



# Manuel du pôle RISQUE & ÉVALUATION DES RISQUES



Fonds européen de développement régional (FEDER)  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung (EFRE)  
Dépasser les frontières, projet après projet.  
Der Oberhein wächst zusammen: mit jedem Projekt.



Schweizerische Eidgenossenschaft  
Confédération suisse  
Confederazione Svizzera  
Confederaziun svizra

**BASEL**   
**LANDSCHAFT** 

 Kanton Basel-Stadt

## 4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides

JOCHEN ZUBROD, RALF B. SCHÄFER

### Abstract

The following chapter focuses on fungicides, which have received less attention compared to other pesticide groups, such as herbicides and insecticides. An overview of the risk of fungicides to aquatic ecosystems is presented and drivers of fungicide fate and exposure and the approach taken in authorisation to predict the exposure via exposure modelling is outlined. Moreover, mitigation measures are discussed that may decrease the risks from fungicides. Finally, risk levels for different organism groups in aquatic ecosystems, are highlighted.

### 4.1 Contexte

Comme démontré dans le Chapitre 3, les produits chimiques jouent un rôle prépondérant dans la vie de tous les jours. Ils peuvent cependant pénétrer dans l'environnement par différentes voies et entraîner des conséquences imprévues dans les écosystèmes. Outre la destruction des habitats, le changement climatique et l'apport en substances nutritives, les produits chimiques comptent parmi les causes centrales de la perte de biodiversité (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010 ; Vörösmarty et al., 2010 ; Ceballos, Ehrlich & Dirzo, 2017). La perte de biodiversité peut à son tour entraîner de graves conséquences sur l'organisation des écosystèmes et conduire à une réduction de la mise à disposition des services écosystémiques, comme par exemple la régulation du climat ou la mise à disposition de nourriture et d'eau potable. Parmi les produits chimiques, les produits phytosanitaires, ci-après appelés pesticides, jouent un rôle particulier. Cela est dû au fait que ces produits sont, d'une part, disséminés intentionnellement dans l'environnement et, d'autre part, généralement très toxiques, même en concentrations réduites, étant donné qu'ils ont été développés de manière ciblée afin de nuire à certains organismes. L'utilisation de pesticides a fortement augmenté au cours des dernières décennies. Depuis 1970, la quantité utilisée dans le monde a été multipliée par quatre environ, tandis que la population mondiale a seulement

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

doublé pendant cette période (Bernhardt, Rosi & Gessner, 2017). L'expression « Pesticide planet » (Stokstad & Grullon, 2013) a récemment été utilisée pour décrire cette évolution découlée, ce qui ne semble pas exagéré étant donné que près de 0,3 kg de pesticides sont épandus par hectare de surface terrestre (Ippolito et al., 2015). Parmi les pesticides, les insecticides, les herbicides et des fongicides occupent une place centrale et sont utilisés contre les insectes, les plantes et les champignons considérés comme nuisibles, en particulier dans le secteur de l'agriculture industrielle. Dans ce cadre, la quantité épandue varie significativement entre les différentes régions du monde. Tandis qu'aux États-Unis par exemple, les fongicides jouent un rôle secondaire en termes de quantités épandues (environ 10 %), dans l'Union européenne, ils représentent près de 50 % de la quantité de produits utilisés (Köhler & Triebkorn, 2013). Il a déjà été établi depuis plusieurs décennies que les pesticides peuvent avoir des conséquences drastiques sur les écosystèmes, mais également sur la santé humaine. Les conséquences dans la phase initiale de l'épandage de pesticides à grande échelle ont été consignées dans le classique de Rachel Carson intitulé « Silent spring » (Carson, 1962). Depuis, les pesticides font partie des produits chimiques soumis à la réglementation la plus étendue, comme par exemple au sein de l'Union européenne et aux États-Unis. Aujourd'hui encore, ils continuent néanmoins de constituer un élément des débats scientifiques et politiques. Prenons par exemple le débat sur la mortalité des abeilles à cause du groupe d'insecticides des néonicotinoïdes (Sánchez-Bayo, 2014 ; European Food Safety Authority, 2018) ainsi que sur le potentiel risque sanitaire provoqué par l'herbicide glyphosate. Dans le cas des insecticides en particulier, il existe d'ores et déjà de nombreuses études concernant leurs effets néfastes par rapport aux herbicides et aux fongicides (Köhler & Triebkorn, 2013). Les herbicides et les fongicides sont le plus souvent trouvés dans des programmes de monitoring officiels (Schreiner et al., 2016). Dans ce rapport, en ce qui concerne les fongicides, nous discutons par exemple des risques environnementaux pour les eaux de surface, qui comptent parmi les écosystèmes les plus menacés (Collen et al., 2014).

