 20012)].

De manière générale, dans une large gamme de stress chimiques provoqués par des xénobiotiques de cibles variées, les organismes photosynthétiques subissent souvent un important stress oxydatif (Ramel *et al.*, 2007 ; Mittler *et al.*, 2011) lié à une surproduction de ROS. Les ROS possèdent une forte réactivité générant des cascades de réactions d'oxydation de molécules biologiques. Les ROS sont naturellement et continuellement produites chez les plantes par différentes voies métaboliques, comme la respiration ou la photosynthèse, et sont retrouvées au niveau des mitochondries, des chloroplastes, des peroxysomes, du réticulum endoplasmique et du cytoplasme. Les ROS jouent un rôle important dans l'homéostasie cellulaire, et la balance entre la production et la détoxification des ROS peut être considérée comme essentielle pour de nombreux processus cellulaires (Mittler *et al.*, 2011). Les ROS sont de plus à l'origine d'un système de signalisation cellulaire, notamment en contexte de stress, pouvant induire des réponses adaptatives, y compris vis-à-vis des xénobiotiques (Ramel *et al.*, 2007, 2012 ; Mittler *et al.*, 2011 ; Noctor *et al.*, 2014), mais leur action signalétique peut aussi induire des processus de mort cellulaire programmée (Mittler *et al.*, 2011). En conditions de stress xénobiotique, la surproduction de ROS génère un stress oxydatif quand leur détoxification est moins performante ou inhibée. Les ROS perturbent alors le fonctionnement cellulaire du fait de leur action sur les protéines, sur les acides nucléiques et sur les lipides (Ramel *et al.*, 2007). Dans le cas de l'atrazine (Fig. 3), l'inhibition du transfert d'électrons au niveau des photosystèmes empêche le retour de la chlorophylle excitée par

l'énergie lumineuse vers son état fondamental. La chlorophylle transfère son énergie d'excitation au dioxygène, produisant ainsi de l'oxygène singulet très réactif, qui, avec d'autres ROS associés, déclenche la peroxydation des lipides et la destruction des pigments photosynthétiques, ainsi que l'induction de programmes de mort cellulaire (Fig. 3). Cependant, les perturbations induites par les xénobiotiques sont généralement analysées chez des plantes soumises à un xénobiotique unique à forte concentration, et lorsqu'il s'agit de pesticides, à des concentrations de dose de traitement agricole. De plus, dans ce dernier cas, les modalités d'exposition expérimentale reflètent généralement les modalités de traitement agricole plutôt que les expositions diffuses au niveau des systèmes racinaires correspondant à des contaminations environnementales des sols.

SPÉCIFICITÉS DES MÉCANISMES DE RÉPONSE AUX STRESS XÉNOBIOTIQUES MULTIPLES DE FAIBLE INTENSITÉ

Les variations d'expression génétique, complexes et à grande échelle, que les xénobiotiques induisent chez les plantes, suggèrent que sont affectées des voies de signalisation et de régulation cellulaires, qui pourraient être liées aux mécanismes de perception des stress biotiques et abiotiques (Ramel *et al.*, 2012 ; Weisman *et al.*, 2010). Toutefois, il est difficile de déterminer si ces modifications sont dues à la perception directe du stress chimique ou à des effets indirects en réponse aux détections de perturbations et de dommages générés par le stress (Ramel *et al.*, 2012). Des récepteurs de xénobiotiques, tels que les récepteurs Toll-like, et les voies de signalisation associées sont connus chez des organismes comme les levures, les invertébrés, ou les vertébrés (Ramel *et al.*, 2012). De tels senseurs de xénobiotiques, permettant la perception directe du stress chimique, n'ont toujours pas été caractérisés chez les plantes, mais pourraient avoir une grande importance dans leur réponse au stress chimique et dans leur capacité de tolérance (Couée *et al.*, 2013 ; Ramel *et al.*, 2012 ; Serra *et al.*, 2015a). Les effets des xénobiotiques sont fonction des doses auxquelles les plantes sont exposées, et des effets positifs et stimulateurs, par exemple en termes d'augmentation de croissance, sont souvent observés lors d'applications de faibles doses d'herbicides ou d'autres xénobiotiques (Velini *et al.*, 2008 ; Belz & Duke, 2014). Ces effets reflètent une situation d'hormèse, où un stress faible exerce une action stimulatrice par l'activation de voies de signalisation et de régulation indépendamment de dommages cellulaires (Belz & Duke, 2014). De telles réponses hormétiques et la mise en évidence de l'implication de processus signalétiques dans les interactions plantes-xénobiotiques (Ramel *et al.*, 2012) soulignent donc l'importance de prendre en compte de manière réaliste le fait que les faibles doses peuvent entraîner des réponses très différentes des fortes doses (Serra *et al.*, 2013, 2015a, 2015b).

Il est tout aussi important de prendre en considération la présence simultanée de nombreux polluants de classes chimiques différentes. Les traitements phytosanitaires utilisent généralement des combinaisons de différents pesticides à modes d'action variés, ce qui induit des contaminations multiples dans les milieux naturels. L'application simultanée de mélanges de pesticides s'est généralisée afin d'améliorer l'efficacité des traitements en élargissant le spectre d'action et les organismes ciblés, tout en réduisant le dosage de chaque molécule et le coût d'épandage. Les pollutions chimiques sont ainsi majoritairement des mélanges de différents xénobiotiques d'origines diverses. Ces mélanges de xénobiotiques, auxquels peuvent s'ajouter les produits de dégradation associés, sont susceptibles d'entraîner chez les plantes des effets différents de ceux causés par une exposition à chaque xénobiotique seul. Ces effets de « cocktail » sont liés au fait que les composés d'un mélange peuvent interagir à plusieurs niveaux cellulaires et moléculaires (Lydy *et al.*, 2004 ; Serra *et al.*, 2013). L'écotoxicologie actuelle tente d'évaluer et de comprendre la toxicité de tels mélanges pour estimer les effets de telles expositions complexes. Dans le cadre d'une étude expérimentale sur les effets des métaux, An *et al.* (2004) ont démontré chez *Cucumis sativus* des effets antagonistes sur la croissance des tiges et des effets additifs sur la croissance des racines pour un mélange Cu+Cd et Cu+Pb. Par contre, pour un mélange Cd+Pb,

l'effet était synergique pour les racines et proche de l'additivité pour les tiges, et le mélange des trois composés montrait un antagonisme fort pour les deux paramètres. De tels effets pourraient être liés à la formation de complexes, qui rendent les molécules moins biodisponibles ou moins efficaces pour pénétrer dans la plante. Cependant, des effets d'interactions ont également été mis en évidence pour les pesticides. Frankart *et al.* (2002) ont ainsi montré qu'un mélange d'herbicide et de cuivre entraînait une synergie dans l'inhibition de la photosynthèse de *Lemna minor*, et que, dans le cas d'un mélange de fongicide et de cuivre, l'effet observé était synergique ou antagoniste selon la quantité de fongicide appliquée. De tels effets pourraient être dus à des phénomènes de complexation entre les polluants à faibles doses, tandis que la synergie proviendrait des adjuvants additionnés aux fongicides, qui affecteraient la cuticule des feuilles et permettraient ainsi une meilleure pénétration du cuivre (Frankart *et al.*, 2002).

