HAL
open science

Evaluation des impacts des produits phytosanitaires sur la qualité de l'eau à l'aide d'indicateurs : amélioration et validation de l'indicateur de risque de contamination, application de la parcelle au bassin versant

Frédéric Pierlot

To cite this version:

Frédéric Pierlot. Evaluation des impacts des produits phytosanitaires sur la qualité de l'eau à l'aide d'indicateurs : amélioration et validation de l'indicateur de risque de contamination, application de la parcelle au bassin versant. Sciences et techniques de l'agriculture. Université de Lorraine, 2017. Français. NNT : 2017LORR0404 . tel-02871076

HAL Id: tel-02871076

https://hal.science/tel-02871076v1

Submitted on 17 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse

Présentée pour l'obtention du titre de

Docteur en Sciences Agronomiques

de l'Université de Lorraine

par

Frédéric PIERLOT

Evaluation des impacts des produits phytosanitaires sur la qualité de l'eau à l'aide d'indicateurs : amélioration et validation d'un indicateur de risque de contamination, application de la parcelle au bassin versant

Thèse soutenue publiquement le 21/12/2017, devant un jury composé de

Mme Florence HABETS, Directrice de recherche (CNRS)	**Rapportrice**
M François COLIN, Professeur (Sup Agro)	**Rapporteur**
Mme Sylvie DOUSSET, Professeure (Université de Lorraine)	**Examinatrice**
M Marc BENOIT, Directeur de recherche (INRA)	**Examinateur**
M Julien TOURNEBIZE, Ingénieur de Recherche (IRSTEA)	**Examinateur**
M Christian BOCKSTALLER, Ingénieur de Recherche (INRA)	**Directeur de thèse**
M Richard CHERRIER, Directeur (Chambre d'Agriculture 54)	**Invité**
M Damien BANAS, Professeur (Université de Lorraine)	**Invité**

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux encadrants de thèse sans qui tout ce travail n'aurait pas été possible. L' « officieux », Richard, qui m'a fait confiance, a fait de moi le premier doctorant 100% Chambre d'Agriculture et m'a permis d'intégrer cette institution où je peux maintenant exercer mes fonctions. Et l « officiel », Christian, qui a été présent tout au long de ce travail, toujours disponible et à l'écoute (parfois très tard le week-end) et qui a accepté de partager avec moi ses connaissances et son réseau.

Sans financements, pas de thèse, alors je remercie vivement l'Agence de l'Eau Rhin Meuse pour son soutien dans ces travaux et l'organisation des manifestations scientifiques qui ont jalonné ces années, comme le colloque « Produits phytosanitaires et Transferts dans les Eaux » ou bien encore le 47ème Congrès du GFP. Une attention spéciale à Marina et Philippe qui ont plus spécifiquement suivis mes travaux.

Mes remerciements vont aussi aux membres du comité de pilotage de ma thèse qui m'ont apporté leur expérience et leur regard extérieur sur mes travaux. Les idées qui ont surgit lors de nos 2 rencontres sont bien en tête et pourront, j'en suis sûr, donner suite bientôt à de nouveaux projets.

Mes remerciements également à Jean Brun Bellut, André Marchand et Pierre Decaux (mon premier directeur), jeunes retraités de l'agronomie pour m'avoir, par leur exemple, poussé à me diriger vers cette thèse. J'en profite également pour remercier l'ensemble des enseignants-chercheurs de l'option agronomie qui ont suivi ces travaux de près ou de loin et ont toujours eu un mot d'encouragement. Des remerciements particuliers à Françoise, Benjamin et Damien pour m'avoir soutenu pendant ces 4 ans (et avoir allégé ma charge de cours afin de finaliser le présent document)

Bien sûr je remercie mes collègues pour m'avoir accompagné dans ce long périple. Ceux de la Chambre d'Agriculture Grand Est (ex-Lorraine) pour leur accueil et tous les moments d'échange et de partage, que ce soit sur le terrain (n'est ce pas F-X), dans la préparation de colloques (n'est ce pas Claire) ou la participation à ces colloques (n'est-ce pas F-X à nouveau), autour d'une réunion plus ou moins formelle ou d'un café (avec pâtisseries)... Les discussions que nous avons eues sur les indicateurs, les encadrements de stages, les pratiques agricoles… ont beaucoup apporté à ma réflexion. Le « petit étudiant » vous a « officiellement » rejoint. Je ne vous citerai pas tous mais le cœur y est. Mes collègues de l'is4a, Philippe, Véro, Martine, merci à vous, les petites attentions régulières sur l'avancée de mon travail m'ont fait plaisir. Bien sûr je n'oublie pas mes collègues du Laboratoire Agronomie et Environnement, tant sur Nancy que Colmar, ni les collègues de l'ARAA (doublement collègues depuis peu) ; les réunions d'équipe ont toujours été une source d'inspiration. Merci à toi, Claude, pour ces équipées sur le terrain, à notre bookmaker Jérémy, aux participants des réflexives (dont le résumé orne la 4ème de couverture) ou encore aux sportifs de l'équipe. Mes pensées se tournent vers Béatrice avec qui j'ai partagé beaucoup au début de cette thèse et qui n'a malheureusement pas pu en voir la fin. Nos sorties sur le terrain et nos discussions me manquent.

Merci à l'ensemble des thésards avec qui j'ai pu échanger durant ces années et qui ne m'ont pas (trop) fait remarquer notre différence d'âge. Promis Colin, je reviendrai courir dans les collines d'Alésia pour un prochain trail.

Cette thèse a aussi été l'occasion de rencontres avec de nombreux chercheurs passionnés et passionnants, qui ont nourri mon envie de continuer dans cette voie : les membres du projet EQUIPE, du GT Zones Tampons, de la ZAM, des colloques du GFP. Merci à toi, Guy (Le Hénaff) pour tout ce que tu m'as fait comprendre lors de nos rencontres, j'espère pouvoir devenir aussi Agr'eau'nome que toi.

Enfin, mes remerciements vont à ma petite famille qui a supporté un mari et un papa étudiant pendant 4 ans. Merci à ma femme Virginie qui a supporté les longs week-ends de travail et de préparation des colloques (promis, je fais une pause jusque fin 2017) tout en assurant le ravitaillement avec ses pâtisseries (l'ensemble des collègues apprécient) et mes enfants Apolline, Eléonore et Ulysse (qui est né en même temps que le début de cette thèse) pour leur patience et pardon pour mes absences.

Merci finalement à tous ceux que je n'ai pas cités jusqu'à présent, mais pour lesquels je regretterai de ne pas l'avoir fait qu'une fois ce document sous presse… Désolé par avance…vous me connaissez…

A ma petite famille, mes 4 fantastiques

TABLE DES MATIERES

Introduction générale P 7

Etat de l'art et problématique de la thèse p 8

1. Evolution de l'agriculture et qualité de l'eau p 9
2. Les différents types de transfert p 10
    - 2.1. Les transferts verticaux p 11
    - 2.2. les transferts horizontaux par ruissellement p 11
    - 2.3. les transferts horizontaux par drainage p 13
    - 2.4. Au niveau du bassin versant p 13
3. Le rôle des zones tampons p 15
    - 3.1. Les bandes enherbées p 16
        - 3.1.1. Infiltration p 17
        - 3.1.2. Sédimentation p 19
        - 3.1.3. L'adsorption et la dégradation p 20
    - 3.2. Les zones tampons humides p 23
        - 3.2.1. Les zones tampons humides artificielles p 23
        - 3.2.2. Les fossés de drainage p 25
        - 3.2.3. Les bassins de rétention ou d'orage p 25
        - 3.2.4. Les étangs ou plans d'eau p 26
4. L'évaluation du risque p 27
    - 4.1. Les méthodes d'analyse p 27
    - 4.2. Les indicateurs parcellaires p 28
    - 4.3. de la parcelle au Bassin versant : le changement d'échelle p 29
5. Problématique de la thèse p 31

Bibliographie p 32

Chapitre 1 : Evaluation de la qualité prédictive des indicateurs de risque de transfert de pesticides P 39

Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model : a multisite assessment for water contamination p 40

1. Introduction p 41
2. Materials and methods p 41
    - 2.1. Measurement of water contamination p 41
        - 2.1.1. The Jaillière site p 43
        - 2.1.2 The Magneraud site p 44
        - 2.1.3. The Geispitzen site p 44
    - 2.2. Selection of indicators p 45
    - 2.3. Parameterization of indicators p 46
        - 2.3.1. Rules of calculation p 46
        - 2.3.2. Selection of active ingredients p 46
    - 2.4. Comparison method p 47
        - 2.4.1. Correlation test p 47
        - 2.4.2. Probability test p 47
        - 2.4.3. ROC test p 48
3. Results p 49
    - 3.1. Preliminary analysis p 49
        - 3.1.1. Analysis of variability p 49
        - 3.1.2. Preliminary analysis : Correlations between indicators outputs P 49
        - 3.1.3. Preliminary analysis : Correlations the measured variables P 49
    - 3.2. Comparison of measure data with the indicators results p 49

3.2.1 Indicators assessing vertical transfer by leaching p 49
3.2.2. Indicators assessing horizontal transfer by runoff p 51
4. Discussion p 53
5 Conclusion p 54
Bibliography p 55
Conclusion du chapitre 1 p 59

Chapitre 2 : Amélioration de l'indicateur I-Phy : pris en compte des zones non-productives en bordure de parcelle p 60
Building an indicator to evaluate the use of grass strips to mitigate the risk of transfer due to runoff p 61
1. Introduction p 62
2. Materials and methods p 63
2.1. Selection of the variables p 63
2.2. Calibration of the variables p 63
2.2.1. Use of the BUVARD model p 63
2.2.2. Presentation of the watershed p 65
2.2.3. Characterization of the grass strips p 65
2.2.4. Floristic survey p 66
2.2.5. Statistical analysis p 67
2.3. Building the indicator with the CONTRA tool p 68
2.4. Test of the mitigation indicator on the I-Phy 2 indicator p 68
2.4.1. Calculation of the I-Phy 2 indicator p 68
2.4.2. Mitigation indicator p 68
2.5. Sensitivity study p 69
3. Result p 69
3.1. Selection of the variables p 69
3.1.1 variables taken from the literature and the use of the BUVARD model P 69
3.1.2. Variables taken from field studies p 71
3.2. Calibration of the variables p 73
3.2.1. Width/ length ratio of the slope p 73
3.2.2. Characterization of the soil water status p 73
3.2.3. Effect of agricultural practices and of the (poor) utilization of the grass strips P 74
3.2.4. Management of the plant cover of the grass strips p 74
3.2.5. Variables linked to the topography p 75
3.3. Construction of decision trees under CONTRA p 75
3.3.1. Main tree p 75
3.3.2. 'Composition' sub tree p 76
3.3.3.'Transfer' sub tree p 76
3.4. Implementation on the *Ruisseau de l'Etang* Watershed p 76
3.5. Sensitivity analysis p 77
4. Discussion p 78
5. Conclusion p80
Bibliography p 81
Conclusion du chapitre 2 p 86

Chapitre 3 : Construction d'une méthode d'agrégation du risque parcellaire pour définir un risque de transfert de produits phytosanitaires à l'échelle du petit bassin versant p p 87
A. Présentation du jeu de données à la base de l'étude : suivi du transfert de substances actives dans le bassin versant p 88

Suivi de transfert de substances actives dans un petit bassin versant drainé p 88
1. Contexte p 89
2. Matériels et méthodes p 90
2.1. Le bassin versant d'étude p 90
2.1.1. Présentation générale p 90
2.1.2. Le dispositif expérimental p 92
2.1.3. Suivi des substances actives dans le cours d'eau p 93
2.1.4. Analyses statistiques et spatiales p 94
3. Résultats p 95
3.1. Caractérisation des années climatiques d'études p 95
3.2. Réponse du bassin versant aux événements pluvieux p 95
3.3. Transfert de pesticides aux 3 niveaux spatiaux p 96
3.3.1. Du sous-bassin versant au bassin versant p 97
3.3.2. Di rôle négligeable du linéaire de forêt p 98
3.3.3. De la parcelle à l'exutoire p 98
3.4. Dynamique des transferts p 99
3.5. Transfert de substances actives et période d'application p 100
4. Discussion p 101
Bibliographie p 103
B. Conception de la méthode d'agrégation du risque parcellaire p107
Construction d'une méthode d'agrégation du risque de transfert de pesticides à l'aide d'indicateurs parcellaires à l'échelle d'un bassin-versant p 107
1. Introduction p 108
2. Matériels et méthodes p 109
2.1. Le bassin versant d'étude p 109
2.2. Le suivi des substances actives p 109
2.3. Calculs du risque parcellaires p 110
2.3.1. L'indicateur I-Phy 2 p 110
2.3.2. Calcul de l'indicateur p 111
2.4. Calcul du bassin versant : agrégation du risque p 111
2.5. Confrontation avec les données expérimentales p 112
2.6. Mise en œuvre de la méthode p 113
3. Résultats p 114
3.1. Suivi des transferts de substances actives dans le ruisseau p 114
3.2. Les indicateurs de risque parcellaire p 115
3.3. Tests de corrélation p 118
3.3.1. Tests sur les indicateurs parcellaires p 118
3.3.2. Prise en compte de la surface p 119
3.3.3. Prise en compte de la distance p 120
3.3.4. Prise en compte de la surface et de la distance p 121
3.3.5. Application des résultats à l'échelle du territoire p 122
4 Discussion p 123
Bibliographie p 125
Conclusion du chapitre 3 p 128

Discussion générale p 129
Liste des figures et tableaux p 136
Liste des valorisations scientifiques p 140
Annexes p 141
Annexe 1 p 142
Annexe 2 p 155

L'agriculture, par son activité, peut contribuer à la pollution des eaux de consommation par l'utilisation de produits phytopharmaceutiques qui certes, ont permis des gains de rendement importants, mais peuvent poser des problèmes environnementaux. Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne, la France s'est engagée à atteindre le bon état de l'ensemble des masses d'eau à échéance 2027, au plus tard, mais en donnant des gages de la progression qu'elle réalise dans ce domaine à des étapes intermédiaires (2015 / 2021). Pour atteindre les objectifs fixés, les Agence de l'Eau, en charge du respect de ces échéances, ont besoin d'outils pertinents pour mesurer le risque de pollution par les acteurs du territoire et anticiper l'impact des mesures prises. Les objectifs de l'étude se placent dans ce contexte autour de la question : « **Comment, à l'aide de données accessibles au niveau parcellaire, évaluer les risques de transfert de produits phytosanitaires à l'échelle d'un bassin-versant ?** » et peuvent ainsi se décliner en 3 axes que nous souhaitons aborder dans ce travail :

Identifier les outils les plus pertinents qui existent à ce jour pour connaître les risques à l'échelle de la parcelle : en effet, il existe une multitude d'indicateurs parcellaires ayant des modes de construction différents et utilisés dans des contextes différents. A ce jour, il n'y a pas eu comparaison de la valeur prédictive des indicateurs

Intégrer les zones non-agricoles (zones naturelles, chemin, bandes enherbées, fossés, routes…) dans le calcul du risque et pouvoir pondérer le risque parcellaire par rapport à la contribution de la parcelle à l'exutoire du BV : la présence de zones non agricole en périphérie des parcelles cultivées modifie les chemins empruntés par l'eau en ayant un rôle de ralentisseur ou d'accélérateur des flux et peuvent potentiellement piéger les molécules en suspension ou les sédiments sur lesquels des molécules peuvent être adsorbées

Concevoir un outil à même de permettre au technicien de cibler les zones prioritaires pour l'amélioration de la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire : dans le cadre de la reconquête des eaux de captage, l'intégration des risques à une échelle territoriale doit permettre d'identifier les zones prioritaires d'action

L'intérêt de ce travail pour les différents acteurs qui gravitent autour de ce projet peut se traduire ainsi :

Pour la Chambre Régionale d'Agriculture : ce projet permet de répondre à plusieurs attentes de l'organisme : les problématiques de qualité de l'eau au niveau des zones agricoles sont un enjeu important de la politique des Chambres d'Agriculture et cela permettra également de valoriser le travail d'expérimentation mené depuis de nombreuses années.

Pour le laboratoire : cette thématique va dans le prolongement du travail de l'équipe Agriculture Durable autour de la construction d'indicateurs.

Pour l'Agence de l'Eau : ce partenaire financier du programme a pour objectif la reconquête de la qualité des eaux dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau. Ce projet doit donc lui permettre de disposer d'un outil opérationnel permettant aux acteurs des bassins versants d'apporter un conseil et de mesurer l'impact des mesures prises sur la gestion de la ressource en eau.

Etat de l’art et problématique de la thèse

1. Evolution de l'agriculture et qualité de l'eau

L'utilisation de produits phytosanitaires[1] depuis la fin de la seconde guerre mondiale a été un des leviers de l'intensification des systèmes agricoles qui a permis une augmentation considérable et une sécurisation des rendements agricoles en grandes cultures. Ceci a permis d'assurer un volume de production, mais cela s'est également traduit par une simplification des systèmes de production et un impact non-négligeable sur l'environnement, notamment la dégradation de la qualité de l'eau (Lopez et al. 2015; Reus et al. 2002; Richardson 1998; Van Rompaey et al. 2003).

La prise en compte de la qualité des eaux et des enjeux environnementaux par notre société a fait évoluer la réglementation et les institutions nationales et européennes ont imposé des programmes pour permettre la reconquête de la qualité des eaux. On a vu notamment la mise en place de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, directive 2000/60), et son application dans le droit français avec la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA, 30 décembre 2006) visant à retrouver le bon état chimique et biologique de l'ensemble des masses d'eau à l'horizon 2015, avec une possibilité de report au plus tard en 2027. Lors du rapport Lesage (Lesage 2013), il a été constaté que l'état chimique des masses d'eau de surface était bon pour 43% des masses d'eau, inférieur à bon pour 23% des masses d'eau et inconnu pour les 34% restant alors que pour les masses d'eau souterraine, le constat était de 59% pour le bon état et 41 % pour les masses d'eau dégradées et le rapport de l'ONEMA (ONEMA 2016) sur la qualité des eaux en 2012 montre que seules 40 entités hydrogéologique sur 197 en eaux souterraines ne présentent pas de pesticides et 1 seul secteur sur les 191 suivis en eau de surface (figure 1).

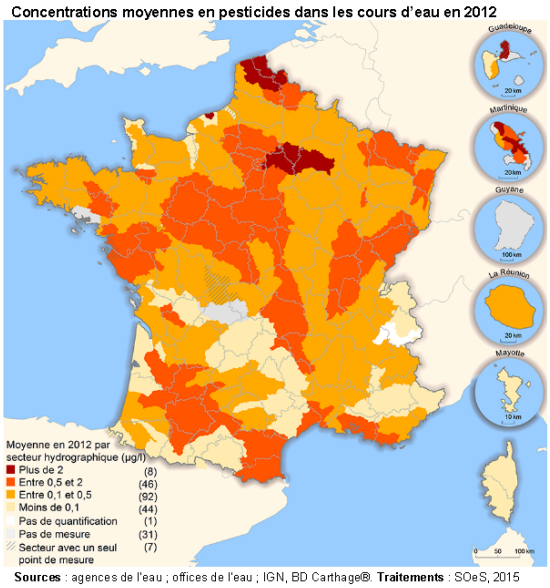


Figure 1 : Etat des masses d'eau superficielles vis-à-vis des pesticides (source http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr)

La réglementation en matière de teneur en pesticide dans les eaux est très stricte sur le sujet et définit des teneurs maximales pour chaque substance active et pour la somme des substances actives. Le code de santé public définit donc une concentration maximum de 0,1 µg/L pour chaque substance active afin d'avoir une eau potable et une concentration de 0,5 µg/ L pour la somme de

[1] Nous utiliserons indistinctement le terme de produits phytosanitaires (utilisée par les professionnels du monde agricole) et celui de pesticide plus utilisé par le monde de la recherche.

toutes les substances actives. Ces seuils tirent leur origine de la règlementation européenne des années 80 qui se basaient sur les seuils de détection des substances actives fixés existant à l'époque. Le choix politique de l'époque a été de viser une eau sans contamination alors qu'au niveau de l'OMS et de certains pays, des normes ont été fixées en fonction de la toxicité des produits. Les seuils actuels en France peuvent d'ailleurs être abaissé lorsque la Predicted No Effect Concentration (PNEC), c'est-à-dire la concentration maximale sans risque pour l'environnement est inférieure à cette concentration (Directives Européennes 93/67/EC, 793/93/EC et 1488/94/EC). Le seuil de potabilisation, c'est-à-dire le seuil au dessus duquel, il est impossible de rendre une eau propre à la consommation, lui, est fixé à 2 µg/L par molécule et 5 µg/ L pour l'ensemble des molécules. La reconquête des masses d'eau et la prédiction des concentrations en produits phytosanitaires que l'on peut retrouver dans les différents compartiments est un enjeu primordial pour tous les gestionnaires de cette ressource (Carluer et al. 1996). Ceux-ci ont donc besoin d'outils pour identifier les pistes progrès qui conduiront à des actions à mettre en place pour atteindre les objectifs de la DCE et tester les résultats de ces actions.

2. Les différents types de transfert

Le transfert des pesticides vers les masses d'eau passe essentiellement par le compartiment sol, la part transférée par dérive directe dans les cours d'eau étant négligée depuis la mise en place de zones non traitées le long des cours d'eau (Bedos et al. 2013). Les pesticides dans le sol proviennent donc de l'application directe sur le sol lors de l'épandage des produits, du lessivage d'une partie de la part appliquée sur les surfaces foliaires et du re-dépôt atmosphérique sous forme sèche ou humide. Une fois dans le sol, les pesticides sont soumis à différents processus, la dégradation, la rétention sous forme adsorbée aux particules du sol, phénomène plus ou moins réversible (Schiavon 1988), et la mobilité vers les autres compartiments de l'environnement (air, eaux de surface et eaux souterraine) que nous qualifierons de transfert.

Les transferts de pesticides du sol vers les eaux peuvent résulter de 4 voies de transfert : la volatilisation depuis la surface du sol puis le re-dépôt dans les cours d'eau, les transferts verticaux par percolation, les transferts de surface ou sub-surface par ruissellement et les transferts via le réseau de drainage agricole (figure 2). Cependant la migration des pesticides via les différentes voies de transfert est fonction des caractéristiques des substances actives utilisées, du milieu dans lequel les pesticides se trouvent et aux événements climatiques auxquels ils sont soumis.

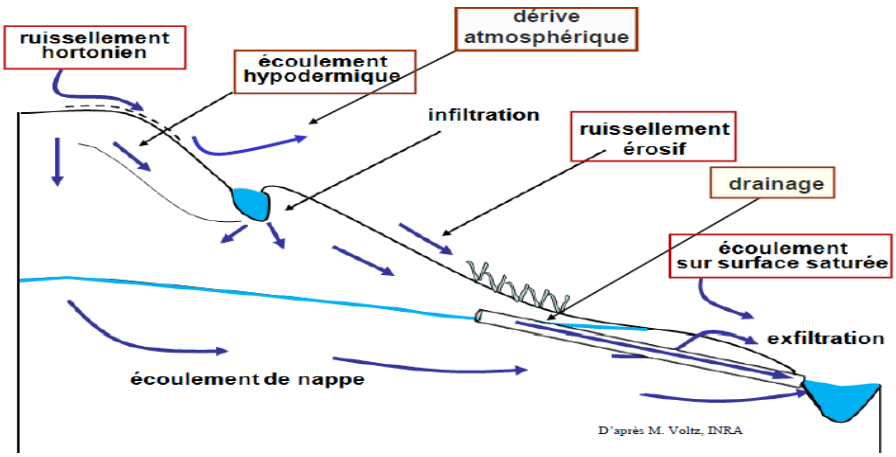


Figure 2 : Schématisation des flux d'eau potentiellement chargés en pesticides (source M. Voltz)

En termes de concentration et de flux, les contributions des différentes voies de transfert au transfert total peuvent être très différentes, nous pouvons ainsi considérer par exemple, que la part de substance active qui transfère par le drainage agricole est généralement inférieure à 0,5% de la quantité de substance active appliquée et dépasse rarement 3% (Boithias et al. 2014; Kladivko et al. 2001), alors que pour la lixiviation, les pertes seraient très variables selon la perméabilité du sol, allant jusqu'à 3% pour des sols fortement perméables (Barriuso et al. 1996).

2.1. Transfert verticaux

Lors d'événements pluvieux, les pesticides peuvent être entraînés au travers de la matrice du sol. Il est d'usage de parler de lessivage si les substances actives sont adsorbées sur la phase solide associée à l'eau circulant dans le sol alors que la lixiviation correspond au transport de ces substances sous forme dissoute. Ces circulations d'eau dépendent de la structure du sol car il existe des transports préférentiels via les macroporosités du sol qui sont d'ailleurs à la base du modèle MACRO (Jarvis 2007; Larsbo et al. 2005). La vitesse de ces transferts est dépendante de plusieurs paramètres :

- Les événements pluvieux en fonction de leur intensité et de la période à laquelle ils interviennent par rapport aux applications (Boithias et al. 2014).

- Le type et la structure du sol : en effet, selon la texture, le sol ne va pas réagir de la même façon aux conditions climatiques et au travail du sol. Coquet et al. (2007) ont démontré que la conductivité hydraulique et l'état hydrique des sols jouent un rôle important sur le transfert des pesticides en profondeur. Le travail du sol et le climat peuvent également modifier l'état de surface du sol et de ce fait, la part de l'eau des précipitations capable de s'infiltrer.

- L'humidité du sol : les gradients d'humidité dans le sol impactent la lame d'eau infiltrée lors des précipitations (Alletto et al. 2006).

- La couverture du sol : elle détermine la part de substance active atteignant le sol lors de l'application ainsi que celle des précipitations qui atteindront le sol ensuite. Cette activité de la végétation modifiera le bilan hydrique et donc l'état hydrique du sol (Carof et al. 2007).

- La pente, la structure du sol et l'état de surface de la parcelle : Une pente élevée de même qu'un sol compacté ou un état de surface défavorable à l'infiltration (cf. 2.2) favorisent le ruissellement au détriment de l'infiltration (Pan et al. 2010; Vianello et al. 2005).

La métabolisation des substances actives ainsi entrainées ne peut s'effectuer que dans la partie superficielle du sol, ensuite, il y a un transfert inexorable vers les masses d'eau souterraines (Ravanel et Tissut 2002) dans lesquelles il n'y a plus de dégradation possible. La seule solution pour la reconquête de ces masses d'eau souterraines contaminées est la dilution.

2.2. Transferts horizontaux par ruissellement

Les transferts de surface par ruissellement peuvent résulter du ruissellement issu de la saturation en eau du sol, on parle alors de ruissellement de saturation. Le ruissellement peut aussi provenir d'événements pluvieux pour lesquels l'intensité des précipitations entraine un dépassement de la capacité d'infiltration du sol (ruissellement hortonien) ou encore du à une rupture de perméabilité à

faible profondeur (semelle de labour, compaction du sol par les passages de véhicules ou couche imperméable à faible profondeur) entraînant un ruissellement de sub-surface ou hypodermique. Les facteurs influant sur le ruissellement ont été étudiés depuis longtemps. Nous pouvons retenir la synthèse de Cheng (1990) qui définit les caractéristiques influant sur le ruissellement en les regroupant en 4 catégories :

- Le sol : de par sa texture et la teneur en matière organique (Saxton et Rawls 2006). Une texture limoneuse à faible taux d'argile et de matière organique favorisera la formation d'une croûte de battance ayant pour effet de refermer l'horizon de surface et d'augmenter le ruissellement hortonien (Armand et al. 2009). L'état hydrique du sol, qui influe sur son potentiel de ruissellement, l'état de surface, qui joue sur la concentration des premières précipitations et la pente, qui augmente le taux de ruissellement et l'érosion du sol induite par ces ruissellements, sont également des facteurs important qui influencent les transferts par ruissellement.

- La substance active utilisée : différents facteurs sont à prendre en compte. Parmi ceux-ci nous pouvons retenir : i) la dose de substance appliquée, si nous considérons que le ruissellement entraîne une proportion de la quantité de substance active présente sur la parcelle, une dose importante entraînera une quantité plus importante de substance active, ii) la persistance, que l'on identifie par le temps de demi-vie au champ (DT 50), iii) La solubilité de la substance active qui facilitera son transport et sa concentration dans le ruissellement, iv) ses propriétés de sorption, identifiées par le coefficient de partage carbone organique / eau (Koc). Les substances actives les plus liées au sol ne seront entraînées que par du ruissellement érosif, v) la polarité des substances actives et donc leur capacité à s'adsorber à la surface des feuilles ou à la surface d'échange minérale du sol, et enfin vi) la formulation du produit épandu joue un rôle important et les formes liquides sont plus facilement transportables que les épandages sous forme de granulés.

- La nature des précipitations : en fonction de l'intensité des pluies, de la durée de l'événement pluvieux et des débits écoulés, ainsi que du temps entre l'application du produit et l'événement pluvieux, la lame d'eau ruisselée sera différente.

- Les pratiques agricoles : La position d'application de la substance active influe sur la mobilité du produit par le ruissellement. La présence de résidus de culture peut également réduire la part de substance active transportée par le ruissellement en augmentant le temps d'arrivée dudit ruissellement mais peut également participer au flux lors de la désorption de molécule liées à ces résidus (Armand et al. 2009). L'étude de Cotinet et al. (2016) montre par exemple que les passages de roues dans une parcelle peuvent avoir un impact sur le déclenchement et la quantité d'eau issue du ruissellement. La présence de bandes enherbées peut également réduire la part des substances actives entraînées par le ruissellement, par infiltration, sorption et filtration des sédiments.

2.3. Transferts horizontaux par drainage

Le drainage agricole, appelé aussi « assainissement agricole », correspond à l'installation de tuyaux perforés enterrés afin de d'évacuer l'excès d'eau hivernal de parcelles hydromorphes de manière rapide et limiter ainsi le ruissellement et les dommages aux cultures (Kladivko et al. 2001; Skaggs et al. 1999). Néanmoins, de nombreuses études montrent que le drainage est aussi une voie de transfert des produits phytosanitaires (Branger et al. 2009; Kladivko et al. 2001; Marks Perreau et al. 2013; Riise et al. 2004; Vallee et al. 2015; Williams et al. 2015) même si la proportion de substance active qui transfère par cette voie est généralement inférieure à 0,5 % de la quantité de substance active appliquée et rarement supérieure à 3% (Boithias et al. 2014; Kladivko et al. 2001).

Les transferts par drainages peuvent être à l'origine de contamination importante des eaux de surface, notamment au moment de la reprise de drainage où les concentrations peuvent être élevées alors que les débits d'écoulement sont faibles (Tournebize et al. 2017).

L'installation de drainage a également pour conséquence de limiter le ruissellement issu de la parcelle dans des proportions non négligeable (figure 3) comme cela a pu être observé sur le site de la Jaillière par les études menées par Arvalis (Augeard et al. 2005; Marks Perreau et al. 2013).

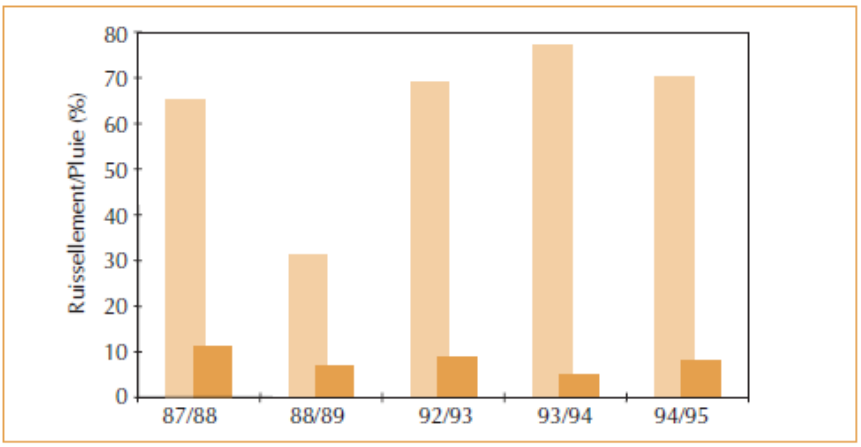


Figure 3 : part du ruissellement mesuré/ pluie lors de différentes saisons hivernales de drainage. Comparaison entre parcelles non drainée (en clair) et drainée (en foncé). Source Augeard et al. (2005).

2.4. Au niveau du bassin versant

Les pesticides que nous pouvons observer à l'exutoire des bassins versants et dans les masses d'eau souterraines peuvent donc être la somme de tous ces types de transfert (figure 2), cependant lors de ces différents écoulements, les lames d'eau croisent différents types de substrat qui peuvent avoir un effet d'accélération des transferts (par exemple dans le cas de l'asphalte ou du béton (Luo et al. 2014; Ramwell 2005; Thuyet et al. 2012) ou, au contraire, de ralentissement et de rétention de ceux-ci comme dans les fossés de drainage par exemple (Margoum et al. 2001). Les transferts de substances actives au niveau du territoire ont été étudiés à l'échelle de bassins versants de plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres carrés (Aravinna et al. 2017; Brown et al. 2002; King et al. 2014; Kreuger 1998; Lopez et al. 2015; Mottes et al. 2017; Ouyang et al. 2017; Reungsang et al. 2001; Sangchan et al. 2014). Dans ces études, le focus est mis sur les substances actives qui transfèrent mais cette échelle ne permet pas de suivre finement les processus de transfert inhérents à ces contaminations.

Des études sur de plus petites surfaces menées essentiellement sur des bassins versant viticoles ont permis de caractériser les transferts plus finement en terme de flux et de temporalité (Domange 2005; Louchart et al. 2001; Rabiet et al. 2010) et de relier les événements climatiques et les transferts de substances actives comme nous pouvons le voir dans la figure 4 issue des travaux de Rabiet et al. (2010). Dans le cas de bassins versant drainés, comme dans l'étude de Kreuger (1998) où le bassin versant étudié est drainé à 40%, nous avons pu constater que le type de substance active qui transfère est différent, le drainage entrainant des substances actives appliquée l'automne précédent les prélèvements, alors que les épisodes de ruissellement entraînent davantage de substances actives appliquées au printemps. Plus généralement, en fonction de leurs caractéristiques, notamment leur demi-vie (DT50), leur Koc et leur solubilité mais également de la période des épisodes de transfert et surtout du temps entre l'application de la substance active et l'événement climatique provoquant le transfert, nous pouvons noter dans ces différentes études que les substances actives qui sont retrouvées dans les eaux diffèrent.

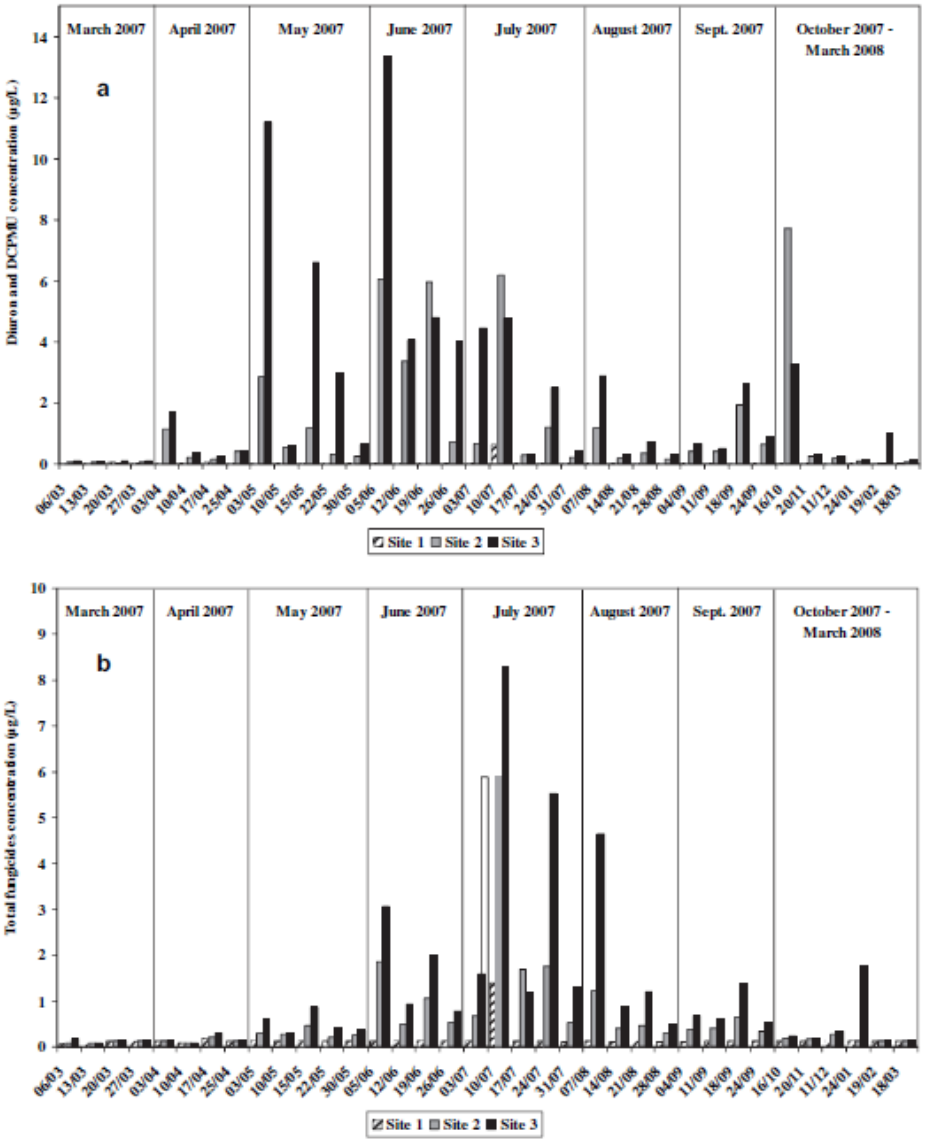


Figure 4 : Pesticides concentrations (in mg/L) along the Morcilles stream from March 2007 to March 2008; a: diuron and DCPMU; b: total fungicide (sum of the five fungicides monitored).(Rabiet et al. 2010)

La contamination des eaux de surface d'un bassin versant peut également résulter d'un échange avec la nappe (Gutierrez et Baran 2009) et de même la contamination des nappes peut également provenir d'un échange entre les cours d'eau et la nappe comme dans les zones de gouffres (Graillot et al. 2014) ce qui rend d'autant plus difficile la recherche de l'origine de la contamination.