### 4.2 Utilisation de fongicides

Dans le domaine de l'agriculture, les fongicides sont utilisés dans le monde entier, principalement dans la production de fruits et légumes, ce qui représente plus de 35 % de parts de marché (Research and Markets, 2014a). D'un point de vue géographique, l'Europe est le marché dominant pour les fongicides, en particulier dans la production de céréales, de fruits, de vignes et de légumes (Research and Markets, 2014a). Par conséquent, le domaine d'utilisation principal est l'utilisation agricole. Cependant, les fongicides sont également employés dans le paysagisme urbain (terrains de golf, pelouses, jardins). En outre, on trouve également ces fongicides, utilisés comme produits pharmaceutiques à usage humain (par exemple dans les shampoings anti-poux) ou comme revêtements de bois et produits de conservation, dans les eaux traitées et non traitées (Kahle et al., 2008, Wick et al., 2010). Ci-après, nous examinerons plus en détail leur utilisation dans le domaine de la protection chimique des cultures.

### 4.3 Stratégies d'utilisation

Malgré l'utilisation étendue des mesures de protection chimique des cultures, entre 2001 et 2003, les agents pathogènes fongiques étaient responsables de 7 à 24 % des pertes de rendement des cultures arables dans le monde, comme par exemple les pommes de terre (Oercke, 2006). En fonction du génome de l'agent pathogène et du type d'action fongicide, les agents pathogènes peuvent développer des résistances contre les fongicides utilisés en seulement quelques années (Avenot und Michailides, 2007 ; Ma et al., 2003). Pour éviter ce type de résistances fongiques, les fabricants de pesticides développent sans cesse de nouveaux fongicides et de nouvelles stratégies d'utilisation. Une stratégie de management efficace employée pour lutter contre les résistances est l'utilisation conjointe de deux fongicides (appelée co-application ; van den Bosch et al., 2014). Contrairement à la plupart des autres pesticides, les fongicides sont généralement appliqués plus de dix fois par saison de manière prophylactique en tant que produits phytosanitaires (en fonction des conditions météorologiques, de la longueur de la période de végétation et du type de plante), même si les quantités utilisées sont souvent plus réduites.

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

Outre la vaporisation de fongicides, ces derniers sont souvent utilisés dans le cadre du traitement des semences ; ils sont alors également efficaces contre les pathogènes présents dans le sol (Nettles et al., 2016). Une grande quantité de ces fongicides utilisés dans le traitement des semences est absorbée dans les tissus végétaux, où ils procurent une protection contre les nuisibles et les agents pathogènes (appelée action systémique ; McCornack et al., 2006, Seagraves et al., 2012). Les fongicides appliqués de cette manière ont le potentiel de rester dans les plantes (Bonmatin et al., 2015) ou dans la rhizosphère (Thompson, 2010) pendant plusieurs mois, même en concentrations réduites. Par rapport à la vaporisation, la quantité de fongicides qui pénètre dans l'environnement est généralement moins élevée en raison de la fréquence de traitement plus réduite. Cependant, de nouvelles voies d'exposition peuvent voir le jour lorsque le matériau végétal contenant des fongicides systémiques pénètre dans les écosystèmes voisins (cf. Englert, et al., 2017).