Serra *et al.* (2013) ont récemment démontré que de tels effets interactifs affectaient aussi les réponses métaboliques et moléculaires des plantes à des niveaux subtoxiques de xénobiotiques organiques et impliquaient des processus signalétiques complexes. De manière remarquable, chez la plante modèle *Arabidopsis thaliana*, l'hydroxyatrazine (produit de métabolisation de l'atrazine) à faible concentration en présence d'AMPA (produit de métabolisation du glyphosate) et de tébuconazole induit fortement l'expression d'un gène codant l'une des protéines MATE (Multidrug and Toxic Compound Extrusion protein) impliquées dans l'extrusion des composés xénobiotiques, mais réprime significativement l'expression du gène codant le facteur de transcription RVE1 impliqué dans la croissance et le développement (Serra *et al.*, 2013). Les effets des pollutions multiples restent donc difficiles à évaluer et à prédire, notamment à cause de la diversité des contaminants et du manque de connaissances sur leurs modes d'action biochimiques et signalétiques, qui ne pourront être obtenues que par la caractérisation moléculaire de lignées végétales mutantes ou transformées (Ramel *et al.*, 2012 ; Serra *et al.*, 2013). De plus, l'influence des paramètres biotiques et abiotiques sur la biodisponibilité, la diffusion, et la dégradation reste mal connue, et plusieurs facteurs peuvent modifier les interactions potentielles entre composés xénobiotiques. Outre la dose d'exposition de chaque molécule, la proportion respective de chacune d'entre elles, et l'ordre dans lequel les substances sont introduites dans le milieu, affectent l'intensité des réponses des plantes (Warne & Hawker, 1995). De même, la fréquence d'exposition des plantes et leur sensibilité individuelle sont autant de paramètres à prendre en considération. Les approches « omiques » devraient conduire à une meilleure compréhension du fonctionnement des organismes affectés par des expositions complexes (Ramel *et al.*, 2007 ; Serra *et al.*, 2013 ; Noctor *et al.*, 2014).

CAPACITÉ D'INTERVENTION DIRECTE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES DANS LA REMÉDIATION DES MILIEUX CONTAMINÉS

Les contaminations des sols et des eaux peuvent être remédiées par différentes modalités de gestion des matrices polluées (*ex situ* avec excavation de la matrice polluée, ou *in situ* avec maintien de la matrice polluée dans son environnement) et différentes techniques de dépollution (thermiques, physico-chimiques non-thermiques, ou biologiques). Les procédés thermiques (incinération, pyrolyse, désorption thermique) et les procédés physico-chimiques non-thermiques (lavage, séparation par gravité, magnétisme, tamisage, oxydoréduction) éliminent les contaminants ou les convertissent en formes moins toxiques ou plus facilement biodégradables. Les procédés biologiques (bioremédiation) reposent majoritairement sur la métabolisation des contaminants par les micro-organismes (Maila & Cloete, 2004 ; Megharaj *et al.*, 2011). En remédiation des sols, les modalités les plus couramment utilisées sont de type *ex situ* avec l'excavation préalable, généralement très coûteuse, des terres polluées, suivie par le traitement de décontamination, réalisé sur site ou hors site. De telles approches sont efficaces, mais peuvent avoir un impact écologique important sur le site d'origine, dans la mesure où l'excavation et le transport des matrices affectent

fortement la structure et le fonctionnement des milieux traités. Cependant, certains procédés physico-chimiques ou biologiques de décontamination peuvent être appliqués *in situ*, c'est-à-dire directement sur la zone polluée. En particulier, la bioremédiation peut être stimulée *in situ* par des techniques de bioaugmentation, qui consistent à apporter des micro-organismes endogènes ou exogènes adaptés aux contaminants et à leur dégradation.

Dans ce contexte de recherche de stratégies complémentaires d'optimisation de la dépollution *in situ*, plusieurs procédés de phytoremédiation utilisant des espèces végétales et leur microflore associée ont été caractérisés (Mench *et al.*, 2010 ; Pilon-Smits, 2005). Il a ainsi été montré, que, pour extraire, contenir, modifier ou dégrader des polluants inorganiques ou organiques, la phytoremédiation peut impliquer non seulement les interactions entre les plantes et les microorganismes rhizosphériques, mais aussi directement les mécanismes cellulaires mis en place par les plantes elles-mêmes en réponse aux stress chimiques (Mench *et al.*, 2009 ; Pilon-Smits, 2005). Les plantes possèdent en effet des mécanismes complexes pour absorber les substances organiques ou minérales du sol, de l'eau et de l'air à travers leurs racines et leurs feuilles (Pilon-Smits, 2005 ; Sulmon *et al.*, 2007). Les substances absorbées peuvent être ensuite transportées vers d'autres parties de la plante et y être utilisées, transformées, dégradées ou stockées (Hussain *et al.*, 2009 ; Mench *et al.*, 2010 ; Page & Schwitzguebel, 2009 ; Pilon-Smits, 2005 ; Sulmon *et al.*, 2007). Les plantes possèdent en effet une large panoplie de phosphatases, peroxydases, cytochromes P450, ou déshalogénases, qui catalysent respectivement le clivage des groupements phosphates, la dégradation des phénols, l'oxydation ou l'hydroxylation des liaisons carbone-carbone, et la déshalogénéation des liaisons organochlorées (Susarla *et al.*, 2002). Par ailleurs, la conjugaison des xénobiotiques avec des résidus glucose ou glutathion ou leur incorporation dans des polymères pariétaux génèrent des formes conjuguées ou liées plus ou moins stables et plus ou moins labiles (Van Eerd *et al.*, 2003).

La phytoextraction, ou phytoaccumulation, utilise des plantes capables d'extraire et d'accumuler les polluants à de fortes concentrations dans des organes qu'il est ensuite possible de récolter et de traiter. Selon les types de polluants impliqués, il peut s'agir de plantes hyperaccumulatrices de métaux, telles qu'*Alyssum* sp., qui accumule le nickel (Mench *et al.*, 2009), des arbres et arbustes à croissance rapide et à forte biomasse, tels que le peuplier (*Populus* sp.), qui accumulent par exemple le zinc, le plomb ou des xénobiotiques organiques (Hussain *et al.*, 2009 ; Macci *et al.*, 2016 ; Mench *et al.*, 2009 ; Susarla *et al.*, 2002), ou des herbacées à forte biomasse, telles que des Brassicacées (*Brassica* sp.), qui accumulent par exemple le cadmium ou des xénobiotiques organiques (Hussain *et al.*, 2009 ; Mench *et al.*, 2009). La rhizofiltration des eaux constitue une forme particulière de phytoextraction, où les molécules sont adsorbées ou absorbées au niveau des systèmes racinaires (Mench *et al.*, 2009, 2010). La phytoaccumulation peut s'accompagner de phytotransformation ou phytodégradation, par métabolisation au moins partielle des polluants accumulés en produits moins ou non toxiques (Pilon-Smits, 2005). Dans certains cas, les plantes peuvent transformer les polluants en composés volatiles et les relâcher dans l'atmosphère *via* leur transpiration, conduisant ainsi à un processus de phytovolatilisation (Pilon-Smits, 2005). Enfin, la phytostimulation correspond à l'induction ou stimulation des métabolismes microbiennes de polluants organiques du sol par des exsudats racinaires et par des interactions biotiques plante-micro-organisme (Favas *et al.*, 2014 ; Pilon-Smits, 2005).