Cependant durant la phase de transfert de la parcelle à la masse d'eau, la quantité de substance transférée peut être diminuée par la présence de zones tampons dans le paysage. Celles-ci permettent d'éviter une dispersion rapide des substances actives entrainées dans les différents compartiments et participent à augmenter la dégradation des substances actives avant qu'elles ne contaminent les masses d'eau.

3. Le rôle des zones tampons

Les zones tampons peuvent permettre de réduire de façon significative les transferts de pesticides dans les eaux (Le Hénaff et al. 2015). Nous retiendrons de cette étude 2 grands types de zones tampons, les zones enherbées et les zones tampons humides qui peuvent être implantées pour intercepter les flux d'eau en fonction de l'arbre de décision présenté sur la figure 5.

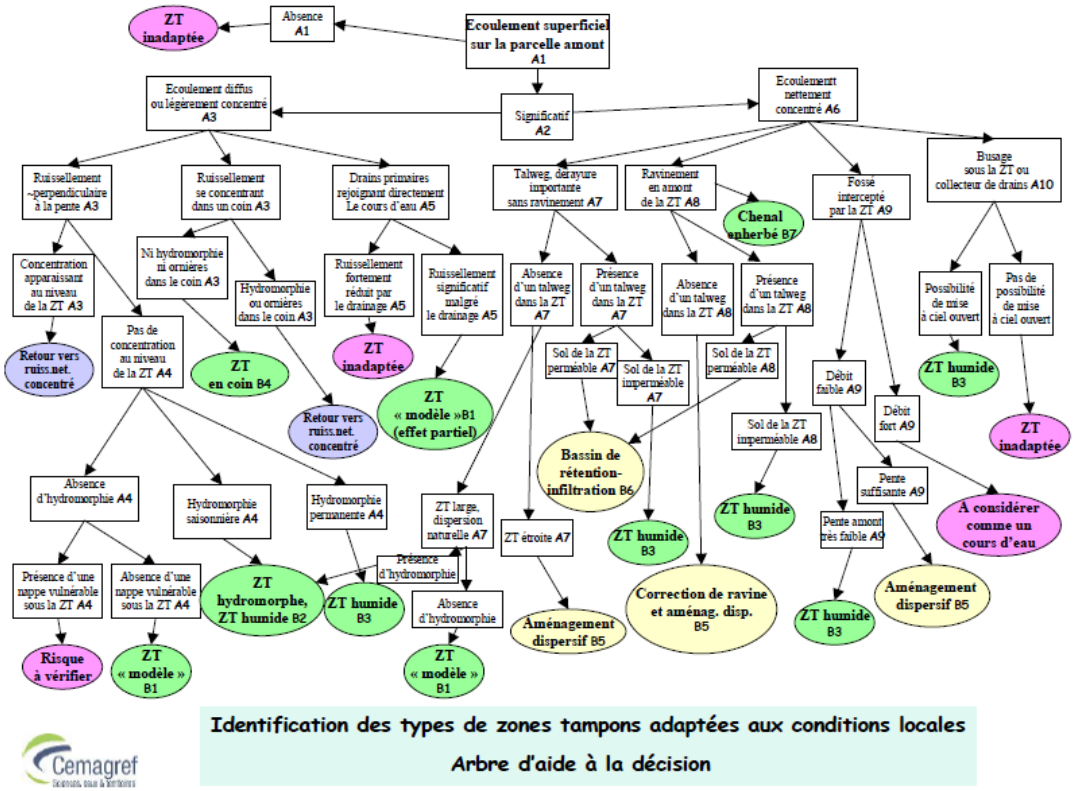
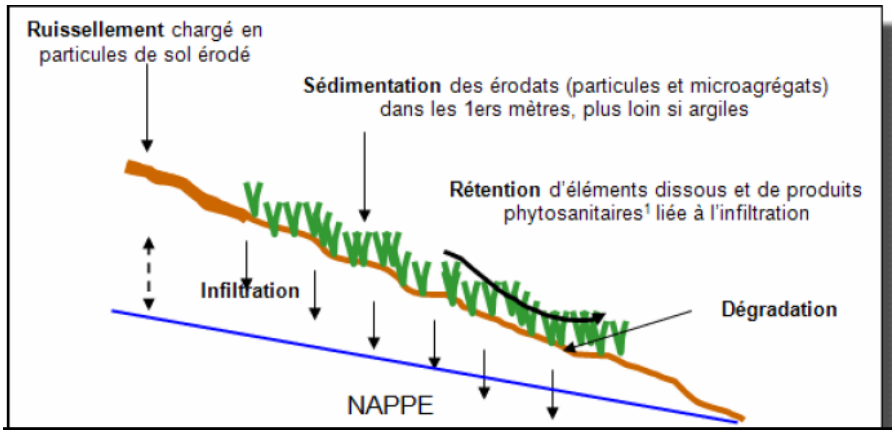


Figure 5 : Arbre d'aide à la décision du choix de zone tampon en fonction du contexte (Gril et al. 2010)

3.1. Les bandes enherbées

Selon la définition du CORPEN (CORPEN 1997), le terme de « dispositif enherbé » recouvre toute surface en herbe, maintenue ou mise en place, susceptible d'intercepter des ruissellements de surface diffus ou concentrés. Ces surfaces ne sont pas nécessairement longilignes, c'est pourquoi le terme de « dispositifs enherbés » serait préférable au terme de « bandes enherbées ». Néanmoins, c'est l'acception bandes enherbées qui est majoritairement retenu dans la littérature et à l'usage ou ponctuellement celui de bande tampon (buffer strip ou buffer zone). Sur le fond toutefois, la définition précédente garde sa validité, tout en élargissant la nature de leur végétation. Ces bandes enherbées placées le long des cours d'eau sont obligatoires depuis 2005 par l'article L.211-1-4 de l'éco-conditionnalité qui impose à tous les propriétaires la mise en place d'une bande enherbée d'au moins 5m le long des cours d'eau et des plans d'eau d'au moins 10 ha.



[1] selon l'importance de l'infiltration, de l'absorption par les végétaux, des échanges sol-litière-éléments

Figure 6: principe de fonctionnement d'une bande enherbée vis-à-vis de l'abattement de la concentration de la lame d'eau en produits phytosanitaires (source CORPEN)

Les bandes enherbées sont mise en place pour répondre à 5 problématiques connues, (CORPEN, 2007) :

- L'atténuation hydrique : liée à la rugosité de la zones tampon et favorisant l'infiltration
- Le rôle de filtre : entrainant la rétention des matières en suspension
- La limitation du transfert du phosphore
- La limitation du transfert de produits phytosanitaires : liée à l'infiltration de la part soluble des substances actives et à la filtration des substances actives adsorbées à la surface des particules de sols

Nous nous intéresserons uniquement par la suite aux processus qui participent à la limitation du transfert de substances actives dans les eaux, issu de l'application de produits phytosanitaires (figure

6). Une bande enherbée possède une végétation dense, un taux de matière organique/humus tapissant la surface du sol plus élevé que sur les parcelles agricoles. La présence d'un système racinaire dense sur les premiers centimètres ainsi que des débris végétaux à la surface de la bande sont des paramètres qui augmentent la rugosité de la bande enherbée. Ce processus est très important puisqu'il va avoir une influence sur tous les autres mécanismes de rétention car la rugosité ralentit la vitesse de l'eau et donc une même quantité d'eau séjournera plus longtemps au sein de la bande enherbée.

Dans le cas d'un épisode pluvieux intense, le ruissellement sera important et la bande enherbée ne pourra pas avoir la capacité d'infiltrer la lame d'eau ruisselée en totalité. Lors de ce type d'événements, les éléments charriés par la lame d'eau ruisselante (par exemple, les pesticides et les matières en suspension) pourront être transportées en aval. Ce type de ruissellement dû à une pluviométrie intense peut se produire également par la présence de zones préférentielles où le ruissellement diffus se regroupe sous l'influence de la topographie, comme la présence d'un chenal ou d'un talweg (Gril et al. 2010). . Ce phénomène est appelé ruissellement hydrauliquement concentré. Lors de ces ruissellements l'efficacité des bandes enherbées liée à l'infiltration est grandement diminuée voire annulée si une zone préférentielle d'écoulement est située dans la bande enherbée.

Il est généralement admis que plus une bande enherbée est large plus elle sera apte à capter une grande quantité de ruissellement et par là même, tous les polluants qu'elle charrie. Cependant les études qui arrivent à cette conclusion sont généralement effectuées dans des conditions d'infiltration optimale (faible pente, faibles précipitations et d'intensité faible également, …) or, dans le cadre de ruissellements concentrés les conclusions sont différentes (Lafrance et al. 2013), les effets les plus marquants étant relevés pour la sédimentation (Pan et al. 2010).

Les 3 mécanismes qui entrent en jeu dans le rôle des bandes enherbées vis-à-vis de l'abattement du flux de produits phytosanitaires dans la lame d'eau ruisselante sont i) l'infiltration, ii) la sédimentation et iii) l'adsorption et la dégradation des substances actives.

3.1.1. Infiltration

L'infiltration est le processus principal dans le rôle des bandes enherbées sur les pesticides. Tout d'abord, puisque le flux d'eau est ralenti, l'eau provenant du ruissellement aura plus de temps pour pouvoir s'infiltrer. Ce processus est le précurseur de tous les autres processus qui vont participer à la rétention des polluants. Les paramètres influant sur ce processus sont d'une part les caractéristiques du sol et les caractéristiques de la végétation.

Pour ce qui est des caractéristiques du sol, la texture et la structure du sol de la bande enherbée jouent un rôle sur la capacité de rétention et de dégradation des pesticides. Par exemple, si la texture est trop argileuse, la capacité d'infiltration de la bande enherbée sera réduite et son efficacité limitée. La texture ne doit pas être trop sableuse non plus, sinon l'infiltration sera trop rapide et les phénomènes associés à la rétention ne pourront pas être réalisés. Pour le cas des molécules de pesticides ayant un fort taux de solubilisation cela peut poser problème puisque celles-ci auront tendance à suivre les mouvements de l'eau et donc dans ce cas-ci à suivre la percolation de l'eau. Une fois franchie la zone racinaire, la bande enherbée n'aura plus d'influence sur les particules et celles-ci seront transportées vers les eaux souterraines ou rejoindront les eaux de surface via le

réseau de drainage qui passe sous la bande. La structure du sol joue aussi beaucoup sur l'infiltration. Elle est en générale meilleure au sein des bandes enherbées que dans les parcelles. En effet, l'absence de travail du sol et d'apport de produits phytosanitaires et d'engrais favorise la biodiversité (champignons, vers de terre, …) et donc la bioporosité, ce qui a pour conséquence de structurer le sol. Les racines des végétaux implantées sur la bande enherbée ont aussi un impact structurant sur les 30 premiers centimètres. La macroporosité s'en trouvera améliorée ce qui influera positivement sur l'infiltration.

De manière générale une étude menée par Fox et al. (2010) a montré que la conductivité hydraulique du sol des bandes enherbées explique 49% de l'infiltration lors de ruissellements «moyens, diffus et homogènes» mais seulement 8% pour des ruissellements concentrés.

Les caractéristiques de la végétation (tableau 1, CORPEN 1997) jouent aussi un rôle : le choix dans les végétaux à mettre en place sur la bande enherbée est important et varie selon les conditions où la bande enherbée doit être implantée. On peut réaliser une caractérisation des horizons dans une bande enherbée (Dorioz et Gascuel 2009).

Pour mettre en place le couvert végétal d'une bande enherbée, il faut privilégier 3 critères importants :

i) la couverture rapide du sol (pour ne pas laisser le sol à nu et coloniser les espèces indésirables),

ii) la facilité d'entretien

iii) une bonne longévité du couvert. Le plus souvent les couverts sont basés sur des graminées pour leur développement rapide et leur densité, parfois associées à des fabacées pour satisfaire les besoins en azote des graminées. Il est fréquent de retrouver certains mélanges comme du ray grass avec du trèfle blanc par exemple. Il est également possible de coupler les fabacées avec d'autres dicotylédones pour leur couverture du sol qui réduisent l'apparition de phénomènes indésirables comme la battance.

Tableau 1 : caractéristiques de la végétation pouvant couvrir une bande enherbée (CORPEN 1997)

Végétation	Classe de densité	Densité (tige/m²)	Espacement	Hauteur maximale (cm)	Rugosité n (K=1/n)
Bermudagrass (chiendent) *Cynodon dactylon*	dense	5400	1.35	25	0.15 (7)
Tall fescue (fétuque élevée) *Festuca elatior*	forte	3900	1.63	38	0.074 (14)
Ray grass *Lolium perennis*				18	
Weeping lovegrass (Amourette) *Eragrostis curvula*		3750	1.65	30	
Blue Grass (paturin des prés) *Poa pratensis*				20	
Andropogon (bluestem)	bonne	2700	1.9		0.046 (22)
Mélange	acceptable	2150	2.15	18	0.032 (31)
Alfalfa (luzerne) *Medicago sativa*	Pauvre	<1000	>3		<0.023 (>43)
Lespedeza (trêfle)					
Sol nu compacté					0.01 (100)
Sol labouré					0.05 (25)

Ainsi la mise en place de cette bande végétalisée pérenne va augmenter le taux d'humus et de matière organique en général ce qui va avoir un effet positif sur la protection de la surface du sol et l'augmentation de la réserve utile ainsi que de la capacité d'infiltration de celui-ci. Les racines vont modeler le sol et augmenter la porosité de celui-ci améliorant l'infiltration.

L'âge de la bande enherbée peut aussi jouer sur la capacité d'infiltration. Plus elle est âgée, plus elle se sera implantée et aura des systèmes aériens et racinaires développés et plus la structure du sol se sera stabilisée ce qui va également améliorer l'infiltration (Lacas et al. 2005).

Otto et al. (2012) ont comparé l'efficacité de différentes bandes enherbées vis-à-vis de leurs couverts et de leur largeur. Leurs résultats indiquent un effet significatif des bandes filtrantes dans la rétention des produits phytosanitaires. Cependant il ne semble pas y avoir d'effet du couvert présent et de la largeur de la bande. On peut expliquer ce phénomène par le fait que l'étude a été menée avec une faible pente de 0,8 % ce qui induit une faible cinétique du flux de ruissellement. La topographie du site d'étude semble de plus homogène et donc la répartition du flux dans l'espace l'est également.

3.1.2. Sédimentation

La sédimentation est liée à l'érosion en amont des bassins versants. En effet les ruissellements charrient toute une panoplie de particules de tailles variables provenant de l'érosion et sur lesquelles peuvent être adsorbées des molécules de produits phytosanitaires ainsi que du phosphore qualifié de particulaire. Ce sont principalement les molécules de pesticides ayant un fort Koc que l'on retrouve dans les sédiments.

Les bandes enherbées ont donc un rôle intéressant et important dans la sédimentation et donc dans la préservation des terres agricoles si elles sont implantées dans le parcellaire des agriculteurs. L'efficacité de la sédimentation des bandes enherbées dépend en grande partie des propriétés du flux de ruissellement. Si le ruissellement est diffus et avec une vitesse acceptable la sédimentation sera efficace, si le ruissellement est concentré la sédimentation n'aura pas lieu. Par exemple, Pan et al. (2010) ont montré une corrélation négative entre l'importance de la pente et l'efficacité de la sédimentation qui n'est plus que de 42% pour une pente de 28% même si ce résultat est contestable aux vues de la méthode expérimentale employée. La sédimentation dépend également du couvert mis en place et de ses propriétés telles que la rugosité ou la densité.

Au niveau de la dynamique de sédimentation :

- les particules les plus grossières sont déposées en premier. Plus les sédiments sont grossiers, plus ils sont à même d'être retenus.

- la sédimentation intervient en grande majorité dans les premiers décimètres de la bande enherbée (Tingle et al. 1998)

- Elle est influencée par la taille des particules transportées, la vélocité du flux de ruissellement, la sensibilité de la végétation à la verse, la densité de végétation, l'âge de la végétation de la bande enherbée qui influe sur le diamètre des tiges et donc la densité (Dabney et al., 1995)

- La concentration en pesticides est environ 10 fois supérieure dans les petites particules (taille inférieure à 20 µm). (Lecomte, 1999)

Il faut néanmoins surveiller ce processus dans le temps puisque s'il persiste sans entretien l'accumulation de sédiment peut dépasser la bande enherbée et ou créer des monticules induisant la création de nouveaux passages préférentiels.

3.1.3. L'adsorption et la dégradation

Il existe différentes sortes de sorption :

- la rétention biologique des plantes

- l'adsorption ou rétention physico-chimique : c'est une adsorption par les complexes du sol par des processus physiques chimiques.

- les résidus liés : c'est une immobilisation de la molécule par divers mécanismes (par (exemple dans les nano porosités du sol ou par les micro-organismes).

Les processus d'infiltration et de sédimentation permettent donc aux processus d'adsorption et de dégradation de se dérouler. Vis-à-vis de l'adsorption biotique, peu de publications ont évoqué l'efficacité de la végétation. Elle est présente mais semble avoir une importance moins significative par rapport aux adsorptions abiotiques/physico-chimiques.

La présence d'un couvert agit néanmoins de manière indirecte sur l'adsorption en générale en augmentant le taux de matière organique du sol et en le protégeant de l'érosion. La zone racinaire participe aussi à retenir les molécules dans le sol grâce aux enchevêtrements dont elle est pourvue et aux exsudats racinaires qui participent à la formation de complexes aptes à adsorber les molécules de produits phytosanitaires.

Quelques paramètres influençant l'adsorption provenant de diverses sources sont donnés ci-après :

- L'ancienneté du couvert engendre une végétation très développée et donc augmentation de l'adsorption.

- L'adsorption est proportionnelle à la quantité de matière organique contenue dans la bande enherbée.)

- Elle est à mettre en lien avec le Koc de la molécule cible, c'est-à-dire la tendance d'une molécule à être adsorbée par un complexe carbone.

- L'état de dégradation de la matière organique influe également sur la capacité d'adsorption, une matière organique partiellement dégradée avec présence de résidus ligneux et de cutine aura une capacité d'adsorption accrue.

- Le type de sol influe également sur les caractéristiques de la matière organique. Par exemple sur un sol calcaire la matière organique aura tendance à être moins hydrophobe et ainsi elle sera moins encline à retenir les molécules hydrophobes.

- Le taux d'argile est également important et augmente l'adsorption

- Le plus important reste le temps pendant lequel le flux est en contact avec la bande enherbée.

Les principaux facteurs qui conduisent à une bonne adsorption sont donc le taux de matière organique et sa nature ainsi que le taux d'argile. Une étude nous renseigne sur le fait que l'adsorption des molécules polaires (glyphosate, paraquat) dépend du taux d'argile tandis que celle des molécules apolaires (chlorpyrifos, diuron) dépend du taux de matière organique (Tang et al. 2012). Encore une fois même si l'importance des différents processus reste non quantifiable, l'adsorption est un processus important mais qui peut être déjoué si les forces d'adsorption sont faibles et qu'un ruissellement hydrauliquement concentré intervient et arrache ainsi les molécules de pesticides à leur complexe d'adsorption. Selon Dorioz et Gascuel (2009), la partie racinaire semble être très importante, c'est notamment elle qui va retenir les particules de produits phytosanitaires. Carluer et al. 2011 ont également travaillé sur un autre type de bande végétalisée, la ripisylve, composée d'arbres et arbrisseaux. Cette végétation peut avoir été implantée ou bien être l'héritage d'une ancienne zone boisée. Nous avons pu noter les différences suivantes :

- pour les bandes « enherbées » : il y a une faible efficacité si le sol a tendance à être hydromorphe, s'il est compacté, ou si les flux d'eau sont concentrés. Ce type de zone tampon trouve son efficacité dans l'infiltration et tous les mécanismes de rétention qui en découlent.

- pour les bandes « boisées » : la forte teneur en matière organique permet de favoriser la sorption et favorise l'abondance de micro-organismes participant à la dégradation.

La temporalité a aussi un effet dans l'efficacité des bandes enherbées. Le régime de pluie dans le temps influe sur cette efficacité en fonction de l'humidité de départ du sol, le débit du ruissellement et la concentration en pesticide. En effet l'intervalle de temps entre la pulvérisation de produits phytosanitaires et le premier événement pluvieux est extrêmement important comme peut l'illustrer la courbe théorique ci-dessous (figure 7). Ainsi si le premier événement pluvieux intervient au moment n°1 celui-ci aura un impact bien plus néfaste car il emmènera une quantité de produits phytosanitaire bien plus importante que s'il avait eu lieu au moment n°2.

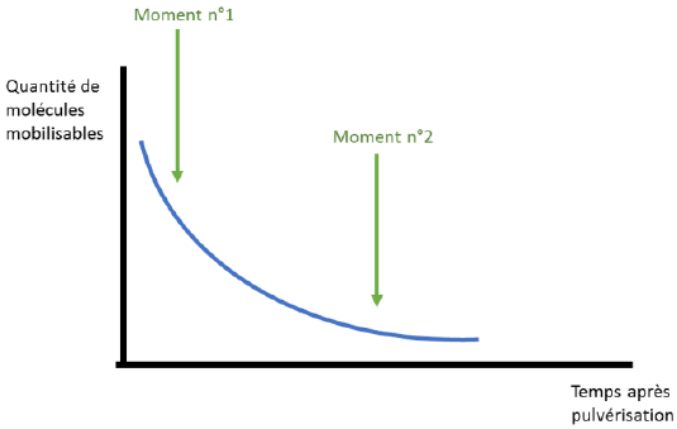


Figure 7 : courbe théorique le la quantité de substance active mobilisable par le ruissellement en fonction du temps

La figure 8 permet de résumer le rôle des bandes enherbées vis-à-vis de l'abattement de la charge en produits phytosanitaires de la lame d'eau ruisselante :

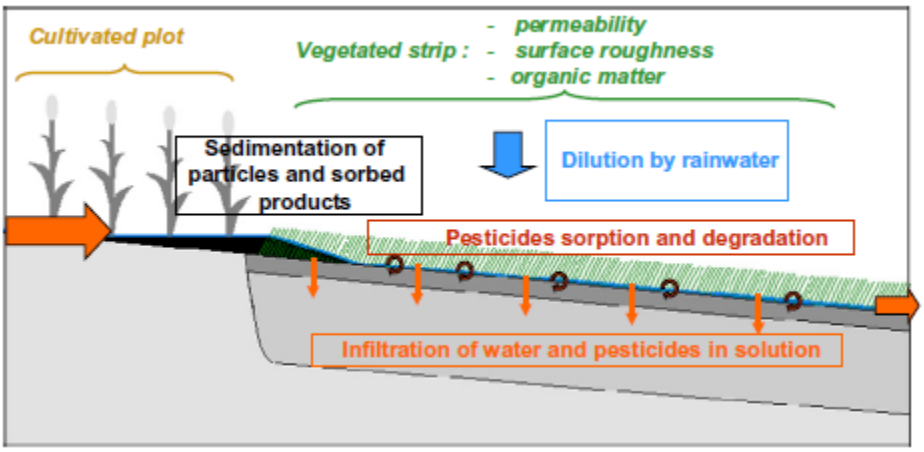


Figure 8 : processus intervenants au sein de la bande enherbée (Lacas et al. 2017)

Il convient cependant de positionner ces zones enherbées de manière à croiser le flux de ruissellement pour maximiser leur efficacité comme le montre la figure 9 :

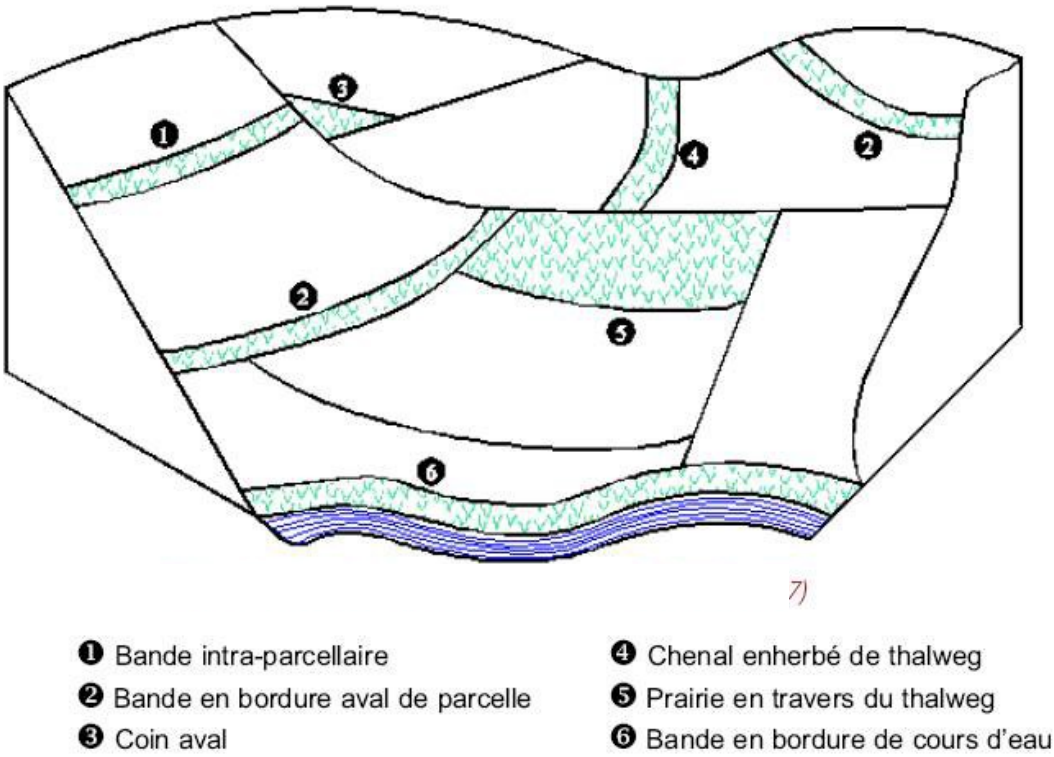


Figure 9 : Localisation des zones tampons végétalisées suivant les préconisations du CORPEN (CORPEN 1997)

3.2. Les zones tampons humides

L'étude de Gril et al. (2010) montre que dans certaines situations, les zones tampons enherbées ne sont pas la solution pour répondre à la problématique de transfert des pesticides dans les eaux (figure). Certains transferts véhiculés par l'eau issus des parcelles agricoles ne peuvent être interceptés que par la mise en place de zones tampons humides. C'est principalement dans le cas des transferts issus des réseaux de drainage. Dans ce cas, le rejet des eaux issues de la parcelle se fait directement dans le cours d'eau (ou dans un fossé de drainage se jetant dans le cours d'eau) et passe de ce fait sous les bandes enherbées qui n'ont donc d'autre utilité que d'éloigner le pulvérisateur du cours d'eau. Parmi les dispositifs existant, qui ont été étudiés, nous pouvons citer :

- Les zones tampons humides artificielles.
- Les fossés de drainage
- les bassins de rétention ou bassin d'orage.
- les étangs ou plan d'eau.

Les bassins de rétention et les étangs n'ont pas été conçus comme des dispositifs permettant un abattement de la charge de la lame drainante en produits phytosanitaires, mais leur effet sur la rétention et la dégradation des produits phytosanitaires a tout de même été étudié, bien que l'on ne puisse pas conseiller leur installation.

3.2.1. Les zones tampons humides artificielles

Il existe deux approches différentes par rapport à la mise en place de zones tampons humides artificielles en sortie de drainage. Tournebize et al. (2012) ont étudié la mise en place de dispositifs collectifs en sortie de bassin versants qui peuvent avoir des efficacités moyennes supérieures à 60% d'abattement entre l'entrée et la sortie du dispositif (figure 10), données confirmées notamment par la revue de Gregoire et al. (2009). Cependant ces dispositifs sont gourmands en place car pour avoir un objectif d'efficacité de 50%, il est conseillé de consacrer 1% de la surface du bassin versant contributeur.

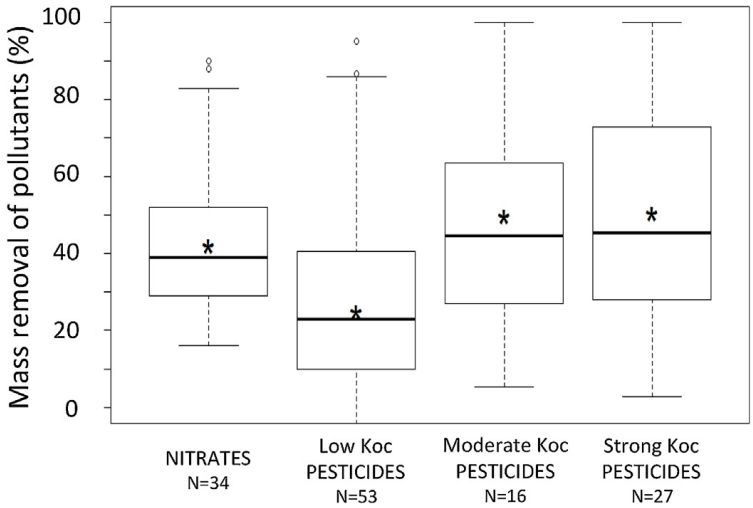


Figure 10 : Efficacité d'abattement du flux de pesticide entrant dans le dispositif en fonction de leur Koc (Tournebize et al. 2017)

L'étude menée par Vallee et al. (2015) sur les dispositifs mis en place par la Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est (ex Lorraine) montre une efficacité relative de la réduction du flux de produits phytosanitaires entre l'entrée et la sortie de la zone tampon entre 5,4% et 100 % pour des dispositifs de plus petites tailles (entre 0,16 % et 0.56, % de la surface des parcelles drainées) que dans l'étude de Tournebize et al. (2017), (tableau 2). L'abattement moyen des différents sites se situant autour de 11% avec des différences importantes selon les substances actives.

Dans ces dispositifs, il semblerait qu'en dehors des caractéristiques des substances actives, le temps de résidence de la lame d'eau ait un rôle prépondérant sur l'efficacité (Passeport 2010; Vallee et al. 2015) mais également que la hauteur d'eau soit importante dans le cadre de la maximisation des contacts eau sédiment permettant les réactions de sorption et de dégradation (Gaullier et al. en cours de soumission)

Tableau 2 : présentation des substances actives suivies et des efficacités concernant l'abattement de la charge en produits phytosanitaires sur les sites d'Ollainville et Jallaucourt, mis en place par la Chambre Régionale D'agriculture de Lorraine (Vallee et al. 2015)

Main characteristics of monitored pesticides and their limits of quantification using SPE-HPLC–MS/MS.

	Date of treatment	Amount applied ($g\ ha^{-1}$)	Pesticide properties[a]				2012/2013			2013/2014		
			K_{oc} ($mL\ g^{-1}$)	DT_{50} field (days)	Water solubility ($mg\ L^{-1}$)	LOQ ($ng\ L^{-1}$)	Inlet[b] ($mg\ ha^{-1}$)	Inlet[b] (% applied)	Efficiency (%)	Inlet ($mg\ ha^{-1}$)	Inlet[b] (% applied)	Efficiency (%)
Jallaucourt												
Nitrate		184.5×10^6				50.10^3	33.5×10^6	18.2	10.9	33.5×10^6		5.4
Propyzamide (H)	18/11/11	716	840	56	9	10	4.2	0.001	100			
Boscalid (F)	05/05/12	124	772	118	4.6	4	46.0	0.04	0.3	10.4	0.01	33.1
Diflufenicanil (H)	25/10/12	20	1996	315	0.05	10	4.4	0.02	45.5			
Isoproturon (H)	25/10/12	750	122	23	70.2	4	60.0	0.01	−26.4			
Propoxycarbazone-Na (H)	16/04/13	20	28.8	23	42,000	20	131.0	0.66	11.2	7.7	0.04	−60.2
Mesosulfuron-methyl (H)	16/04/13	9	92	78	483	10	26.2	0.29	−2.9			
Metsulfuron-methyl (H-M)	n.a.		39.5	10	2790	4	10.1	n.a.	25.6			
Clopyralid (H)	24/04/13	24	5	11	143,000	100	54.6	0.23	3.9			
Cyproconazole (F)	24/04/13	35	364	129	93	4	49.5	0.14	14.7			
2,4-MCPA (H)	24/04/13	240	74	25	29,390	10	95.7	0.04	−67.0			
Propiconazole (F)	24/04/13	44	1086	214	150	4	16.8	0.04	28.0			
Epoxiconazole (F)	13/03/10	31	1073	120	7.1	4	17.5	0.06	2.9			
OH-Atrazine (H-M)			n.a.	164	5.9	20	41.0		21.1	36.3		10.2
Ollainville												
Nitrate		99×10^6				50×10^3	52.3×10^6	52.8	8.4	64.2×10^6		8.8
Boscalid (F)	05/05/12	170	772	118	4.6	4	76.7	0.05	−12.1	77.8	0.05	5.3
Chlortoluron (H)	08/10/12	1680	196	34	74	4	2286	0.14	−96.1	110.6	0.01	23.8
Mesosulfuron-methyl (H)	07/03/13	7	92	78	483	10	99.3	1.42	−8.6			
Metsulfuron-methyl (H-M)	n.a.		39.5	10	2790	4	47.8	n.a.	9.9			
Clopyralid (H)	27/05/13	52	5	11	143,000	100	441.9	0.85	−35.5			
Cyproconazole (F)	27/05/13	60	364	129	93	4	138.3	0.23	1.9	100.5	0.17	−2.7
2,4-MCPA (H)	27/05/13	518	74	25	29,390	10	206.2	0.04	−618.5	10.5	0.002	100
Propiconazole (F)	27/05/13	74	1086	214	150	4	59.1	0.08	4.0			
Glyphosate (H)	09/10/13	997	1435	12	10,500	100				796.7	0.08	−37.2
AMPA (H-M)			2002	151	n.a.	100				662.4	0.07	−14.1
OH-Atrazine (H-M)			n.a.	164	5.9	20	41.0		−1.7	67.1		−3.1

H: Herbicide; F: Fungicide; M: Metabolite.
n.a.: not available.
[a] PPDB (University of Hertfordshire, 2013).
[b] Accumulated amount of each pesticide during the season, expressed in $mg\ ha^{-1}$ of drainage area and in % of pollutant applied.

La figure 11 permet de résumer les réactions se déroulant au sein de ces dispositifs.

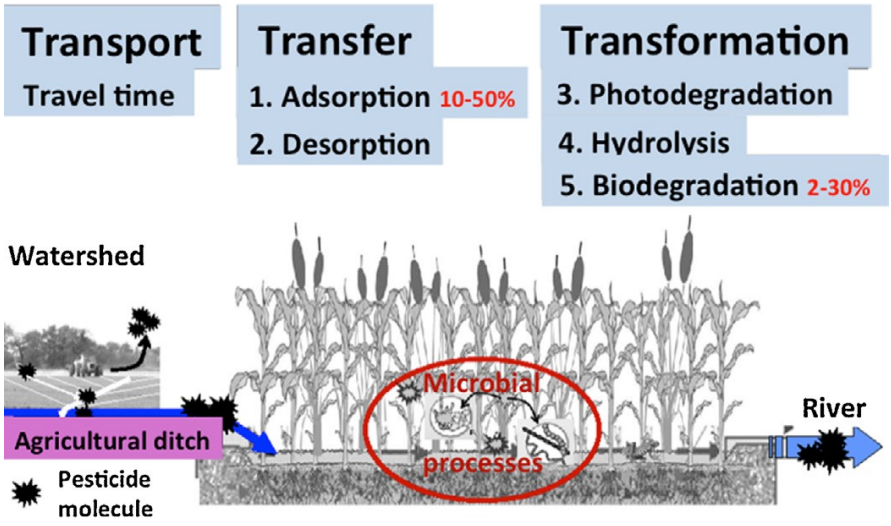


Figure 11 : processus intervenant au sein des zones tampons humides artificielles (Tournebize et al. 2017)

3.2.2. Les fossés de drainage

Les drainages agricoles ne sont pas tous reliés directement au cours d'eau. Il est fréquent que les collecteurs de drains se rejettent dans un fossé de drainage à ciel ouvert qui lui est relié au cours d'eau. Des études ont été menées pour connaître le rôle de ces fossés vis-à-vis de la dissipation des produits phytosanitaires (Boutron et al. 2011; Herzon et Helenius 2008; Margoum et al. 2006; Margoum et al. 2001). Les résultats de ces études montrent des rétentions des substances actives en fonction de leurs propriétés physico-chimiques principalement. En effet, dans l'étude de Margoum et al. (2001), le diflufénicanil, ayant un Koc élevé (1990 mL / g) a été retenu alors que l'isoproturon (Koc de 120mL /g) ne l'a pas été. Le type de sol et de litière dans le fossé, le temps de contact et la hauteur d'eau semble également avoir un rôle important (Margoum et al. 2006).