#### **4.4 Présence dans les eaux**

Outre les quantités d'application et la fréquence d'utilisation dans les bassins versants, la performance environnementale des fongicides dépend de leurs caractéristiques physico-chimiques (par exemple la persistance et la mobilité) et des conditions environnementales locales (par exemple la géologie, la topographie et le climat). En général, les fongicides sont modérément lipophiles (log Kow 2-4) et présentent un potentiel d'adsorption modéré pour le carbone organique (log Koc 2-4 ; Pesticide Properties Database, 2017). Malgré leurs caractéristiques lipophiles, les fongicides possèdent une mobilité relativement élevée dans la matrice du sol/de l'eau interstitielle (Reilly et al., 2012). En conséquence de l'utilisation de fongicides, ceux-ci peuvent donc pénétrer dans les eaux par le biais d'un transport direct par le vent pendant la vaporisation, par les écoulements de surface, en particulier après des précipitations intenses, mais également par le biais du drainage (Ohliger & Schulz, 2010 ; Lefrancq et al., 2017). Ils peuvent ensuite être absorbés par les sédiments et d'autres surfaces organiques (z. B. Kronvang et al., 2003, Castillo et al., 2000, Smalling et al., 2013a, b). Comme dans le cas des pesticides hautement lipophiles (par exemple les insecticides pyréthrianoïde et organophosphate ; log Kow 5-7), la quantité de fongicides adsorbée semble corrélée positivement à la

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

proportion de carbone organique présente dans les complexes particulaires (Smalling et al., 2013a).

À travers le couplage des utilisations courantes avec une persistance (cf. Pesticide Properties Database, 2017) et une mobilité relativement haute, la fréquence élevée de découverte de fongicides dans les eaux de surfaces agricoles et urbaines n'a rien d'étonnant. Par exemple, les études menées dans des bassins versants dominés par l'agriculture à l'aide d'un monitoring exhaustif des fongicides ( $\geq 5$  fongicides pris en compte dans le programme de mesure) enregistrent fréquemment des fréquences de détection comprises entre 75 % et 90 % dans les eaux de ruissellement et les sédiments (Fernandez et al., 2015 ; Gregoire et al., 2010 ; Moschet et al., 2014 ; Rasmussen et al., 2015 ; Reilly et al., 2012 ; Smalling et al., 2013a ; Smalling et al., 2013b). Les concentrations les plus élevées dans les eaux sont majoritairement détectées pendant la période de croissance (Wightwick et al., 2012), tandis qu'elle est constatée dans les sédiments après la récolte (Smalling et al., 2013b).

Comme dans le cas des herbicides et des insecticides, la présence de fongicides dans les eaux dépend également du régime de précipitations et de l'intensité des précipitations. Plusieurs études font état des concentrations de fongicides les plus élevées dans les eaux de ruissellement pendant les précipitations intenses, durant lesquelles les concentrations cumulatives détectées peuvent dépasser la concentration de base (jusqu'à 8  $\mu\text{g/L}$ ) par le facteur 10 (jusqu'à 80  $\mu\text{g/L}$  ; Grégoire et al. 2010, Rasmussen et al., 2015, Bereswill et al., 2012). Par conséquent, des organismes aquatiques peuvent potentiellement être exposés de manière chronique à de faibles concentrations, même si – en particulier pendant les saisons et dans les régions soumises à une utilisation de fongicides intensive ou continue – des concentrations plus élevées peuvent survenir pendant les épisodes de précipitations intenses.

#### **4.5 Risques pour les organismes**

Les fongicides agissent sur un large éventail de processus biochimiques dans les organismes. Parmi ceux-ci se trouvent également des processus restés relativement inchangés au cours de l'histoire de l'évolution biologique et qui sont par con-

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

séquent présents dans de nombreux (groupes d') organismes. Ainsi, ils peuvent par exemple agir sur la production d'énergie et par conséquent être toxiques pour un grand nombre d'organismes aquatiques, des microorganismes aux vertébrés tels que les poissons ou les amphibiens, en passant par les plantes. En règle générale, les champignons aquatiques sont néanmoins les plus menacés puisque les fongicides sont développés pour pouvoir contrôler leurs congénères terrestres dans la production de nourriture. Dans l'ensemble, les effets directs des fongicides dépendent de leur mode d'action. Les substances appartenant au groupe de substances des fongicides DMI (inhibiteurs déméthylases), qui inhibent la biosynthèse d'ergostérol par les champignons, sont par exemple hautement toxiques pour les microorganismes, tandis que leur toxicité aiguë pour les plantes aquatiques, les invertébrés et les vertébrés est relativement basse. Au contraire, les strobilurines, un groupe de substances intervenant sur la respiration des cellules, présente une toxicité élevée pour tous les groupes d'organismes susmentionnés. Quant aux benzimidazoles, qui compromettent la division cellulaire, ils semblent avant tout être hautement toxiques pour les invertébrés.