De plus, en l'absence de processus d'accumulation et de métabolisation, la phytoremédiation peut impliquer la réduction de la mobilité des polluants du sol (phytostabilisation). Cette stabilisation peut être mécanique par limitation de l'érosion éolienne ou hydrique des sols par le couvert végétal, ce qui limite le transport des polluants. Cette effet est accentué par l'évapotranspiration des végétaux, qui diminue les flux hydriques des sols et empêche ainsi le lessivage des molécules. La stabilisation peut être biologique par adsorption des polluants sur les parois racinaires. Enfin, les sécrétions organiques des racines dans la rhizosphère peuvent avoir un impact stabilisateur direct ou indirect. La rétention locale de ces composés réduit leur

biodisponibilité, empêchant alors leur dispersion dans les compartiments environnementaux. Les plantes capables de phytostabilisation (Mench *et al.*, 2010) sont par exemple des arbres et arbustes à croissance rapide et à forte biomasse, tels que *Salix* sp. (saule) ou *Populus* sp. (peuplier), et des herbacées de la famille des Poacées, telles que *Miscanthus* sp., *Agrostis* sp., *Lolium perenne* (ray-grass anglais), ou *Festuca* sp. (fétuque).

Un aspect essentiel de ces activités phytoremédiatrices est la capacité de la plante à tolérer les xénobiotiques et à mettre en place des réponses de prise en charge de ces composés en conditions de stress chimique et oxydatif, comme cela a été décrit ci-dessus. Les plantes phytoremédiatrices doivent donc présenter une tolérance suffisante à la phytotoxicité des contaminants. Par ailleurs, l'activité phytoremédiatrice elle-même peut être lente et souvent partielle, car elle dépend de la physiologie de la plante (Pilon-Smits, 2005), de son environnement biotique et abiotique (Mench *et al.*, 2009, 2010), et en particulier de la plasticité de son fonctionnement sous conditions de stress xénobiotique (Ramel *et al.*, 2007, 2012). Ainsi, les propriétés du sol et les conditions climatiques influencent non seulement le développement et la croissance des plantes, mais également leurs systèmes de transport et la transpiration, qui déterminent l'absorption et la translocation des xénobiotiques (Pilon-Smits, 2005). De plus, la phytoremédiation n'est pas appropriée pour les pollutions très profondes, car son efficacité est liée aux capacités de développement racinaire, les racines atteignant généralement 50 à 100 cm de profondeur pour les herbacées et jusqu'à 3 m pour les arbres, avec toutefois certaines espèces de milieu aride pouvant atteindre 15 m ou plus. En outre, les niveaux de tolérance des plantes aux stress chimiques et leurs capacités d'établissement en milieu contaminé sont très variables en fonction de l'espèce, du génotype et des pratiques culturales. Enfin, l'efficacité globale du processus de phytoremédiation dépend aussi de la gestion finale, par incinération ou par stockage, de la biomasse végétale contaminée (Mench *et al.*, 2010 ; Pilon-Smits, 2005). En dépit de ces limitations, l'utilisation des plantes pour la gestion écotecnologique des pollutions environnementales possède de nombreux avantages, qui sont compatibles avec les dispositifs de zones-tampons végétalisées ou de bandes enherbées péri-agricoles : faible coût énergétique, durabilité, utilisation non-intrusive et non-destructrice *in situ*, compatibilité avec les pratiques agronomiques classiques, et bon niveau d'acceptation sociétale (Mench *et al.*, 2009, 2010).

RÔLES PROTECTEURS ET REMÉDIATEURS DES SYSTÈMES DE ZONE TAMPON ET DE BANDE ENHERBÉE VIS-À-VIS DES POLLUTIONS PAR LES PESTICIDES

Les différents dispositifs de zones-tampons qui ont été mis en place pour limiter les contaminations d'origine agricole (produits phytosanitaires, azote, phosphore) sont généralement des espaces interstitiels végétalisés, pouvant intercepter les flux d'eau, piéger les substances en provenance des zones agricoles, et protéger les milieux aquatiques. Ces zones tampons peuvent avoir différentes formes et localisations (CORPEN, 2007), longilignes pour suivre le bord d'un cours d'eau, en pointe au bas d'une pente, placées sur le trajet du réseau hydrique des champs ou encore traversant un champ pour intercepter le ruissellement. Différents types de milieux peuvent constituer des zones tampons : prairies permanentes, friches, voies d'eau engazonnées, bandes enherbées, haies, forêts, ou zones humides artificielles.

Un des objectifs de ces zones tampons est de ralentir le ruissellement des eaux contenant, d'une part, des particules (telles que des particules argilo-humiques ou des débris végétaux) ou des colloïdes auxquels peuvent être associés des polluants, et d'autre part, la fraction dissoute de ces mêmes polluants. Ce ralentissement du ruissellement est dû à la résistance à l'écoulement de l'eau produit par la végétation (Reubens *et al.*, 2007), ce qui facilite ainsi l'infiltration de l'eau et des éléments dissous dans le profil de sol, et la sédimentation des particules sur lesquelles les éléments nutritifs et les pesticides peuvent être adsorbés. En augmentant le temps de résidence des polluants dans ces zones tampons, ces mécanismes favorisent les activités de dégradation des compartiments