3.2.3. Les bassins de rétention ou d'orage

Les bassins d'orages ou déversoir d'orage sont des « ouvrages de dérivation conçus pour les flux et limiter le débit dirigé par temps de pluie vers l'aval du réseau et donc vers la station d'épuration » (Vazquez et al. 2006). Cependant, de par leur conception visant à capter les eaux de ruissellement, ils peuvent recevoir des eaux chargés en produits phytosanitaires. La thèse de Maillard (2014) a permis d'étudier la capacité de ces bassins d'orage à dissiper les produits phytosanitaires provenant d'un bassin versant agricole viticole (figure 12). Les résultats ont démontré une efficacité de 73% tant sur la phase soluble que sur la phase liée aux particules charriées par le ruissellement. Il existe cependant des différences en fonction des caractéristiques des substances actives, faisant varier l'abattement de 39% à 100%. Elle a également démontré que la dégradation de ces produits phytosanitaires dépendait des conditions du milieu, de la présence de végétaux et de la hauteur d'eau.

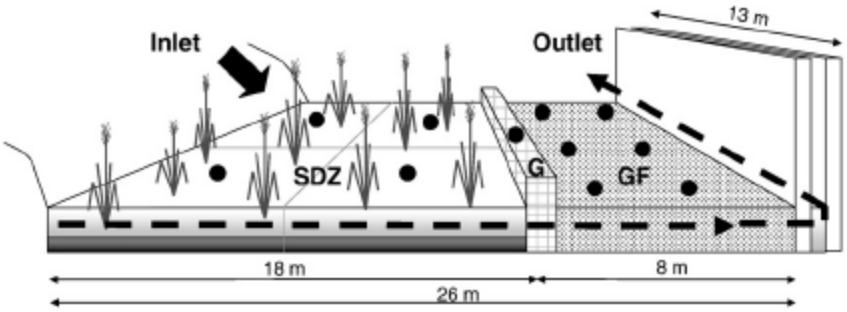


Figure 12 : schéma du déversoir d'orage suivi dans le cadre de la thèse de Maillard (2014)

3.2.4. Les étangs ou plans d'eau

Parmi les zones humides existant sur le territoire et collectant potentiellement les eaux de bassin versant agricole potentiellement chargées en produits phytosanitaires, les étangs piscicoles ont également fait l'objet de quelques études concernant leur contamination et de leur rôle épurateur vis-à-vis de ces produits phytosanitaires (entre autres, Gaillard 2014; Vallod et al. 2008). Des variations d'efficacité entre 10% pour le prosulfocarbe et 100 % pour le clopyralide ont étés observées dans les cadre des travaux de Gaillard (2014), suggérant à nouveau une efficacité en fonction des caractéristiques physico-chimique de la substance active (figure 13).

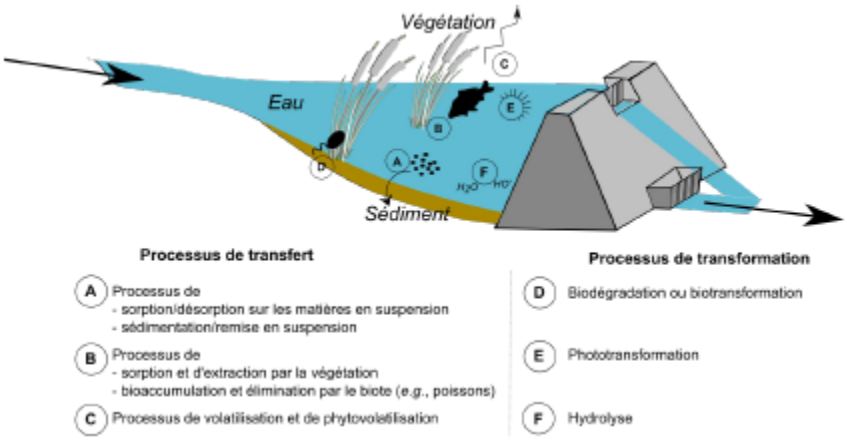


Figure 13 : processus de dégradation des produits phytosanitaires dans un étang (Gaillard 2014)

En conclusion, il apparaît que les zones tampon humides ont une action d'atténuation sur les produits phytosanitaires prouvée. Cette capacité d'atténuation est variable suivant les caractéristiques physico-chimiques des substances actives mais également le temps de résidence de la lame d'eau contaminée dans le dispositif et la surface de contact avec des substrats organiques.

4. L'évaluation du risque

4.1. Les méthodes d'analyse :

Dans le cadre de la mise en marché des produits phytosanitaires, chaque produit doit disposer d'une autorisation de mise sur le marché (AMM). Cette AMM d'une durée de 10 ans renouvelable, se déroule en 2 phases d'évaluation, une européenne et une nationale (http://daaf.reunion.agriculture.gouv.fr) (figure 14).

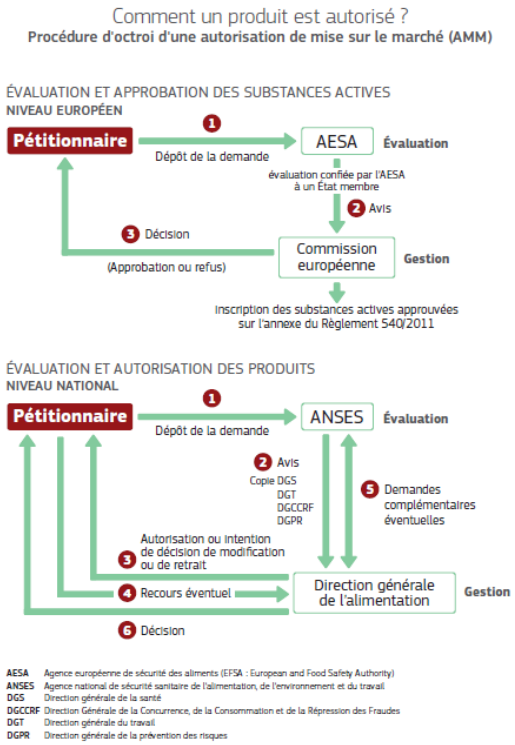


*Figure 14 : procédure d'octroi des AMM (*http://agriculture.gouv.fr*)*

Lors de l'évaluation des risques liés au transfert de ces molécules sur l'environnement, 4 scénarios de transfert par ruissellement et 6 scénarios de transfert par drainage sont testés avec les modèles PRZM (Adriaanse et al. 2017) et MACRO (Larsbo et al. 2005) dans le cadre des scénarios du groupe FOCUS (FOrum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use) de l'Union Européenne. Ces simulations ne peuvent prendre en compte la diversité des contextes pédoclimatiques européens (Bach et al. 2017), ce qui peut être une explication à ces transferts de ces substances actives.

Le suivi des masses d'eau par les 6 Agences de l'eau mises en place dans le cadre de la loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 (article L213-8-1 Code de l'environnement ; Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques du 30 décembre 2006 – article 82) sont chargées de veiller à l'atteinte des objectifs de la DCE. Pour vérifier l'état des masses d'eaux, elles organisent des prélèvements ponctuels dans toutes les masses d'eau. Le réseau de 250 stations de suivi en eaux superficielles pour les pesticides sur le bassin Rhin Meuse et de 400 stations de mesures pour les eaux souterraines revient à réaliser des analyses 2 à 4 fois par an pour la ressource en eau desservant une commune de 500 habitants. Ces prélèvements ponctuels peuvent tomber sur des pics de concentration non

représentatifs ou à contrario ne pas mesurer des contaminations ponctuelles comme ce fut le cas pour la contamination des eaux du Rhin par l'isoproturon en octobre 2014 (Wendling 2016).
Il s'avère que les suivis journaliers sont impossibles car trop couteux, ce qui nécessite la mise en place d'autres méthode de prévision des concentrations dans les eaux comme les indicateurs.

4.2. Les indicateurs parcellaires

Les organismes chargés d'intervenir sur la préservation de la ressource en eau et les financeurs ont besoin d'outils pour évaluer les risques initiaux et l'efficacité des programmes mis en place pour préserver la qualité des eaux. C'est pourquoi l'on a vu fleurir une multitude d'indicateurs et de modèles depuis quelques années pour répondre à cette demande.

Bockstaller et al. (2015) distinguent :

- Des indicateurs de cause basés sur des variables ou des combinaisons simples de variables, de pratiques généralement (dose, etc.). Ainsi le programme Ecophyto repose essentiellement sur un indicateur avec un mode de calcul simple, l'indice de fréquence de traitement (IFT) basé sur un rapport de la dose utilisée par rapport à la dose homologuée. L'autre indicateur utilisé dans ce plan est la quantité de substances actives (QSA). A côté de ces indicateurs de cause reposant sur les pratiques, il en existe aussi certains qui sont calculés à partir de données du milieu, pourcentage de zones drainés, ou de la part de parcelle en pente forte (Guillaumin et al. 2007). Quand les acteurs n'ont pas d'autres moyens, les indicateurs de cause sont utilisés comme indicateur de risque de transfert des produits phytosanitaires avec l'hypothèse que plus les produits sont utilisés, plus ils transfèrent.
- Des indicateurs d'effet prédictifs reposant sur des sorties de modèles opérationnels ou issus de la recherche et plus compliqués. Ces indicateurs intègrent plus de variables comme les propriétés des substances actives, les modalités de pratiques et le contexte pédoclimatique, donnant une estimation du risque de transfert et, dans de nombreux cas, écotoxicologique. Les modèles opérationnels font appel à un nombre limité de variables, accessibles, généralement. Ils ont fait l'objet de revues (Devillers et al. 2005; Feola et al. 2011; Maud et al. 2001; Reus et al. 2002). Plus récemment le projet GUIDE (Keichinger et al. 2013) a permis de fournir un outil d'aide à la décision en ligne pour le choix des indicateurs en fonction des besoins des utilisateurs (http://www.plage-evaluation.fr/guide/). Ces revues ont surtout été descriptives et visaient à fournir des éléments d'aide au choix des indicateurs sans les évaluer, notamment pour ce qui est de leur qualité prédictive. Pour des indicateurs de risque pesticide, certains auteurs ont comparé les sorties d'indicateurs entre eux (Feola et al. 2011; Maud et al. 2001; Reus et al. 2002) sans les comparer à des données expérimentales de mesures de qualité des eaux. Dans l'étude de Stenrod et al. (2008), 2 indicateurs (EIQ et NRI) et 1 modèle (SWAT) ont été comparés aux mesures de concentration en eaux à l'exutoire de deux bassins versant, mais ceci seulement pour une substance active (2,4 MCPA). Pour les modèles issus de la recherche, différents travaux ont été menés. Ainsi Vanclooster et al. (2000) sont allé plus loin en évaluant la capacité de modèles à prédire les dynamiques de transfert mais sur un petit jeu de données et de substances actives.
- Des indicateurs d'effet mesuré qui résultent de mesures dans les bougies poreuses, lysimètres ou de suivi *in situ* de masse d'eau. Ce ne sont que des indicateurs car les mesures ne rendent que partiellement compte des phénomènes. Ainsi les suivis de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse mensuels n'ont pas pu mis en évidence des pics éphémères d'isoproturon qui

ont posé des problèmes de qualité des eaux en aval au niveau de la Moselle et du Rhin (Wendling 2016).

4.3. de la parcelle au BV : le changement d'échelle

Les différentes méthodes abordées dans le paragraphe 4.2. n'offrent que peu de réelles validations scientifiques et sont surtout destinées à des diagnostics à la parcelle (Keichinger et al., 2013), et ne permettent pas d'agréger les notes à l'échelle du bassin versant. En effet, une étude à l'échelle d'un territoire n'est pas une simple agrégation de la somme des parcelles concernées mais doit prendre en compte d'autres processus liés à l'organisation des parcelles entre elles et au rôle des éléments anthropiques traversés par l'eau (Colin 2000). D'un autre côté, les méthodes développées à l'échelle du bassin versant comme Territ' Eau (https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/DIAGNOSTIC/Produits_phytosanitaires/) ou SACADEAU (Doyen 2010) sont limitées au niveau de la valeur prédictive du risque de pollution par les produits phytopharmaceutiques, comme nous pouvons le voir sur la plate-forme d'aide à la décision PLAGE (http://www.plage-evaluation.org/plage-aideauchoix). Par exemple, pour l'approche Territ'Eau, le risque lié aux produits phytosanitaires résulte de l'agrégation d'un indicateur de pression parcellaire lié à la dose et sommé à l'échelle du bassin versant et d'un indicateur de risque de transfert lié au Koc et au temps de demi-vie de la substance active (Koc < 1000 cm^3/ g ou DT50 >50). Cette approche permet d'obtenir une cartographie du risque mais avec un niveau de détail assez faible de par le peu d'éléments pris en compte dans le calcul de ce risque (figure 15). Il s'agit avant tout d'une méthode servant de base de discussions avant de proposer des changements de pratiques et dans le cas de la méthode SACADEAU, des simplifications sur le transfert de pesticides conduisent à limiter la prise en compte des transferts au ruissellement hortonien en modélisant les chemins de l'eau, sans tenir compte de la rémanence des substances actives.

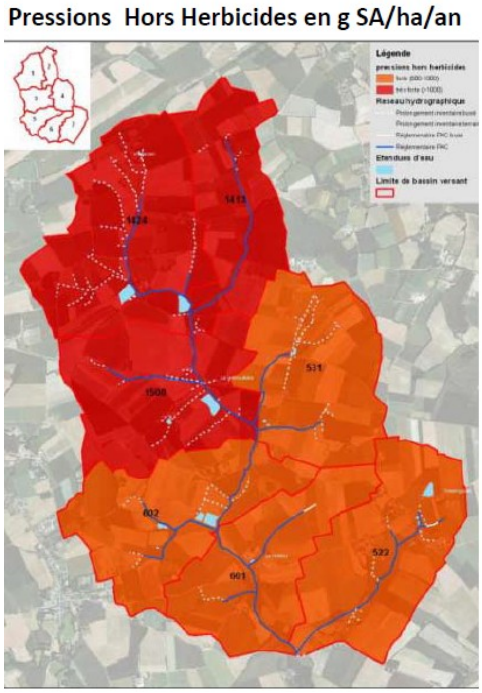


Figure 15 : cartographie du risque sur un bassin versant selon la méthode Territ'Eau (source : https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr*)*

L'approche développée par Dubernet et al. (2006) dans le cadre du programme Transpest 16 reprend, pour calculer l'indicateur PhytoBV, des calculs de risque de transfert en fonction de la sensibilité structurelle des sols au transfert (pente, distance et type de sol) en les croisant avec les pratiques agricoles mais à nouveau sur des aspects transferts par ruissellement spécifiquement

Une approche du risque de transfert à l'échelle du bassin versant à l'aide d'indicateurs a fait également l'objet de 2 travaux de thèses (Thiollet-Scholtus 2004; Wohlfart 2008). Ces études ont été menées sur des bassins versant viticoles avec des situations de contamination liées à des transferts par ruissellement. L'indicateur à l'échelle du bassin versant qui en est résulté propose une méthode d'agrégation du risque parcellaire calculée à l'aide de l'indicateur I-Phy (van der Werf et Zimmer 1998) en le pondérant par un indicateur de connectivité (figure 16). Cependant 2 méthodologies de construction différentes ont été testées, une approche par construction à dire d'expert (Thiollet-Scholtus 2004) et une approche par expérimentation numérique à l'aide du modèle MYDHAS (Wohlfahrt et al. 2010; Wohlfart 2008).

Nous pouvons encore citer la méthode Aquavallée® proposée par Arvalis-Institut du Végétal (Réal, http://www.plage-evaluation.fr/webplage/images/stories/pdf/ficheaquavallee.pdf). Elle repose sur le rapprochement avec les études menées sur leurs sites expérimentaux servant de base à la méthode Aquaplaine® en les croisant avec une approche territoriale, mais sans avoir d'indicateur de risque initial.

Les méthodes qualifiant les risques de transferts sont donc peu développées à l'échelle du bassin versant, notamment sur des bassins versant en grandes cultures et sur des bassins versant partiellement drainé. Or, ces zones présentent un enjeu pour la qualité des eaux car ce sont des zones classées avec un risque potentiel élevé de transfert (Joulin et Chalons 2006).

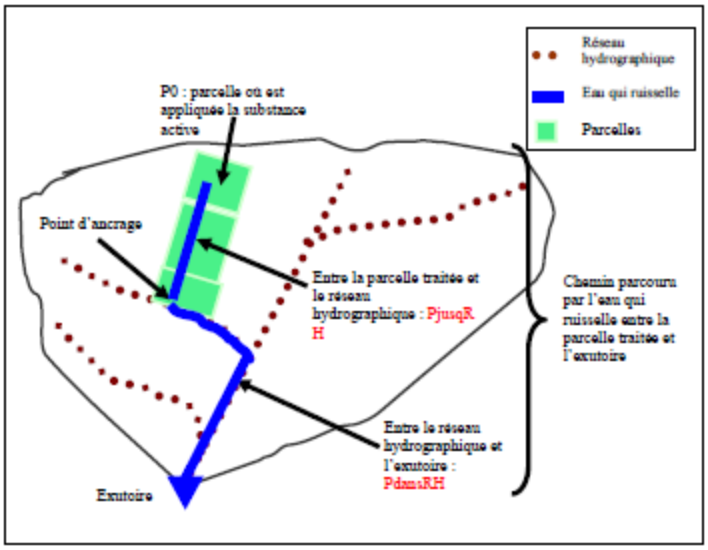


Figure 16 : description des 2 variables qui forment l'indice de connectivité, la variable PjusqueRH (rétention entre la sortie de la parcelle et le réseau hydrographique) et PdansRH (rétention entre le point d'entrée dans le réseau hydrographique et l'exutoire) (Thiollet-Scholtus 2004)

5. Problématique de la thèse

Les gestionnaires de la ressource en eau ont besoin d'outils pour mener des actions en vue de la reconquête de la qualité des masses d'eau à l'horizon 2027 selon les échéances fixées par l'Union Européenne. Le suivi régulier des masses d'eau par échantillonnage est impossible techniquement et économiquement et le déploiement de modèles à grande échelle nécessite des jeux de données inexistant pour l'ensemble du territoire. Il s'agit donc de développer des indicateurs opérationnels, dont les calculs sont possibles à partir de données accessibles (Heink et Kowarik 2010). Ces indicateurs doivent offrir un compromis entre opérationnalité de la mise en œuvre et validité des résultats. De plus, dans l'optique de la bonne atteinte des objectifs de la DCE, il paraît opportun de raisonner à l'échelle du bassin versant et non de la parcelle, or les outils disponibles à ce niveau spatial sont peu nombreux (Keichinger et al., 2013). Cependant à l'échelle du bassin versant, il nous semble intéressant de garder une résolution fine à l'échelle parcellaire, niveau auquel se font les choix techniques de traitements. En effet, ce travail à l'étendu du bassin versant au grain fin permettra une analyse plus fine des causes des transferts de pesticides et de contamination des masses d'eau. Cette remontée aux causes en termes de pratiques (choix de substances actives, dates de traitement, dose, matériel, gestion de la parcelle, etc.) et d'en dériver des pistes de conseil dans le cadre d'action de conseil ou de plans d'action. A partir de l'ensemble, nous avons structuré notre étude en 3 axes qui formeront les 3 chapitres du présent document.

Dans un premier temps, en partant du constant que peu d'indicateurs parcellaires avait fait l'objet d'une évaluation approfondie de leur qualité prédictive, nous avons testé la valeur prédictive d'une gamme variée d'indicateurs de risque de transfert de produit phytosanitaires parcellaires et notamment celle de l'indicateur I-Phy dans le but de développer son utilisation à une échelle plus large que l'échelle parcellaire.

Dans un second temps, nous avons abordé l'amélioration des indicateurs parcellaires en prenant en compte les zones non productives en bordure de parcelle. La prise en compte de ces zones qui jouent un rôle de tampons doit permettre d'augmenter la validité des résultats issus de l'indicateur en tenant compte de la capacité de ces zones à atténuer le flux de produits phytosanitaires provenant de la parcelle.

Enfin dans un troisième temps, en se basant sur le fait que dans de nombreux cas, nous ne pouvons pas juste sommer les risques parcellaires à l'échelle du bassin versant, nous avons cherché à construire une méthode d'agrégation des risques parcellaires en testant différentes pondération de contribution de la parcelle au niveau de bassin versant et en confrontant ces risques pondérés à des mesures de produits phytosanitaires dans les eaux d'un bassin versant d'étude.

Bibliographie

Adriaanse PI, Van Leerdam RC, Boesten JJTI. The effect of the runoff size on the pesticide concentration in runoff water and in FOCUS streams simulated by PRZM and TOXSWA. Science of The Total Environment. avr 2017;584‑585:268‑81.

Alletto L, Coquet Y, Vachier P, Labat C. Hydraulic Conductivity, Immobile Water Content, and Exchange Coefficient in Three Soil Profiles. Soil Science Society of America Journal. 2006;70(4):1272.

Aravinna P, Priyantha N, Pitawala A, Yatigammana SK. Use pattern of pesticides and their predicted mobility into shallow groundwater and surface water bodies of paddy lands in Mahaweli river basin in Sri Lanka. Journal of Environmental Science and Health, Part B. 2 janv 2017;52(1):37‑47.

Armand R, Bockstaller C, Auzet A, Vandijk P. Runoff generation related to intra-field soil surface characteristics variabilityApplication to conservation tillage context. Soil and Tillage Research. janv 2009;102(1):27‑37.

Augeard B, Kao C, Ledun J, Chaumont C, Nedelec Y. Le ruissellement sur sols drainés : identification des mécanismes de genèse. Ingénierie. sept 2005;(43):3‑18.

Bach M, Diesner M, Großmann D, Guerniche D, Hommen U, Klein M, et al. Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU. Part 2: Determination of statistically based run-off and drainage scenarios for Germany: Pesticide exposure for surface waters in the EU. Pest Management Science. mai 2017;73(5):852‑61.

Barriuso E, Calvet R, Schiavon M, Soulas G. Les pesticides et les polluants organiques des sols : transformation et dissipation. Paris; 1996. p. 280‑96.

Bedos C, Loubet B, Barriuso E. Contamination des eaux de surface par les pesticides : évaluation de la part des dépôts gazeux aériens. Innovation agronomiques. 2013;(28):25‑33.

Boithias L, Sauvage S, Srinivasan R, Leccia O, Sánchez-Pérez J-M. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. CATENA. août 2014;119:97‑103.

Boutron O, Margoum C, Chovelon J-M, Guillemain C, Gouy V. Effect of the submergence, the bed form geometry, and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches: MITIGATION OF PESTICIDES IN AGRICULTURAL DITCHES. Water Resources Research [Internet]. août 2011 [cité 16 oct 2017];47(8). Disponible sur: http://doi.wiley.com/10.1029/2011WR010378

Branger F, Tournebize J, Carluer N, Kao C, Braud I, Vauclin M. A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. Agricultural Water Management. mars 2009;96(3):415‑28.

Brown CD, Bellamy PH, Dubus IG. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. Pest Management Science. avr 2002;58(4):363‑73.

Carluer N, Gouy V, Gril J-J. Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. Ingénieries. 1996;19‑30.

Carluer N, Lauvernet C, Noll D, Munoz-Carpena R. Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. Science of The Total Environment. janv 2017;575:701‑12.

Carof M, De Tourdonnet S, Coquet Y, Hallaire V, Roger-Estrade J. Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. Soil Use and Management. sept 2007;23(3):230‑7.

Cheng HH, éditeur. Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling. Madison, Wis., USA: Soil Science Society of America; 1990.

Colin F. Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires: cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France) [Thèse]. [Montpellier]: ENGREF; 2000.

Coquet Y, Vaudour E, Benoit P, Bergheaud V, Garnier P, Labat C, et al. Caractérisation du risque de contamination de la nappe de Beauce par les pesticides: Elucidation des mécanismes du transport préférentiel et approche spatiale du risque à l'échelle du bassin hydrologique. Projet de recherche ESHEL «Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides». Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable; 2007.

CORPEN. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés : annexes. CORPEN; 1997 juillet p. 78.

CORPEN. Les fonctions environnementales des zones tampons : chapitre 1. CORPEN; 2007 p. 26.

Cotinet P, Heddadj D, Coudreuse S, De Paepe I. Intérêt des effaceurs de traces de roues pour la limitation des transferts d'herbicides appliqués sur culture de maïs. Dijon; 2016.

Devillers J, Farret R, Girardin P, Soulas G. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Paris: Tec et Doc; 2005.

Domange N. Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole. Louis Pasteur Strasbourg; 2005.

Dorioz J-M, Gascuel C. bandes enherbées [Internet]. Territ'Eau; 2009. Disponible sur: http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/CONNAISSANCES/Bandes_enherbees/chapitre.pdf

Doyen J. Validation de l'outil d'aide à la décision SACADEAU sur la qualité de l'eau et les pratiques agricoles. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (35). ENGEES; 2010 juin.

Dubernet J-F, Delmas F, Hennion M-C, Mazzella N, Scribe P, Vernier F. Recherche sur le déterminisme du transfert des pesticides et leur devenir dans les eaux de surface : incidence sur l'évaluation des risques. INERIS; 2006 mars p. 213.

Feola G, Rahn E, Binder CR. Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. Agriculture, Ecosystems & Environment. août 2011;142(3‑4):238‑45.

Fox GA, Muñoz-Carpena R, Sabbagh GJ. Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. Journal of Hydrology. avr 2010;384(1‑2):164‑73.

Gaillard J. Rôle des étangs de barrage à vocation piscicole dans la dynamique des micropolluants en têtes de bassins versants. Université de Lorraine; 2014.

Gaullier C, Baran N, Dousset S, Billet D. Influence du temps de résidence hydraulique sur la rétention de pesticides au sein de zones tampons végétalisées. GFP; en cours de soumission.

Graillot D, Paran F, Bornette G, Marmonier P, Piscart C, Cadilhac L. Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river/aquifer exchanges. SpringerPlus. 2014;3(1):68.

Gregoire C, Elsaesser D, Huguenot D, Lange J, Lebeau T, Merli A, et al. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Environmental Chemistry Letters. sept 2009;7(3):205‑31.

Gril JJ, Le Hénaff G, Faidix K. MISE EN PLACE DE ZONES TAMPONS ET EVALUATION DE L'EFFICIENCE DE ZONES TAMPONS EXISTANTES DESTINÉES À LIMITER LES TRANSFERTS HYDRIQUES DE PESTICIDES [Internet]. Cémagref; 2010 décembre. Disponible sur: http://zonestampons.onema.fr/system/files/gril_et_al_2010.pdf

Guillaumin A, Hopquin J-F, Desvignes P, Vinatier J-M. OTPA: Des indicateurs pour caractériser la participation des exploitations agricoles d'un territoire au développement durable. 1ère partie: recommandation pour la mise en œuvre. 2007.

Gutierrez A, Baran N. Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Brévilles, France). Journal of Hydrology. mai 2009;369(3‑4):381‑91.

Heink U, Kowarik I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. Ecological Indicators. mai 2010;10(3):584‑93.

Herzon I, Helenius J. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. Biological Conservation. mai 2008;141(5):1171‑83.

Jarvis NJ. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. European Journal of Soil Science. juin 2007;58(3):523‑46.

Joulin A, Chalons A. CARTOGRAPHIE DU POTENTIEL DE CONTAMINATION DES EAUX PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES POUR LA REGION LORRAINE. GRAPPE Lorraine; 2006 oct p. 64.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovation agronomiques. 2013;(28):1‑13.

King KW, Fausey NR, Williams MR. Effect of subsurface drainage on streamflow in an agricultural headwater watershed. Journal of Hydrology. nov 2014;519:438‑45.

Kladivko EJ, Brown LC, Baker JL. Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. janv 2001;31(1):1‑62.

Kreuger J. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990–1996. Science of The Total Environment. mai 1998;216(3):227‑51.

Lacas J-G, Voltz M, Gouy V, Carluer N, Gril J-J. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for Sustainable Development. avr 2005;25(2):253‑66.

Lafrance P, Caron E, Bernard C. 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 and Management. mars 2013;29(1):87‑97.

Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398.

Le Hénaff G, Garand A, Mosnier N, Patissier A, Vincent B, Catalogne C, et al. Du diagnostic de bassin versant aux actions d'atténuation: quelques retours d'expériences visant à réduire les transferts hydriques de contaminants et notamment de phytosanitaires. 45e congrès du Groupe Français des Pesticides. 2015. p. 6–p.

Lesage M. Rapport d'évaluation de la politique de l'eau en France : « Mobiliser les territoires pour inventer le nouveau service public de l'eau et atteindre nos objectifs de qualité ». Assemblée Nationale; 2013 juin p. 219.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Science of The Total Environment. juin 2015;518‑519:562‑73.

Louchart X, Voltz M, Andrieux P, Moussa R. Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area. Journal of Environment Quality. 2001;30(3):982.

Luo Y, Jorgenson BC, Thuyet DQ, Young TM, Spurlock F, Goh KS. Insecticide Washoff from Concrete Surfaces: Characterization and Prediction. Environmental Science & Technology. 7 janv 2014;48(1):234‑43.

Maillard E. Transport and degradation of pesticides in wetland systems : a downscaling approach [Thèse]. Université de Strasbourg; 2014.

Margoum C, Gouy V, Williams R, Smith J. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. Ingénierie n° spécial. 2001;(phytosanitaires).

Margoum C, Malessard C, Gouy V. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. Chemosphere. juin 2006;63(11):1835‑41.

Marks Perreau J, Real B, Colart A-S, Dutertre A, Bodilis AM. Transfert de produits phytopharmaceutiques par réseaux de drainage et par ruissellement. 22ème conférence du COLUMA. DIJON; 2013. p. 651‑61.

Maud J, Edwards-Jones G, Quin F. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2001;86(1):59‑73.

Mottes C, Lesueur Jannoyer M, Le Bail M, Guéné M, Carles C, Malézieux E. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: The case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. Chemosphere. oct 2017;184:762‑73.

ONEMA. L'eau et les milieux aquatiques, chiffres clés 2016. Commissariat général au développement durable et ONEMA; 2016 fevrier p. 60.

Ouyang W, Cai G, Tysklind M, Yang W, Hao F, Liu H. Temporal-spatial patterns of three types of pesticide loadings in a middle-high latitude agricultural watershed. Water Research. oct 2017;122:377‑86.

Pan C, Ma L, Shangguan Z. Effectiveness of grass strips in trapping suspended sediments from runoff. Earth Surface Processes and Landforms. 28 avr 2010;35(9):1006‑13.

Passeport E. Efficiency of an artificial wetland and a forest buffer for pesticide pollution mitigation in a tile-drained agricultural watershed. [Strasbourg]: AgroParisTech; 2010.

Rabiet M, Margoum C, Gouy V, Carluer N, Coquery M. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment – Effect of sampling frequency. Environmental Pollution. mars 2010;158(3):737‑48.

Ramwell CT. Herbicide sorption to concrete and asphalt. Pest Management Science. févr 2005;61(2):144‑50.

Ravanel P, Tissut M. Comportement dans l'environnement des herbicides de prélevée, pollution des eaux profondes. pesticide et protection phytosanitaire dans une agriculture en mouvement. ACTA. Paris; 2002. p. 805‑33.

Reungsang A, Moorman TB, Kanwar RS. Transport and fate of atrazine in midwestern riparian buffer strips. JAWRA Journal of the American Water Resources Association. 2001;37(6):1681–1692.

Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, Fomsgaard I, Gutsche V, Lewis K, et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2002;90(2):177‑87.

Richardson M. Pesticides - friend or foe? Water Science and Technology. 1998;37(8):19‑25.

Riise G, Lundekvam H, Wu QL, Haugen LE, Mulder J. Loss of Pesticides from Agricultural Fields in SE Norway – Runoff Through Surface and Drainage Water. Environmental Geochemistry and Health. juin 2004;26(2):269‑76.

Sangchan W, Bannwarth M, Ingwersen J, Hugenschmidt C, Schwadorf K, Thavornyutikarn P, et al. Monitoring and risk assessment of pesticides in a tropical river of an agricultural watershed in northern Thailand. Environmental Monitoring and Assessment. févr 2014;186(2):1083‑99.

Saxton KE, Rawls WJ. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Science Society of America Journal. 2006;70(5):1569.

Schiavon M. Studies of the movement and the formation of bound residues of atrazine, of its chlorinated derivatives, and of hydroxyatrazine in soil using 14C ring-labeled compounds under outdoor conditions. Ecotoxicology and environmental safety. 1988;15(1):55–61.

Skaggs RW, Van Schilfgaarde J, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, éditeurs. Agricultural drainage. Madison, Wis., USA: American Society of Agronomy : Crop Science Society of America : Soil Science Society of America; 1999.

Stenrod M, Heggen H, Bolli R, Eklo O. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions—A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. Agriculture, Ecosystems & Environment. janv 2008;123(1‑3):15‑29.

Tang X, Zhu B, Katou H. A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. Journal of Environmental Sciences. mars 2012;24(3):351‑61.

Thiollet-Scholtus M. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole [Thèse]. INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE; 2004.

Thuyet DQ, Jorgenson BC, Wissel-Tyson C, Watanabe H, Young TM. Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall. Science of The Total Environment. janv 2012;414:515‑24.

Tournebize J, Chaumont C, Mander Ü. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. Ecological Engineering. juin 2017;103:415‑25.

Tournebize J, Gramaglia C, Birmant F, Bouarfa S, Chaumont C, Vincent B. CO-DESIGN OF CONSTRUCTED WETLANDS TO MITIGATE PESTICIDE POLLUTION IN A DRAINED CATCH-BASIN: A SOLUTION TO IMPROVE GROUNDWATER QUALITY: SPECIAL ISSUE: ICID GROUNDWATER 2011. Irrigation and Drainage. avr 2012;61:75‑86.

Vallee R, Dousset S, Schott F-X, Pallez C, Ortar A, Cherrier R, et al. Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields? Environ. Pollut. déc 2015;207:365‑73.

Vallod D, Flandin M, Chavallard P, Fourrié L, Sarrazin B. Etude des facteurs de transfert des produits phytosanitaires vers des étangs piscicoles en Dombes, zone humide continentale associant prairies et cultures. Fourrages. 2008;193:51‑63.

Van Rompaey AJ, Bazzoffi P, Jones RJ, Montanarella L, Govers G. Validation of soil erosion risk assessments in Italy. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg [Internet]. 2003 [cité 4 juill 2017]; Disponible sur: http://www.academia.edu/download/39152433/0c96052539877c58d8000000.pdf

Vanclooster M, Boesten JJTI, Trevisan M, Brown CD, Capri E, Eklo OM, et al. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. Agricultural Water Management. mai 2000;44(1‑3):1‑19.

Vazquez J, Zug M, Phan L, Zobrist C. Guide technique sur le fonctionnement des déversoirs d'orage. ENGEES/ Veolia Anjou recherche; 2006.

Vianello M, Vischetti C, Scarponi L, Zanin G. Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: Role of a vegetative filter strip. Chemosphere. nov 2005;61(5):717‑25.

Wendling K. La pollution des eaux en Rhénanie-Palatinat et du Rhin par l'isoproturon. Laxou: Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est; 2016.

van der Werf HMG, Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere. avr 1998;36(10):2225‑49.

Williams MR, King KW, Fausey NR. Drainage water management effects on tile discharge and water quality. Agricultural Water Management. janv 2015;148:43‑51.

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecological Indicators. juill 2010;10(4):826‑39.

Wohlfart J. Développement d’un indicateur d’exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l’échelle du bassin versant [Thèse]. [Nancy]: INPL; 2008.