En outre, les champignons interagissent de manière positive (par exemple, augmentation de la valeur nutritionnelle de la matière organique) et négative (par exemple à travers le parasitisme) avec d'autres organismes, de sorte que les effets directs sur les champignons peuvent se propager à d'autres groupes d'organismes (= effets indirects). Ainsi, des études ont démontré que la perturbation des microorganismes associés au feuillage à travers les fongicides chez les invertébrés consommant des feuilles peut entraîner une modification de l'utilisation des nutriments ainsi qu'une réduction des réserves d'énergie et une augmentation de la mortalité (Bundschuh et al. 2011 ; Rasmussen et al. 2012 ; Zubrod et al. 2015 ; Feckler et al. 2016). De plus, les fongicides peuvent se révéler toxiques pour les parasites fongiques des invertébrés aquatiques, comme par exemple le *Batrachomyces dendrobatidis* (Bd), un champignon qui affecte les amphibiens (McMahon et al. 2013). Toutefois, les fongicides peuvent également compromettre le système immunitaire des vertébrés (McMahon et al. 2011 ; Baier-Anderson & Anderson 1998), ce qui constitue probablement un élément déterminant expliquant que

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

la fréquence d'infections au Bd sur le terrain est corrélée de manière positive avec les concentrations de fongicides dans les eaux (Rohr et al. 2017).

Par ailleurs, les fongicides peuvent agir directement sur les processus écosystémiques. Ainsi, ils peuvent par exemple ralentir la transformation de la matière organique et par conséquent réduire la biomasse présente dans les écosystèmes aquatiques (Wipfli & Baxter 2010). Malgré ce large éventail d'effets structurels et fonctionnels dans les écosystèmes aquatiques, les fongicides font l'objet d'une attention moindre dans le domaine de la recherche et en matière de réglementation des produits chimiques par rapport aux herbicides et aux insecticides.

#### **4.6 Réduction des risques liés aux fongicides**

Il existe une série de mesures visant à réduire les apports de fongicides dans les écosystèmes aquatiques et les risques qui en découlent pour les organismes. Une mesure évidente pour réduire ces apports est la diminution de l'utilisation de fongicides. Cependant, cette réduction est soumise à des limites lorsque les pertes de rendement doivent être évitées (voir ci-dessus). Une mesure généralement efficace pour la réduction de l'apport de pesticides, et donc de fongicides, dans les eaux est l'augmentation de la distance entre le champ ou la plantation faisant l'objet d'une utilisation de pesticides et l'eau (Reichenberger et al. 2007). L'augmentation de la distance peut par exemple être obtenue en créant des bandes riveraines qui ne doivent pas être vaporisées. Dans les paysages présentant une déclivité élevée, cela peut cependant entraîner la formation de rigoles d'érosion par lesquelles les pesticides (y compris les fongicides) peuvent être lessivés (Bereswill et al. 2012). Ainsi, une étude a pu démontrer que l'efficacité d'une bande tampon d'environ 50 m de largeur était significativement réduite par les rigoles d'érosion (Stehle et al. 2016). Les canalisations de drainage peuvent également entraîner une pénétration d'eau fortement contaminée dans les eaux, et ce malgré la bande tampon. Afin de protéger les eaux de la dérive lors de la vaporisation, le rivage dans les paysages agricoles devrait être planté d'une végétation dense composée de buissons et d'arbres. Un autre type de mesures est consacré à la réduction des pesticides lorsque ceux-ci sont déjà présents dans les eaux. L'idée fondamentale est de réduire le transport



#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

de substances à travers une absorption et une dégradation accélérée par les plantes. Pour ce faire, il existe un éventail de possibilités qui vont des tranchées végétalisées, à travers lesquelles l'eau est dirigée avant d'atteindre les eaux de surface, aux zones marécageuses artificielles (Reichenberger et al. 2007). La capacité de nettoyage du système varie alors en fonction des caractéristiques physico-chimiques des pesticides, comme par exemple l'affinité d'une substance à absorber le carbone organique. Des recherches supplémentaires sont nécessaires dans ce domaine afin d'identifier quel système est le plus adapté à chaque substance.