microbiens, telles que la dénitrification ou la décomposition des produits phytosanitaires, et les activités végétales d'absorption des éléments nutritifs et de phytoremédiation des xénobiotiques (Dosskey *et al.*, 2011). La vitesse de l'eau doit être suffisamment lente et le sol doit être suffisamment poreux pour une bonne efficacité. Une infiltration trop rapide induite par une forte macroporosité du sol réduit les possibilités de prise en charge par les compartiments biologiques, ce qui provoque un transfert rapide des polluants vers les nappes et les réseaux de drainage souterrain (Dosskey *et al.*, 2011). La surface effective de la zone tampon joue de ce fait un rôle important, cette surface étant dépendante des caractéristiques de la zone contributrice, qui conditionnent l'intensité du ruissellement, mais également la quantité et le type de particules qui seront transportées (Lin *et al.*, 2011). Les zones tampons jouent un rôle hydrique très important dans les agrosystèmes où les écoulements latéraux (ruissellement, écoulement hypodermique ou subsuperficiel) sont significatifs, et moins important dans ceux où domine l'infiltration verticale (Dosskey *et al.*, 2011). La superficie de la zone tampon à établir peut être optimisée en fonction du type de nutriment ou polluant à capter et des caractéristiques de la zone contributrice (Carluer *et al.*, 2011 ; Dosskey *et al.*, 2011). Des modèles, tels que le « Vegetative Filter Strip Modelling System » (Muñoz-Carpena *et al.*, 2007), déterminent la taille optimale et l'efficacité d'une zone tampon par la simulation des processus hydrologiques et des transferts de sédiments (Fox *et al.*, 2010 ; Muñoz-Carpena *et al.*, 2007 ; Sabbagh *et al.*, 2013). Les zones tampons situées en bordure de cours d'eau possèdent de plus l'intérêt de limiter la contamination directe des eaux de surface en éloignant les activités agricoles du réseau hydrique, de diminuer l'érosion des berges et des sols en zone alluviale, et de favoriser la restauration ou le maintien de la diversité biologique terrestre.

Des études ont révélé une performance significative des zones tampons avec une efficacité de piégeage des structures particulières allant de 41 à 100 % et une efficacité d'infiltration allant de 9 à 100 % (Doriot *et al.*, 2006 ; Dosskey *et al.*, 2011). Concernant les nutriments, le rendement d'élimination du nitrate varie entre 7 et 100 %, avec des moyennes allant de 48 à 85 % dans les eaux souterraines peu profondes. Ces zones sont également efficaces pour limiter le transfert des pesticides par ruissellement. Lin *et al.* (2011) ont ainsi montré que des zones tampons où dominait la Fétuque élevée (*Festuca arundinacea*) réduisaient de manière significative le transfert de pesticides tels que l'atrazine, le métolachlore et le glyphosate, sous forme dissoute ou adsorbés aux particules. Selon les caractéristiques de la zone et les conditions agro-environnementales locales, l'efficacité de zones tampons constituées de Poacées en termes de réduction des pesticides est généralement supérieure à 50 % et dépasse souvent 90 % (Borin *et al.*, 2010 ; Cardinali *et al.*, 2013 ; Lacas *et al.*, 2005 ; Lafrance *et al.*, 2013 ; Stehle *et al.*, 2011). Il a aussi été montré que les zones tampons jouaient un rôle significatif dans l'abattement des transferts de pesticides par percolation (Dousset *et al.*, 2010). Par contre, la variabilité de l'importance relative des différentes modalités (dégradation, percolation, transport latéral) de devenir des pesticides au sein des différents types de zone tampon végétalisée reste mal comprise (Lacas *et al.*, 2005).

Les bandes enherbées constituent un cas particulier de systèmes prairiaux comprenant une majorité d'espèces à croissance clonale, qui assurent la pérennité du couvert végétal. Les particularités de ces bandes enherbées résident dans le fait qu'elles sont semées au sein ou en bord de parcelles agricoles (CORPEN, 2007) et qu'elles sont donc soumises à des apports récurrents, parfois élevés, de pesticides et fertilisants en provenance des cultures adjacentes (CORPEN, 2007). Les bandes enherbées ont pour rôle premier la protection environnementale par le biais de la limitation de la diffusion des polluants en aval des cultures, ce qui favorise leur dégradation par les micro-organismes du sol. Ces fonctions sont liées au compartiment végétal qui doit pouvoir maintenir un fonctionnement efficace en conditions de stress chimique. La nature des espèces végétales utilisées, qui sont généralement des Poacées, l'utilisation simultanée de plusieurs espèces présentant des morphologies racinaires complémentaires, et la densité du couvert permettent, par leurs actions physiques et chimiques sur le sol, d'augmenter la porosité, la teneur en matière organique et donc la capacité de rétention d'eau (Lambrechts *et al.*, 2014 ; Vianello *et*

al., 2005). Les phénomènes d'infiltration, de sédimentation, d'adsorption aux particules du sol sont ainsi favorisés et les activités de dégradation biologique des xénobiotiques organiques sont stimulées (Lacas *et al.*, 2005 ; Lin *et al.*, 2011). De ce fait, les caractéristiques du milieu (sol, pH, nutriments), les conditions climatiques et les réponses des plantes aux stress chimiques jouent un rôle important dans l'efficacité de la zone, en influençant l'implantation, le maintien et le fonctionnement des communautés végétales.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les capacités des plantes et de leurs communautés microbiennes associées à absorber, accumuler et dégrader au moins partiellement les polluants (Pilon-Smits, 2005) font que les plantes des bandes enherbées peuvent jouer un rôle direct important dans le devenir et la mitigation des contaminants. Effectivement, la comparaison de zones tampons végétalisées et non-végétalisées ou la comparaison de zones tampons différenciellement végétalisées montrent que la présence, la biomasse et le type de communautés végétales ont un impact considérable sur les capacités de mitigation de contaminants organiques (Aguiar Jr *et al.*, 2015 ; Moore *et al.*, 2014 ; Lin *et al.*, 2011 ; Stehle *et al.*, 2011). Cependant, les perturbations engendrées induisent des réponses complexes de la part des plantes et peuvent modifier le fonctionnement et le développement des plantes exposées (Serra *et al.*, 2013, 2015b). Ainsi, les diverses connexions entre les réponses aux stress xénobiotiques, aux stress abiotiques, aux stress biotiques et aux phytohormones donnent la mesure des impacts mutuels qu'il peut y avoir entre l'exposition aux contaminations par les pesticides, le niveau de tolérance aux stress physico-chimiques et climatiques, et le niveau de résistance aux pathogènes. Il est donc essentiel de développer des approches nouvelles sur le fonctionnement qualitatif et quantitatif des différentes plantes et des communautés végétales dans le contexte réel d'exposition aux mélanges de xénobiotiques en situation de bande enherbée et en liaison avec l'analyse des capacités phytoremédiatrices directes. Ceci devrait entre autres conduire à préciser les effets des différentes espèces végétales et des différentes compositions spécifiques dans l'efficacité de ces systèmes tampons. Le cadre réglementaire ne mentionne pour les semis de bande enherbée qu'une simple liste d'espèces végétales préconisées, telles que le ray-grass anglais, des fétuques ou le dactyle (Annexe II). Ces préconisations dépendent de la localisation de la bande enherbée et des objectifs recherchés (Annexe II), et il est recommandé de réaliser des mélanges d'espèces végétales, en particulier le mélange d'une espèce gazonnante (Ray-grass anglais ou Fétuque rouge) et d'une espèce formant des touffes (Fétuque élevée ou Dactyle), ce qui est en accord avec la caractérisation de bandes enherbées expérimentales (Aguiar Jr *et al.*, 2015 ; Moore *et al.*, 2014 ; Lin *et al.*, 2011). Enfin, les protocoles de gestion des bandes enherbées ne prennent pas en compte le potentiel d'accumulation directe de contaminants dans le compartiment végétal. Alors que le broyage ou la fauche avec exportation sont préconisés, le devenir de la biomasse fauchée, et potentiellement contaminée, en fin de saison de végétation est peu réglementé. Il est important de mieux connaître les niveaux de polluants organiques pris en charge dans la biomasse végétale des bandes enherbées, en particulier dans les parties aériennes, l'accumulation possible de formes conjuguées ou liées de xénobiotiques (Van Eerd *et al.*, 2003) et les modalités et les interférences affectant cette phytoaccumulation (impact relatif des contaminations édaphiques et aériennes, interactions des mélanges de polluants). Il est donc nécessaire d'envisager des études intégratives prenant en compte la diversité des structures contaminantes (Annexe I), la diversité des espèces végétales utilisées dans les bandes enherbées (Annexe II), leur potentiel de réponses aux xénobiotiques en conditions contrôlées de laboratoire (Fig. 3), et le comportement physiologique et écologique de ces plantes en conditions réelles d'exposition (Serra *et al.*, 2013). De telles études devraient contribuer à optimiser les capacités d'épuration et les protocoles de gestion des bandes enherbées en fonction des modalités de contamination et des combinaisons de polluants.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été soutenu financièrement par le programme interdisciplinaire « Ingénierie écologique » du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS, France) et par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB, France). AAS et DA ont bénéficié de bourses doctorales de la Région Bretagne (France) et du Ministère de l'Éducation Nationale, de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche (France). Nous souhaitons aussi remercier les relecteurs pour leur analyse approfondie du manuscrit et pour leurs suggestions d'amélioration.