CHAPITRE 1

Evaluation de la qualité prédictive des indicateurs de risque de transfert de pesticides

Article publié dans Science of the Total Environnement dans le volume 605-606 pages 655-665 (DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.06.112

Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: a multisite assessment for water contamination

Frédéric Pierlot[1,2], Jonathan Marks-Perreau[3], Benoît Réal[3], Nadia Carluer[4], Thibaut Constant[5], Abdeljalil Lioeddine[5], Paul van Dijk[6], Jean Villerd[1], Olivier Keichinger[7], Richard Cherrier[2], Christian Bockstaller[8]

1. LAE, Université de Lorraine, INRA, 54500 Vandoeuvre, France email : frederic.pierlot@univ-lorraine.fr
2. Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, Pôle Recherche Développement et Innovations email : frederic.pierlot@grandest.chambagri.fr
3. Arvalis - Institut du Végétal,
4. IRSTEA, UR Aquatic Ecosystems, Ecology and Pollution Lyon
5. In Vivo AgroSolutions
6. Association pour la Relance Agronomique en Alsace
7. Independent Researcher
8. LAE, INRA, Université de Lorraine, 68000 Colmar, France

Abstract

Stakeholders need operational tools to assess crop protection strategies in regard to environmental impact. The need to assess and report on the impacts of pesticide use on the environment has led to the development of numerous indicators. However, only a few studies have addressed the predictive quality of these indicators. This is mainly due to the limited number of datasets adapted to the comparison of indicator outputs with pesticide measurement. To our knowledge, evaluation of the predictive quality of pesticide indicators in comparison to the quality of water as presented in this article is unprecedented in terms of the number of tested indicators (26 indicators and the MACRO model) and in terms of the size of datasets used (data collected for 4 transfer pathways, 20 active ingredients (a.i.) for a total of 1,040 comparison points). Results obtained on a.i. measurements were compared to the indicator outputs, measured by: (i) correlation tests to identify linear relationship, (ii) probability tests comparing measurements with indicator outputs, both classified in 5 classes, and assessing the probability i.e. the percentage of correct estimation and overestimation (iii) by ROC tests estimating the predictive ability against a given threshold. Results showed that the correlation between indicator outputs and the observed transfers are low ($r<0.58$). Overall, more complex indicators taking into account the soil, the climatic and the environmental aspects yielded comparatively better results. The numerical simulation model MACRO showed much better results than those for indicators. These results will be used to help stakeholders to appropriately select their indicators, and will provide them with advice for possible use and limits in the interpretation of indicator outputs.

Keywords: pesticide transfer/ groundwater/ surface water / predictive quality assessment /

1. Introduction

Ever since the end of the Second World War, widespread use of pesticides is one factor that has led to an incredible rise and securing of agricultural yields. Nevertheless, side effects on the environment (Richardson 1998) and in particular on water quality (Flury et al. 1995; Real et al. 2005; Grung et al. 2015; Lopez et al. 2015) have been observed. Consequently, regulations have been strongly reinforced, first by the European Water Framework Directive 2000/60/CE followed by various action plans which have come into existence, such as the Pesticide Package 2009/128/CE. In all cases, stakeholders involved in actions to reduce the use and impact of pesticides need operational tools to assess crop protection strategies in regard to environmental impact. The aim of such assessment may be to monitor and to report on the current status of water bodies quality, to produce references for the good management of crop protection and to work on innovative systems (Bockstaller et al. 2015).

The need of assessment tools for the pesticide issues has led to the development of numerous indicators. The simplest ones rely on and take into account the amount of quantities supplied, the Quantity of Active Ingredients (QAI) or the Treatment Frequency Index (TFI) calculating the ratio of applied pesticide to the registered rate. Although those indicators have been developed to describe the evolution of pesticide use intensity, they are often used as main indicators to address the environmental effects due to pesticide spraying in environmental assessment method (Eckert et al. 2000; Vilain et al. 2008). Pesticide risk indicators (Levitan 2000) addressing complementary variables such as active ingredient properties, crop management data and pedoclimatic variables are more elaborate and were reviewed by several authors (Maud et al. 2001; Reus et al. 2002; Feola et al. 2011, Keichinger et al. 2013). However, these reviews have remained mainly descriptive, without providing thorough assessment of the strengths and weaknesses of the indicators. An important point in such assessment is to deal with the predictive quality of the indicators as recommended by (Bockstaller et al. 2008). Such studies have been conducted to assess the predictive quality of dynamic transfer models but on a relatively small number of active ingredients (Vanclooster et al. 2000). Stenrod et al. (2008) compared 2 indicators (EIQ and NRI) and 1 model (SWAT) to the measurement of pesticide concentration at the outlet of two watersheds. However, only one active ingredient (MCPA) was monitored. In the absence of measured data, outputs of indicators were compared between them (Maud et al. 2001; Reus et al. 2002; Feola et al. 2011), as recommended by Bockstaller et Girardin (2003). The paucity of references is therefore explained by the lack of measure datasets adapted to pesticide measurement in water with the comparison of indicator outputs.

Here we present a study aiming to assess the predictive quality of a set of pesticide risk indicators partly taken from the reviews of Devillers et al. (2005) and Keichinger et al. (2013), both based on international literature. We tried to cover the whole gradient of complexity of existing indicators. To extend this gradient, we added to our study one of the most frequently implemented models, the physically based one dimensional simulation model of vertical water and pesticide flow MACRO (Larsbo et al. 2005). The data set used for the comparison was to our knowledge unprecedented in terms of size and diversity (number of active ingredients (a.i.), pedoclimatic contexts and transfer pathways).

2. Materials and Methods

2.1. Measurement of water contamination

Data from 3 different sampling sites were available, namely: La Jaillière, where pesticide transfers by drainage and runoff (mainly by saturation) are monitored since 1994; Le Magneraud where measurements of pesticide transfers by percolation have been performed since 2001; and Geispitzen, where transfers by hortonien runoff were monitored between 2000 and 2012 (Figure 1). La Jaillière and Le Magneraud sites are managed by the cereals growers' technical institute, Arvalis -

Institut du Végétal, while the Geispitzen site was managed in collaboration between Arvalis - Institut du Végétal and a regional association, the Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA).

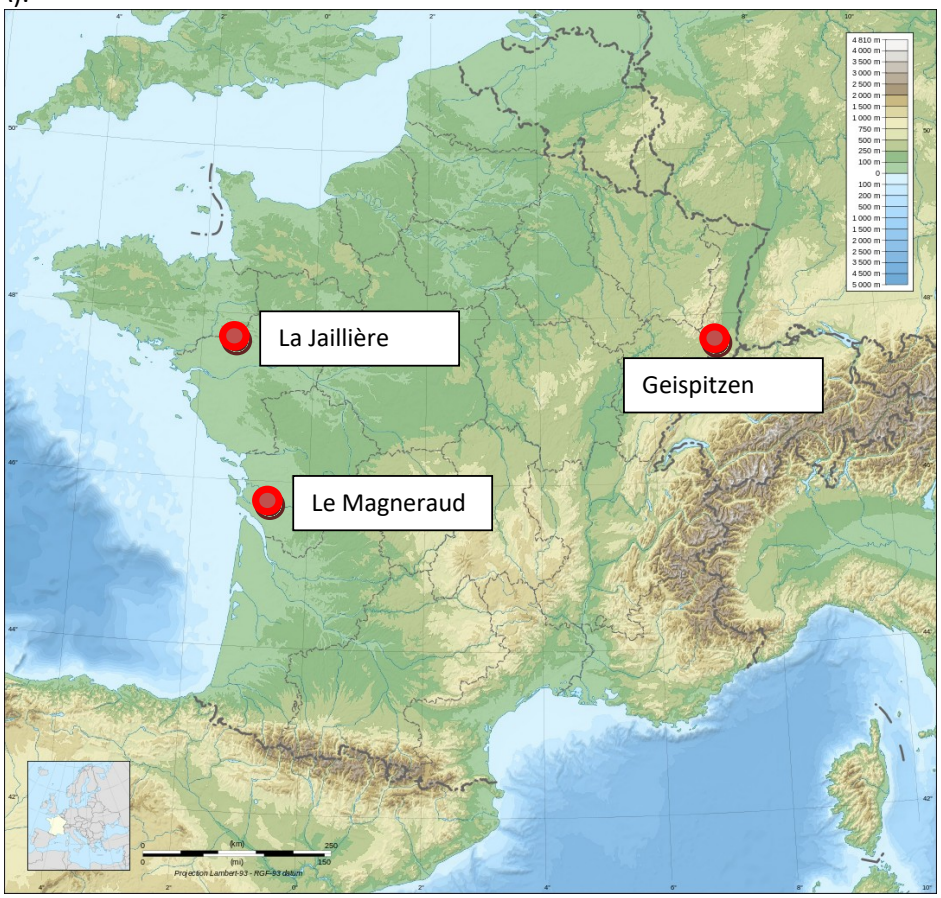


Figure 1: Physical location of sampling stations

As shown on Figure 1 and described below, these sites cover different soil and climatic contexts of France and different transfer pathways of pesticide to water bodies (surface water and groundwater). The outcomes are considered over a period of no more than one year after the date of application. For each application of a.i., the monitoring was stopped when the a.i. was not detected for 4 consecutive weeks. The data set is collected on a weekly basis for the Jaillière and the Magneraud sites, and according to the runoff events on the Geispitzen site. During the monitoring period, pesticide measurements were performed by an external certified laboratory that provided detection thresholds evolving from 0.05 µg/ L to 0.01µg/ L or 0.02 µg/L depending on the active ingredient (except for the glyphosate and its degradation product AMPA which both have a threshold of 0.1 µg/L). The calculation of the following variables further referred to as "measured variables" was carried out from the pesticide measurements during the monitoring period for each a.i. on each plot:

i) frequency of exceedance of the threshold of the water quality standard of drinking water: 0.1 µg/L (fd1)

$fd1 = n1_{ijk}/n_{ijk}$ (Equation 1)

with $n1_{ijk}$: number of measurements with concentration > 0.1µg/ L for active ingredient i on plot j at sampling time k; n_{ijk}: total number of measurements for active ingredient i on plot j and sampling time k

ii) maximum concentration of active ingredient measured in µg/L (cmax)

cmax= MAX (c_{ijk}) (Equation 2)

with c_{ijk} : concentration of active ingredient i on plot j and sampling time k

iii) maximum flux measured in mg/ha (fmax)

fmax = MAX (f_{ijk}) (Equation 3)

with f_{ijk} : flux of active ingredient i on plot j and sampling time k; $f_{ijk} = c_{ijk} . w_{jk}$ with w_{jk} : water flux (drainage or runoff) from plot j during sampling time k

iv) cumulated flux of active ingredient in mg/ha (ftotal) during the measurement period

ftotal = $\Sigma(f_{ijk})$ (Equation 4)

v) weighted average concentration on the period in µg/L (cmp)

cmp = $\Sigma c_{ijk}.w_{jk} / \Sigma w_{jk}$ (Equation 5)

The measurements were performed at field level for the sites of La Jaillière and Geispitzen and for lysimeter of 1 m² for le Magneraud site because the majority of the studied pesticide risk indicators were designed to be used at those scales. This is also the basic level for pesticide management by farmers. As it came out from the reviews previously mentioned, very few indicators address the level of watershed due to the complexity of transfer processes (Wohlfahrt et al. 2010), although this scale is relevant for water quality assessment. But this is out of the scope of this article.

Table 1: List of active ingredients studied: properties and application period

Active Ingredient	Dosage (g /ha)	Koc (mL/ g)	field DT_{50} (days)	Application period	Crop types	site of study
aclonifen (H)	300-2400	7126	80.4	spring / fall / winter	M/SP/WP/F	La Jaillière / Le Magneraud
alachlor (H)	2160-2328	124	14	spring	M	Geispitzen
atrazine (H)	250-750	100	29	spring	M	Geispitzen
bentazon (H)	261-1740	51.5	10	spring / winter	M/SP/WP	La Jaillière / Le Magneraud
bromoxynil (H)	62-400	173.5	5.56	spring / fall / winter	WW/M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
chlorothalonil (F)	375-2250	850	44	spring / winter	WW/SP/WP	La Jaillière / Le Magneraud
diflufénicanil (H)	20-187	3416	415	fall / winter	WW	La Jaillière / Le Magneraud
dmta-p (H)	720-1008	227	7	spring	M	La Jaillière / Le Magneraud
epoxiconazol (F)	25-87	1073	116.8	spring / winter	WW	La Jaillière / Le Magneraud
glyphosate (H)	480-1080	21699.44	31.5	spring / fall / winter	WW/M/WP / CIPAN	La Jaillière
isoproturon (H)	500-1500	122	22.5	fall / winter	WW	La Jaillière / Le Magneraud
mesotrione (H)	30-150	109	5	spring	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
S-metolachlor (H)	983-1646	200	21	spring	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
metsulfuron-méthyl (H)	5-30	39.5	31.97	spring / winter	WW	La Jaillière / Le Magneraud
nicosulfuron (H)	20-30	20.7	19.3	spring	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
pendimethalin (H)	250-800	15744	99.17	spring / fall / winter	WW/SP/WP	La Jaillière / Le Magneraud
prochloraze (F)	315-450	2225	345.5	spring / winter	WW	La Jaillière / Le Magneraud
prosulfocarb (H)	800-3200	1693	9.8	fall / winter	WW	La Jaillière
prosulfuron (H)	3.6-15	16.67	16.44	spring	M	La Jaillière / Le Magneraud/ Geispitzen
tau-fluvalinate (I)	48-72	504123	90.8	spring/ fall	WW/SP	La Jaillière

(H) : Herbicide /(I) : Insecticide / (F) : Fungicide

M : maize / SP: spring peas/WP : winter peas / F: fababeans / WW : winter wheat

2.1.1. The Jaillière site

The Jaillière experimental station is located in the Loire-Atlantique region and is under the influence of oceanic climate. Average annual rainfall is 734 mm. The Jaillière site is composed of brown hydromorphic clay-textured soil, resulting from alterite shale. This experimentation site consists of 10 agricultural plots of 0.5 to 1 ha each, where drainage and runoff by saturation waters are collected separately. During the monitoring period, the crop rotation system was a sequence of maize, winter wheat and spring or winter pea. The main objective of this site is to quantify the loss of minerals and pesticides in the water leaving the plots, and then relate this quantity with the implemented farming practices. Drainage and runoff water are routed by sealed collectors from the parcels all the way to flow measurement workrooms, which allow continuous monitoring of the evolution of the water flow along the agricultural farmsteads. Water samples are automatically collected depending on the water flow. Then weekly based water samples are sent to a laboratory for analysis. On this site, the drainage and runoff water flows to join the hydrographic network (Marks Perreau et al. 2013). The site database consisted of 273 (drainage) and 230 (runoff) applications and transfer measurements for 18 active ingredients used between 1993 and 2010 (Table1).

2.1.2. The Magneraud site

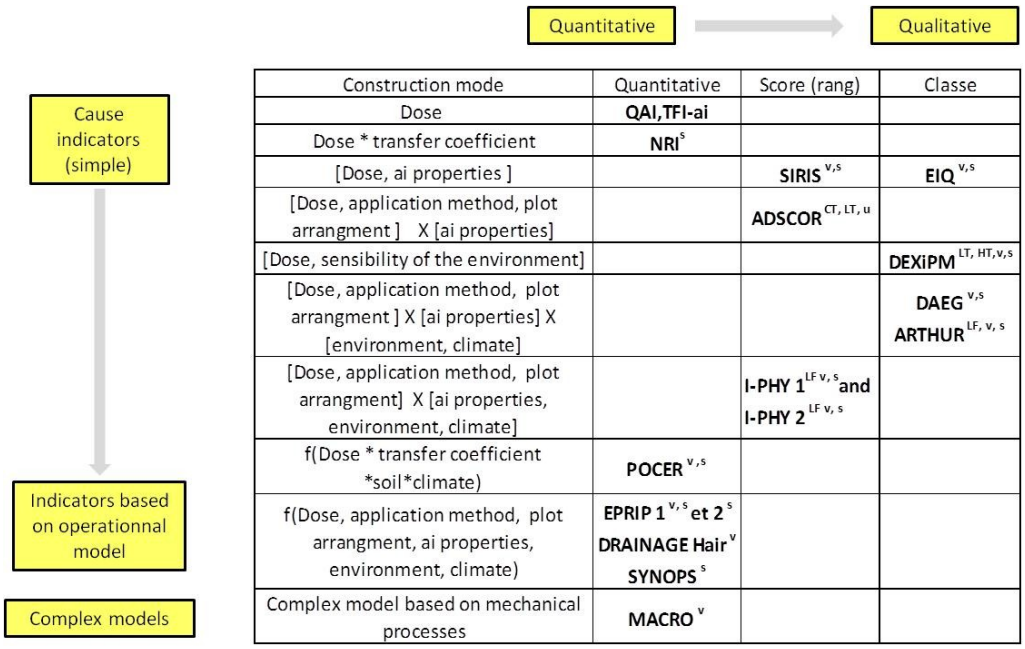
The experimental station of the Magneraud is also under the influence of oceanic climate. Average *per annum* rainfall is 822 mm. The gravelly Poitou Charentes region is composed mainly of clayey and silty limestone soil developed on sand-stone strata characterized by alternating layers of hard limestone and marl. This site is made up of 14 "open" lysimetric plots of 1 m^2 surface, with no vertical walls and no soil shuffle. The boxes are integrated in 60 m^2 plots which are cultivated with help of farm equipment thus enabling measurement of water flow. During the monitoring, the crop rotation system was a sequence of maize, winter wheat and, occasionally, peas. The water which seeps down the meter thick soil column is collected in graduated cylinders. The quantity of percolated water was measured once or twice a week during the heavy-rainy season. Once the water quantities have been measured, a liter of water was sampled and sent to the laboratory for analysis. On this site, the seeped water joins groundwater located at a depth of approximately 15 m. The database used consisted of 467 pesticide applications and transfer measurements collected between 2001 and 2010 corresponding for 15 active ingredients used (Table 1)

2.1.3. The Geispitzen site

The Geispitzen experimental station is located in the hills of the lower Sundgau district (Alsace region) and has an attenuated oceanic climate, with an average annual rainfall of 770 mm. The precipitation is generally low in winter and high in late spring and summer. The hills are covered with loess-derived soils of silt loam texture overlying Oligocene molasses and marls. A sloping field (5%) of about 9 ha was divided into 3 bordered fields with measuring flumes and automatic water samplers and the down slope borders just upslope of a ditch draining catchment runoff. The crop system rotation was only composed by maize except for one year, when soybeans were sown. Water samples were taken as a function of runoff volume. Data were collected over the period of 2001 to 2012 but only during the growing season of corn maize. The site was equipped with a weather station owned by Arvalis - Institut du Végétal. Surface runoff occurrence is very irregular in this area and often of rather short duration. As a result, intervals between recorded events on overland flow and pesticides applications were very variable, going from a few days to 3 years. The used database consists of 40 treatments followed by a runoff event between 2000 and 2009, corresponding to 8 used active ingredients (Table 1). When no runoff were measured, it was not possible to distinguish between cases with no runoff and cases with a sampling problem, so that these data were not kept in the dataset.

2.2. Selection of Indicators

The indicators tested in this study cover the whole gradient of complexity of existing indicators (Bockstaller et al. 2015) which are available to researchers, farmer's advisers and water managers. The set of selected indicators include: i) indicators based on management data (TFI, QAI) using only data of a.i. amount; ii) indicators combining management data and a.i. properties (SIRIS, EIQ, ADSCOR) or based on transfer coefficient (NRI); iii) qualitative predictive indicators assessing separately by decision trees the effect of soil and climate data on the one hand, and effect of management and a.i. properties on the other hand before aggregating them (DAEG, ARTHUR); iv) qualitative predictive indicators integrating directly by fuzzy decision tree all type of variables designed by experts such as I-PHY1, I-PHY2s (Bockstaller et al. 2008), or derived by supervised learning from mechanistic models such as I-PHY2v; v) indicators derived from simplified quantitative models such as POCER or more complex such as SYNOPS (Gutsche et Rossberg 1997) and EPRIP, or metamodel from a mechanistic model such as DRAINAGE HAIR (see Fig. 2). Input variables required for calculation of each indicator are described in Table A1 (Supplementary Materials) and, the equation or literature resource is given for each indicator or sub-indicator in Table A2 (Annexe 1). It should be noticed that rainfall data for the whole year or shorter period (e.g. 15 days), or maximum daily rainfall were used by indicators of the groups iii) and v). I-PHY2v and DRAINAGE HAIR were designed from simulations of the MACRO model. While the mechanistic model itself requires weather data for the calculation of the transfers, the derived indicators do not need anyone for their calculation. Thus, we also integrated the model MACRO (Larsbo et al. 2005) in order to complete the complexity gradient.



Construction mode	Quantitative	Score (rang)	Classe
Dose	**QAI,TFI-ai**		
Dose * transfer coefficient	**NRI** ^{s}		
[Dose, ai properties]		**SIRIS** ^{v,s}	**EIQ** ^{v,s}
[Dose, application method, plot arrangment] X [ai properties]		**ADSCOR** $^{CT, LT, u}$	
[Dose, sensibility of the environment]			**DEXiPM** $^{LT, HT, v, s}$
[Dose, application method, plot arrangment] X [ai properties] X [environment, climate]			**DAEG** ^{v,s} **ARTHUR** $^{LF, v, s}$
[Dose, application method, plot arrangment] X [ai properties, environment, climate]		**I-PHY 1** $^{LF\ v, s}$ **and I-PHY 2** $^{LF\ v, s}$	
f(Dose * transfer coefficient *soil*climate)	**POCER** ^{v,s}		
f(Dose, application method, plot arrangment, ai properties, environment, climate)	**EPRIP 1** ^{v,s} **et 2** ^{s} **DRAINAGE Hair** ^{v} **SYNOPS** ^{s}		
Complex model based on mechanical processes	**MACRO** ^{v}		

QSA : quantity active substance; TFI-ai: calculation of the TFI for each application of the active ingredient with the same dose reference values as for the TFIai in course of development; DEXiPM: sub-transfer indicators linked to the use of plant protection products of the DEXiPM model (Pelzer et al. 2012). I-phy2: new version of the indicator I-PHY (I-phy1), (Lindahl et Bockstaller (2012)for vertical transfer (v) Wohlfart (2008) for transfer of surface (s)). DRAINAGE-hair: metamodel developed in the HAIR project from the MACRO model (Strassemeyer et Gutsche 2010). For the other indicators, the description is available on the GUIDE tool Keichinger et al. (2013) : http://www.plage-evaluation.fr/guide/).
Key:: multiplication, [ ]: Decision Tree, [ ] X-[ ]: separation in 2 sub-indicators,*
LF: fuzzy logic, f ( ): function, v sub-indicator for vertical transfer (the Jaillière drainage and Le Magneraud infiltration), s: sub-indicator for surface transfer (the Jaillière site - runoff by saturation and Geispitzen - hortonien runoff), LT and HT: low and high toxicity for DEXiPM.

Figure 2- Synthetic presentation of the method of calculation for the indicators

2.3. Parameterization of Indicators

2.3.1. Rules of calculation

Some of the selected indicators chosen such as I-Phy assess the risk represented by pesticides, in different environmental compartments - for example surface water, groundwater or air - and target organisms - for example human beings or aquatic organisms -. In this case, and in accordance with recommendations made by Bockstaller et Girardin (2003), we considered for the studied indicators only the sub-indicators addressing transfer of active ingredients to water. For the DEXiPM indicator based on a decision tree (Pelzer et al. 2012), only the branches of the tree dealing with pesticides and the water quality were considered. However, it was not possible to separate the transfer model from the toxicity variable, so that we calculated DEXiPM indicator at 2 toxicity levels, LOW and HIGH. For the La Jaillière (drainage) and Le Magneraud sites, only the sub-indicators estimating vertical transfer by leaching were calculated. Although pesticide transfers by drainage impact surface water, the tested indicators consider this kind of transfer with the sub-indicators for vertical transfer. For the La Jaillière (runoff by saturation of the profile) and Geispitzen (hortonian runoff), the sub-indicators considering surface transfer were calculated.
In many cases, no tools to calculate the chosen sub-indicators were available, so that to optimize this step, we developed a computing chain. The whole set of variables needed to calculate selected indicators were compiled in a unique Excel (Microsoft ®) spreadsheet that was linked to single spreadsheets calculating the indicator. We checked the relevance of the calculation outputs by comparing them to the outputs from the original software (e.g. I-PHY1 and 2) or with examples of calculations to verify the consistency of the results. These were designed using the description of the calculation method of each indicator, found in their original publications and in the factsheets of the GUIDE tool (http://www.plage-evaluation.fr/guide/ Keichinger et al. 2013). When the information needed to calculate an indicator was unavailable or unprecise, we had to set the value a few input variables: for indicators ARTHUR and EPRIP 2 indicators, distance to the next water body was reduced to 0m because the water fluxes were collected directly at the field outlet. The time between the date of application and the transfer fluxes was set at 3 days for EPRIP 2 (Trevisan et al. 2009) and I-PHY 2 (Wohlfart 2008), a worst case situation that was also assumed by Strassemeyer et al. (2003).This may lead to an overestimation of the risk of the transfer by runoff for these indicators, which is preferable to underestimation (see 2.4.2). In a few cases, we exchanged directly with the authors for questions of details. For the ARTHUR indicator, the author did not give us access to the detailed calculations, so that we were forced to implement the original software of the tool.
The MACRO model (5.2 version) was parameterized by means of respectively 7 and 4 sets of parameters for the La Jaillière and Le Magneraud sites. They were based either on pedotransfer functions that were available in the model or on the pedotransfer Footprint functions (Centofanti et al. 2008), (See Supplementary Materials: annexes 1)). The input soil variables needed to run the model were: i) for each soil layer, depth, texture, stoniness, pH, organic matter content, ii) bedrock nature, and daily weather data, rain, evapotranspiration, minimum and maximum temperature. These data were collected in the soil and weather databases of Arvalis - Institut du Végétal. Thus we assessed the predictive quality of the model in a routine implementation situation with data available in a national database, without any calibration. The outputs of the model used for comparison are fd1, cmax, ftotal and cmp (see section 2.1 for more details).

2.3.2. Selection of active ingredients

The active ingredients selected for our analysis on the 3 monitored sites were mainly herbicides, with few fungicides and an insecticide, because herbicides are the main source of contamination of water bodies (Lopez et al. 2015). As shown in table 1, they cover a wide range of the main physicochemical properties involved in transfer, DT50, K_{oc} and solubility (Chen et al. 2015), and are applied during autumn-winter and/or spring on different crop types and at different rates. Thus we covered a wide

range of condition to get sufficient variability for the indicator results. This provides us with a good representation of the way the transfer of pesticides reacts in a variety of conditions and at the different periods when they are applied .

Active ingredient properties were taken from the SIRIS French database, also used for an indicator developed with the same name (Gouzy et Le Gall 2007). We tested the effect of the choice of value for K_{oc} and DT50 settings on the correlations between measured variables and indicator output for more favorable values, mainly taken from the Footprint database (PPDB: Pesticide Properties Database 2015 :http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm) and more unfavorable values, mainly taken from the database of the I-PHY indicator (Bockstaller et al. 2008). Small differences (variations of correlation coefficients under|0.1|) were found except for I-PHY1 indicator at the La Jaillière site (drainage) for the favorable scenario (decrease of the r coefficient of 0.22), taking results obtained with SIRIS values as a reference. This was mainly due to the high weight on the results of the GUS variable aggregating K_{oc} and DT50 (van der Werf et Zimmer 1998). Thus, in the rest of article, the results obtained with data from the SIRIS database will be shown.

2.4. Comparison method

First we estimated the variability of the measured data and the variability of the indicator or model results in order to verify whether the ranges of variation were enough to perform the comparison. This was the case with a majority of variation coefficients higher than 50 %. (Supplementary Materials: annexe 1). Then we performed several tests comparing measured variables with indicator outputs, described previously with indicators or MACRO outputs. These tests of decreasing power following recommendations made by Bockstaller et Girardin (2003) and Bockstaller et al. (2008), and the example set by Brown et al. (2002) were: (i) correlation tests to identify linear relationship, (ii) probability tests to compare measurements with classified indicator outputs, to assess the proportion of acceptable cases (Bockstaller et Girardin 2003) (iii) Receiver Operating Characteristic tests (ROC tests) estimating the predictive ability against a given threshold as proposed by Makowski et al. (2009). This gradient in the power of the tests aimed to identify looser relationships than linear correlations for simplified indicators.

2.4.1. Correlation test

In a preliminary step, we assessed pairwise the correlation between the indicator outputs and i) outputs of the other indicators to identify indicators showing similar results, and ii) measured variables, using successively the Pearson Correlation test and the Spearman correlation tests on the ranks. The latter, used by Reus et *al*. (2002) to compare outputs of pesticide risk indicators, yielded lower correlations than the Pearson test (results not shown). For the La Jaillière and Le Magneraud sites, the size data sets allowed to calculate average value of the indicators and the measured variables for each a.i. across the years. These averages were obtained for a number of data varying between 2 and 58 (Supplementary Materials: Table A5). The Pearson Correlation test was performed for these values. For all tests we used the correlation coefficient (r) to assess the degree of relationship and not the determination coefficient (r^2) that characterizes to which extent one variable explains the other. All calculations were run by means of the R software (3.2.2 version https://www.r-project.org). The result not in italic in the tables are significant by having a p value <0.01.

2.4.2. Probability Test

Bockstaller et al. (2008) define the test as assessment of the proportion of cases in which the difference predicted value – observed value falls within a probability or acceptance area defined in function of the indicator outputs and expected performance of the indicator. Since most of indicator

outputs were qualitative, and following Brown et al. (2002), we ran the comparison with classes of measurements and indicator output. Like Pervanchon et al. (2005) we worked with five classes to identify a possible qualitative relation between transfer measurements and indicator outputs. Measured variables were divided into five classes that were equivalent for fd1: each class corresponding to a range of 20%. For the other variables, the five classes were organized following a logarithmic scale of 10 order (Table 2). Such a range of variation was also used by Brown et al. (2002) to assess their prediction model of pesticide transfer at catchment scale. Indicators outputs in form of scores were split into equal classes while indicators providing quantitative such as in EPRIP, SYNOPS and Drainage HAIR were classified like the corresponding measured variable (see table 2).
In this study we decided that the acceptance area was defined by the sum of the correct estimations and overestimations of transfer by an indicator (Supplementary Materials: annexe 1). Our choice was guided by the loose relationships between indicator's issues and transfer of pesticides due to simplification in the design of the indicators: for example most of the indicators do not take into account the period of application. As a consequence, they do not take into account the variability of degradation processes impacted by different temperatures or different pluviometry. The probability will be defined hereafter as the sum of correct estimation and overestimation. Discussions with water managers from the Eau Rhin-Meuse agency confirmed that overestimation of risks could be tolerated, but not underestimation. We decided to consider as acceptable indicators with a probability higher than 60% and with a percentage of correct estimation higher than 50%. These thresholds should not be considered as absolute. They allowed us to consider as acceptable only indicators which had a majority of correct estimation and to limit the degree of underestimation. This excludes indicators that tend to systematically overestimate risk of pesticide transfer are excluded. Knowing the high level of simplification in calculation methods of some indicators, we decided to select both thresholds at a medium level to differentiate the indicators.

Table 2: Example of distribution of results of indicators and data measured in 5 classes.
(See Fig.1 for abbreviation of the indicators and Section 2.2)

QAI	TFI-ai	EIQ	SIRIS	DEXiPM, DAEG, ARTHUR	ADSCOR CT	ADSCOR LT	I-Phy1	I-Phy2	EPRIP, POCER, SYNOPS, NRI	% exceedance of treshold of 0,1 µg/L	Concentration (Cmax et CMP) (µg/l)	Flow (mg/ ha)
< 10	[0 ; 0.2[	< 2	[0 ; 20[	[0 ; 1[	[0 ; 2[	[0 ; 4[	[0 ; 2[	[0 ; 2[	< 0,01	[0 ; 20[	< 0.01	< 1
[10 ; 50[	[0.2 ; 0.4[	[2 ; 3[	[20 ; 40[	[1 ; 2[	[2 ; 4[	[4 ; 8[	]2 ; 4[	[2 ; 4[	[0,01 ; 0,1[	[20 ; 40[	[0.01 ; 0.1[	[1 ; 10[
[50 ; 250[	[0.4 ; 0.6[	[3 ; 4[	[40 ; 60[	[2 ; 3[	[4 ; 6[	[8 ; 12[	[4 ; 6[	[4 ; 6[	[0,1 ; 1[	[40 ; 60[	[0.1 ; 1[	[10 ; 100[
[250 ; 1250[	[0.6 ; 0.8[	[4 ; 5[	[60 ; 80[	[3 ; 4[	[6 ; 8[	[12 ; 16[	[6 ; 8[	[6 ; 8[	[1 ; 10[	[60 ; 80[	[1 ; 10[	[100 ; 1000[
≥ 1250	≥ 0.8	≥ 5	[80 ; 100]	[4 ; 5]	[8 ; 11]	[16 ; 20]	[8 ; 10]	[8 ; 10]	≥ 10	[80 ; 100]	≥ 10	≥ 1000

2.4.3. ROC Test

The Receiving Operating Characteristic (ROC) test consists in comparing indicator outputs with a threshold and calculating, for each value taken by the indicator, the sensitivity and the specificity of the test with regard to this threshold. The sensitivity corresponds to the fraction of true positive situations (the indicator shows a high transfer risk of a given a.i. and the transfer of the a.i. exceeded the threshold) and specificity corresponds to the fraction of true negative situations (the indicators shows a low transfer risk of a given a.i. and the transfer of the a.i. does not exceed the threshold), (Makowski et al. 2009). The next step consists in plotting sensitivity vs. (1- specificity) values for each indicator value to obtain the ROC curve and to calculate the area under the curve (AUC). The AUC is an assessment of the predictive quality of an indicator: for a perfect indicator, the value of the AUC should be 1, whereas an indicator with an AUC value below 0.5 does not perform a random draw (Supplementary Materials: Table A7, annexe 1). The thresholds selected for this test were: 0.1 µg /L (threshold of drinkable water) and 1 µg /L (half of the threshold for potable water (2 µg/l)) for the weighted average concentration (cmp), 1 and 2 µg/l) for the maximal concentration (cmax) and 100 mg /ha for the total flow (ftotal).

3. Results

3.1. Preliminary analysis

3.1.1. Analysis of data variability

The results of the indicators calculated for the 4 sites show a satisfactory variability (Supplementary Materials: Table A4, annexe 1). Their variation coefficients vary between 11% and 320% and are higher than 20%, except for the I-PHY1 and DEXiPM-LT indicators on the La Jaillière site (runoff) and DAEGv on the La Jaillière site (drainage) (Supplementary Materials: Table A4, annexe 1). For instance, the I-PHY2v indicator expressed on a scale between 0 and 10, ranges between 2.73 and 10 with a median value of 6.80 on the Jaillière site (drainage). The variation coefficients of the measured variables are much higher than those of the indicators, ranging between 56% and 743 %. This is mainly due to their asymmetric distributions, with a majority of points equal to 0. This asymmetry is also demonstrated by the wide gap between the median and the average, the former being much lower than the latter (for example, respectively 0.01 and 0.67µg/L on the La Jaillière site (drainage)).

3.1.2. Preliminary analyses: Correlation between Indicators outputs

Several correlations are observed between indicators. Some of them can be explained by a similarity in the construction method (see Figure 2): for instance the correlation coefficient value (r) between I-PHY1 and DAEG is 0.76 at the La Jaillière site (drainage) and r= 0.95 et the Geispitzen site. I-PHY 1 and ARTHUR have values r = 0.66 at the Jaillière site (drainage) and r= 0.76 on the Magneraud site. A good relationship is also observed between the indicators having a similar degree of complexity (see figure 2). On the one hand, for the simplest ones we can note QSA and EIQ (r = 0.78 at the La Jaillière site (drainage) and r = 0.97 at the Magneraud site and, on the other hand, for the indicators with a higher degree of complexity we can note that Drainage HAIR and EPRIP have a value of correlation coefficient r= 0.74 at the Jaillière the site and POCER and Eprip have a value of r= 0.75 at the Magneraud site. All results are highly significant (p-value < 0.001).

3.1.3. Preliminary analyses: correlation between the measured variables

As previously, high significant correlations are observed: i) between the maximum flow and the total flow (0.96 for the La Jaillière (drainage), 0.90 for La Jaillière (runoff), 0.98 for Le Magneraud and 0.98 for Geispitzen) and ii) between the maximum flow and the maximum concentration (0.96 for the La Jaillière (drainage), 0.74 for La Jaillière (runoff), 0.91 for Le Magneraud and 0.21 for Geispitzen) (Supplementary Material: Table A8, annexe 1).It is beyond the scope of this article to interpret these correlations.