### **4.7 Conclusions**

L'exposition aux fongicides est omniprésente dans les eaux de surfaces agricoles et urbaines. C'est la raison pour laquelle il est essentiel de promouvoir l'intégration des fongicides dans les futurs programmes de surveillance. Cela s'applique en particulier aux zones urbaines pour lesquelles la quantité de données disponible à ce jour est réduite. En outre, l'enrobage des semences avec des fongicides, l'utilisation répétée de différents mélanges pendant la période de végétation ainsi que l'utilisation dans les zones urbaines peuvent augmenter la probabilité d'exposition chronique des écosystèmes aquatiques aux mélanges de fongicides partout dans le monde. Toutefois, étant donné que les fongicides ont jusqu'à présent fait l'objet d'une attention moindre dans les programmes de monitoring par rapport aux autres groupes de pesticides (c'est-à-dire les insecticides et les herbicides), les risques pour les organismes aquatiques résultant de l'utilisation de ce groupe de substances sont difficiles à évaluer. Les groupes d'organismes exposés aux risques les plus élevés dépendent du mode d'action des substances. Cependant, les champignons aquatiques sont en règle générale les plus menacés. Les effets provoqués sur ce groupe peuvent se propager dans l'écosystème et influencer sur des niveaux biologiques plus élevés. Il existe cependant un éventail de mesures permettant de réduire les apports dans les eaux de surface, comme par exemple l'expansion des bandes riveraines ou l'adsorption dans les systèmes végétalisés.

##### Remerciements

Nous remercions tous les auteurs d'un article de synthèse en anglais utilisé pour leurs contributions qui ont été intégrées dans ce rapport sous forme abrégée : Ger- tie Arts, Carsten Brühl, Mirco Bundschuh, Gwenael Imfeld, Anja Knäbel, Sylvain Payraudeau, Jes Rasmussen, Jason Rohr, Kelly Smalling, Sebastian Stehle et Ralf Schulz.

## 4.8 Bibliographie

- Avenot, H.F., Michailides, T.J., 2007. Resistance to boscalid fungicide in *Alternaria alternata* isolates from pistachio in California. *Plant Dis.* 91, 1345–1350.
- Baier-Anderson, C. ; Anderson, R. S., Evaluation of the immunotoxicity of chlorothalonil to striped bass phagocytes following in vitro exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 1998, 17, (8), 1546-1551.
- Battaglin W. A. et al. 2011. Occurrence of azoxystrobin, propiconazole, and selected other fungicides in US streams, 2005–2006. *Water Air Soil Pollut*, 218, 307-322.
- 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. *Agr Ecosyst Environ*, 146, 81–92.
- Bernhardt E.S., Rosi E.J. & Gessner M.O. 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Front Ecol Environ* 15, 84–90.
- Bollmann U. E., Tang C., Eriksson E., Jönsson K., Vollertsen J. & Bester K. 2014. Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather: Concentrations, mass flows and possible sources. *Water Res*, 60, 64-74.
- Bonmatin, J.M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreuzweiser, D. P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E. A. D., Noome, D. A., Simon-Delso, N., Tapparo, A. Environmental fate and exposure ; neonicotinoids and fipronil. 2015, *Environ Sci Pollut Res*, 22, 35–67.
- Bundschuh, M. ; Zubrod, J. P. ; Kosol, S. ; Maltby, L. ; Stang, S. ; Düster, L. ; Schulz, R., Fungal composition on leaf explains pollutant-mediated indirect effects on amphipod feeding. *Aquat. Toxicol.* 2011, 104, 32-37.
- Brent, K.J., Hollomon, D.W., 2007. Fungicide Resistance: The Assessment of Risk [http://www.frac.info/frac/publication/anhang/FRAC\\_Mono2\\_2007.pdf](http://www.frac.info/frac/publication/anhang/FRAC_Mono2_2007.pdf)
- Carpenter K. D. , Kuivila K. M., Hladik M. L., Haluska T. & Cole M. B. . 2016. Storm-event-transport of urban-use pesticides to streams likely impairs invertebrate assemblages. *Environ Monit Assess*, 188, 345.
- Carson R. 1962. *Silent Spring*. Mariner Books, Houghton Mifflin.