RÉFÉRENCES

- AGUIAR JR., T.R., BORTOLOZO, F.R., HANSEL, F.A., RASERA, K. & FERREIRA, M.T. (2015).— Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22: 10618-10626.
- AN, Y.J., KIM, Y.M., KWON, T.I. & JEONG, S.W. (2004).— Combined effect of copper, cadmium, and lead upon *Cucumis sativus* growth and bioaccumulation. *Sci. Tot. Env.*, 326: 85-93.
- ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERIAGO, E., MARTÍNEZ-CARBALLO, E., SIMAL-GÁNDARA, J., MEJUTO, J.C. & GARCÍA-RÍO, L. (2008).— The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agricult. Ecosyst. Env.*, 123: 247-260.
- AUBERTOT, J.N., BARBIER, J.M., CARPENTIER, A., GRIL, J.J., GUICHARD, L., LUCAS, P., SAVARY, S., SAVINI, I. & VOLTZ, M. (2005).— *Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. INRA, Cemagref, Paris-Antony.
- BARGAGLI, R. (2008).— Environmental contamination in Antarctic ecosystems. *Sci. Tot. Env.*, 400: 212-226.
- BELON, E., BOISSON, M., DEPORTES, I.Z., EGLIN, T.K., FEIX, I., BISPO, A.O., GALSOMIES, L., LEBLOND, S. & GUELLIER, C.R. (2012).— An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Sci. Tot. Env.*, 439: 87-95.
- BELZ, R.G. & DUKE, S.O. (2014).— Herbicides and plant hormesis. *Pest Manag. Sci.*, 70: 698-707.
- BERESWILL, R., GOLLA, B., STRELOKE, M. & SCHULZ, R. (2012).— Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agricult. Ecosyst. Env.*, 146: 81-92.
- BERNSDORFF, F., DÖRING, A.-C., GRUNER, K., SCHUCK, S., BRÄUTIGAM, A. & ZEIER, J. (2016).— Pipecolic acid orchestrates plant systemic acquired resistance and defense priming via salicylic acid-dependent and -independent pathways. *Plant Cell*, 28: 102-129.
- BORIN, M., PASSONI, M., THIENE, M. & TEMPESTA, T. (2010).— Multiple functions of buffer strips in farming areas. *Eur. J. Agronomy*, 32: 103-111.
- CALVET, R., BARRIUSO, E., BEDOS, C., BENOIT, P., CHARNAY, M.P. & COQUET, Y. (2005).— *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. Éditions France Agricole, Paris.
- CARDINALI, A., OTTO, S. & ZANIN, G. (2013).— Herbicides runoff in vegetative filter strips: evaluation and validation of a recent rainfall return period model. *Int. J. Env. Anal. Chem.*, 93: 1628-1637.
- CARLUER, N., TOURNEBIZE, J., GOUY, V., MARGOUM, C., VINCENT, B. & GRIL, J.J. (2011).— Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Procedia Env. Sci.*, 9: 21-26.
- CARTER, L.J., WILLIAMS, M., BÖTTCHER, C. & KOOKANA, R.S. (2015).— Uptake of pharmaceuticals influences plant development and affects nutrient and hormone homeostases. *Env. Sci. Technol.*, 49: 12509-12518.
- CORPEN (2007).— *Les fonctions environnementales des zones tampons-Protection des eaux. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux*. Comité d'Orientation pour les Pratiques Agricoles Respectueuses de l'Environnement, Paris.
- COUÉE, I., SERRA, A.A., RAMEL, F., GOUESBET, G. & SULMON, C. (2013).— Physiology and toxicology of hormone-disrupting chemicals in higher plants. *Plant Cell Rep.*, 32: 933-941.
- DORIOZ, J.M., WANG, D., POULENARD, J. & TREVISAN, D. (2006).— The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics: a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agricult. Ecosyst. Env.*, 117: 4-21.
- DOSSKEY, M.G., HELMERS, M.J. & EISENHAEUER, D.E. (2011).— A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. *J. Soil Water Cons.*, 66: 29-39.
- DOUSSET, S., THÉVENOT, M., SCHRACK, D., GOUY, V. & CARLUER, N. (2010).— Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Burgundy). *Environ. Pollut.*, 158: 2446-2453.
- DUBOIS, A. (2013).— *Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011-Chiffres et statistiques n°436*. Commissariat général au développement durable-Service de l'observation et des statistiques, La Défense, France.
- EL HADRI, H., CHERY, P., JALABERT, S., LEE, A., POTIN-GAUTIER, M. & LESPES, G. (2012).— Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases. *Sci. Tot. Env.*, 441: 239-247.