3.2. Comparison of measured data with the indicator results

3.2.1. Indicators assessing vertical transfer by leaching

3.2.1.1. The La Jaillière site (drainage)

Correlations between indicator outputs and the measured data are generally bellow 0.5 except for the model MACRO (Table 3). This yields higher correlation than the indicators except for fd1 (r=0.79 for cmax, r=0.71, for ftotal and r=0.89 for cmp) (see table 3). Some indicators based on an operational model or a quantitative model show a correlation coefficient above 0.40: among those based on a qualitative model (fuzzy decision trees) I-PHY1 (respectively r=0.43, 0.42, 0.49, 0.41 for cmax, flmax, ftotal and cmp), ARTHUR for fd1 (r=0.42) and among those based on a quantitative model, DRAINAGE HAIR and EPRIP for ftotal (respectively r = 0.44 and r = 0.46). Correlations on

Table 3: Predictive quality of the indicators on the La Jaillière site (drainage) : correlation coefficient, probability (correct and overestimation) and correct estimation (see figure 2) with fd1 : frequency of exceedance of the threshold of 0,1µg / L; cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration. (all the results have a p-value < 0.01)

	fd1			cmax			fmax			ftotal			cmp		
	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct
QAI	0,14	92%	7%	0,14	94%	21%	0,15	92%	22%	0,20	89%	22%	0,15	99%	15%
TFI a.i.	0,30	93%	8%	0,16	92%	19%	0,18	92%	21%	0,21	89%	21%	0,19	97%	14%
SIRISv	0,32	86%	12%	0,21	71%	19%	0,22	71%	16%	0,25	67%	14%	0,22	84%	22%
EIQv	0,24	77%	63%	0,28	58%	49%	0,30	59%	51%	0,38	58%	50%	0,29	63%	51%
DEXiPMv	0,37	84%	27%	0,21	66%	29%	0,21	68%	30%	0,25	64%	27%	0,22	78%	33%
DAEGv	0,28	75%	59%	0,35	54%	43%	0,34	55%	44%	0,40	55%	44%	0,33	60%	48%
ARTHURv	0,42	82%	45%	0,29	62%	41%	0,29	65%	44%	0,37	61%	40%	0,28	73%	46%
Iphy1v	0,36	80%	64%	0,43	62%	51%	0,42	64%	53%	0,49	63%	55%	0,41	67%	51%
Iphy2v	0,24	84%	41%	0,15	67%	39%	0,16	68%	40%	0,19	64%	37%	0,13	78%	44%
POCERv	0,04	79%	48%	0,08	58%	36%	0,08	59%	36%	0,09	57%	34%	0,07	68%	44%
EPRIPv	0,36	81%	43%	0,39	60%	34%	0,40	60%	34%	0,458	58%	33%	0,39	71%	42%
DRAINAGE HAIR	0,31	77%	58%	0,31	56%	44%	0,37	68%	42%	0,444	68%	44%	0,28	70%	38%
MACRO	0,16	73%	72%	0,79	67%	40%	NA	NA	NA	0,71	59%	59%	0,89	71%	40%

r	correct estimation
< 0,4	<40
[0,4; 0,45[	[40; 50]
[0,45; 0,50[	[50; 60]
[0,50; 0,55[	[60; 70]
>0,55	> 70

average values confirm the good performance of MACRO (r>0.98) and I-PHY1 (r between 0.69 and 0.63), (supplementary material: Table A9)

For the probability test, MACRO yields results for fd1 with correct estimation of 72% and a probability of 73%. Again I-PHY1 shows best performance among indicators with correct estimation between 51 and 64 %, and a probability between 62 and 80 %. DRAINAGE-HAIR yields correct estimation above 50% only fd1. The performance for the probability test of the EIQ indicator, a simpler indicator than the previous one (Figure 1) should be noticed with correct estimations of 63 % and 51% respectively for fd1 and cmp, and a probability of 77 % and 63%.
The ROC test shows that on this site, all indicators have an area under the curve (AUC) above 0.50 and most of them below 0.80 (Supplementary material: Table A11). ARTHUR, I-PHY1 and EIQ respectively for 5, 4 and 2 out of 7 cases show ACU above 0.80. In any case, this result shows that all indicators perform better than a random draw.

3.2.1.2. The Magneraud site (percolation)

Correlations are lower on the Magneraud site than on the Jaillière site (drainage). Only the indicators DRAINAGE HAIR and DEXiPM have correlation coefficients above 0.40, respectively 0.46 and 0.41; this only for fd1. (Table 4). If average values are considered (supplementary material: Table A9); DRAINAGE HAIR for all variables, MACRO for 2 out of 3 show correlations: r between 0.56 and 0.83 for DRAINAGE HAIR and r=0.62 and r=0.81 for MACRO, the results being the best for cmax. Two other indicators yield significant results, SIRIS for cmax (r=0.56) and I-PHY1 for fmax (r=0.79).

Table 4: Predictive quality of the indicators on the Le Magneraud site: correlation coefficient, probability (correct and overestimation) and correct estimation (see figure 2) with fd1: frequency of exceedance of the threshold of 0,1µg / L; cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration (All the results not in italic have a p value >0.01)

	fd1			cmax			fmax			ftotal			cmp		
	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct
QAI	0,32	88%	13%	0,06	87%	17%	0,07	87%	17%	0,07	85%	18%	0,01	94%	16%
TFI a.i.	0,25	93%	14%	0,03	90%	21%	0,02	89%	16%	0,02	87%	17%	0,05	98%	20%
SIRISv	0,40	86%	5%	0,13	83%	21%	0,14	84%	22%	0,15	80%	20%	0,06	92%	15%
EIQv	0,34	83%	63%	0,07	67%	58%	0,09	66%	58%	0,09	65%	57%	0,01	76%	60%
DEXiPMv	0,41	81%	30%	0,18	61%	23%	0,2	64%	27%	0,2	61%	25%	0,1	77%	32%
DAEGv	0,28	90%	5%	0,08	93%	14%	0,1	94%	15%	0,12	92%	17%	0	97%	8%
ARTHURv	0,36	85%	30%	0,09	75%	42%	0,1	76%	40%	0,1	72%	38%	0,04	87%	40%
Iphy1v	0,30	82%	49%	0,03	65%	46%	0,05	65%	47%	0,05	65%	47%	-0,01	79%	54%
Iphy2v	-0,17	80%	39%	-0,14	94%	48%	-0,11	59%	27%	-0,11	57%	25%	-0,09	70%	33%
POCERv	0,03	84%	36%	-0,05	75%	34%	-0,05	76%	37%	-0,05	74%	38%	-0,04	85%	39%
EPRIPv	0,02	82%	50%	-0,06	66%	44%	-0,06	67%	46%	-0,06	65%	44%	-0,03	78%	47%
DRAINAGE HAIR	0,46	85%	50%	0,13	73%	54%	0,14	75%	55%	0,16	72%	53%	0,06	86%	55%
MACRO	0,39	74%	73%	0,19	70%	51%	NA	NA	NA	0,23	60%	9%	0,04	91%	54%

r	correct estimation
< 0,4	<40
[0,4; 0,45[	[40; 50]
[0,45; 0,50[	[50; 60]
[0,50; 0,55[	[60; 70]
>0,55	> 70

For the probability test, MACRO shows the best result for fd1, with correct estimations of 73% and probability of 74%; and acceptable results for cmp with correction estimations of 54% and probability of 91%, while DRAINAGE HAIR yields acceptable results for all the variables, with correct estimation between 50% and 55% and probability between 72% and 88%. As for La Jaillière (drainage), EIQ also yields acceptable results for all the variables, with correct estimation between 57% and 63% and probability 65% and 83%. Besides, EPRIP for fd1 (50% of correct estimations and 82% of probability) and I-PHY1 for cmp (correct estimation of 54% and probability of 79%) complete the group indicator with at least 50% of correct estimations.

Like for La Jaillière site, the ROC test shows that on this site, all indicators have an area under the curve (AUC) above 0.50 and most of them being below 0.80 except I-PHY2 that show a ACU below the threshold of 0.50 (Supplementary Materials: Table A11, annexe 1). Like for previous tests, DRAINAGE HAIR has an AUC above 0.80 in 6 out of 7 cases while ARTHUR and SIRIS for one case.

3.2.2. Indicators assessing horizontal transfer by runoff

3.2.2.1. The La Jaillière site (runoff)

Overall correlations are lower than for drainage except for DAEG (r=0.57 for fd1 (only notable result for this indicator)). SYNOPS for cmax, flmax, and ftotal (respectively r=0.47, 0.43, 0.49), I-PHY1 and I-PHY2 for fd1 (respectively r=0.44 and r=0.49) show correlation coefficient above 0.40 (Table 5). If average values are considered (supplementary material : Table A10), EPRIP2 shows correlation between 0.62 and 0.64 for 3 variables out of 4 (cmax, fmax ftotal) and I-PHY1 for 1 variable fmax: r=0.64 while lower correlations (r between 0.51 and 0.53) are found for I-PHY2, DAEG and DEXiPM-LT with respect to fmax and for I-PHY2 with respect to cmp. For the probability test, none of the indicators yields more than 50% of correct estimations. The high values of probability highlight the overestimation of the transfer by many indicators, for example SYNOP showing probability between 82 and 90% while correct estimation between 20% and 31%. The ROC test shows results slightly lower than on the previous sites. On this site, all indicators but ARTHUR in one case have an AUC above 0.50, and all are and below 0.75 (Supplementary Materials: Table A12).

Table 5: Predictive quality of the indicators on the La Jaillière (runoff) site: correlation coefficient, probability (correct and overestimation) and correct estimation (see figure 2) with fd1: frequency of exceedance of the threshold of 0,1µg / L; cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration (All the results not in italic have a p value >0.01)

	fd1			cmax			fmax			ftotal			cmp		
	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct
QAI	0,09	82%	14%	0,18	85%	24%	0,09	94%	22%	0,09	90%	21%	0,13	94%	20%
TFI a.i.	0,32	87%	20%	0,18	80%	14%	0,2	93%	18%	0,26	89%	19%	0,14	90%	15%
NRI s	0,19	93%	13%	0,28	100%	19%	0,2	100%	8%	0,24	98%	13%	0,17	100%	7%
SIRIS s	0,21	68%	13%	0,26	58%	13%	0,29	74%	19%	0,29	69%	16%	0,26	75%	22%
EIQ s	0,23	72%	40%	0,29	62%	34%	0,23	71%	40%	0,27	70%	40%	0,17	69%	35%
ADSCOR CT	0,25	69%	9%	0,25	62%	17%	0,23	79%	20%	0,25	72%	16%	0,23	79%	26%
ADSCOR LT	0,36	67%	13%	0,21	59%	16%	0,2	73%	22%	0,25	67%	17%	0,17	73%	27%
DEXiPMs Low Tox	0,31	68%	9%	0,27	58%	12%	0,27	74%	17%	0,25	69%	14%	0,28	73%	19%
DEXiPMs High Tox	0,22	81%	10%	0,25	88%	26%	0,24	94%	16%	0,26	90%	16%	0,2	96%	18%
DAEG s	0,57	88%	21%	0,21	85%	21%	0,18	90%	17%	0,2	88%	17%	0,2	93%	17%
ARTHUR s	0,21	92%	16%	0,11	91%	14%	-0,04	92%	6%	-0,08	92%	8%	0,09	95%	8%
I-Phy1 s	0,44	54%	51%	0,32	45%	43%	0,27	50%	47%	0,26	50%	47%	0,38	48%	16%
I-Phy2 s	0,49	64%	34%	0,3	53%	33%	0,27	69%	40%	0,28	64%	37%	0,31	66%	40%
POCER s	0,17	78%	13%	0,2	77%	21%	0,14	90%	21%	0,16	84%	18%	0,13	93%	25%
EPRIP s	0,18	59%	35%	0,14	48%	29%	0,11	58%	35%	0,11	56%	34%	0,1	56%	33%
EPRIP 2 s	0,33	66%	25%	0,33	55%	20%	0,28	67%	24%	0,32	63%	23%	0,2	67%	27%
SYNOPS	0,22	83%	20%	0,47	82%	31%	0,43	90%	23%	0,49	87%	25%	0,31	90%	24%

r
- < 0,4
- [0,4; 0,45[
- [0,45; 0,50[
- [0,50; 0,55[
- >0,55

correct estimation
- <40
- [40; 50]
- [50; 60]
- [60; 70]
- > 70

3.2.2.2. **The Geispitzen site (runoff)**

Like for the La Jaillière site (runoff), correlations are lower on this site than on the Jaillière (drainage) and Le Magneraud sites. The exceptions are EPRIP2 having a correlation coefficient r=0.51 for fd1, r=0.41 for cmax and r=0.57 for cmp, and POCER having a correlation coefficient r=0.41 for fd1 and r=0.42 for cmp (Table 6). For the probability test, none of the indicators yields more than 50% of correct estimations. The ROC test shows results lower than on the previous sites. On this site, five indicators yield results with an AUC below 0.50: TFI for two cases with respect cmax, SIRIS for cmax, ADSCOR-CT for fmax, ftotal and cmp, ADSCOR-LT for fmax and ftotal, and DAEG for ftotal. However, five indicators yield an AUC above 0.80 for fmax: AIQ, NRI, EIQ, POCER and EPRIP2 (Supplementary Materials: Table A12, annexe 1).

Table 6 Predictive quality of the indicators on the Geispitzen site: correlation coefficient, probability (correct and overestimation) and correct estimation (see figure 2) with fd1 : frequency of exceedance of the threshold of 0,1µg / L; Cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration (All the results not in italic have a p value >0.01)

	fd1			cmax			fmax			ftotal			cmp		
	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct	Corr.	probability	correct
QAI	0,29	72%	20%	0,33	57%	25%	0,24	95%	15%	0,25	87%	18%	0,4	77%	28%
TFI a.i.	0,14	70%	15%	-0,06	60%	20%	0,06	92%	18%	0,07	90%	18%	0,13	77%	23%
NRI s	0,3	92%	33%	0,23	87%	48%	0,25	100%	8%	0,26	97%	15%	0,39	97%	30%
SIRIS s	0,07	50%	23%	-0,01	27%	18%	0,01	85%	23%	-0,02	80%	25%	0,01	62%	30%
EIQ s	0,3	50%	33%	0,23	37%	25%	0,25	67%	38%	0,26	62%	35%	0,39	52%	33%
ADSCOR CT	0,24	35%	15%	0,17	27%	20%	-0,1	75%	33%	-0,12	60%	20%	-0,06	47%	20%
ADSCOR LT	0,1	27%	13%	0,18	12%	8%	-0,28	67%	35%	-0,3	55%	25%	-0,17	37%	18%
DEXiPMs Low Tox	0,27	67%	30%	0,19	45%	25%	0,2	92%	18%	0,2	82%	15%	0,33	70%	25%
DEXiPMs High Tox	0,19	95%	33%	0,31	82%	43%	0,15	97%	8%	0,15	95%	8%	0,26	92%	23%
DAEG s	0,3	37%	20%	0,22	22%	18%	-0,13	77%	35%	-0,15	65%	25%	-0,02	52%	28%
ARTHUR s	0,27	67%	33%	0,38	45%	25%	0,18	92%	18%	0,18	85%	23%	0,12	67%	23%
I-Phy1 s	0,32	37%	28%	0,21	25%	25%	-0,12	75%	38%	-0,15	60%	25%	-0,03	47%	28%
I-Phy2 s	0,31	52%	30%	0,34	45%	35%	0,06	80%	23%	0,04	75%	28%	0,18	60%	28%
POCER s	0,41	58%	21%	0,24	39%	18%	0,28	92%	26%	0,28	76%	13%	0,42	61%	18%
EPRIP s	0,3	54%	30%	0,23	35%	19%	0,19	78%	24%	0,17	65%	16%	0,34	51%	14%
EPRIP 2 s	0,51	70%	30%	0,41	50%	30%	0,32	95%	20%	0,3	85%	20%	0,57	67%	18%
SYNOPS	0,36	97%	29%	0,17	92%	45%	-0,07	97%	5%	-0,09	95%	5%	0,01	95%	21%

r
- < 0,4
- [0,4; 0,45[
- [0,45; 0,50[
- [0,50; 0,55[
- >0,55

correct estimation
- <40
- [40; 50]
- [50; 60]
- [60; 70]
- > 70

4. Discussion

Overall, the correlation tests show correlations below 0.58 between the different measured variables and the indicator outputs, except the MACRO model on the La Jaillière (drainage) site. The test on the average values of the indicators outputs and the measured variables allows us to pass over heterogeneity of soil conditions between plots and climatic variability between years of the experimentation period. In this case, the MACRO model also yields satisfying results on the Le Magneraud site, and other indicators such as DRAINAGE - HAIR, I-PHY1, EPRIP reach correlations until 0.83 in some cases. Complementary tests such as the probability test recommended by Bockstaller et Girardin (2003) and adapted according to the method of Dubus et Brown (2002), confirm the trends while the ROC tests show the ability of a majority of the indicators to assess the risk to one threshold.

More precisely, the correlation test and the probability test show that the best (the least bad) results are obtained with indicators that take into account the plot environment, the topography, the soil, and the practice parameters and integrate them in a simplified model or in an approach based on a meta-model (see figure 1). The I-PHY qualitative indicators belong to this category, while the indicators based on two sub-indicators taking into account, on the one hand the environment, and on the other hand the practices, such as DAEG and ARTHUR, give lower results in general, like the simplest indicators based only one variable the dose (QSA IFT-MA). The EIQ indicator, although categorized as a simple indicator, is an exception to this rule, and is based on the outputs of the GLEAMS simulation model used in specific conditions (Kovach et al. 1992). These results of indicators based on one variable or on a simple combination of variables were expected and question the relevance of their comparison. It seems that we tested the ability of a knife to cut a steel bar. However, they are used in many multicriteria assessment methods (Eckert et al. 2000; Gomiero et Giampietro 2001; Häni et al. 2003) and by regulatory authorities to monitor the evolution of pesticide management (e.g. TFI for the Ecophyto plan). When no other elaborate indicator is available, these simple indicators are even used to assess environmental risk. Our results should serve to discourage this misuse of simple indicators assessing management. On the other side of the gradient of complexity, the mechanistic model MACRO (Larsbo et al. 2005) integrating precisely the processes of vertical transfer (Casara et al. 2012) logically yields the best results, although it is not always the most complex prediction tool that are the most accurate (Makowski et al. 2009). Although MACRO was not calibrated, these results were obtained for one set of parameters over seven for La Jaillière and four for Le Magneraud site, with soil description of Arvalis - Institut du Végétal, and the automatic chain of calculation developed by Agrosolution. (See Supplementary Material: Table A3). Thus, it cannot be considered as a general validation of MACRO. Two indicators based on this model (I-PHY 2 and DRAINAGE HAIR) obtain different results These differences can be explained by their design: DRAINAGE-HAIR was derived from a classical metamodelling approach using a statistical relationship (Strassemeyer et al. 2003) while I-PHY2 was designed with neurofuzzy supervised learning from MACRO simulations for frequency climatic data, more exactly the results for 8 years out of 10 (Lindahl et Bockstaller 2012).

These poor results for the predictive capacity of most indicators, even the most elaborate is explained by several simplifications. First, actual daily climatic data and water status of soil are not included in the calculation method for the sake of feasibility because these data are difficult to obtain. It can be also partly explained by the construction design of most of the indicators which have been elaborated to predict a risk of pesticide transfer before their application while mechanistic model as MACRO are designed to calculate real transfers with these climatic data. This also allows to pass over the effect of random variation of climate that may hide all the variations of the other variables, for example, the efforts made to change the practices. The period or the date of application, thereby the water status of the soil when pesticides are applied, is another relevant variable, according to a number of works (Real et al. 2005), that is rarely taken directly into account by a majority of indicators (Supplementary material: Table A1), except by I-PHY2. In addition, another explanation lies in the simplifications that were made in our study and that maximize the risk defined

by these indicators (see materials and methods). Nevertheless, when we consider the average results, the indicator's predictive quality increases because climatic variations are smoothed.
The indicators assessing the vertical transfers (V) have globally achieved better results than the indicators assessing the surface transfers (S), even when MACRO is not included in the comparison. This may partly be explained by our data set. The Jaillière site is drained and because of that, runoff is limited (Henine et al. 2012) so that the indicators will tend to overestimate the risk on this site. In addition, the indicators tested do not take into account in an explicit manner the runoff by saturation. The runoff and pesticide transfer by runoff is mainly due on the one hand to topographic and soil and on the other to climatic factors (van der Werf 1996). For the former, the variability between each plot is quite low (see below), so that the climate is the only determinant factor. At Geispitzen, transfer is due to punctual runoff events in spring and summer, so that the weight of climatic data is even higher. Most of the indicators tackle only topographic and soil data, and do not consider climatic variables except EPRIP, POCER and SYNOPS. POCER assesses runoff by a constant coefficient that cannot address the climatic variability while SYNOPS and EPRIP were based on a statistical function estimating runoff from rainfall data. The function of EPRIP seems to be better adapted to the sites of the study.

As already shown in the previous section, the dataset plays a key role in such study. The effort made in this is to our knowledge unique with more than 1000 treatments and a broad range of variations in terms of active ingredient and climatic variations between studied years for each site. Even in modeling, an experimental dataset of this size has not been implemented until now, even in the COST 66 action, which is one of the most complete studies from a methodological perspective (Vanclooster et al. 2000). The study of Hardy et al. (2008) with 28 a.i. and 34 lysimeters seems to be comparable to ours, but only covers vertical transfer by percolation. However, our dataset presented a limited range of variations for some variables despite its size. For each transfer pathway, there was actually only one site and within each site the variation of topographic and soil conditions between plots was low. This can be illustrated by two input variables of I-PHY1 synthesizing mainly topographic and soil conditions, respectively the potential of leaching and runoff expressed on a scale between 0 (no potential) and 1 (maximum potential) . Their values were respectively: 0 to 0.40 at the Jaillière site (drainage), 0.125 to 0.25 at the Jaillière site (runoff), 0.60, to 0.70 at the Magneraud site, and 0.35 to 0.7 at the Geispitzen site. This low variability may partly explain the poor performance of the indicators, without overseeing the others reasons mentioned before. In any case, further studies should be conducted with data sets of the same quality as those we have used but with a broader range of topographic and soil conditions within each site.

5. Conclusions

From a methodological perspective, this study has shown the interest not only to use a correlation test to assess the predictive quality of indicators assessing the risk of transfers to the waters, but also to implement a series of tests as recommended by Bockstaller et Girardin (2003). Despite the unprecedented effort to constitute a large data study, further comparison have to be achieved with dataset with a broader variability topographic and soil conditions within each site.
The designer who intends to develop a new indicator will be able to use some results of this study, including the absence of consideration of given variables playing a key role in the transfer of pesticides to water as the period application and the water status of soil. The relation between the complexity of the indicator and its predictive quality shows that it is in any case necessary to integrate pesticide properties, application, topographic, soil and climatic. The results obtained with I-PHY show that it is possible to develop a qualitative indicator integrating them with a fuzzy decision tree and showing an acceptable predictive quality.
Lastly, for the user, this study provides results on the predictive quality of indicators and the MACRO model. Indicators focusing only on properties of active ingredient showed a very low predictive quality, so that their use cannot be recommended. In addition, they invite to an unique advice of a.i.

substitution that may lead to pest resistance if the same family of pesticide is advised (Moss et al. 2007). The use of the MACRO model can be recommended with an adapted set of parameters like in this study. When it is not possible to implement it, some more elaborate indicators like I-PHY, EPRIP show the less poor results can be an alternative with much lower cost. All these recommendations are based on the results we obtained from a dataset which is quite unique by its size but remains still limited. In any case, the famous quote "All Models are false, but some are useful" (Box 1976) could also be applied to indicators.

Acknowledgment: This study started from discussions from the working group "multicriteria evaluation" of the GIS Grandes Cultures à Hautes Performances Economiques et Environnementales (GC-HP2E). The EQUIPE project was supported by the research program "for and on Ecophyto" (Ecophyto PSPE) of the French ministry in charge of Agriculture. It benefited from complementary financial support from the GIS GC-HP2E and the Water Agency Rhin-Meuse. Authors are thankful to Chloé Schneller for the preparation of the comparison work and to Alain Dutertre (Arvalis-Institut du Végétal) for the dataset of experimental data. The authors are thankful to Rémi Vuillemin, assistant professor in the University of Strasbourg for his attentive reviewing of English.

Bibliography:

Bockstaller C, Feschet P, Angevin F. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL. janv 2015;22(1):D102.

Bockstaller C, Girardin P. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems. mai 2003;76(2):639‑53.

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agronomy for Sustainable Development. mars 2008;28(1):139‑49.

Box GEP. Science and Statistics. Journal of the American Statistical Association. déc 1976;71(356):791‑9.

Brown CD, Bellamy PH, Dubus IG. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. Pest Management Science. avr 2002;58(4):363‑73.

Casara KP, Vecchiato AB, Lourencetti C, Pinto AA, Dores EFGC. Environmental dynamics of pesticides in the drainage area of the São Lourenço River headwaters, Mato Grosso State, Brazil. Journal of the Brazilian Chemical Society. sept 2012;23(9):1719‑31.

Centofanti T, Hollis J, Blenkinsop S, Fowler H, Truckell I, Dubus I, et al. Development of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe. Science of The Total Environment. 15 déc 2008;407(1):574‑88.

Chen H, Pan M, Pan R, Zhang M, Liu X, Lu C. Transfer Rates of 19 Typical Pesticides and the Relationship with Their Physicochemical Property. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 21 janv 2015;63(2):723‑30.

Devillers J, Farret R, Girardin P, Soulas G. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Paris: Tec et Doc; 2005.

Dubus IG, Brown CD. Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. J. Environ. Qual. févr 2002;31(1):227‑40.

Eckert H, Breitschuh G, Sauerbeck DR. Criteria and standards for sustainable agriculture. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. août 2000;163(4):337‑51.

Feola G, Rahn E, Binder CR. Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. Agriculture, Ecosystems & Environment. août 2011;142(3‑4):238‑45.

Flury M, Leuenberger J, Studer B, Flühler H. Transport of Anions and Herbicides in a Loamy and a Sandy Field Soil. Water Resources Research. avr 1995;31(4):823‑35.

Gomiero T, Giampietro M. Multiple-scale integrated analysis of farming systems: The Thuong Lo Commune (Vietnamese Uplands) case study. Population and Environment. 2001;22(3):315–352.

Gouzy A, Le Gall AC. Mise à jour des bases de données de l'outil SIRIS - Pesticides et amélioration de la méthode Rapport final de la phase 2 du projet. INERIS; 2007 p. 90. Report No.: INERIS-DRC-07-84947-16139A-rapport_Ameliorations_SIRIS-2007-vf.

Grung M, Lin Y, Zhang H, Steen AO, Huang J, Zhang G, et al. Pesticide levels and environmental risk in aquatic environments in China — A review. Environment International. août 2015;81:87‑97.

Gutsche V, Rossberg D. SYNOPS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 1997;64(2):181‑8.

Häni F, Braga F, Stämpfli A, Keller T, Fischer M, Porsche H. RISE, a Tool for Holistic Sustainability Assessment at the Farm Level. International Food and Agribusiness Management Review. 2003;6(4):78‑90.

Hardy I, Gottesbüren B, Huber A, Jene B, Reinken G, Resseler H. Comparison of Lysimeter Results and Leaching Model Calculations for Regulatory Risk Assessment. Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. nov 2008;3(4):364‑75.

Henine H, Chaumont C, Tournebize J, Augeard B, Kao C, Nedelec Y. LE RÔLE DES RÉSEAUX DE DRAINAGE AGRICOLE DANS LE RALENTISSEMENT DYNAMIQUE DES CRUES : INTERPRÉTATION DES DONNÉES DE L'OBSERVATOIRE « ORGEVAL ». Sciences Eaux et territoires. 2012;cahier spécial(2012 / III):16‑23.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovation agronomiques. 2013;(28):1‑13.

Kovach J, Petzoldt C, Degni J, Tette J. A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides. New York's Food and Life Sciences Bulletin. 1992;(139):1‑8.

Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398.

Levitan L. « How to » and « why »: Crop Protection. sept 2000;19(8‑10):629‑36.

Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. Ecological Indicators. déc 2012;23:95‑108.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Science of The Total Environment. juin 2015;518‑519:562‑73.

Makowski D, Tichit M, Guichard L, Van Keulen H, Beaudoin N. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. Journal of Environmental Management. mai 2009;90:S139‑46.

Marks Perreau J, Real B, Colart A-S, Dutertre A, Bodilis AM. Transfert de produits phytopharmaceutiques par réseaux de drainage et par ruissellement. 22ème conférence du COLUMA. DIJON; 2013. p. 651‑61.

Maud J, Edwards-Jones G, Quin F. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2001;86(1):59‑73.

Moss SR, Perryman SAM, Tatnell LV. Managing Herbicide-resistant Blackgrass (Alopecurus Myosuroides): Theory and Practice. Weed Technology. avr 2007;21(2):300‑9.

Pelzer E, Fortino G, Bockstaller C, Angevin F, Lamine C, Moonen C, et al. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. Ecological Indicators. juill 2012;18:171‑82.

Pervanchon F, Bockstaller C, Amiaud B, Peigné J, Bernard P-Y, Vertès F, et al. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment. janv 2005;105(1‑2):1‑16.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Perspectives Agricoles. oct 2005;(316):20‑4.

Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, Fomsgaard I, Gutsche V, Lewis K, et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2002;90(2):177‑87.

Stenrod M, Heggen H, Bolli R, Eklo O. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions—A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. Agriculture, Ecosystems & Environment. janv 2008;123(1‑3):15‑29.

Strassemeyer J, Gutsche V, Brown CD, Liess M, Schriever CA. WP7 / D50 Definite version final report aquatic indicators. HAIR project. OECD; 2003 p. 89.

Trevisan M, Di Guardo A, Balderacchi M. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. Environmental Modelling & Software. août 2009;24(8):994‑1002.

Vanclooster M, Boesten JJTI, Trevisan M, Brown CD, Capri E, Eklo OM, et al. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. Agricultural Water Management. mai 2000;44(1‑3):1‑19.

Vilain L, Boisset K, Girardin P, Guillaumin A, Mouchet C, Viaux P, et al. La méthode IDEA: indicateurs de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation. Dijon: Éducagri éd.; 2008.

van der Werf HMG. Assessing the impact of pesticides on the environment. Agriculture, Ecosystems & Environment. déc 1996;60(2‑3):81‑96.

van der Werf HMG, Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere. avr 1998;36(10):2225‑49.

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecological Indicators. juill 2010;10(4):826‑39.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. [Nancy]: INPL; 2008.

Conclusion du chapitre 1

Cet article, valorisation du travail du projet EQUIPE (Evaluation de la Qualité prédictives des Indicateurs de risque Pesticide) nous permet d'envisager l'utilisation de l'indicateur I-Phy 2 pour poursuivre notre travail à l'échelle du bassin versant. Il apparaît que l'indicateur I-Phy 2, bien qu'ayant tendance à une surestimation du risque, présente des résultats de vraisemblance élevés, notamment en situation de drainage. Le bassin versant étudié dans les 2 chapitres suivants est en majoritairement drainé, ce qui laisse présager que l'indicateur sera bien adapté pour qualifier le risque sur ce bassin versant.

CHAPITRE 2

Amélioration de l'indicateur parcellaire I-Phy : prise en compte des zones non productives en bordure de parcelle

Article soumis à Ecological Indicators

Building an indicator to evaluate the use of grass strips to mitigate the risk of pesticide transfer due to runoff

Frédéric Pierlot [1,2]; Richard Cherrier[1]; Christian Bockstaller[3]

[1] Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est
[2] Laboratoire Agronomie et Environnement UMR INRA/Université de Lorraine
[3] Laboratoire Agronomie et Environnement UMR INRA/Université de Lorraine

Abstract:
Water contamination from pesticides has been a major environmental concern since the beginning of the 2000s. Many indicators have been developed to qualify transfer risks and to allow water resource managers to oversee actions for the purpose of improving the quality of water bodies. However, these indicators only partially consider buffer zones when calculating the risk, whereas many studies show that these zones play an important role in mitigating these transfers. The aim of this study is to help to fill this gap by building an indicator to evaluate the use of grass strips to mitigate the risk of pesticide transfer due to runoff, I-MP_{GS}. This indicator, based on a decision tree that uses fuzzy logic, was built using a triple approach that combines a bibliographic study, the use of the BUVARD model that evaluates the efficacy of grass strips, and data from field studies, making it possible to consolidate farmers' practices and the characteristics of the flora on the grass strips. The variables retrieved from these different approaches can be divided into three categories: (1) variables linked to the environment (topography, climate, size of the grass strip in relation to contributing plots); (2) variables linked to farmers' practices that have an impact on the composition of the grass strip (mowing, residue export, vehicle passage); and (3) variables that have an impact on transfer rates (hydraulic bypasses, slope). The performance indicator I-MP_{GS} was developed under the CONTRA tool and then tested on the basis of its effectiveness to evaluate the transfer risk on a small watershed by combining it with the transfer risk indicator, I-Phy 2. This implementation of the tool revealed its ability to differentiate between transfer risk situations according to the characteristics of the grass strips adjacent to the plots, and our sensitivity study confirmed that the indicator, I-MP_{GS}, is sufficiently sensitive to the input variables. Finally, the form of the indicator outputs - between 0 and 100 - makes it easy to integrate them into the majority of tools used to calculate the risk of pesticide transfer by runoff and should make it possible to improve their predictive capacity.

Keywords: runoff, fuzzy logic, pesticide contamination, buffer zone, I-Phy indicator, pesticide transfer risk indicator

1. Introduction

Agriculture has considerably evolved since the end of the Second World War, with tremendous increases in yields. The massive use of pesticides and large-scale mechanization are the two major factors that contributed to the security of agricultural production. Nevertheless, this intensification of agriculture and this homogenization of practices had an impact on the environment, particularly on the landscape where it led to an increase in the size of plots, engendering the modification and simplification of the landscape, as well as the contamination of water resources by nitrate and pesticides (Van Rompaey et al. 2003; Real et al. 2005; Lopez et al. 2015). This transfer of pesticides in water can take place in several ways. In the case of groundwater, contamination may be linked to the percolation of active substances by drainage water or by the direct exchange between the surface water and the groundwater (Graillot et al. 2014), like in areas with crevices, underground caves, etc. Surface water can be contaminated by the transfer of active ingredients through the drainage network (Riise et al. 2004) or by runoff, either of the Hortonian or subsurface type, or by saturation of the soil profile via the transport of active substances in dissolved form or in the form of suspended particles in the runoff water (Zanders 2005).

Consideration of the environmental consequences of pesticides and the legislation in force (e.g., in Europe, the EU Water Framework Directive 2000/60/EC) led agronomists to reflect on the implementation of actions to reduce pesticide use (e.g., Butault et al. 2010) and to limit their impacts on the environment. To accompany these changes in practices, financiers and agronomists need tools to evaluate the relevance and the performance of the actions undertaken (Heink and Kowarik 2010), which is why so many pesticide transfer risk indicators have emerged since the beginning of the 1990s. This concept of pesticide transfer risk indicators encompasses a wide variety of tools, ranging from indicators to measure the intensity of agricultural practices, such as the TFI (treatment frequency index), which is defined by the ratio (applied dose/recommended dose) x (treated area/plot area), or the QSA (quantity of active substances), often used as a risk indicator, to indicators that are metamodels developed from mechanistic models like DRAINAGE HAIR (Strassemeyer et al. 2003) and SYNOPS (Strassemeyer et Gutsche 2010), and including indicators based on decision trees developed from field data, expert knowledge or bibliographic studies, with or without fuzzy logic (Enea and Salemi 2001; Prato 2005; Silvert 2000).

The assessment of the predictive quality of pesticide transfer risk indicators for water developed within the framework of the EQUIPE project (Pierlot et al. 2017) showed that indicators that took agricultural practices, the characteristics of active substances and the pedoclimatic context into account provided an interesting compromise between predictive capacity and ease of implementation. The I-Phy indicator (Van der Werf and Zimmer 1998; Lindahl and Bockstaller 2012) falls into this category. For transfers by runoff, the indicators focus on inter-plot processes and only partially take processes at plot borders, such as those involving grass strips, into account. Several studies show that these zones play a buffer role by mitigating transfers to surface water both in the dissolved phase as well as the particle phase (Reichenberger et al. 2007; Otto et al. 2008; Lafrance et al. 2013). Moreover, since 2005, Article L.211-1-4 of the French Environmental Code has required all landowners to install a grass strip with a minimum length of 5 m along water bodies of 10 ha or more.

The aim of this study was therefore to improve the assessment of the performance of these grass strips at plot borders using pesticide transfer risk indicators. The idea was to develop a predictive indicator (referred to below as I-MP_{gs}) as the indicator of the INDIGO method, which assesses the mitigation potential of grass strips and thus makes it possible to weight the outputs of indicators that express the plot transfer risk of pesticides. This indicator is based on an operational model (Bockstaller et al. 2015) that uses variables accessible by the targeted users, i.e., agronomists and water resource managers who work together with farmers in the aim of improving their practices. We used decision trees that use fuzzy logic to build the model. This approach allows us to aggregate quantitative and qualitative knowledge that is sometimes subject to uncertainties, while avoiding threshold effects (Enea and Salemi 2001; Prato 2005; Silvert 2000). Until now, most authors used an approach based either on expertise (e.g., Fragoulis et al. 2009; van der Werf and Zimmer 1998) or on metamodeling (e.g., Lindahl and Bockstaller 2012; Wohlfahrt et al. 2010). The selection and the calibration of input variables as well as the construction of this indicator were based on a combination of different approaches, including an expert approach that used bibliographic data. To fill in the gaps in knowledge, we used a digital approach with a model that simulated the efficacy of grass strips and data from a watershed study. Finally, we tested the feasibility of implementing this indicator and its capacity to identify transfer risk situations by combining it with the plot risk indicator I-Phy 2_{esu} (Wohlfart 2008). This indicator, built in the same way as I-MP_{gs}, offers an interesting compromise between ease of use and consideration of the processes.

2. Materials and methods

2.1. Selection of the variables

To select the variables making up our indicator, we used a set of references arising from experimental studies on the effectiveness of grass strips on the flow of pesticides according to different variables (Carluer et al. 2011; Dorioz and Gascuel 2009; Fox et al. 2010; Lacas et al. 2012; Lafrance et al. 2013; Otto et al. 2012; Vianello et al. 2005). Table 1 presents the main characteristics of these studies and shows a range of different situations in terms of the active ingredients tested, the width of the grass strips, slope, runoff rains, etc.
In contrast with qualitative factors such as the floristic composition of the grass strips, the ways in which these strips are managed are either not recorded or do not significantly differ. To fill this gap, it appeared to us to be essential to record those data that have an impact on the characteristics of the grass strip (see Section 2.2.2). Most studies so far have focused on experiments that included one to four active ingredients and, generally, just two (Table 1), not making it possible to distinguish the effect of the characteristics of the compounds on the mitigation capacity of the grass strips. We identified those studies concerning the effectiveness of the mitigation of the pesticide flow resulting from runoff by grass strips and then cross-referenced the performance measured with the characteristics of the active substances. The characteristics of the active substances were taken from the SIRIS database (Gouzy and Le Gall 2007), except for lindane (Health et al. 2000; Lyman et al. 1982; Seidel et al. 2007).