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

- Castillo L. E., Ruepert C. & Solis E. 2000. Pesticide residues in the aquatic environment of banana plantation areas in the North Atlantic zone of Costa Rica. *Environ Toxicol Chem*, 19, 1942-1950.
- Ceballos G., Ehrlich P.R. & Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc Natl Acad Sci* 114, E6089–E6096.
- Collen B., Whitton F., Dyer E.E., Baillie J.E.M., Cumberlidge N., Darwall W.R.T., et al. 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Glob Ecol Biogeogr* 23, 40–51.
- CropLife Foundation. The Role of Seed Treatment in Modern U.S. Crop Production. 2014, <http://www.croplifeamerica.org/croplife-resources/> (accessed on 12/19/2016.).
- Englert D., Zubrod J.P., Pietz S., Stefani S., Krauss M., Schulz R. & Bundschuh M. 2017. Relative importance of dietary uptake and waterborne exposure for a leaf-shredding amphipod exposed to thiacloprid-contaminated leaves. *Sci. Rep.*, 7, 16182.
- Essumang D. K., Togoh G. K. & Chokky L. 2009. Pesticide residues in the water and fish (Lagoon Tilapia) samples from lagoons in Ghana. *Bull Chem Soc Ethiop*, 23, 19-27.
- Feckler, A. ; Goedkoop, W. ; Zubrod, J. P. ; Schulz, R. ; Bundschuh, M., Exposure pathway-dependent effects of the fungicide epoxiconazole on a decomposer-detritivore system. *Sci. Total Environ.* 2016, 571, 992-1000.
- Fernandez D., Voss K., Bundschuh M., Zubrod J.P. & Schäfer R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Sci Tot Environ* 533, 40-48.
- Gilliom R. J. et al. 2006. Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992-2001 (U.S. Geological Survey (USGS) Circular 1291, Reston, Virginia).
- Gregoire, C., Payraudeau, S., Domange, N., 2010. Use and fate of 17 pesticides applied on a vineyard catchment. *Intl J Environ Analyt Chem* 90, 406-420.
- Haire, B. 2014. Are Seed Treatments Worth the Investment? Southeast Farm Press. <http://www.southeastfarmpress.com/soybeans/are-seed-treatments-worth-investment> (accessed 12/20/2016)
- Ippolito A., Kattwinkel M., Rasmussen J.J., Schäfer R.B., Fornaroli R. & Liess M. 2015. Modeling global distribution of agricultural insecticides in surface waters. *Environ Poll* 198, 54–60.
- Jeon D. S. & Yang J. S. 1990. Determination of organophosphorous pesticides in Sucheon bay. *J Oceanol Soc Korea*, 25, 21-25.
- Knäbel A., Meyer K., Rapp J. & Schulz R. 2014. Fungicide field concentrations exceed FOCUS surface water predictions: urgent need of model improvement. *Environ Sci Technol*, 48, 455-463.