- FAVAS, P.J.C., PRATAS, J., VARUN, M., D'SOUZA, R. & PAUL, M.S. (2014).— Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. Pp 485-517 in: M.C. Hernandez-Soriano (ed.). *Environmental risk assessment of soil contamination*. InTech, Rijeka, Croatia.
- FENNER, K., CANONICA, S., WACKETT, L.P. & ELSNER, M. (2013).— Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science*, 341: 752-758.
- FLEEEGER, J.W., CARMAN, K.R. & NISBET, R.M. (2003).— Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sci. Tot. Env.*, 317: 207-233.
- FORD, K.A., CASIDA, J.E., CHANDRAN, D., GULEVICH, A.G., OKRENT, R.A., DURKIN, K.A., SARPONG, R., BUNNELLE, E.M. & WILDERMUTH, M.C. (2010).— Neonicotinoid insecticides induce salicylate-associated plant defense responses. *Proc. Natl Acad. Sci.-USA*, 107: 17527-17532.
- FOX, G.A., MUÑOZ-CARPENA, R. & SABBAGH, G.J. (2010).— Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. *J. Hydrol.*, 384: 164-173.
- FRANCO, A., FU, W. & TRAPP, S. (2009).— Influence of soil pH on the sorption of ionizable chemicals: modeling advances. *Env. Tox. Chem.*, 28: 458-464.
- FRANKART, C., EULLAFFROY, P. & VERNET, G. (2002).— Photosynthetic responses of *Lemna minor* exposed to xenobiotics, copper, and their combinations. *Ecotox. Env. Safety*, 53: 439-445.
- FUJITA, M., FUJITA, Y., IUCHI, S., YAMADA, K., KOBAYASHI, Y., URANO, K., KOBAYASHI, M. ET AL. (2012).— Natural variation in a polyamine transporter determines paraquat tolerance in Arabidopsis. *Proc. Natl Acad. Sci.-USA*, 109: 6343-6347.
- GIGER, W. (2009).— The Rhine red, the fish dead-The 1986 Schweizerhalle disaster, a retrospect and long-term impact assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 1: S98-S111.
- GONZALEZ-RODRIGUEZ, R., RIAL-OTERO, R., CANCHO-GRANDE, B. & SIMAL-GANDARA, J. (2008).— Determination of 23 pesticide residues in leafy vegetables using gas-chromatography-ion trap mass spectrometry and analyte protectants. *J. Chromato. A.*, 1196-1197: 100-109.
- GROSSMANN, K. (2010).— Auxin herbicides: current status of mechanism and mode of action. *Pest Manag. Sci.*, 66: 113-120.
- HE, Z.L., YANG, X.E. & STOFFELLA, P.J. (2005).— Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J. Trace Elements Med. Biol.*, 19: 125-140.
- HELANDER, M., SALONIEMI, I. & SAIKKONEN, K. (2012).— Glyphosate in northern ecosystems. *Trends Plant Sci.*, 17: 569-574.
- HILDEBRANDT, A., LACORTE, S. & BARCELÓ, D. (2009).— Occurrence and fate of organochlorinated pesticides and PAH in agricultural soils from the Ebro River basin. *Arch. Env. Contamin. Toxicol.*, 57: 247-255.
- HUSSAIN, S., SIDDIQUE, T., ARSHAD, M. & SALEEM, M. (2009).— Bioremediation and phytoremediation of pesticides: recent advances. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.*, 39: 843-907.
- JABLONOWSKI, N.D., SCHÄFFER, A. & BURAUER, P. (2011).— Still present after all these years: persistence plus potential toxicity raise questions about the use of atrazine. *Env. Sci. Poll. Res.*, 18: 328-331.
- KÖHLER, H.R. & TRIEBSKORN, R. (2013).— Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341: 759-765.
- KOMÁREK, M., ČADKOVÁ, E., CHRASTNÝ, V., BORDAS, F. & BOLLINGER, J.C. (2010).— Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Env. Int.*, 36: 138-151.
- KOOKANA, R.S., BASKARAN, S. & NAIDU, R. (1998).— Pesticide fate and behavior in Australian soils in relation to contamination and management of soil and water: a review. *Austral. J. Soil Res.*, 36: 715-764.
- KURT-KARAKUS, P.B., TEIXEIRA, C., SMALL, J., MUIR, D. & BIDDLEMAN, T.F. (2011).— Current-use pesticides in inland lake waters, precipitation, and air from Ontario, Canada. *Env. Toxicol. Chem.*, 30: 1539-1548.
- LACAS, J.G., VOLTZ, M., GOUY, V., CARLUER, N. & GRIL, J.J. (2005).— Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 25: 253-266.
- LAFRANCE, P., CARON, E. & BERNARD, C. (2013).— Impact of grass filter strips length on exported dissolved masses of metolachlor, atrazine and deethylatrazine: a four-season study under natural rain conditions. *Soil Use Manag.*, 29: 87-97.
- LAMBERTH, C., JEANMART, S., LUKSCH, T. & PLANT, A. (2013).— Current challenges and trends in the discovery of agrochemicals. *Science*, 341: 742-746.
- LAMBRECHTS, T., DE BRAEKELEER, C., FAUTSCH, V., ISERENTANT, A., RENTMEESTERS, G., LUTTS, S. & BIELDERS, C.L. (2014).— Can vegetative filter strips efficiently trap trace elements during water erosion events? A flume experiment with contaminated sediments. *Ecol. Eng.*, 68: 60-64.
- LIN, C.H., LERCH, R.N., GOYNE, K.W. & GARRETT, H.E. (2011).— Reducing herbicides and veterinary antibiotics losses from agroecosystems using vegetative buffers. *J. Env. Qual.*, 40: 791-799.
- LÓPEZ-PÉREZ, G.C., ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERÍAGO, E., SOTO-GONZÁLEZ, B., CANCHO-GRANDE, B. & SIMAL-GÁNDARA, J. (2006).— Dynamics of pesticides in potato crops. *J. Agricult. Food Chem.*, 54: 1797-1803.