2.2. Calibration of the variables

2.2.1. Use of the BUVARD model

The BUVARD model was created by the working group, Buffer Zones, of ONEMA. It is a tool designed to determine the size of grass strips in terms of a set of variables (pedoclimatic and topographic

Table 1: Overview of studies on the efficacy of grass strips in terms of the mitigation of pesticide transfer. Data concerning the active substances were taken from the SIRIS database (Gouzy and Le Gall 2007), except for lindane (Health et al. 2000; Lyman et al. 1982; Seidel et al. 2007)

Active Ingredient	Efficacy of the grass strip in %	Width of grass strip in m	KoC (in mL/g)	DT50 in the field (in days)	solubility (in mg/ L)	source
Diuron	61	4	920	78	36.5	Carluer et al. 2011
Isoproturon	43	4	122	22.5	70.2	Carluer et al. 2011
Azoxystrobin	56	4	423	21	6.7	Carluer et al. 2011
Tébuconazole	68	4	1022	31	36	Carluer et al. 2011
Lindane	72	6	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Lindane	100	12	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Lindane	100	18	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	44	6	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	60	12	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	97	18	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Lindane	93	6	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Lindane	99	12	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Lindane	100	18	1080	25	10	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	97	6	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	99.8	12	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	100	18	100	29	35	Dorioz et Gascuel 2009
Isoproturon	99.7	6	122	22.5	70.2	Dorioz et Gascuel 2009
Isoproturon	99.9	12	122	22.5	70.2	Dorioz et Gascuel 2009
Isoproturon	99.9	18	122	22.5	70.2	Dorioz et Gascuel 2009
Diflufenican	97.4	6	3417	315	0.05	Dorioz et Gascuel 2009
Diflufenican	99.8	12	3417	315	0.05	Dorioz et Gascuel 2009
Diflufenican	99.9	18	3417	315	0.05	Dorioz et Gascuel 2009
Atrazine	70	4	100	29	35	Fox et al. 2010
Atrazine	7	4	100	29	35	Fox et al. 2011
Chlorpyrifos	78	4	8151.31	18.7	1.05	Fox et al. 2012
Chlorpyrifos	24	4	8151.31	18.7	1.05	Fox et al. 2013
Diuron	95	4	920	78	36.5	Lacaset al. 2012
Atrazine	87.74	3	100	29	35	Lafrance et al. 2013
Atrazine	90.54	6	100	29	35	Lafrance et al. 2013
Atrazine	72.37	9	100	29	35	Lafrance et al. 2013
S- Metolachlor	92.83	3	200	21	530	Lafrance et al. 2013
S- Metolachlor	94.3	6	200	21	530	Lafrance et al. 2013
S- Metolachlor	94.83	9	200	21	530	Lafrance et al. 2013
S- Metolachlor	66	3	200	21	530	Otto et al. 2012
Terbuthylazine	64	3	220	46	8.15	Otto et al. 2012
mesotrione	100	3	109	5	160	Otto et al. 2012
mesotrione	100	6	109	5	160	Otto et al. 2012
S- Metolachlor	70	6	200	21	530	Otto et al. 2012
Terbuthylazine	69	6	220	46	8.15	Otto et al. 2012
S- Metolachlor	85.7	6	200	21	530	Vianello et al. 2005
Terbuthylazine	91.9	6	220	46	8.15	Vianello et al. 2005
Isoproturon	97.9	6	122	22.5	70.2	Vianello et al. 2005
S- Metolachlor	93	6	200	21	530	Vianello et al. 2005

characteristics and land use), making it possible to either calculate the effectiveness of an existing grass strip according to the runoff generated by the contributing plots or to calculate the width of a grass strip necessary to obtain the desired efficacy as a function of the runoff. Depending on the climatic zone in question, the model generates rainfall events of different intensities and duration. For a given rainfall event, it calculates the runoff generated according to the type of soil, soil cover and water status, all calculated according to the curve number method defined by the USDA (Boughton 1989). These runoff values are cross-referenced with the width of the grass strip, the slope and the maturity of the grass strip in order to calculate the efficacy. For the simulations, we selected the scenario that was the most unfavorable to the purification function of the grass strip for each season, i.e., by choosing a long rainfall event on wet soil in the model. This led us to look for minimal purification values to avoid taking overestimated values of the efficacy of the grass strips into account in the calculation of the indicators.

2.2.2. Presentation of the watershed

The watershed of the *Ruisseau de l'Etang*, which acts as a support for the monitoring of grass strips in this study, is located in the Grand-Est region of France, in the Meurthe et Moselle department. It is part of the agricultural region of the Lorraine plateau (sub-region of the Liassic plateau, rising above the sedimentary soils of the Triassic and the Jurassic periods), reported to be both extensive and heterogeneous (Jacquin and Florentin 1988). The soils present a seasonal hydromorphy linked to the clay subsoil and have often required draining to express their good agronomic potential, explaining the major drainage campaigns that took place during the 1970s. These operations led to the modification of the hydrological regime of the region (decrease in runoff and increase in transfer events towards the surface water via drains) (Skaggs et al. 1999). The *Ruisseau de l'Etang* is in a polyculture-livestock zone whose crop rotation is primarily dominated by the typical rotation in the area: wheat-barley-rapeseed.

The size of the agricultural plots in the watershed, varying from 0.4 ha to 60 ha, may contain slopes over 300 m long that generate runoff, with gradients of more than 5%. This considerable length, together with a clay loam soil sensitive to slaking, can result in substantial Hortonian-type surface runoff during intense episodes, or saturation of the profile during wet periods.

The source of the *Ruisseau de l'Etang* is in a grassland plot and its bed is surrounded uniquely by agricultural plots. Consequently, the only water that enters this stream from these agricultural plots is via drainage or runoff. The monitored grass strips can be found both along the main watercourse and the drainage ditches that supply the stream (Fig. 1).

2.2.3. Characterization of the grass strips

In our study, the term 'grass strip' corresponds to the zone located between a cultivated plot and the stream or drainage ditch (Dorioz and Gascuel 2009). We therefore excluded permanent and temporary grassland plots that are not subjected to phytosanitary treatments. This represented 24 grass strips (designated from A to X) for 10,000 linear meters analyzed. The first analysis consisted of identifying hydraulic bypasses that bypass or pass through the grass strip, and that therefore do not

allow the runoff to penetrate it, according to the method recommended by Gril et al. (2010). Moreover, we analyzed the elements in the area that concentrate the runoff flow that arrives on the grass strip and that prevent it from performing in an optimal way in terms of the interception of the flow of pesticides (Fox et al. 2010). Initial field observations allowed us to establish that the grass strip C (Fig. 1) was disconnected from the adjacent plot by a plough furrow, and since it was parallel to the fall line, it received no runoff as a result. It was therefore not used for efficacy tests with the BUVARD model.

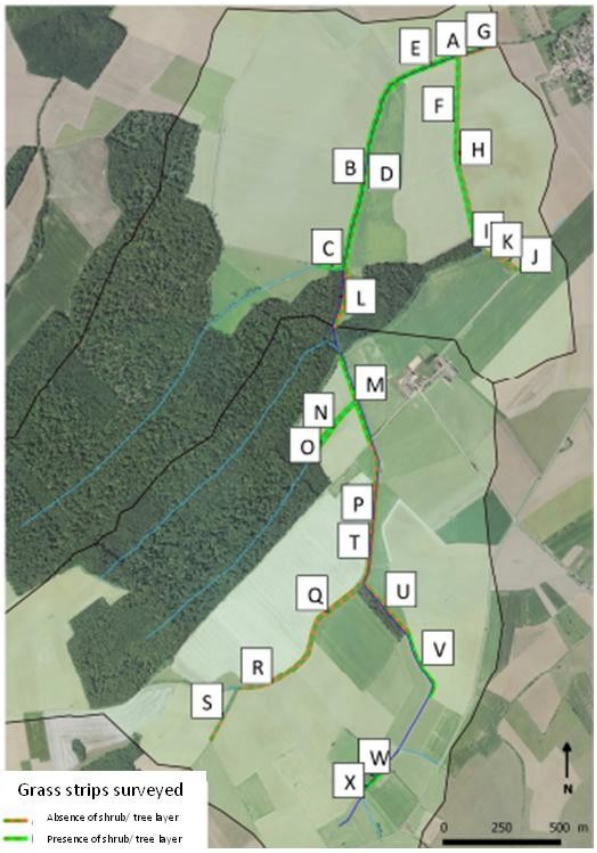


Figure 1: Distribution of the 24 grass strips studied (A to X) in the area

2.2.4. Floristic surveys

On each grass strip, a transect of three quadrats of 0.5 m X 0.5 m was sampled at the beginning, in the middle and at the end of the plot (Fig. 2) (Cordeau 2010). The transect was defined as follows:

- 1 quadrat located 2 m from the waterway: quadrat A
- 1 quadrat in the center of the grass strip: quadrat B
- 1 quadrat located 1 m from the crop: quadrat C

This choice made it possible to limit edge effects (Petit et al. 2011) so as to obtain a more representative sample. As a result, we analyzed 24 grass strips, or 216 quadrats, for a total area of 54 m² per year over 2 years (Fig. 1).

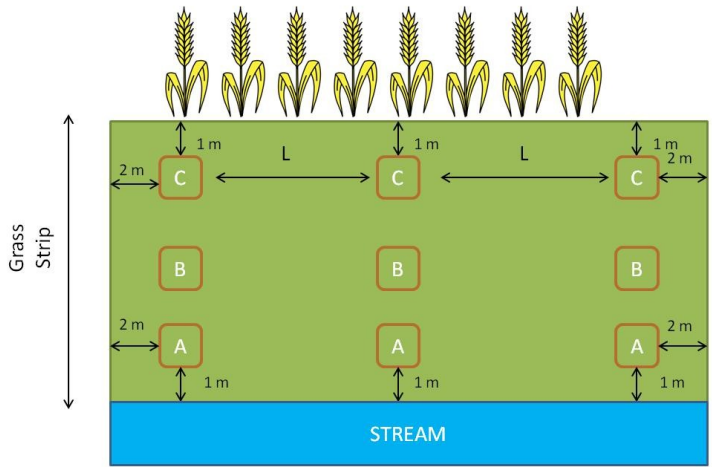


Figure 2: Schematic diagram of surveys by transect on each grass strip

Each B quadrat was geolocalized by GPS and photographed in order to find the position of the transect and to have the same sampling point the following year. Each species present and rooted in the quadrat was determined for each quadrat:

- the average height (H) corresponding to the average of the height of individuals surveyed on the quadrat
- the relative species cover I using the Braun-Blanquet coefficient (Mucina et al. 2016) converted to the % of relative cover of Van der Maarel (Vanpeene-Bruhier et al. 1998)
- the shape of the vegetation or plant habit (P)
- the % of bare ground (0)

In addition, we took the following data from the literature (mainly from E-florasys: http://eflorasys.univ-lorraine.fr (Plantureux and Amiaud 2010)):

- type of root (Ro): taproot, fasciated root or rhizome
- root depth (D): scored from 1 (shallow) to 10 (very deep)
- plant layer (V): herbaceous, bushy, low or high shrub, tree

However, introducing variables from floristic surveys into the calculation of the indicator would considerably exacerbate its implementation, which is why we decided to carry out a correlation study between these functional groups and farmers' practices:

- mowing height (M): in cm
- export of mowing residue (E) (yes/no)
- vehicle passage (P) based on the observation of wheel tracks that pack the soil and create bare ground.

2.2.5. Statistical analyses

These data were compiled in a spreadsheet for statistical processing using Xlstats® software.

To describe our sample and to characterize the differences between the grass strips, we did a flat sorting of our data in order to evaluate the differences between the 24 grass strips. We carried out

an analysis of the correlations between the different variables so that we could establish a list of those variables to be taken into account to create the indicator:

- links between practices (P, M and E) and plant families I
- links between practices (P, M and E) and types of plant habits (V)
- links between practices (P, M and E) types of plant roots (Ro)
- links between practices (P, M and E) and plant root depth (D)

The second stage of the analysis consisted of a simplification of the data drawn from correlation analyses in order to retrieve explanatory variables from our practices and to determine favorable thresholds for each of these variables in terms of the performance of the grass strip.

2.3. Building the indicator with the CONTRA tool

The CONTRA tool (Bockstaller et al. 2017) was developed to build decision trees using fuzzy logic in a transparent way, making it possible to build trees with a maximum of five variables. If the number of variables is greater, embedded trees must be created. For each variable, it is necessary to indicate the direction of the variable (increasing or decreasing) the type of membership function linked to the fuzzy logic, and the favorable and unfavorable limits of the variable. The membership functions thus make it possible to calculate the values of membership to the fuzzy subsets that deal with intermediary cases between the favorable and unfavorable limits. More details on the calculation method using fuzzy logic are available in Bockstaller et al. (2017). The following step consists of prioritizing or weighting the variables. Due to the lack of quantitative data on the relative weight of each variable, we chose to simply prioritize the variables according to their level of importance. On the basis of this information, the tool proposes a default decision tree that can be manually modified to improve the indicator outputs in relation to knowledge about the area and experimental data.

2.4. Test of the mitigation indicator on the I-Phy 2 indicator

2.4.1. Calculation of the I-Phy 2 indicator

Derived from an initial version of the indicator (van der Werf et Zimmer 1998), I-Phy 2 is a composite indicator prioritized at three levels of aggregation (Supplementary Files A1, annexe 2). The global indicator is the result of the aggregation of three sub-indicators that assess the contamination risk for each environmental compartment, i.e., groundwater, surface water and air. Each sub-indicator aggregates one or two sub-indicators of the risk of contamination of the compartment by a given transfer path and a variable of human and/or aquatic organism toxicity. The calculation of the risks of contamination specific to each transfer path is based on decision trees that depend on the fuzzy logic created by (i) knowledge about the risks of contamination of the aerial compartment by volatilization and by drift, and for the risks of contamination of surface water by drift; (ii) metamodeling for the risks of contamination of the groundwater compartment by vertical transfers (Lindahl and Bockstaller 2012); and (iii) a combination of these two approaches for the risk of contamination of surface water by runoff (Wohlfart 2008). If the ground is drained, the risk of

contamination by drainage is defined by the maximal risk between the risk of contamination by vertical transfers and by runoff.

Since our study only deals with pesticide transfer risks in surface water by runoff, only the sub-indicator of the risk of contamination of surface water by runoff is calculated (hereafter referred to as $RC_{esu\text{-}rd}$)

2.4.2. Mitigation indicator

The indicator I-MP_{GS} created under CONTRA was applied to the monitored grass strips in order to obtain a weighting coefficient of the transfer risk linked to the runoff from the plot. To combine the results of the indicator with the adjustment factor, we reversed the notation scale that initially existed for the indicator $RC_{esu\text{-}rd}$ in order to establish a risk scale between 0 and 10, where 0 is the minimal risk and 10 the maximal risk, and to obtain, for each application of an active substance, a risk that combines the transfer risk of the plot together with the mitigation linked to the presence of the grass strip. We then compared the distribution of the mitigated risk values ($RC_{esu\text{-}rd}$ x (1- I-MP_{GS})) on the basis of the plot output risk values ($RC_{esu\text{-}rd}$).

2.5. Sensitivity study

We finally carried out a sensitivity test, as recommended by Bockstaller et al. (2008), to verify if I-MP_{GS} makes it possible to discriminate between situations considered to be different beforehand, in order to obtain a coherent range of responses and to estimate the response of our indicator to variations in the value of input variables. We established three theoretical scenarios for the variable values: a favorable scenario for which the variables assume a value equal to the favorable threshold (see Section 3.2), an unfavorable scenario for which the variables take a value equal to the unfavorable scenario (see Section 3.2), and a median scenario for which the variables take a median value (see Section 3.2) (Supplementary Material file A2, annexe 2). We then varied the variables one-by-one like in the standard test to calculate the different values taken by I-MP_{GS}.

3. Results

3.1. Selection of the variables

3.1.1. Variables taken from the literature and the use of the BUVARD model

According to information taken from the literature, the key variables for determining the effectiveness of the grass strips with regard to the decrease in the pesticide transfer risk are, in decreasing order: width of the grass strip, water status of the grass strip, rainfall intensity and the characteristics of the active substances used. Studies carried out on grass strips reveal that mitigation depends on the width of the grass strip in relation to the plot that generates the runoff. In these studies, characteristics such as the surface area considered, the length of the slope and the gradient are constant. Yet the extent of the runoff water generated by the plot depends on the surface area that contributes to this runoff (Payraudeau et al. 2009). It is therefore not the width of the grass strip in terms of absolute value that is the relevant variable, but the ratio of the width of this strip to the area that contributes to the runoff. In the BUVARD model, one of the input variables is the length of the contributing slope. We therefore decided to use the ratio, length of the contributing slope over

width of the grass strip (TBE), as an input variable. The simulation results of the BUVARD modeling tool (Catalogne et al. 2016) in terms of the grass strips led us to consider that a close relationship exists between the ratio, TBE, and the theoretical efficacy of the capture of runoff by the grass strips, which is better in summer than in winter (r^2=0.81 in summer and r^2=0.53 in winter) (Fig. 3).
The water status of the grass strip impacts the ability of the grass strip to allow the runoff water to infiltrate it, depending on its state of saturation. When the grass strip is saturated, the infiltration capacity is considerably reduced (Dorioz and Gascuel 2009; Gascuel-Odoux et al. 2009; Lacas et al. 2009). The degree of water saturation is determined by rainfall events. We therefore decided to use the variable, water status of the grass strip, which can be adapted to the local rainfall on the basis of expert knowledge or rainfall charts.

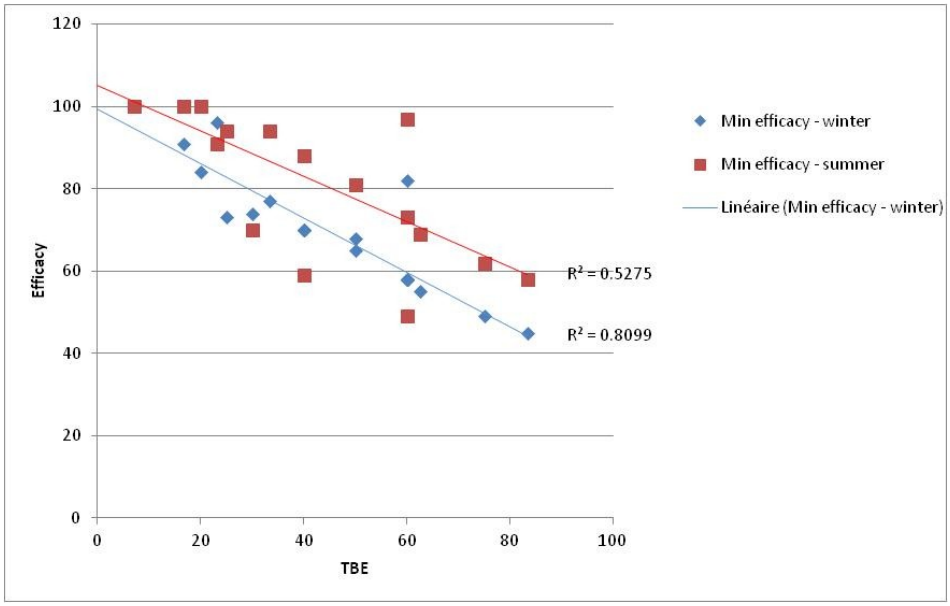


Figure 3: Efficacy as a function of the ratio of the length of the contributing slope/the width of the grass stripes (TBE) for the winter and summer seasons

As for the effectiveness of the grass strips in terms of different active substances, the consolidation of the results of the analysis of our bibliographic data (see Section 2.1.) allowed us to obtain a range of variations of the chemical properties of the major active substances: Koc from 100 mL/g to 8151.31 mL/g; DT50 from 1.05 d to 732 d; and solubility from 0.00835 g/L to 315 g/L. However, it is obvious that the differences in efficacy do not depend on the properties of the active substance (Fig. 4), which is why the variables linked to the properties of active substances were not taken into account in our indicator.

Furthermore, the slope of the plot contributes to the determinism of the runoff from the contributing area and the impact of the speed of this runoff. The time of contact between the runoff water and the buffer area will therefore be decreased if the runoff speed is increased by a steep slope, which implicates the filtration capacity of the sediments as well (Pan et al. 2010). Nevertheless, we do not take the effect of the slope on the quantity of runoff into account because it is already taken into consideration by the indicators of the transfer risk at the plot scale, like for example, in the I-Phy 2_{esu} indicator tested below or the EPRIP (Trevisan et al. 2009). We therefore chose to consider the slope variable in the I-MP_{gs} indicator as the accelerator of the runoff water.

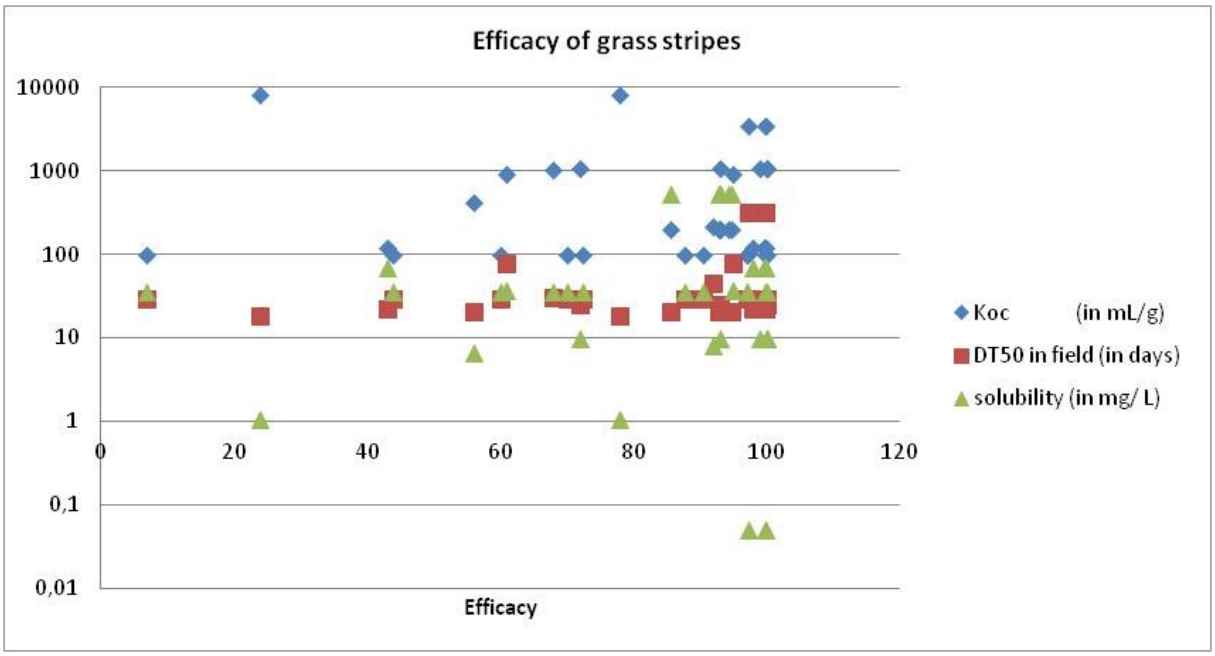


Figure 4: Efficacy of the grass stripes for different characteristics of active ingredients

In addition to these different variables, there are also the variables linked to practices that have an impact on the capacity of the grass strip to infiltrate the runoff flow from adjacent parcels. The presence of wheel tracks in the contributing plots constitutes preferential channels for the runoff water. The studies of Cotinet et al. (2016) report a difference of 64% of runoff for a rainfall of 30 mm on the ground in the Brittany region on a plot with the presence of wheel tracks, in comparison to the same plot on which the tracks were wiped out and the soil retilled. However, once again, this is linked to plot runoff and not to the performance of the grass strip. On the other hand, the wheel tracks linked to the passage of machines and other vehicles constitute preferential channels for the runoff water, which bypass the grass strip (Gril et al. 2010). These bypasses can also be linked to a discontinuity between the plot and the grass strip by furrows or gutters that prevent the grass strip from acting as a buffer and causing the runoff to concentrate in the corners of the plots or in gullies observable in the grass strip that form preferential channels, decreasing the infiltration of the runoff water and its adsorption capacity (Stehle et al. 2016).

Finally, the characteristics of the plant cover influence the effectiveness of the grass strip in terms of the retention/degradation of pesticides. Among these characteristics, we can mention the ground cover, the roughness of the cover and the development of the root system that will favor the infiltration capacity (Gascuel-Odoux et al. 2009; Mander et al. 2017). This point is discussed in Section 3.1.2.

3.1.2.Variables taken from field studies

As reported in the literature by Gril et al. (2010), we observed discontinuities between the plot and the grass strip that lead to runoff concentrated along the edge of the plot, like plough furrows (Fig. 5), creating gullies in the grass strip at the bottom of the slope and bypassing it. Other field observations revealed the impact of the topography of the grass strip on the retention and infiltration capacity of the runoff water. We observed that the grass strips that formed a slight ridge before the stream were able to partially stop the water flow from the plot by forming a dam, and that it could then infiltrate the strip (Fig. 6). We therefore chose variables that have an impact on

transfers, the presence of bypasses in the grass strip (bypass), as well as the presence of a ridge at the end of the strip that slows down the flow (topo).

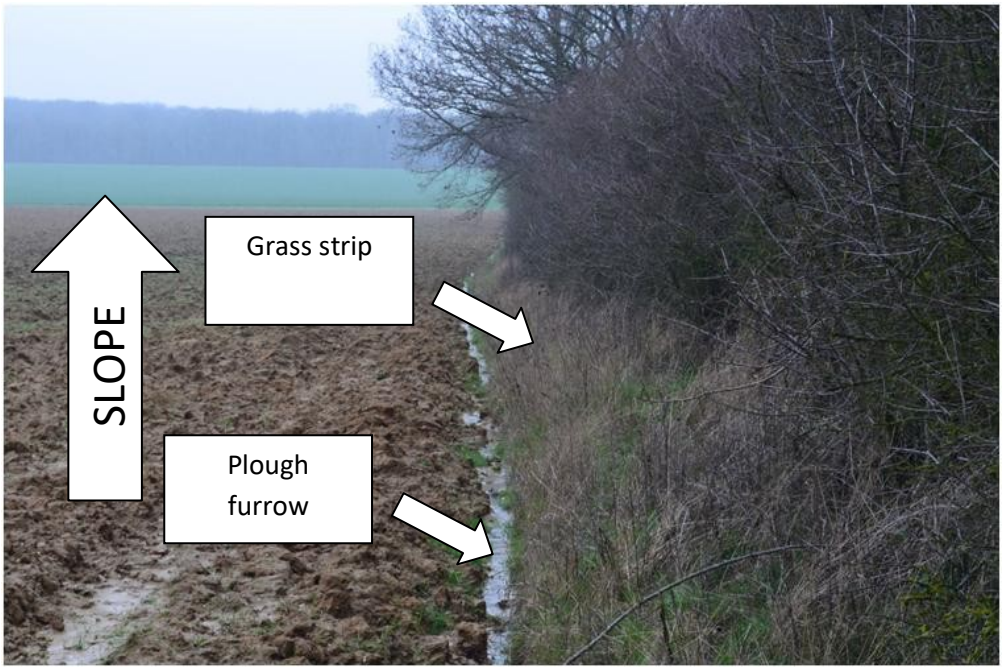


Figure 5: Discontinuity between the plot and the grass strip, increasing the runoff speed

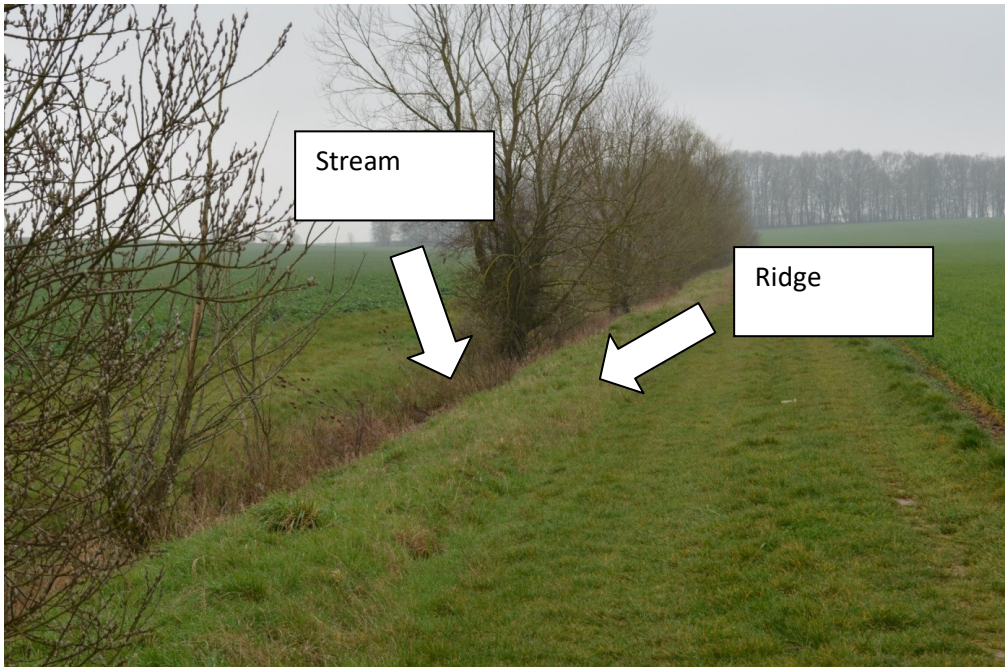


Figure 6: Presence of a topographic ridge (topo) between the end of the grass strip and the stream, favoring the retention of the runoff water

The fieldwork phase of the study allowed us to complete this list with variables that characterized the qualitative aspect of the grass strip. Among the factors that had an influence on the plant community, we chose: (i) compaction of the grass strip and vehicle passage on the grass strip (p_roue variable); (ii) mowing height (Htfauch variable); as well as (iii) export or not of mowing residue (export variable). Table 2 presents the results of correlations between practices and field characteristics for both years studied.

(i) We can observe that driving on the grass strip increases the percentage of bare ground (r = 0.54 in 2017 and r = 0.34 in 2016, but not significant) and has a negative impact on the number of families present in the grass strip (r = 0.41 in 2016), undermining the complementarity of the plants with regard to the roughness and the soil structure necessary for a good infiltration capacity. We therefore defined a variable, vehicle passage (p_roue) on the grass strip, which corresponds to the observation of the compaction of the strip due to vehicle passage.

(ii) By monitoring the grass strips, we were able observe that mowing at a height of 5 cm is unfavorable to the number of species present in the grass strip (with r = -0.47 in 2017), undermining the complementarity referred to above, and we were also able to link this practice to an increase in the proportion of bare ground (r = 0.43 in 2017). We therefore chose a variable, mowing height (Ht_fauch) (Table 2).

(iii) The export of mowing residue does not reveal a significant correlation with the number of families or species within the grass strip but, instead, has a tendency to increase the share of plants present with a taproot (r = 0.41 in 2017) or rhizome (r = 0.58 in 2017) type root system. On the other hand, 73ite7373ated type rooting systems allow for a better soil structure in terms of infiltration by increasing the micro and macroporosity of the soil and the exchange surfaces between the soil and the runoff water, allowing for a more effective retention of pesticides. Moreover, when the mowing residue is left on the strip, its surface roughness is increased, improving its adsorption capacity.

3.2. Calibration of the variables

In the absence of data to the contrary, we opted for a linear membership function to parameterize the fuzzy decision trees on which the I-MP_{gs} indicator is based.

3.2.1. Width/length ratio of the slope

For the variable, length of the contributing slope/strip width (TBE), simulations reveal an efficacy that decreases depending on the season, from 19% to 32%, if the variable TBE reaches a value of 50. We therefore established the unfavorable threshold for the variable at a value of 50. The seasonal aspect is taken into account in the variable, satu (see Section 3.2.2.).

3.2.2.Characterization of the soil water status

The saturation of the grass strip impacts its infiltration capacity: the determination of the saturation depends on the climatic conditions specific to each zone. For applications within our study area, we considered that the saturation period of the grass strip corresponds to the winter period, from October to March, with a very dry period between June and August. We therefore defined a saturation variable (satu) with a trapezoidal membership function for which the favorable values are March and June, and the unfavorable values, August and October. These values will be adjusted according to the pedoclimatic characteristics of the site, either on the basis of expert knowledge or on reference rainfall charts.

Table 2: Correlation study between agricultural practices used to manage the grass strips and characteristics of the flora on the grass strip.
R = relative species cover; V = habit of plants found on the grass strip; Ro: root type; D = root depth; P = vehicle passage; M = mowing height: 5 cm; E = Export of mowing residue (Section 2.2.4).
Values in bold denote significant results (p-value < 0.05)

			R			V					
			Number of families	Number of species	Bare ground	Decumbent	Upright	Bushy	Creeping	Climbing	Rosette
P	Vehicle passage	2016	**-0,41**	-0,36	0,34	NA	0,18	-0,26	-0,15	**-0,44**	0,35
		2017	-0,24	0,13	**0,54**	-0,17	-0,13	0,00	0,10	0,01	0,36
M	Mowing	2016		-0,05	-0,18	NA	-0,27	0,27	0,11	0,16	-0,19
		2017	-0,36	**-0,48**	**0,43**	-0,26	0,21	0,22	0,03	-0,09	-0,36
E	Export	2016	-0,25	-0,28	0,02	NA	-0,19	0,23	0,20	-0,23	-0,29
		2017	-0,32	-0,19	0,12	-0,05	0,04	-0,32	**0,47**	-0,12	-0,15

			Ro							D
			Bulbe	Taproot	Fasciated	Rhizome	Fasciated/stolon	Fasciated/rhizome	Taproot/rhizome	>4
P	Vehicle passage	2016	-0,29	0,26	0,14	-0,23	-0,06	0,25	0,21	0,01
		2017	0,15	0,28	-0,19	-0,04	**0,53**	-0,35	-0,19	-0,37
M	Mowing	2016	0,12	-0,21	-0,21	-0,20	-0,17	0,30	-0,59	0,09
		2017	0,11	0,21	0,31	0,08	0,05	-0,21	**-0,49**	0,35
E	Export	2016	-0,14	-0,03	0,15	0,13	0,04	0,11	-0,23	0,40
		2017	0,29	**0,41**	0,05	**0,58**	-0,15	-0,27	-0,37	0,34

3.2.3. Effect of agricultural practices and of the (poor) utilization of the grass strips

According to the method recommended by Gril et al. (2010), it is important that the grass strip be free of all elements that can create a bypass of the strip. Within the framework of our indicator, the presence of bypasses in the grass strip leads to a decrease in the purification capacity of the grass strip. We therefore defined the variable, hydraulic bypass (bypass), with a value of 0 to 2: 0 designates a grass strip that is well-connected to the plot with no bypasses; 1 designates the presence of a partial bypass on the grass strip; and 2 designates bypasses passing through the grass strip that make it partially ineffective in terms of the retention of a part of the runoff. The membership function for the associated fuzzy logic is a linear function with a favorable threshold of 0 and an unfavorable threshold of 2.

3.2.4. Management of the plant cover of the grass strip

The two variables that we selected concerning the management of the grass strip cover are the mowing height and the export or not of mowing residue.

The variable, mowing height, is defined in cm where the function associated with the fuzzy logic is linear, with a favorable threshold of 15 cm and an unfavorable threshold of 5 cm.

The variable, exportation (export), is therefore defined as 0 = residue not exported and 1 = residue exported, with a favorable threshold of 0 and an unfavorable threshold of 1.

3.2.5. Variables linked to the topography

At the scale of the contributing plots, the slope is taken into account because of its role in accelerating flows as well as in dislodging soil particles, with an unfavorable threshold of 5% (Kinnell 2010), a threshold that can also be observed for several transfer risk indicators like I-Phy 1 (Bockstaller and Girardin 2003) and I-Phy 2 (Wohlfahrt et al. 2010). The favorable threshold is fixed at 0% and we have assigned a linear membership function to the fuzzy logic for this variable.
The other topographic variable derived from our field studies is the presence of a ridge at the end of the grass strip and that increases its retention of the runoff. This variable (topo) takes values of 0 = no ridge or 1= presence of a ridge at the end of the grass strip.

3.3. Construction of decision trees under CONTRA

The task of selecting and calibrating variables led us to identify the following variables: the saturation of the grass strip (satu), the ratio between the length of the contributing slope and the width of the grass strip (TBE), three linked variables that influence the composition of the grass strip (p-roue, Htfauch and export), two variables that determine the potential acceleration of the runoff (bypass and slope), and a variable linked to the topographic configuration of the grass strip (topo). The number of variables selected was greater than five and it was therefore necessary to build embedded trees. The main tree thus includes the five categories or variables mentioned above, the variables linked to the management of the grass strip were placed in a 'composition' sub-tree and those that influence the acceleration of the runoff were placed in a 'transfer' sub-tree. Our indicator can consequently be broken down into three embedded trees (Table 3, Supplementary Materials A2 and Supplementary Materials A3, annexe 2).