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

- Kammerbauer J. & Moncada J. 1998. Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. *Environ Poll*, 103, 171-181.
- Köhler H.R. & Triebkorn R. 2013. Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341, 759–65.
- Kronvang B., Laubel A., Larsen S. E. & Friberg N. 2003. Pesticides and heavy metals in Danish streambed sediment. *Hydrobiologia*, 494, 93-101.
- Leff, B., Ramankutty, N., Foley, J.A. 2004. Geographic distribution of major crops across the world. *Glob Biogeochem Cycl*, 8, GB1009.
- Lefrancq M., Jadas-Hécart A., Jeunesse I.L., Landry D. & Payraudeau S. 2017. High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Sci Tot Environ*, 587–588, 75–86.
- Malaj E. et al. 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proc Natl Acad Sci USA*, 111, 9549–9554.
- Kahle M., Buerge I.J., Hauser A., Muller M.D. & Poiger T. 2008. Azole fungicides: occurrence and fate in wastewater and surface waters. *Environ Sci Technol*, 42, 7193-7200
- Ma, Z., Felts, D., Michailides, T.J., 2003. Resistance to azoxystrobin in *Alternaria* isolates from pistachio in California. *Pestic Biochem Physiol* 77, 66–74.
- McCornack, B. & Ragsdale, D. W. 2006. Efficacy of thiamethoxam to suppress soybean aphid populations in Minnesota soybean. *Crop Manage*, 5.
- McMahon, T. A. ; Romansic, J. M. ; Rohr, J. R., Nonmonotonic and monotonic effects of pesticides on the pathogenic fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in culture and on tadpoles. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, (14), 7958-7964.
- McMahon, T. A. ; Halstead, N. T. ; Johnson, S. ; Raffel, T. R. ; Romansic, J. M.; Crumrine, P. W. ; Boughton, R. K.; Martin, L. B. ; Rohr, J. R., The fungicide chlorothalonil is nonlinearly associated with corticosterone levels, immunity, and mortality in amphibians. *Environ. Health Perspect.* 2011, 119, (8), 1098.
- Metcalfe C. D., Sultana T., Li H. & Helm P. A. 2016. Current-use pesticides in urban watersheds and receiving waters of western Lake Ontario measured using polar organic chemical integrative samplers (POCIS). *J Great Lake Res*, 42, 1432-1442.
- Moschet, C., Wittmer, I., Simovic, J., Junghans, M., Piazzoli, A., Singer, H., Stamm, C., Leu, C., Hollender, J., 2014. How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environ Sci Technol*, 48, 5423-5432.
- Nettles, R. Watkins, J., Ricks, K., Boyer, M., Licht, M, Atwood, L.W., Peoples, M., Smith, R.G., Mortensen, D.A., Koide, R.T. 2016. Influence of pesticide seed treatments on rhizosphere fungal and bacterial communities and leaf fungal endophyte communities in maize and soybean. *Appl Soil Ecol*, 102, 61-69.
- Oercke, E.-C. 2006. Crop losses to pests. *J. Agric. Sci.* 144, 31–43.

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

- Ohliger R. & Schulz R. 2010. Water body and riparian buffer strip characteristics in a vineyard area to support aquatic pesticide exposure assessment. *Sci Tot Environ*, 408, 5405–13.
- Pesticide Properties Database. 2017.  
<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm> (accessed on 04.07.2017).
- Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluier, N., Coquey, M. 2010. Assessing pesticide concentration and fluxes in the stream of a small vineyard catchment – Effect of sampling frequency. *Environ Poll*, 158, 737-748.
- Rasmussen, J. J. ; Monberg, R. J. ; Baattrup-Pedersen, A. ; Cedergreen, N. ; Wiberg-Larsen, P. ; Strobel, B. ; Kronvang, B., Effects of a triazole fungicide and a pyrethroid insecticide on the decomposition of leaves in the presence or absence of macroinvertebrate shredders. *Aquat. Toxicol.* 2012, 118–119, (0), 54-61.
- Rasmussen, J.J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Cedergreen, N., McKnight, U.S., Kreuger, J., Jacobsen, D. & Friberg, N., 2015. The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor in current risk assessments of freshwater systems. *Wat Res*, 49, 25-32.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A. & Frede H.G. 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness ; A review. *Sci Tot Environ*, 384, 1–35.
- Reilly, T.J., Smalling, K.L., Orlando, J.L. & Kuivila, K.M. 2012. Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. *Chemosphere* 89, 228-234.
- Research and Markets, 2014a. Global Fungicides Market (Type, Crop Type and Geography - Size, Share, Global Trends, Company Profiles, Analysis, Segmentation and Forecast, 2013 – 2020).  
[https://www.researchandmarkets.com/research/7dtjwc/global\\_fungicides](https://www.researchandmarkets.com/research/7dtjwc/global_fungicides)
- Research and Markets, 2014b. Global Seed Treatment Market - By Function, Methods of Treatment, Crop Type, Regions and Vendors - Market Size, Demand Forecasts, Industry Trends and Updates, Supplier Market Shares (2016-2022).  
[https://www.researchandmarkets.com/research/wl7zrh/global\\_seed](https://www.researchandmarkets.com/research/wl7zrh/global_seed)
- Rohr, J. R. ; Brown, J. ; Battaglin, W. A. ; McMahon, T. A. ; Relyea, R. A., A pesticide paradox: Fungicides indirectly increase fungal infections. *Ecol. Appl.* 2017.
- Romarek, M. Cadkova, E., Chrastny, V., Bordas, F. & Bollinger, J.C. 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environ Intl*, 36, 138-151.
- Sánchez-Bayo F. 2014. The trouble with neonicotinoids. *Science*, 346, 806–807.
- Schreiner V.C., Szöcs E., Bhowmik A.K., Vijver M.G. & Schäfer R.B. 2016. Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Sci Tot Environ*, 573, 680–689.