- LYDY, M., BELDEN, J., WHEELOCK, C., HAMMOCK, B. & DENTON, D. (2004).— Challenges in regulating pesticide mixtures. *Ecol. Soc.*, 9: 1.
- MACCI, C., PERUZZI, E., DONI, S., POGGIO, G. & MASCIANDARO, G. (2016).— The phytoremediation of an organic and inorganic polluted soil: a real scale experience. *Int. J. Phytorem.*, 18: 378-386.
- MACLEOD, M., BREITHOLZ, M., COUSINS, I.T., DE WIT, C.A., PERSSON, L.M., RUDÉN, C. & MCLACHLAN, M.S. (2014).— Identifying chemicals that are planetary boundary threats. *Env. Sci. Tech.*, 48: 11057-11063.
- MAILA, M.P. & CLOETE, T.E. (2004).— Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? *Rev. Env. Sci. Biotech.*, 3: 349-360.
- MCCAHOON, C.P. & PASCOE, D. (1990).— Episodic pollution: causes, toxicological effects and ecological significance. *Funct. Ecol.*, 4: 375-383.
- MCMAHON, T.A., HALSTEAD, N.T., JOHNSON, S., RAFFEL, T.R., ROMANSIC, J.M., CRUMRINE, P.W. & ROHR, J.R. (2012).— Fungicide-induced declines of freshwater biodiversity modify ecosystem functions and services. *Ecol. Letts.*, 15: 714-722.
- MEGHARAJ, M., RAMAKRISHNAN, B., VENKATESWARLU, K., SETHUNATHAN, N. & NAIDU, R. (2011).—Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environ. Int.*, 37:1362-1375.
- MENCH, M., LEPP, N., BERT, V., SCHWITZGUÉBEL, J.P., GAWRONSKI, S.W., SCHRÖDER, P. & VANGRONSVELD, J. (2010).— Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *J. Soils Sed.*, 10: 1039-1070.
- MENCH, M., SCHWITZGUÉBEL, J.P., SCHRÖDER, P., BERT, V., GAWRONSKI, S. & GUPTA, S. (2009).— Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Env. Sci. Pollut. Res. Int.*, 16: 876-900.
- MITTLER, R., VANDERAUWERA, S., SUZUKI, N., MILLER, G., TOGNETTI, V.B., VANDEPOELE, K., GOLLERY, M., SHULAEV, V. & VAN BREUSEGEM, F. (2011).— ROS signaling: the new wave? *Trends Plant Sci.*, 16: 300-309.
- MONBET, P. (2004).— Dissolved and particulate fluxes of copper through the Morlaix river estuary (Brittany, France): mass balance in a small estuary with strong agricultural catchment. *Marine Poll. Bull.*, 48: 78-86.
- MOORE, M.T., KRÖGER, R., LOCKE, M.A., LIZOTTE JR., R.E., TESTA III, S. & COOPER, C.M. (2014).— Diazinon and permethrin mitigation across a grass-wetland buffer. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 93: 574-579.
- MUÑOZ-CARPENA, R., ZAJAC, Z. & KUO, Y.M. (2007).— Global sensitivity and uncertainty analysis of the water quality model VFSMOD-W. *Trans. Amer. Soc. Agricult. Biol. Eng.*, 50: 1719-1732.
- NOCTOR, G., LELARGE-TROUVERIE, C. & MHAMDI, A. (2014).— The metabolomics of oxidative stress. *Phytochem.*, 112: 33-53.
- ORP (2014).— *Observatoire des résidus de pesticides*, <http://www.observatoire-pesticides.gouv.fr/> (10/06, 2014), Maisons-Alfort.
- PAGE, V. & SCHWITZGUÉBEL, J.P. (2009).— The role of cytochromes P450 and peroxidases in the detoxification of sulphonated anthraquinones by rhubarb and common sorrel plants cultivated under hydroponic conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 16:805-816.
- PILON-SMITS, E. (2005).— Phytoremediation. *Annual Rev. Plant Biol.*, 56: 15-39.
- PIMENTEL, D. (1995).— Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *J. Agricult. Env. Ethics*, 8: 17-29.
- PLAZA-BOLAÑOS, P., PADILLA-SÁNCHEZ, J.A., GARRIDO-FRENICH, A., ROMERO-GONZÁLEZ, R. & MARTÍNEZ-VIDAL, J.L. (2012).— Evaluation of soil contamination in intensive agricultural areas by pesticides and organic pollutants: south-eastern Spain as a case study. *J. Environ. Monitor.*, 14:1182-1189.
- POWER, A.G. (2010).— Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. Royal Soc. B: Biol. Sci.*, 365: 2959-2971.
- RAMA-KRISHNA, K. & PHILIP, L. (2008).— Adsorption and desorption characteristics of lindane, carbofuran and methyl parathion on various Indian soils. *J. Hazard. Mat.*, 160: 559-567.
- RAMEL, F., SULMON, C., CABELLO-HURTADO, F., TACONNAT, L., MARTIN-MAGNIETTE, M.L., RENOU, J.P., EL AMRANI, A., COUÉE, I., & GOUESBET G. (2007).— Genome-wide interacting effects of sucrose and herbicide-mediated stress in *Arabidopsis thaliana*: novel insights into atrazine toxicity and sucrose-induced tolerance. *BMC Genomics*: 8, 450.
- RAMEL, F., SULMON, C., SERRA, A.A., GOUESBET, G. & COUÉE, I. (2012).— Xenobiotic sensing and signalling in higher plants. *J. Exp. Bot.*, 63: 3999-4014.
- REUBENS, B., POESEN, J., DANJON, F., GEUDENS, G. & MUYS, B. (2007).— The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees*, 21: 385-402.
- RHIND, S.M. (2009).— Anthropogenic pollutants: a threat to ecosystem sustainability? *Phil. Trans. Royal Soc. B: Biol. Sci.*, 364: 3391-3401.
- RIAL-OTERO, R., CANCHO-GRANDE, B., ARIAS-ESTÉVEZ, M., LÓPEZ-PERIAGO, E. & SIMAL-GÁNDARA, J. (2003).— Procedure for the measurement of soil inputs of plant-protection agents washed off through vineyard canopy by rainfall. *J. Agricult. Food Chem.*, 51: 5041-5046.

- ROBERTS, T. (2000).— *Metabolism of agrochemicals in plants*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- SABBAGH, G.J., MUÑOZ-CARPENA, R. & FOX, G.A. (2013).— Distinct influence of filter strips on acute and chronic pesticide aquatic environmental exposure assessments across U.S. EPA scenarios. *Chemosphere*, 90: 195-202.
- SCHREIBER, L. (2005).— Polar paths of diffusion across plant cuticles: new evidence for an old hypothesis. *Ann. Bot.*, 95: 1069-1073.
- SERRA, A.A., NUTTENS, A., LARVOR, V., RENAULT, D., COUÉE, I., SULMON, C. & GOUESBET, G. (2013).— Low environmentally relevant levels of bioactive xenobiotics and associated degradation products cause cryptic perturbations of metabolism and molecular stress responses in *Arabidopsis thaliana*. *J. Exp. Bot.*, 64: 2753-2766.
- SERRA, A.A., COUÉE, I., HEIJNEN, D., COUDOUEL, S., SULMON, C. & GOUESBET, G. (2015a).— Transcriptomic identification of signalling dynamics and transcriptional regulations involved in the xenobiotic stress responses of the grass species *Lolium perenne*. *Frontiers Plant Sci.*, 6: 1124.
- SERRA, A.A., COUÉE, I., RENAULT, D., GOUESBET, G. & SULMON, C. (2015b).—Metabolic profiling of *Lolium perenne* shows functional integration of metabolic responses to diverse subtoxic conditions of chemical stress. *J. Exp. Bot.*, 66: 1801-1816.
- STAMM, M.D., ENDERS, L.S., DONZE-REINER, T.J., BAXENDALE, F.P., SIEGFRIED, B.D. & HENG-MOSS, T. (2014).— Transcriptional response of soybean to thiamethoxam seed treatment in the presence and absence of drought stress. *BMC Genomics*, 15: 1055.
- STEHLE, S., ELSAESSER, D., GREGOIRE, C., IMFELD, G., NIEHAUS, E., PASSEPORT, E., PAYRAUDEAU, S., SCHÄFER, R.B., TOURNEBIZE, J. & SCHULZ, R. (2011).— Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: a meta-analysis. *J. Environ. Qual.*, 40: 1068-1080.
- SULMON, C., GOUESBET, G., BINET, F., MARTIN-LAURENT, F., EL AMRANI, A. & COUÉE, I. (2007).— Sucrose amendment enhances phytoaccumulation of the herbicide atrazine in *Arabidopsis thaliana*. *Environ. Pollut.*, 145: 507-515.
- SUSARLA, S., MEDINA, V.F. & MCCUTCHEON, S.C. (2002).— Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Engin.*, 18: 647-658.
- VAN EERD, L.L., HOAGLAND, R.E., ZABLOTOWICZ, R.M. & HALL, J.C. (2003).— Pesticide metabolism in plants and microorganisms. *Weed Sci.*, 51: 472-495.
- VELINI, E.D., ALVES, E., GODOY, M.C., MESCHEDÉ, D.K., SOUZA, R.T. & DUKE, S.O. (2008).— Glyphosate applied at low doses can stimulate plant growth. *Pest Manag. Sci.*, 64: 489-496.
- VERMA, J.P., JAISWAL, D.K. & SAGAR, R. (2014).— Pesticide relevance and their microbial degradation: a-state-of-art. *Rev. Env. Sci. Biotech.*, 13: 429-466.
- VIANELLO, M., VISCHETTI, C., SCARPONI, L. & ZANIN, G. (2005).— Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: Role of a vegetative filter strip. *Chemosphere*, 61: 717-725.
- WARNE, M.S.J. & HAWKER, D.W. (1995).— The number of components in a mixture determines whether synergistic and antagonistic or additive toxicity predominate: The funnel hypothesis. *Ecotox. Env. Safety*, 31: 23-28.
- WEISMAN, D., ALKIO, M. & COLÓN-CARMONA, A. (2010).— Transcriptional responses to polycyclic aromatic hydrocarbon-induced stress in *Arabidopsis thaliana* reveal the involvement of hormone and defense signalling pathways. *BMC Plant Biol.*, 10: 59.
- ZANG, Y., ZHONG, Y., LUO, Y. & KONG, Z.M. (2000).— Genotoxicity of two novel pesticides for the earthworm *Eisenia fetida*. *Env. Poll.*, 108: 271-278.