Table 3: List of variables making up the main tree of the indicator I-MPGS

Full name of input variable	Abbreviated name of input variable	Unit	Direction of the variable	Fonction appartenance	Limit (UL = unfavorable limit; FL = favorable limit) LF=limite favorable)				Classification of input variables (in decreasing order)
Saturation	satu	Month	Increasing	Trapezoidal	UL1	3	UL2	10	3
Length of slope/width of grass strip	TBE	score	Decreasing	Linear	UL	1	UL	50	3
Composition	compo	score	Increasing	Linear	UL	0	UL	100	2
transfer	transf	score	Increasing	Linear	UL	0	FL	100	2
Presence of ridge	topo	No / Yes	Increasing	Linear	UL	0	FL	1	1

3.3.1. Main tree

In accordance with the data that we found in the literature, we prioritized the variables in the following way: The variables, satu and TBE, were considered as the most important (level 3 in CONTRA), followed by the variables, compo and transf, taken from our field studies (level 2 in CONTRA and, finally, the variable, topo, with a positive interaction with the variable, transf (level 1 in CONTRA). The tree automatically built by CONTRA authorized compensations between variables. Therefore, if one of the principal variables, satu or TBE, was unfavorable and the others favorable, CONTRA could propose a value that was excessively high (> 70 %). Likewise, if these two variables were simultaneously unfavorable, the efficacy of the grass strip was still 46%. We decided to reduce the compensation between variables by considering that if one of the two principal variables, satu or

TBE, were unfavorable, the global efficacy of the grass strip could not exceed 60%, and if both were unfavorable, it could not exceed 30%. This led us to introduce corrections in the decision rules (Supplementary Materials A4, annexe 2).

3.3.2. 'Composition' sub-tree

The composition sub-tree consists of the variables that have an impact on the composition of the grass strip. We chose factors that have a favorable affect on the selection of the flora that contributes to the purification function of the grass strip.

The three variables considered are:

- P 76ite: scored from 0 to 2 (0 = no wheel tracks/compaction of the grass strip; 1 = partial bypass of the grass strip; and 2 = bypass crossing over the grass strip)
- Ht_Fauch: in cm
- Export: yes/no

Among these three variables, the one with the greatest impact is p_roues, linked to the compaction of the grass strip (level 2 in CONTRA). We therefore gave it a more significant weight that the other two variables, Ht_Fauch and Export (level 1 in CONTRA). The tree thus obtained was not subjected to further weightings (Supplementary Material A5, annexe 2).

3.3.3. 'Transfer' sub-tree

The transfer sub-tree consists of elements that contribute to the acceleration of transfers within the plot via the grass strip.

It therefore includes three variables:

- Bypass: scored between 0 and 2 (0 = no bypass; 1 = bypass on part of the width of the grass strip; 2 = bypass on the entire width of the grass slope.
- Slope: in %

The weight relative to these two variables was defined with a preponderance of the bypass variable, (level 3 in CONTRA), which leads to the ineffectiveness of the grass strip due to the fact that it was bypassed, followed by the slope variable (level 1 in CONTRA), which is already partially taken into account in indicators such as I-Phy and SYNOPS. Following the default tree defined by the tool, we added the following weighting: as soon as the bypass variable takes on an unfavorable value, the transfer variable takes on a value less than or equal to 15% in order to take the importance of this variable into account (Supplementary Materials A6, annexe 2).

3.4. Implementation on the *Ruisseau de l'Etang* watershed

The calculation of the I-Phy indicator on applications made on the study plots revealed a dispersion of the values of the transfer risk toward the surface water of between 0 and 9.35, with an average of 3.90 and a median of 3.80 (Supplementary Material A7, annexe 2). The I-MP_{GS} indicator presents

values from 6% to 46%. The weighting of these values with the output of the indicator (($RC_{esu\text{-}rd}$ x (1-I-MP_{GS})) leads to a decrease of the runoff transfer risk values of between 0.43 and 8.25, with an average of 2.92 and a median of 2.90. We observed that for high risk values, the weighted risk presents a higher variability after application of the corrective indicator I-MP_{GS}: for example, for an initial risk of between 7 and 9, the risk, after taking the grass strip into account, varies from 3.99 to 8.25. (Fig. 7)

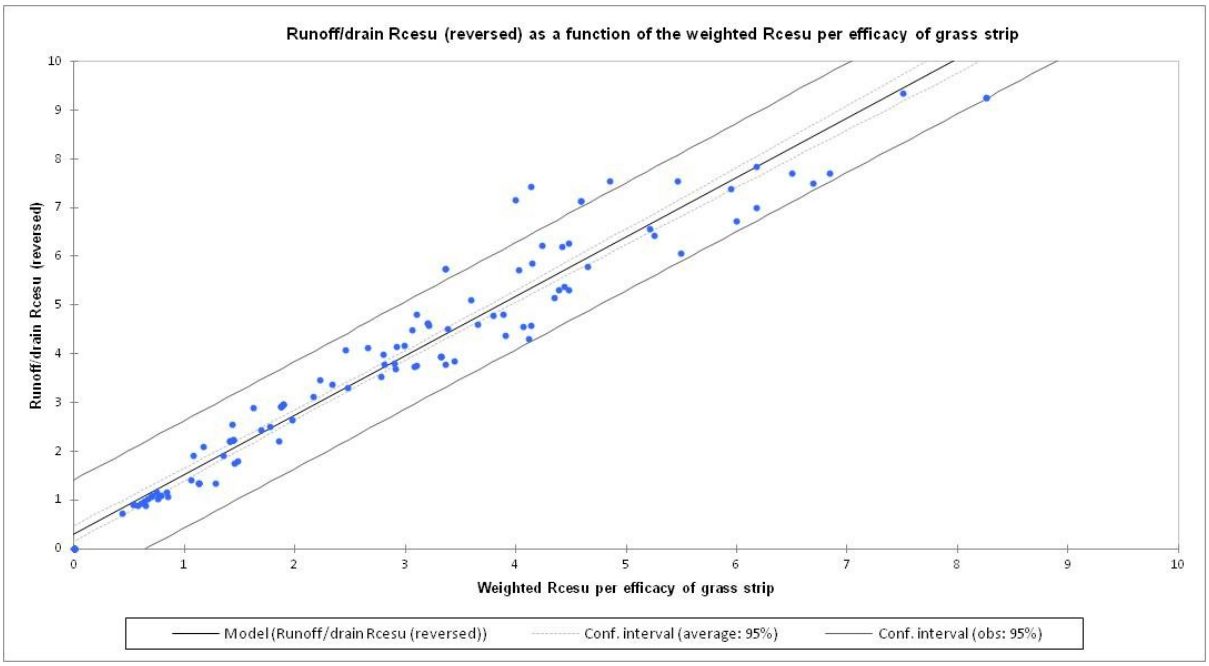


Figure 7: Representation of the transfer risk weighted by the presence of the grass strip (RCesu x (1-I-MPGS /100) in relation to the initial runoff transfer risk (RCesu)

3.5. Sensitivity analysis

We began with a calculation of the sub-trees that allowed us to inform the I-MP_{GS} indicator's main decision tree in order to envision the range of values taken by them. For the 'compo' tree, the output of the sub-tree varies from 0 to 100 with a variation increment of 12.5, depending on the three variables (Supplementary Materials), whereas in the case of the 'transf' sub-tree, the results vary from 0 to 100 with a variation increment of 3 to 5, depending on the two variables, bypass and slope, and contingent on the level of the bypass variable (Supplementary Material). The sensitivity study reveals a specific weight for each variable consistent with the classification and reflects the membership function chosen. Consequently, variables with a greater weight than our indicator, satu and TBE, lead to variations in the I-MP_{GS} results, from 24 to 52, respectively, in the case of the median scenario. However, the compo and transf variables, which have the same weight, lead to variations in the results from 31 to 45, and from 38 to 47 for the topo variable. In the case of the favorable scenario, these differences are more pronounced (e.g., for the satu variable, I-MP_{GS} increases from 60 to 100), whereas for the unfavorable scenario, they are still close (e.g., the satu variable causes I-MP_{GS} to increase from 0 to 25) (Fig. 8). These variations of between 0 and 100 are in line with our expectations.

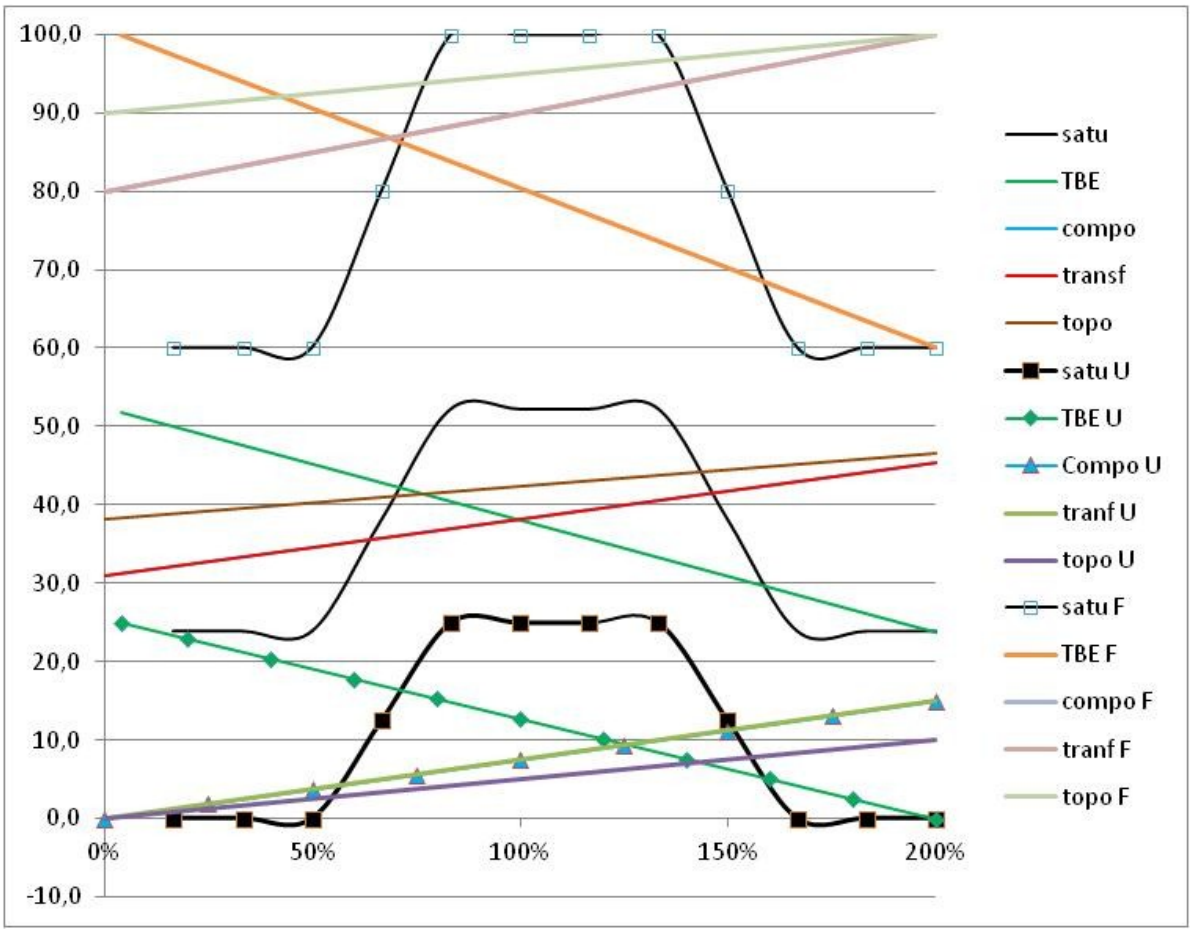


Figure 8: Role of each of the variables in the calculation of the indicator I-MPGS for the three scenarios: median, unfavorable (U) and favorable (F), where the points on the X-axis correspond to the percentage of the variation of the variable in relation to the median scenario (satu = 4, TBE = 25, compo = 50, transf = 50 and topo = 0)
For the definition of the variables, refer to Section 3.1. The unfavorable scenario corresponds to: satu = 1, TBE = 50, compo = 0, transf = 0 and topo = 0; and the favorable scenario to satu = 8, TBE = 1, compo = 100, transf = 100 and topo = 1

4. Discussion

The aim of our study was to integrate the mitigation effect of grass strips into pesticide risk transfer indicators. The I-MP_{GS} indicator presented in this article is a predictive indicator (Bockstaller et al. 2015) based on an operational modeling of the mitigation of pesticide transfers by grass strips, implemented as well for pesticide transfer plot indicators. These indicators, which are accessible and use a small number of variables, are intended for use by water resource management advisors and managers to assist farmers in the sustainable use of products aimed at limiting potential contamination of the resource and to fulfill the objectives laid down in the legislation (e.g., Water Framework Directive 2000/60/EC). These indicators are often used to rapidly assess the desired effect of the implementation of actions in the field, as well as to test different scenarios. This makes it possible to optimize the time and the means necessary for these organisms to test and validate management operations on a large scale. In our study, the I-Phy 2 transfer risk indicator (Wohlfahrt et al. 2010) was used in combination with the I-MP_{GS} indicator. The use of this indicator made it possible to clearly identify situations where the risk estimated by the indicator is high (Fig. 9). This can be explained by the satisfactory sensitivity of I-MP_{GS} to different input variables, as we have seen in the sensitivity test. If I-Phy2 could be used in this study, it is also feasible that it could be easily combined with other indicators like EPRIP (Padovani et al. 2004; Trevisan et al. 2009) and even SYNOPS (Gutsche and Rossberg 1997).

As far as we know, few pesticide transfer risk indicators like those studied in Pierlot et al. (2017) take the role of these grass strips into account, or do so only very superficially. They generally just take the different categories of strip width into account, e.g., two for the DAEG indicator (Ossard et al. 2009): *< or = to 5 m* and *> 5 m;* and four for I-Phy (Bockstaller and Girardin 2003): *none*, *0-6 m*, *6-12 m* or *> 12 m*, regardless of the contributing plot or the status of the grass strip. The SYNOPS indicator (Gutsche and Rossberg 1997) proposes an empirical function that calculates the degree of mitigation uniquely in terms of the width of the grass strip: 0.83^{L} where L = the width of the grass strip. The I-MP_{GS} indicator thus takes more variables into account than just the width of the grass strip, consistent with information taken from the literature (e.g., Lacas et al. 2005). The variables considered in the indicator can be classified into three categories: variables linked to: (i) the topography of the adjacent plots and the climate (satu, slope); (ii) the characteristics of the grass strip (TBE and topo); and (iii) the impact of the management of the grass strip and, consequently, the ability of the strip to intercept and filter pesticide flows (Ht_Fauch, p_roues, export, bypass).
Nevertheless, climatic variables to estimate the degree of saturation of the grass strip are integrated in a qualitative way depending on the season. A quantitative assessment would have overcomplicated the calculation of the indicator. Moreover, consideration of the climate in real-time would lead to random fluctuations in the results (Mullan et al. 2016), which would diminish the effect of other variables such as those concerning the management of the grass strip. By basing ourselves on the overview of the results found in the literature (Fig. 4), we excluded variables linked to the characteristics of substances, such as the carbon/water partition coefficient (Koc), the persistence expressed by the half-life (s), or the solubility (Sol), the main variables used to assess pesticide transfers toward water (Pierlot et al. 2017). The absence of the effects of the Koc and Sol can be explained by the fact that the mitigation function of the grass strips is based on the dissolved fraction of pesticides in runoff water (Carluer et al. 2011; Otto et al. 2012), as well as the share linked to sediments that is filtered by the grass strip (Benoit 2010; Meyer et al. 1995; Pan et al. 2010). The rapidity of the filtration and infiltration process explains the non-integration of the variable, DT50.

The construction of this indicator is based on decision trees that use fuzzy logic, like the I-Phy indicators (version 1 (van der Werf and Zimmer 1998) and 2 (Lindahl and Bockstaller 2012; Wohlfahrt et al. 2010)). This construction made a triple approach possible, combining (i) a model to calculate the efficacy of a grass strip or the size of a grass strip depending on the mitigation desired; (ii) bibliographic knowledge about the performance of grass strips in terms of pesticides, allowing us to extract quantitative and qualitative variables; and (iii) a field approach with the monitoring of grass strips coupled with management practices. To our knowledge, this triple approach is a first in the construction of indicators based on decision trees. For example, the indicator I-Phy 1 (van der Werf and Zimmer 1998) was built uniquely on a bibliographic analysis, and I-Phy 2 (Lindahl and Bockstaller 2012; Wohlfahrt et al. 2010) on the combination between a bibliographic approach for the air and surface water components and on simulations using a MACRO mechanistic model (Larsbo et al. 2005) for the groundwater component. This construction also allows us to have a performance tool that can be used by water resource managers and advisors. For this to be possible, we had to identify variables accessible to them on the basis of surveys and observations without using a specific instrumentation.
The limits that we can observe on the construction of this indicator are at two levels: (i) simplifications were made to build a performance tool to be used by water resource managers. Modeling the efficacy of grass strips in terms of runoff with the BUVARD model is highly dependent on the calculation of the curve number. The precise calculation of the curve number is difficult to do without a pedological study of the site. If not, we have to use the results of approximations that do not take the qualitative aspects specific to the grass strip studied into account (Boughton 1989). This constraint makes its use by advisors difficult on a large scale. We succeeded in retrieving variables from simulations, but the variables taken into account in the model only partially reflect the

modeling results. (ii) The retrieval of variables concerning practices and modeling is based on the study of the experimental site, raising the question of validation. It would be necessary to reproduce this experiment in varied pedoclimatic contexts to confirm the results. The results of experimental sites with grass strips with varying compositions, different management practices and diverse sizes would provide results about the efficacy of grass strips, allowing us to make a likelihood analysis of indicator outputs, as recommended by Bockstaller et al. (2008), and to validate the calibration of our variables.

The results taken from the literature reveal that the purification role of grass strips is independent of the characteristics of the active ingredients. This can be understood by the fact that the primary purification function of the grass strips comes from the dissolved fraction of the active ingredients that infiltrates the strip with the runoff, whereas the part linked to sediments is also filtered by the grass strip (Meyer et al. 1995; Pan et al. 2010).

According to the method presented by Craheix et al. (2015), an indicator must fulfill three criteria: simplicity, flexibility and transparency. Our use of the model on the watershed in question allowed us to observe that notions of saturation and the ratio between the contributing length and the runoff in relation to the width of the grass strip are simple variables that easily explain the results of the modeling, even if, effectively, we lose the entire time dimension of the efficacy of the grass strip as well as the response of the grass strip to a specific rainfall event. Nevertheless, the indicators that our tool aims at supplementing are calculated for an application of an active substance without taking the actual rainfall into account. Our indicator therefore corresponds to the way these tools are used. Flexibility is provided by the CONTRA software that makes it easy to modify the favorable and unfavorable limits of the tool in order to adapt to the pedoclimatic context. For example, concerning the saturation of the grass strip, the periods of saturation corresponding to the rainfall and to the types of soil present in the area can be adapted. The presentation of three decision trees provides a transparency of the way the tool works. The introduction of fuzzy logic into the calculation of variables may appear as a “black box” for users but, once again, the use of the CONTRA software and the visualization of the functions associated with the fuzzy logic for each variable allow us to understand the way it works.

5. Conclusion

This methodology could also be applied to improve indicators used in drainage situations, taking account of zones at the downstream end of drainage collectors that can have an influence on mitigation in terms of pesticides (Gril et al. 2010; Vallee et al. 2015; Vymazal and Březinová 2015). The use of buffer zones at the outlet of drainage channels is not taken into consideration by the indicators, whereas it constitutes a focus for research targeted at the improvement of water quality at the scale of the watershed (Tournebize et al. 2017; Vymazal and Březinová 2015). With this in mind, it goes without saying that the variables used will be linked to the residence time of the drainage water in the system and that the effectiveness will vary depending on the active substances.

Corrections of the values of plot indicators should lead to the improvement of the predictive capacities of these indicators in relation to the transfer risks that are generally overestimated (Pierlot et al. 2017). Moreover, the building method and the output in the form of a ratio between 0 and 100 make it easily adaptable to the output of the majority of indicators.

Funding: The authors are grateful to the Rhine-Meuse Water Agency (Agence de l'Eau Rhin Meuse), which financed this research.

Acknowledgements: The authors would like to thank Anaïs Moison, Marie Delaune and Benoît Delon for their help in compiling the field data and the application of the BUVARD tool on the watershed.

Bibliography :

Benoit P. Enherbement des sols : quels effets possibles sur le devenir environnemental des pesticides ? Fourrages. 2010;(202):95‑102.

Bockstaller C, Beauchet S, Manneville V, Amiaud B, Botreau R. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. Environmental Modelling & Software. Nov 2017;97:130‑44.

Bockstaller C, Feschet P, Angevin F. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL. Janv 2015 ;22(1) :D102.

Bockstaller C, Girardin P. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO. Rapprt technique, INRA [Internet]. 2003 [cité 8 sept 2017] ; Disponible sur : http://wiki.inra.fr/wiki/deximasc/download/package+MASC/WebHome/ManuelCalculIndicateurINDIGO.pdf

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agronomy for Sustainable Development. Mars 2008;28(1):139‑49.

Boughton W. A review of the USDA SCS curve number method. Australian Journal of Soil Research. 1989 ;27(3) :511.

Butault J-P, Dedryver C-A, Gary C, Guichard L, Jacquet F, Meynard J-M, et al. Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude. INRA éditeur ; 2010.

Carluer N, Tournebize J, Gouy V, Margoum C, Vincent B, Gril JJ. Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. Procedia Environmental Sciences. Janv 2011;9:21‑6.

Catalogne C, Lauvernet C, Carluer N, Leblois E. BUVARD online: a webtool using the R language (Shiny) to help end-users sizing their vegetative filter strips. Montpellier : Elsevier ; 2016.

Cordeau S. Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice [Internet]. Université de Bourgogne ; 2010 [cité 30 juin 2017]. Disponible sur : https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00556817/

Cotinet P, Heddadj D, Coudreuse S, De Paepe I. Intérêt des effaceurs de traces de roues pour la limitation des transferts d'herbicides appliqués sur culture de maïs. Dijon; 2016.

Craheix D, Bergez J-E, Angevin F, Bockstaller C, Bohanec M, Colomb B, et al. Guidelines to design models assessing agricultural sustainability, based upon feedbacks from the DEXi decision support system. Agronomy for Sustainable Development. Oct 2015 ;35(4) :1431‑47.

Dorioz J-M, Gascuel C. bandes enherbées [Internet]. Territ'Eau ; 2009. Disponible sur : http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/CONNAISSANCES/Bandes_enherbees/chapitre.pdf

Enea M, Salemi G. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. Ecological Modelling. Janv 2001;136(2‑3):131‑47.

Fox GA, Muñoz-Carpena R, Sabbagh GJ. Influence of flow concentration on parameter importance and prediction uncertainty of pesticide trapping by vegetative filter strips. Journal of Hydrology. Avr 2010;384(1‑2):164‑73.

Fragoulis G, Trevisan M, Di Guardo A, Sorce A, van der Meer M, Weibel F, et al. Development of a Management Tool to Indicate the Environmental Impact of Organic Viticulture. Journal of Environment Quality. 2009;38(2):826.

Gascuel-Odoux C, Massa F, Durand P, Merot P, Troccaz O, Baudry J, et al. Framework and Tools for Agricultural Landscape Assessment Relating to Water Quality Protection. Environmental Management. 14 févr 2009 ;43(5) :921‑35.

Gouzy A, Le Gall AC. Mise à jour des bases de données de l'outil SIRIS – Pesticides et amélioration de la méthode Rapport final de la phase 2 du projet. INERIS; 2007 p. 90. Report No.: INERIS-DRC-07-84947-16139A-rapport_Ameliorations_SIRIS-2007-vf.

Graillot D, Paran F, Bornette G, Marmonier P, Piscart C, Cadilhac L. Coupling groundwater modeling and biological indicators for identifying river/aquifer exchanges. SpringerPlus. 2014 ;3(1) :68.

Gril JJ, Le Hénaff G, Faidix K. MISE EN PLACE DE ZONES TAMPONS ET EVALUATION DE L'EFFICIENCE DE ZONES TAMPONS EXISTANTES DESTINÉES À LIMITER LES TRANSFERTS HYDRIQUES DE PESTICIDES [Internet]. Cémagref ; 2010 décembre. Disponible sur : http://zonestampons.onema.fr/system/files/gril_et_al_2010.pdf

Gutsche V, Rossberg D. SYNOPS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. Agriculture, Ecosystems & Environment. Juill 1997;64(2):181‑8.

Health UD of, Services H, others. Toxicological profile for Alpha-, Beta-, Gamma-,and Delta-Hexachlorocyclohexane. 2000.

Heink U, Kowarik I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. Ecological Indicators. Mai 2010 ;10(3) :584‑93.

Jacquin F, Florentin L. Atlas des sols de Lorraine. Nancy : Presses universitaires de Nancy ; 1988.

Kinnell PIA. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation family of models: A review. Journal of Hydrology. Mai 2010;385(1‑4):384‑97.

Kolpin DW, Barbash JE, Gilliom RJ. Pesticides in Ground Water of the United States, 1992-1996. Ground Water. Nov 2000;38(6):858‑63.

Lacas J-G, Carluer N, Voltz M. Efficiency of a Grass Buffer Strip for Limiting Diuron Losses from an Uphill Vineyard Towards Surface and Subsurface Waters. Pedosphere. Août 2012;22(4):580‑92.

Lacas J-G, Voltz M, Gouy V, Carluer N, Gril J-J. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for Sustainable Development. Avr 2005;25(2):253‑66.

Lacas J-G, Voltz M, Gouy V, Carluer N, Gril J-J. Using Grassed Strips to Limit Pesticide Transfer to Surface Water: A Review. In: Lichtfouse E, Navarrete M, Debaeke P, Véronique S, Alberola C,

éditeurs. Sustainable Agriculture [Internet]. Dordrecht: Springer Netherlands; 2009 [83ite 28 août 2017]. P. 471‑91. Disponible sur: http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-90-481-2666-8_30

Lafrance P, Caron E, Bernard C. 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 and Management. Mars 2013;29(1):87‑97.

Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398.

Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. Ecological Indicators. Déc 2012;23:95‑108.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Science of The Total Environment. Juin 2015;518‑519:562‑73.

Lyman WJ, Reehl WF, Rosenblatt DH. Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. New York: McGraw-Hill; 1982.

Mander Ü, Tournebize J, Sauvage S, Sánchez-Perez JM. Wetlands and buffer zones in watershed management. Ecological Engineering. Juin 2017;103:289‑95.

Meyer LD, Dabney SM, Harmon WC. Sediment-trapping Effectiveness of Stiff-grass Hedges. Transactions of the ASAE. 1995;38(3):809‑15.

Mucina L, Bültmann H, Dierßen K, Theurillat J-P, Raus T, Čarni A, et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. Peet R, éditeur. Applied Vegetation Science. Nov 2016;19:3‑264.

Mullan D, Vandaele K, Boardman J, Meneely J, Crossley LH. Modelling the effectiveness of grass buffer strips in managing muddy floods under a changing climate. Geomorphology. Oct 2016 ;270 :102‑20.

Ossard A, Galan M-B, Boizard H, Leclercq C, Lemoine C. Évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation en vue de l'élaboration d'un plan d'actions : une méthode de diagnostic spatialisé fondée sur des indicateurs, le DAEG. Ingénieries. 2009;(59‑60):71–87.

Otto S, Cardinali A, Marotta E, Paradisi C, Zanin G. Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. Chemosphere. Juin 2012;88(1):113‑9.

Otto S, Vianello M, Infantino A, Zanin G, Di Guardo A. Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. Chemosphere. Mars 2008;71(1):74‑82.

Pan C, Ma L, Shangguan Z. Effectiveness of grass strips in trapping suspended sediments from runoff. Earth Surface Processes and Landforms. 28 avr 2010;35(9):1006‑13.

Payraudeau S, Junker P, Imfeld G, Gregoire C. Characterizing hydrological connectivity to identify critical source areas for pesticides losses. 18th World Imacs Congress and Modsim09 International Congress on Modelling and Simulation [Internet]. 2009 [cité 28 août 2017]. P. 1879–1885. Disponible sur :

https://www.researchgate.net/profile/Sylvain_Payraudeau/publication/229083771_Characterizing_hydrological_connectivity_to_identify_critical_source_areas_for_pesticides_losses/links/0912f50013e216747e000000.pdf

Petit S, Boursault A, Guilloux M, Munier-Jolain N, Reboud X. Weeds in agricultural landscapes. A review. Agronomy for Sustainable Development. Avr 2011;31(2):309‑17.

Pierlot F, Marks-Perreau J, Real B, Carluer N, Constant T, Lioeddine A, et al. Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: A multisite assessment for water contamination. Science of The Total Environment. Déc 2017;605‑606:655‑65.

Plantureux S, Amiaud B. e-FLORA-sys, a website tool to evaluate agronomical and environmental value of grasslands. Grassland in a changing world: proceedings of the 23th General Meeting of the European Grassland Federation,. Kiel, Germany; 2010. P. 732‑4.

Prato T. A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. Ecological Modelling. Sept 2005 ;187(2‑3) :361‑8.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Perspectives Agricoles. Oct 2005;(316):20‑4.

Reichenberger S, Bach M, Skitschak A, Frede H-G. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. Science of The Total Environment. Oct 2007;384(1‑3):1‑35.

Riise G, Lundekvam H, Wu QL, Haugen LE, Mulder J. Loss of Pesticides from Agricultural Fields in SE Norway – Runoff Through Surface and Drainage Water. Environmental Geochemistry and Health. Juin 2004;26(2):269‑76.

Seidel A, Kirk RE, Othmer DF, éditeurs. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. Index: Index to volumes 1 – 26. 5. Ed. Hoboken, NJ: Wiley-Interscience; 2007.

Silvert W. Fuzzy indices of environmental conditions. Ecological Modelling. Juin 2000;130(1‑3):111‑9.

Skaggs RW, Van Schilfgaarde J, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, éditeurs. Agricultural drainage. Madison, Wis., USA: American Society of Agronomy : Crop Science Society of America : Soil Science Society of America; 1999.

Stehle S, Dabrowski JM, Bangert U, Schulz R. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. Science of The Total Environment. Mars 2016;545‑546:171‑83.

Strassemeyer J, Gutsche V. The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides. OECD; 2010 p. 19.

Strassemeyer J, Gutsche V, Brown CD, Liess M, Schriever CA. WP7 / D50 Definite version final report aquatic indicators. HAIR project. OECD; 2003 p. 89.

Tournebize J, Chaumont C, Mander Ü. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. Ecological Engineering. Juin 2017;103:415‑25.

Trevisan M, Di Guardo A, Balderacchi M. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. Environmental Modelling & Software. Août 2009;24(8):994‑1002.

Vallee R, Dousset S, Schott F-X, Pallez C, Ortar A, Cherrier R, et al. Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields? Environ. Pollut. Déc 2015;207:365‑73.

Van Rompaey AJ, Bazzoffi P, Jones RJ, Montanarella L, Govers G. Validation of soil erosion risk assessments in Italy. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg [Internet]. 2003 [cité 4 juill 2017] ; Disponible sur : http://www.academia.edu/download/39152433/0c96052539877c58d8000000.pdf

Vanpeene-Bruhier S, Moyen ML, Brun J-J. La richesse spécifique : un outil pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion de l'espace. Ingénieries-EAT. 1998;15:47–59.

Vianello M, Vischetti C, Scarponi L, Zanin G. Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: Role of a vegetative filter strip. Chemosphere. Nov 2005;61(5):717‑25.

Vymazal J, Březinová T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. Environment International. Févr 2015;75:11‑20.

Van der Werf HMG, Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere. Avr 1998;36(10):2225‑49.

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecological Indicators. Juill 2010 ;10(4) :826‑39.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. [Nancy]: INPL; 2008.

Zanders JM. Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. Science of The Total Environment. Mars 2005;339(1‑3):41‑7.

Conclusion du chapitre 2

Le développement de l'indicateur I-MP_{GS} répond à la question de surévaluation du risque par la majorité des indicateurs parcellaires, comme nous avons pu le voir dans le chapitre 1. Cette méthode pourrait être développée sur la mise en place d'un indicateur I-MP_{CW} (CW comme Constructed Wetland) pour prendre en compte les zones tampons humides installées en sortie de drainage notamment. Les variables liées à ce nouvel indicateur seraient liées, d'après la bibliographie aux caractéristiques des molécules, au volume de la zone tampon par rapport à la surface collectée et à la saisonnalité qui influe sur le temps de résidence et l'activité des micro-organismes.

CHAPITRE 3

Construction d'une méthode d'agrégation du risque parcellaire pour définir un risque de transfert de produits phytosanitaires à l'échelle du petit bassin versant

A. Présentation du jeu de données à la base de l'étude : Suivi du transfert des substances actives dans le bassin versant

Article en attente de soumission

Suivi du transfert des substances actives dans un petit bassin versant drainé

Frédéric Pierlot[1,2] , Christian Bockstaller[3]

1. Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, Pôle Recherche Développement et Innovations
2. LAE, Université de Lorraine, INRA, 54500 Vandoeuvre, France
3. LAE, Université de Lorraine, INRA, Colmar, France

Résumé :

L'atteinte des objectifs fixés par l'Union Européenne en termes de qualité des eaux à l'horizon 2027 nécessite de connaître les liens entre pratiques agricoles et transfert des substances actives dans les eaux. Beaucoup de travaux ont été menés à l'échelle parcellaire ou sur des bassins versant viticoles, mais il manque des données pour appréhender ces transferts à l'échelle du petit bassin versant partiellement drainé. Nous avons donc équipé un bassin versant majoritairement drainé de 500 ha environ pour suivre les transferts de substances actives dans les eaux de surface. Les résultats des 2 années d'études montrent que les transferts sont fortement liés à l'activité de drainage et donc aux éléments climatiques qui la déclenche. Cette étude doit permettre de mieux comprendre et anticiper ces transferts pour mettre en place une méthode d'évaluation du risque à l'échelle du bassin versant et définir des actions pour limiter les contaminations.

Mots clés : eaux de surface, pesticides, transfert par drainage, monitoring

Chapitre 3 : Construction d'une méthode d'agrégation du risque parcellaire pour définir un risque de transfert de produits phytosanitaires à l'échelle du petit bassin versant

1. Contexte

L'intensification de l'agriculture depuis la fin de la seconde guerre mondiale a permis une amélioration considérable des rendements agricoles et une sécurisation de la production. Cette augmentation et stabilisation des rendements a été notamment permise par une utilisation importante des pesticides (Richardson 1998). Cette utilisation n'a pas été sans conséquence pour l'environnement et nous avons notamment assisté à un transfert important de ces pesticides dans les eaux, ce qui a provoqué la dégradation de la ressource en eau (Lesage 2013; Lopez et al. 2015; Real et al. 2005). Le constat de cette dégradation a conduit les pouvoirs publics à mettre en place une réglementation concernant la reconquête des masses d'eau. C'est ainsi que l'Union Européenne a adopté une réglementation visant à atteindre le bon état chimique et écologique de l'ensemble des masses d'eau à l'horizon 2027 dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (2000/60/CE) et notamment les enjeux liés aux pesticides (2009/128/CE). En France, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (2006-1772) est la traduction de cette directive européenne et les Agences de l'Eau sont chargées de la reconquête de ces masses d'eau dans les délais imposés par la DCE. Il s'agit donc d'un suivi ponctuel pour juger de la qualité des eaux de surfaces et souterraines par des échantillons répartis sur l'ensemble de l'année. Par exemple, le réseau de 250 stations de suivi en eaux superficielles pour les pesticides sur le bassin Rhin Meuse et de 400 stations de mesures pour les eaux souterraines revient à réaliser des analyses 2 à 4 fois par an pour la ressource en eau desservant une commune de 500 habitants. Ces prélèvements sont ponctuels et peuvent de ce fait tomber sur des pics de concentration ou à contrario ne pas les mesurer. Pour permettre d'améliorer le suivi des différentes masses d'eau, il est donc nécessaire d'améliorer les connaissances sur le fonctionnement des bassins versant.

De nombreuses études à ce jour existent pour quantifier les transferts de pesticides dans les eaux. La majeure partie d'entre elles analysent les transferts au niveau de la parcelle (par exemple Alletto et al. 2010; Boivin et al. 2005; Branger et al. 2009; Chen et al. 2015; Delphin et Chapot 2006; Marks Perreau et al. 2013; Novak 1999; Potter et al. 2015; Real et al. 2005), afin de comprendre les mécanismes de dégradation, de rétention et de transfert des substances actives, et les facteurs pouvant influer sur ces mécanismes. Des études existent également à l'échelle de grands territoires (Aravinna et al. 2017; Brown et al. 2002; King et al. 2014; Kreuger 1998; Lopez et al. 2015; Mottes et al. 2017; Ouyang et al. 2017; Reungsang et al. 2001; Sangchan et al. 2014), pour des bassins versant de plusieurs dizaines voire centaines de km². Cette échelle ne permet pas de comprendre le rôle des différents types de transfert de l'échelle parcellaire à celle du bassin versant car cela nécessite d'intégrer beaucoup de processus différents pour appréhender le risque inhérent aux différents éléments constituant le bassin versant.