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

- Seagraves, M. P., Lundgren, J. G. 2012. Effects of neonicotinoid seed treatments on soybean aphid and its natural enemies. *J Pestic Sci*, 85, 125–132.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal.
- Smalling, K.L., Kuivila, K.M., Orlando, J.L., Phillips, B.M., Anderson, B.S., Siegler, K., Hunt, J.W., Hamilton, M., 2013a. Environmental fate of fungicides and other current-use pesticides in a central California estuary. *Mar Pollut Bull* 73, 144-153.
- Smalling, K.L., Reilly, T.J., Sandstrom, M.W., Kuivila, K.M., 2013b. Occurrence and persistence of fungicides in bed sediments and suspended solids from three targeted use areas in the United States. *Sci Tot Environ*, 447, 179-185.
- Stehle, S. ; Dabrowski, J. M. ; Bangert, U. ; Schulz, R. 2016. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Sci Total Environ* 545, 171-183.
- Stehle S. & Schulz R. 2015. Pesticide authorization in the EU – environment unprotected? *Environ Sci Pollut Res*, 22, 19632–19647.
- Stokstad E. & Grullon G. 2013. Infographic: Pesticide planet. *Science* 341, 730–731.
- Thompson, H.M. 2010. Risk assessment for honey bees and pesticides—recent developments and new issues. *Pest Manag Sci*, 66, 1157–1162.
- van den Bosch, F., Paveley, N., van den Berg, F., Hobbelen, P., Oliver, R. 2014. Mixtures as a fungicide resistance management tactic. *Phytopathology*, 104, 1264-1273.
- Van Metre P. C., Alvarez D. A., Mahler B. J., Nowell L., Sandstrom M. & Moran P. 2017. Complex mixtures of Pesticides in Midwest U.S. streams indicated by POCIS time-integrating samplers. *Environ Poll*, 220, 431-440.
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., et al. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555–561.
- Wick A., Fink G. & Ternes T.A. 2010. Comparison of electrospray ionization and atmospheric pressure chemical ionization for multi-residue analysis of bio-cides, UV-filters and benzothiazoles in aqueous matrices and activated sludge by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1217, 2088-2103.
- Wightwick, A., Bui, A.D., Zhang, P., Rose, G., Allinson, M., Myers, J.H., Reichman, S.M., Menzies, N., Pettigrove, V., Allinson, G., 2012. Environmental fate of fungicides in surface waters of a horticultural-production catchment in south-eastern Australia. *Arch Environ Contam Toxicol*, 62, 380-390.
- Wipfli, M.S., Baxter, C.V., 2010. Linking ecosystems, food webs, and fish production: Subsidies in salmonid watersheds. *Fisheries*, 35, 373–387.
- Zubrod, J. P. ; Englert, D. ; Feckler, A. ; Koksharova, N. ; Kenschak, M. ; Bundschuh, R. ; Schnetzer, N. ; Englert, K. ; Schulz, R. ; Bundschuh, M., Does the current

#### **4 Risques environnementaux liés aux produits phytosanitaires dans les eaux à l'exemple des fongicides**

---

fungicide risk assessment provide sufficient protection for key drivers in aquatic ecosystem functioning? Environ. Sci. Technol. 2015, 49, 1173–1181.