ERRATUM

Le triazoxide entre dans la composition de formulations utilisées comme insecticides. Cependant, le triazoxide en tant que substance active est un fongicide, qui agirait sur la synthèse des mélanines [Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire, Catalogue national des usages phytopharmaceutiques, e-phy, 2015, <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/>, site figé au 1er juillet 2015]. La description de ce composé comme insecticide dans l'article est donc erronée. La phrase « De nombreux insecticides [...] ou sur la synthèse de composés cuticulaires (triazoxide). » (pages 204-205) doit être corrigée de la manière suivante: « De nombreux insecticides agissent à différents niveaux du fonctionnement neuronal (Annexe I), mais certains agissent sur la respiration (hydraméthylnon). ». Par ailleurs, dans la Figure 1 (page 205) et l'Annexe I (page 221), il faut placer le triazoxide dans la catégorie « Fongicides ».

ANNEXE I

Diversité chimique et fonctionnelle des pesticides, organiques, organo-métalliques ou inorganiques,
d'usage actuel ou passé
[d'après Calvet *et al.* (2005), Komárek *et al.* (2010), Roberts (2000), et <http://toxnet.nlm.nih.gov>]

Type	Organismes cibles	Familles chimiques	Exemples	Modes d'action
Herbicides	Plantes concurrençant les cultures	Acides chlorophénoxy-alcanoïques	2,4-D Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	Perturbation de la régulation de l'auxine
		Acides benzoïques	Dicamba	
		Carbamates	Carbétamide	Perturbation des centres organisateurs des microtubules et du fuseau achromatique
		Phosphonates	Glyphosate	
		Sulfonylurées	Metsulfuron-méthyle	Inhibition de la biosynthèse des acides aminés aromatiques
		Triazines	Atrazine	
Urées substituées	Isoproturon, linuron	Inhibition de la biosynthèse des acides aminés ramifiés		
Fongicides	Champignons parasites des cultures	Carbamates	Propamocarbe	Inhibition de la formation des microtubules
		Triazoles	Tébuconazole	Inhibition de la biosynthèse des stérols
		Organophosphorés	Fosétyl-Aluminium	Inhibition de la germination des spores et de la croissance mycélienne
		Dérivés soufrés, sulfate de cuivre	Bouillie bordelaise	Inhibition de la germination des spores
Insecticides	Insectes ravageurs	Benzotriazines	Triazoxide	Perturbation de la biosynthèse des mélanines
		Carbamates	Aldicarbe	Inhibition des cholinestéras
		Pyréthrinoides	Cyperméthrine	Perturbation de l'influx nerveux
		Organophosphorés	Malathion	Inhibition des cholinestéras
		Organochlorés	Aldrine	Inhibition de la neurotransmission
		Néonicotinoïdes	Thiaméthoxame	Action sur les récepteurs nicotiniques
Amidinohydrazones	Hydraméthylnon	Perturbation du système respiratoire		

ANNEXE II

Préconisation d'espèces végétales pour l'implantation de bandes enherbées (République Française, Journal Officiel, Lois et Décrets, 2005, N°15, Texte 35). Les espèces végétales préconisées sont décrites sous leur nom vernaculaire (L : Légumineuses; P : Poacées)

Bande enherbée en bordure de cours d'eau	Bande enherbée hors zone de cours d'eau		
	<i>Facilitation des auxiliaires de culture et de la biodiversité</i>	<i>Lutte contre l'érosion</i>	<i>Abattement des produits phytosanitaires et des nitrates</i>
Brome cathartique (P)	Brome cathartique (P)	Brome cathartique (P)	Brome cathartique (P)
Brome sitchensis (P)	Brome sitchensis (P)	Brome sitchensis (P)	Brome sitchensis (P)
Dactyle (P)	Dactyle (P)	Dactyle (P)	Dactyle (P)
Fétuque des prés (P)	Fétuque des prés (P)	Fétuque des prés (P)	Fétuque des prés (P)
Fétuque élevée (P)	Fétuque élevée (P)	Fétuque élevée (P)	Fétuque élevée (P)
	Fétuque rouge (P)		
Fléole des prés (P)	Fléole des prés (P)	Fléole des prés (P)	Fléole des prés (P)
Lotier corniculé (L)	Lotier corniculé (L)	Lotier corniculé (L)	
Luzerne (L)	Luzerne (L)	Luzerne (L)	Luzerne (L)
	Méteilot (L)		
Minette (L)			
			Pâturin (P)
Ray-grass anglais (P)	Ray-grass anglais (P)	Ray-grass anglais (P)	Ray-grass anglais (P)
Ray-grass hybride (P)	Ray-grass hybride (P)	Ray-grass hybride (P)	Ray-grass hybride (P)
Sainfoin (L)	Sainfoin (L)		
	Serradelle (L)		
Trèfle blanc (L)	Trèfle blanc (L)	Trèfle blanc (L)	Trèfle blanc (L)
	Trèfle d'Alexandrie (L)		
	Trèfle de perse (L)		
	Vesce commune (L)		
	Vesce de Cerdagne (L)		
	Vesce velue (L)		