Lors de leurs thèses, Domange (2005), Thiollet-Scholtus (2004) et Wohlfart (2008), ont étudié de petits bassins versant en secteur viticole pour caractériser le risque de transfert à l'échelle bassin versant, mais il s'agissait principalement de transfert via des processus de ruissellement, de même que dans les études de Louchart et al. (2001) et Rabiet et al. (2010). D'autres études sur de plus petits bassins versant agricoles existent : comme celles réalisées par Doyen (2010) ou Stenrod et al. (2008), mais les analyses ne portent qu'à l'exutoire du bassin versant, sans points intermédiaires pour affiner la compréhension sur les transferts. Kreuger (1998) a suivi un bassin versant de 900 ha, en assurant des prélèvements automatiques assujettis au temps, sur 5 points répartis sur le bassin versant. Les années d'analyse ne sont pas les mêmes sur tous les points du bassin, ce qui rend les

comparaisons difficiles. Ces analyses lui ont permis toutefois de réaliser des chroniques concernant les concentrations retrouvées à chacun des points en fonction des événements pluvieux. Il a aussi déterminé une tendance par rapport au transfert d'une quinzaine de molécules appliquées par un calcul approximatif des flux de substances actives car les prélèvements n'étaient pas assujettis au débit. Dans le cas de petit bassin versant drainé, des transferts de substances actives, même s'ils ne dépassent que rarement les 3% de la dose appliquée (Boithias et al. 2014; Kladivko et al. 2001) peuvent être à l'origine de contamination des eaux par des concentrations importantes, notamment à la reprise de drainage lorsque l'effet de dilution est minime (Tournebize et al. 2017). Les bassins avec des forts pourcentages de parcelles drainées sont considérés comme des situations à fort risque de transfert (Joulin et Chalons 2006; Marks Perreau et al. 2013).

Notre étude s'inscrit dans le contexte lorrain marqué par un marqué des conditions pédologiques (sols argileux hydromorphes) nécessitant un fort recours au drainage. Elle vise à connaître le fonctionnement d'un petit bassin versant majoritairement drainé tourné vers les grandes cultures vis-à-vis du transfert de pesticides dans les eaux. Afin de bien comprendre ce fonctionnement, nous avons réalisé une étude à plusieurs niveaux spatiaux pour affiner la connaissance des transferts à l'échelle d'un petit territoire et analyser la dynamique des transferts.

2. Matériels et méthodes

2.1. Le bassin versant d'étude

2.1.1. Présentation générale

Le bassin versant du Ruisseau de l'Etang servant de support à cette étude est situé en région Grand-Est, dans le département Meurthe et Moselle. Le Ruisseau de l'Etang prend sa source dans une parcelle de prairie (Figure 1) et voit son lit encadré uniquement par des parcelles agricoles de sorte que l'eau de ce ruisseau n'est soumise qu'à la contribution hydrologique de parcelles agricoles via le drainage ou le ruissellement. La zone d'approvisionnement du Ruisseau de l'Etang est sur une zone de 753 ha, dont 507 ha cultivés (soit 67%), le reste étant constitué de surfaces boisées (33%).

Ce bassin-versant fait partie de la région agricole du plateau lorrain (sous-ensemble du plateau Liasique, surmontant les terrains sédimentaires du Trias et du Jurassique), dite immense et hétérogène (Jacquin et Florentin 1988). Les sols présentent une hydromorphie saisonnière liée au sous-sol argileux et ont souvent nécessité d'être drainés pour exprimer leur bon potentiel agronomique, d'où les importantes campagnes de drainage qui ont eu lieu depuis les années 1970. Ces opérations ont conduit à la modification du régime hydrologique des territoires (diminution du ruissellement et augmentation des phénomènes de transfert vers les eaux de surface via les drains) (Skaggs et al. 1999). La surface drainée du bassin versant représente 60% de la surface cultivée (figure 1), seules les parcelles en haut de pente et certaines parcelles de prairie n'étant pas drainées. La qualité des eaux, vu la structure des sols du bassin versant, peut donc être estimée via le suivi des eaux de surface.

Au niveau pédologique, les sols sont majoritairement composés de sols argilo-limoneux ou limono-argileux profond. Les parcelles les plus limoneuses présentent une sensibilité à la battance pouvant occasionner du ruissellement de surface de type hortonien. Du ruissellement par saturation du profil peut également être observé pendant les périodes humides (Suat 2017). Ces épisodes de ruissellement peuvent être accentués par des longueurs de versant importantes liées à l'agrandissement de la taille des parcelles et des pentes supérieures à 5 % qui peuvent favoriser le ruissellement (Kinnell 2016).

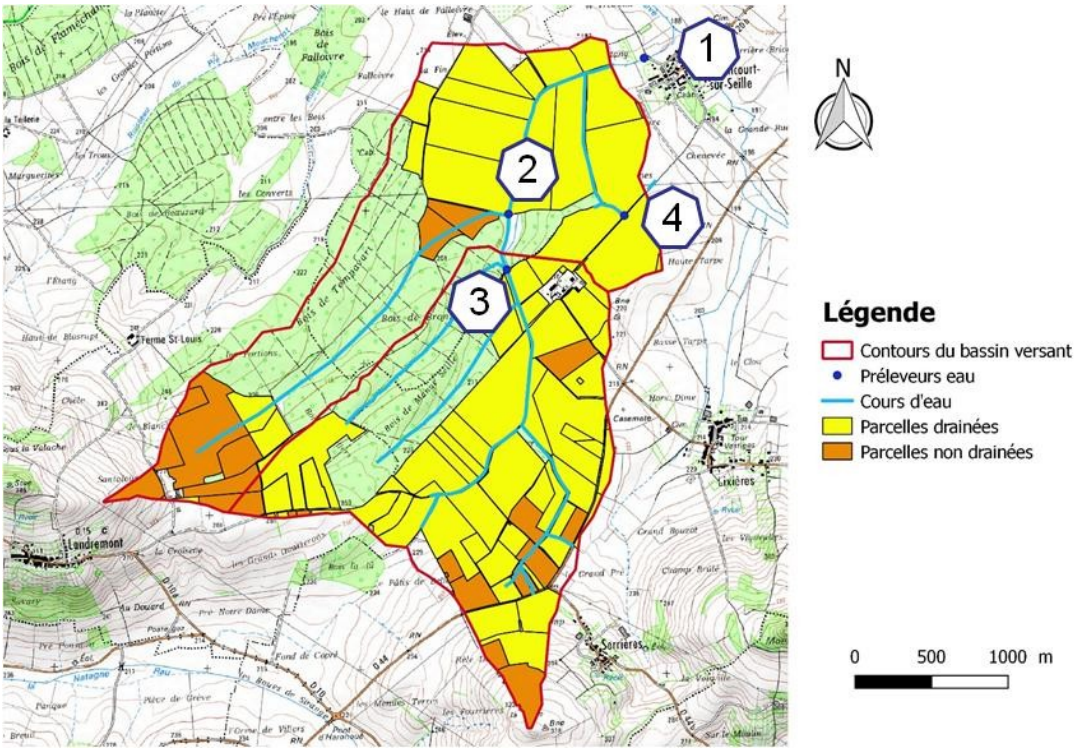


Figure 1 : Représentation de la carte du bassin versant d'étude. Les points de 1 à 4 marquent l'emplacement des préleveurs. Le sous bassin versant est délimité par la ligne rouge intermédiaire.

Le contexte agricole est marqué par une prédominance des systèmes de type polyculture élevage avec 73ha de prairies, permanentes et temporaires, et 434 ha de cultures, principalement dominés par la rotation majoritaire dans la région : colza d'hiver-blé-orge, avec l'introduction progressive de cultures de printemps ces dernières années (figure 2) pour diversifier la rotation et faciliter la maîtrise des adventices (Isbell et al. 2017).

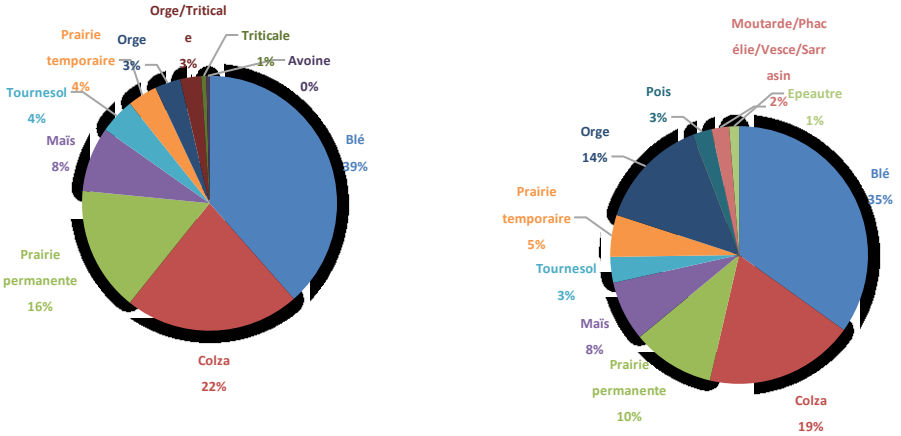


Figure 2 : Répartition de la sole totale sur le bassin versant en 2015 et 2017

2.1.2. Le dispositif expérimental

Pour assurer le suivi de la qualité des eaux au niveau du bassin versant, nous avons choisi une approche multi-niveau : du niveau parcellaire à celui du bassin versant en passant par le niveau des sous-bassins versant. Ces différents niveaux ont été définis à l'aide d'outils de Système d'Identification Géographique (SIG) et notamment l'utilisation du module spécifique d'ArcGIS définissant les sous-bassins versant en fonction de la topographie. La délimitation du bassin et des sous-bassins obtenus corrobore une étude préalable du site réalisée par un cabinet d'expertise en hydrogéologie. Nous avons placé 3 dispositifs de prélèvement sur le territoire en fonction de différents niveaux d'organisation spatiale que nous souhaitions étudier (points 1, 2 et 4 sur la figure 1). Nous avons équipé l'ensemble des 3 sites de mesure de sondes enregistrant le débit pour avoir un échantillonnage composite représentatif des volumes d'eau écoulés. Afin de calibrer la mesure de débit dans le cours d'eau nous avons dû opter pour plusieurs solutions techniques :

- au niveau parcellaire : à la sortie du collecteur de drain de la parcelle le débit est mesuré à l'aide d'une sonde ultrason couplée à un canal Venturi comme dans l'article de Vallee et al. (2015)
- au niveau du sous-bassin versant : nous avons appliqué la méthode présentée par Birgand et al. (2005) et avons installé une section calibrée avec une sonde doppler (figure 3)
- au niveau du bassin versant : un pont situé à l'exutoire du bassin nous a fourni un ouvrage calibré permettant la mesure du débit à l'aide d'une sonde doppler.

Nous pouvons également remarquer que la taille des parcelles qui composent le sous-bassin versant est plus petite que celles des parcelles en aval du cours d'eau. En effet, les parcelles composant le sous-bassin versant ont une taille entre 0.02 ha et 19,7 ha (moyenne 3,61 ha) alors que pour la totalité du bassin, les parcelles ont une taille comprise entre 0,02 ha et 32,61 ha (moyenne 5,05). (Figure 4). Le collecteur de drain sur lequel nous effectuons des prélèvements au niveau du point 4 de la figure 1, correspond à 10 ha drainé de la parcelle attenante.

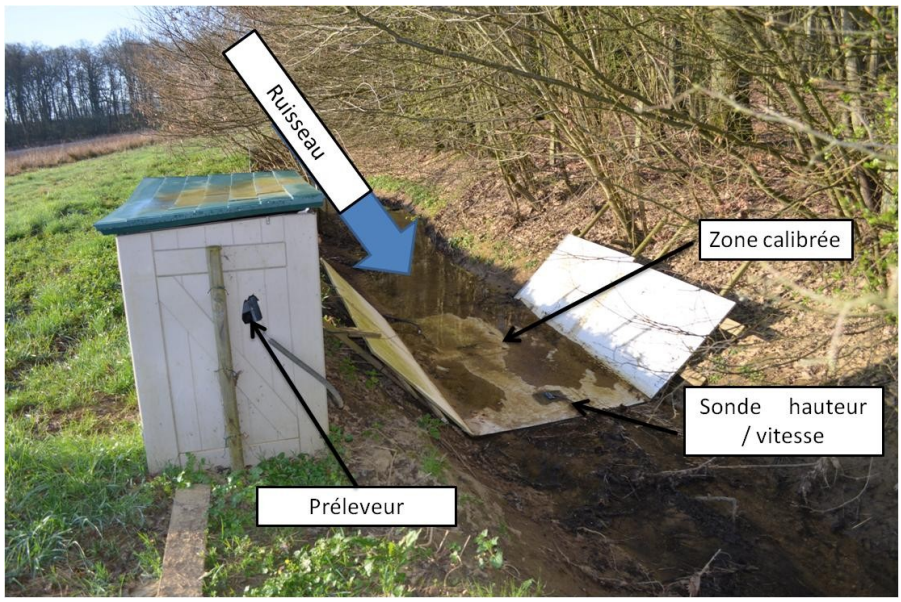


Figure 3 : dispositif de mesure du débit dans le ruisseau (point 2 sur la figure 1)

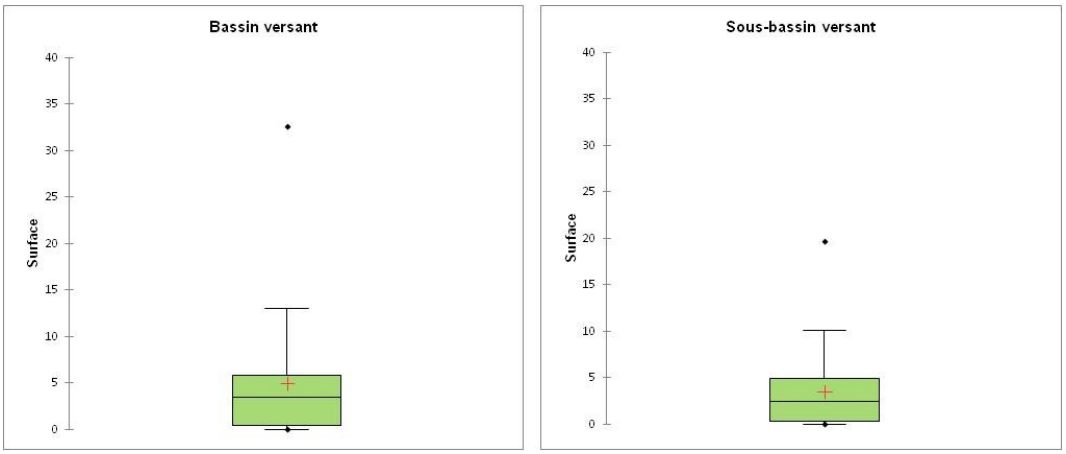


Figure 4 : répartition des tailles de parcelle au niveau du bassin versant et du sous-bassin versant

L'ensemble des sondes est relié à des débitmètres enregistreurs (de type SIGMA 950) qui pilotent des préleveurs automatiques (de type SIGMA SD 900). En fonction de la pluviométrie, et donc des débits enregistrés, les prélèvements sont récoltés toutes les semaines voire toute les deux semaines pour être envoyés à un laboratoire indépendant (cf. 2.1.3 pour les substances actives (SA) suivies et les seuils de détection et de quantification affichés par le laboratoire). Des données météorologiques précises sur le site de suivi sont enregistrées via un pluviomètre à auget relié au débitmètre et un suivi des températures extérieures et à l'intérieur du dispositif de prélèvement est réalisé à l'aide d'un enregistreur de température KIMO KT-110-AO avec une sonde externe. L'ensemble des mesures physiques est enregistré sur le logiciel Insight ®. Le ruisseau que nous avons suivi traverse également une lisière de forêt, ce qui nous a conduit à installer un point de mesure supplémentaire (point 3 sur la figure 1) pour voir l'impact de cette zone forestière. Cette portion du ruisseau, potentiellement plus riche en matière organique avec la présence d'une litière provenant de la chute des feuilles dans le ruisseau pourrait favoriser la rétention et la dégradation de certaines substances actives (Margoum et al. 2006; Passeport et al. 2013). Nous avons placé ce quatrième point de prélèvement en amont de la forêt et le relier à la mesure de débit du sous bassin versant (point 2 sur la figure 1). Ceci a été rendu possible car il n'y avait pas d'entrée connexe sur le ruisseau entre ces 2 points et nous avons considéré, à partir des observations terrain, que le ruissellement pouvant entrer sur ces 300 m de linéaire forestier était négligeable. Le suivi de ce 4ème point a été assuré durant les 6 premiers mois de notre étude puis les résultats obtenus nous ont conduits à arrêter ces prélèvements (cf. paragraphe 3.2.2).

2.1.3. Suivi des substances actives dans le cours d'eau

L'ensemble des pratiques concernant l'utilisation des pesticides sur le territoire a été obtenu par enquête. Cette phase d'enquête, renouvelée chaque année a permis de connaître l'utilisation de pesticides pour 470 ha sur les 507 ha cultivés soit 93% des surfaces agricoles. A partir de ces enquêtes, nous avons établi la liste des substances actives utilisées dans les traitements sur le bassin versant et nous l'avons confronté aux méthodes analytiques certifiées proposées par les laboratoires. Il en est sorti une liste de 44 substances actives que nous avons suivies avec des caractéristiques physico-chimiques variées (Table 1). Les données sur les substances actives présentées sur la figure sont issues de la base de données SIRIS (Gouzy et Le Gall 2007). Pour l'étude sur les transferts de SA, nous avons sélectionné les 13 substances les plus appliquées sur le secteur, en vérifiant que leurs caractéristiques étaient suffisamment différentes.

Table 1 : présentation des substances actives recherchées dans les échantillons d'eau. Les données sur les substances actives proviennent de la base SIRIS (Gouzy et Le Gall 2007). GC correspond à une analyse par chromatographie en phase gazeuse, LC correspond à une analyse en chromatographie en phase liquide. Pour l'hydrolyse à pH 7 : TS = Très stable, inst = instable. Les substances actives en gras ont servi à l'étude sur les transferts.

Molécule	type	Famille Chimique	filière analytique	Limite de quantification	Limite de détection	Koc (mL.g-1)	Solub (mg.L-1)	DT50 champ (jours)	Hydrolyse à pH 7
Azoxystrobine	Fongicides	Strobilurine	LC	0,01	0,00	423	6,7	21	TS
Boscalid	**Fongicides**	**Amide**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**809**	**4,64**	**200**	**TS**
Chlorothalonil	**Fongicides**	**Organochloré**	**GC**	**0,05**	**0,02**	**850**	**0,81**	**44**	**inst**
Cyproconazole	Fongicides	Triazole	LC	0,01	0,00	442	93	48,5	TS
Epoxiconazole	Fongicides	Triazole	LC	0,01	0,00	1073	7,1	116,8	TS
Fenpropidine	Fongicides	Pipéridine	LC	0,01	0,00	3808	530	49,1	TS
Fenpropimorphe	Fongicides	Morpholine	GC	0,01	0,00	4382	4,32	23,2	TS
Metconazole	Fongicides	Triazole	LC	0,01	0,00	1116	30,4	133	TS
Métrafénone	Fongicides	Benzophenone	LC	0,02	0,01	3105	0,492	146	stable
Propiconazole	**Fongicides**	**Triazole**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**1086**	**150**	**108,375**	**stable**
Pyraclostrobine	Fongicides	Strobilurine	LC	0,01	0,00	11000	1,9	31,5	stable
Tébuconazole	Fongicides	Triazole	LC	0,01	0,00	1022	36	31	stable
2,4-mcpa	**Herbicides**	**Aryloxyacide**	**LC**	**0,02**	**0,01**	**74**	**293900**	**25**	**stable**
Aclonifen	Herbicides	Diphényl-éther	GC	0,01	0	7126	1,4	80,4	TS
Bentazone	**Herbicides**	**Thiadiazinone**	**LC**	**0,02**	**0,01**	**51,5**	**570**	**10**	**stable**
Bromoxynil octanoate	Herbicides	Benzonitrile	LC	0,02	0,01	639	0,03	5,56	inst
chlortoluron	**Herbicides**	**Urée**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**208**	**74**	**34**	**TS**
Clodinafop-propargyl	Herbicides	Pyridinylphenylether	LC	0,01	0,00	1446	4	12,5	inst
Clomazone	Herbicides	Isoxazolidinone	LC	0,01	0,00	286,5	1102	45,1	TS
Clopyralid	Herbicides	Acide picolinique	LC	0,02	0,01	4,895	7850	11	stable
dicamba	Herbicides	Acide carboxylique	LC	0,1	0,03	13,38	250000	14	stable
diflufenicanil	**Herbicides**	**Phenoxynicotinanilide**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**3417**	**0,05**	**315**	**stable**
Diméthachlore	Herbicides	Chloroacetamide	GC	0,01	0,00	63	2300	16,5	TS
DMTA-P	Herbicides	Chloroacetamide	GC	0,01	0,00	227	1449	7	stable
florasulame	Herbicides	Sulfonamide	LC	0,01	0,00	22	6360	8,5	TS
Flufénacet	**Herbicides**	**Amide**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**202**	**56**	**33,125**	**TS**
Fluroxypyr	Herbicides	Acide picolinique	LC	0,02	0,01	66	6500	51	TS
Glyphosate	**Herbicides**	**Acide aminé**	**LC**	**1**	**0,33**	**21699,44**	**10500**	**31,5**	**TS**
Iodosulfuron-méthyl-sodium	Herbicides	Sulfonylurée	LC	0,01	0,00	45,3	25000	8,38888889	TS
Ioxynil octanoate	Herbicides	Benzonitrile	LC	0,01	0,00	310	0,03	10	inst
isoproturon	Herbicides	Urée	LC	0,01	0,00	122	70,2	22,5	TS
Métazachlore	**Herbicides**	**Chloroacetamide**	**GC**	**0,01**	**0,00**	**110**	**630**	**9,8**	**inst**
metsulfuron-méthyl	Herbicides	Sulfonylurée	LC	0,01	0,00	39,5	2790	31,97	stable
napropamide	**Herbicides**	**Amide**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**600**	**70**	**44,9**	**stable**
nicosulfuron	Herbicides	Sulfonylurée	LC	0,01	0,00	20,7	7500	19,3	inst
Propaquizafop	Herbicides	Ester oxyme glycol	LC	0,01	0,00	2220	0,63	47,3	stable
Propoxycarbazone sodium	Herbicides	Triazolinone	LC	0,01	0,00	28,8	42000	9,85	stable
propyzamide	**Herbicides**	**Benzonitrile**	**LC**	**0,01**	**0,00**	**840**	**9**	**55,5**	**TS**
prosulfuron	Herbicides	Sulfonylurée	LC	0,01	0,00	16,67	4000	16,4375	TS
Quizalofop-P-éthyl	Herbicides	Aryloxyacide	LC	0,01	0,00	1816	0,61	4,4	TS
S-metolachlore	**Herbicides**	**Chloroacetamide**	**GC**	**0,01**	**0,00**	**226**	**480**	**21**	**TS**
Alphaméthrine	Insecticides	Pyréthrinoïde	GC	0,25	0,08	57889	0,00397	35	TS
Chlorpyriphos-éthyl	Insecticides	Organophosphoré	GC	0,01	0,00	8151,31	1,05	18,7	TS
Lambda-cyhalothrine	Insecticides	Pyréthrinoïde	GC	0,01	0,00	157000	0,005	23	inst

Les analyses ont été réalisées par un laboratoire indépendant accrédité COFRAC et les échantillons ont été conservés au réfrigérateur (+3°C) entre chaque envoi (durée maximum de stockage : 2 semaines) selon les recommandations du laboratoire.

2.1.4. Analyses statistiques et spatiales

Avant de pouvoir réaliser les calculs pour qualifier la dynamique des transferts à l'échelle du bassin versant nous avons cherché à comprendre le fonctionnement hydrologique du bassin versant et plus précisément sa réponse aux événements pluvieux. Nous avons construit les pluviogrammes auxquels nous avons fait correspondre les débits mesurés dans le ruisseau pour le sous-bassin versant et l'ensemble du bassin. Nous avons ensuite comparés les volumes d'eau correspondant aux événements pluvieux sur la base 1mm de précipitation = 10 m^3 /ha aux débits mesurés dans le ruisseau avec pour hypothèse que si la réserve utile du sol est pleine, toute l'eau des précipitations

se retrouve dans le cours d'eau, via le réseau de drainage ou le ruissellement. Nous pouvons résumer ceci avec l'égalité suivante :

X m^3 de précipitation sur les parcelles = X m^3 écoulé dans le ruisseau

L'étape suivante a consisté à relever les applications de substances actives sur le territoire en les localisant et enregistrant à l'aide de logiciels de SIG. Nous avons utilisé les logiciels ArcGis et QGis respectivement pour calculer les pentes et utiliser le module permettant de calculer les chemins de l'eau via un Modèle Numérique de Terrain et réaliser les calculs sur les parcelles comme les superficies ou les distances au cours d'eau. Nous avons fait le lien entre les applications et les concentrations et flux mesurés dans chacun des niveaux étudiés pour une année culturale et ainsi vérifier la relation entre la Quantité de Substance Active (QSA) appliquée sur chaque territoire et le pourcentage de cette substance active retrouvé à chaque niveau spatial.

Nous avons également mesuré les concentrations des différentes substances actives entre le préleveur installé juste avant la lisière de la forêt et celui installé juste après pour connaître la contribution de cette zone de 300 m linéaires vis-à-vis de l'atténuation de la concentration de l'eau en pesticides.

Enfin, nous avons réalisé une analyse du déroulement temporel des transferts de substances actives en reliant la pluviométrie et les flux retrouvés dans les eaux du ruisseau.

3. Résultats :

3.1. Caractérisation des années climatiques d'étude

Les contextes climatiques des deux années de suivis sont très différents. Lors de l'année culturale 2015-2016, nous avons mesuré 566 mm de pluie sur la période d'analyse qui s'étendait de la semaine 49 de 2016 à la semaine 21 de 2017. A contrario, lors de l'année culturale 2016-2017, la somme des précipitations s'élève à 152 mm pour une période d'écoulement qui s'étend de la semaine 42 de 2016 à la semaine 13 de 2017. De ce fait, les écoulements dans le ruisseau durant l'année 2016-2017 ont été plus faibles, avec des volumes estimés de 2 320 000 m^3 pour l'année 2015-2016 à l'exutoire contre 438 000 m^3 en 2016-2017. Les débits, notamment sur l'année 2016-2017 sont souvent légèrement surestimés car les écoulements ayant été faibles dans le cours d'eau, les vitesses mesurées sont régulièrement en dessous de la valeur limite de $0,1 m.s^{-1}$ qui est la limite technique de mesure du débit par les sondes. Dans ce cas, la valeur enregistrée est automatiquement de $0,1 m.s^{-1}$, ce qui revient à surestimer les flux d'eau et par là même les flux de substances actives en 2016-2017.

3.2. Réponse du Bassin versant aux événements pluvieux

La figure 5 montre que les réponses hydrauliques aux échelles du bassin versant et du sous-bassin versant ont la même temporalité et que seuls les débits sont différents. De plus, nous constatons que lors d'événement pluvieux isolés, les pics d'écoulement sont décalés d'1 jour avec le pic de précipitation, alors que lorsque le réseau est en charge, la réponse est immédiate.

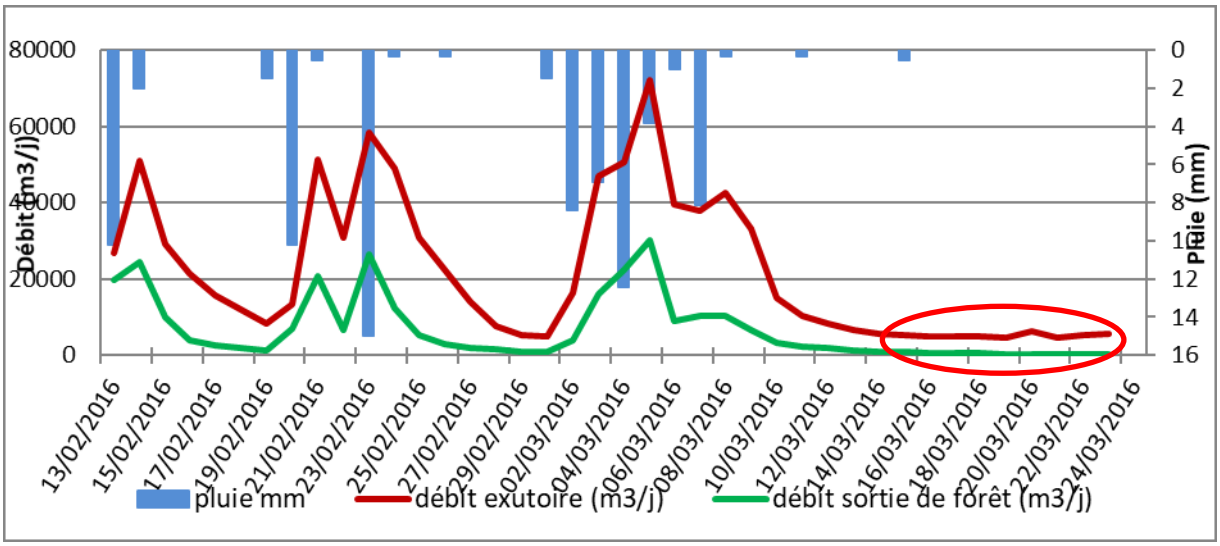


Figure 5 : Débit du ruisseau mesuré aux 2 points de prélèvements correspondant au sous-bassin versant (en vert) et à l'exutoire du bassin versant (en rouge) par rapport aux précipitations. La zone entourée en rouge correspond à un moment où le débit est certainement surestimé car la vitesse de circulation de l'eau mesurée est inférieure au seuil de détection de la sonde Doopler.

Selon les événements climatiques, le débit correspond à un volume correspondant entre 70% et 113 % du volume d'eau tombé sur le bassin versant et entre 70% et 98 % pour le sous-bassin-versant lorsque le réseau de drainage est en charge. Ceci correspond à des ratios de 107% à 118% si l'on ne considère que les parcelles drainées à chacun des niveaux. Ces observations confirment bien l'hypothèse de départ. Cependant les ratios entre les volumes écoulés dans le ruisseau et les précipitations tombées peuvent être supérieurs à 100%, ce qui peut s'expliquer par : i) du ruissellement de surface qui contribue également à alimenter le ruisseau et ii) le seuil minimal de détection de la vitesse de l'eau dans le ruisseau. Les seuils de mesure du débit étant par nature contraints par la sensibilité du matériel dont le seuil de détection est de 0,2m.s^{-1} (données constructeurs). Si cette vitesse est inférieure à 0,2 m.s^{1}, le débitmètre enregistre une valeur de 0,2m.s^{1} par défaut.

3.3. Transfert de pesticides aux 3 niveaux spatiaux

Sur l'ensemble des 2 années culturales, nous avons réalisés les analyses sur toutes les molécules présentées dans le tableau 1. Parmi les substances actives avec concentrations au dessus des normes de potabilisation, se trouvent 6 substances actives herbicides (diflufenicanil, diméthachlore, glyphosate, metsulfuron-méthyl, napropamide et propyzamide) et 2 fongicides (propiconazole et tébuconazole) pour la période culturale 2015-2016. Pour l'année 2016-2017 cela concernait 8 substances actives herbicides (clomazone, diflufénicanil, diméthachlore, florasulam, glyphosate, métazachlore, napropamide et propyzamide) et 1 fongicide (tébuconazole). Il est à noter que pour cette année, le florasulame n'a été détecté qu'une seule fois sur la semaine 13 à 2,4 µg/ L puis n'a plus été détecté par la suite (cf. figure 6).

3.3.1. Du sous-bassin versant au bassin versant

Le tableau 2 présente les résultats de transferts pour 13 substances actives aux trois échelles. Il apparaît que les quantités transférées ne sont pas proportionnelles aux quantités de substances actives appliquées à chacune des échelles. Selon les substances actives, sur la période d'une année culturale, au niveau de l'intégralité du Bassin Versant, de 0 à 33% du volume appliqué a pu être retrouvé dans les eaux alors que pour ces mêmes substances actives, cela correspondait à des proportions transférées de 0% à 19%. Pour la bentazone en 2015-2016, appliquée sur 8,83 ha du bassin versant, nous avons pu observer un taux de transfert de 3,5 % de la QSA alors qu'en 2016-2017, elle n'est appliquée que sur 0,05 ha du sous-bassin versant et que nous avons observé un taux de transfert de 19% de la QSA à ce niveau. A contrario, pour le diflufenicanil, appliqué pour la même année sur 117 ha du bassin versant et 73 ha de sous bassin, nous avons constaté des taux de transfert respectivement de 3,3% et 0,18 %. Pour l'année suivante, concernant ces 2 mêmes substances actives, les taux de transferts au niveau du bassin versant et du sous bassin versant sont respectivement de 1,25% et 3% pour la bentazone et de 1% et 0% pour le diflufenicanil. Il y a donc pas de lien direct entre la surface totale sur laquelle a été appliquée la substance active, la Quantité de Substance Active (QSA) appliquée sur le secteur et la part de substances actives transférée dans l'eau.

Tableau 2 : présentation des résultats de la qualité de l'eau pour 13 substances actives (SA) aux niveaux des mesures sur le bassin versant et le sous bassin versant. SA = substance active . QSA = quantité de substance active appliquée. Le Metolachlore correspond à des applications de S-metolachlore mais les capacités analytiques du laboratoire ne peuvent séparer les deux énantiomères.

Substance active	Koc	DT50 champ	Solubilité	2015 - 2016							
				Niveau BV				Niveau sous BV			
				Surface appliquée	QSA	g de SA transférés	% de SA transféré	Surface appliquée	QSA	g de SA transférés	% de SA transféré
2,4 MCPA	74	25	293900	72,76	33 300	10,60	0,03%	14,55	8 688	1,95	0,02%
Bentazone	51,5	10	570	8,83	4 248	148,69	3,50%	0,05	30	5,82	19,12%
Boscalid	809	200	4,64	39,42	5 519	113,86	2,06%	18,95	2 970	14,94	0,50%
Chlorothalonil	850	44	0,81	78,74	29 789	0,00	0,00%	26,91	7 348	0,00	0,00%
Chlortoluron	208	34	74	19,59	24 486	32,97	0,13%	0,00	0	0,00	0,00%
Diflufenicanil	3417	315	0,05	117,23	10 887	359,38	3,30%	73,22	10 222	18,26	0,18%
Flufenacet	202	33,125	56	112,14	15 881	754,72	4,75%	25,14	6 956	0,75	0,01%
Glyphosate	21699,44	31,5	10500	23,06	19 910	3 213,28	16,14%	20,84	18 316	9,60	0,05%
Metazachlore	110	9,8	630	106,00	23 925	1 114,87	4,66%	56,57	12 646	0,80	0,01%
Metolachlore	200	21	530	6,25	4 201	112,10	2,67%	6,25	4 201	5,12	0,12%
Napropamide	600	44,9	70	108,23	67 966	159,57	0,23%	40,45	23 056	1,10	0,00%
Propiconazole	1086	108,375	150	186,47	14 183	70,25	0,50%	71,09	7 790	1,85	0,02%
Propyzamide	840	55,5	9	71,60	46 814	452,22	0,97%	42,64	27 121	1,85	0,01%

Substance active	Koc	DT50 champ	Solubilité	2016 - 2017							
				Niveau BV				Niveau sous BV			
				Surface appliquée BV total	QSA BV total	g de SA transférés	% de transfert BV total	Surface appliquée Sous BV	QSA Sous BV	g de SA transférés	% transfert sous BV
2,4 MCPA	74	25	293900	6,25	3 138	7,43	0,24%	6,25	3 138	0,00	0,00%
Bentazone	51,5	10	570	12,19	4 560	56,81	1,25%	12,19	4 560	116,65	2,56%
Boscalid	809	200	4,64	91,22	11 127	12,78	0,11%	53,21	8 086	31,01	0,38%
Chlorothalonil	850	44	0,81	67,58	10 180	0,00	0,00%	67,24	10 093	0,00	0,00%
Chlortoluron	208	34	74	0,00	0	16,00	NA	0,00	0	0,00	0,00%
Diflufenicanil	3417	315	0,05	166,32	19 292	123,57	0,64%	71,69	6 359	0,22	0,00%
Flufenacet	202	33,125	56	146,02	26 777	73,42	0,27%	42,07	7 891	155,28	1,97%
Glyphosate	21699,44	31,5	10500	246,29	137 600	3,78	0,00%	86,78	68 756	0,00	0,00%
Metazachlore	110	9,8	630	267,76	147 357	4 729,12	3,21%	88,66	69 698	816,30	1,17%
Metolachlore	200	21	530	249,19	141 500	58,32	0,04%	86,77	68 756	301,01	0,44%
Napropamide	600	44,9	70	87,52	36 413	290,62	0,80%	52,27	9 586	309,36	3,23%
Propiconazole	1086	108,375	150	65,09	4 067	12,09	0,30%	32,11	2 366	50,40	2,13%
Propyzamide	840	55,5	9	83,50	62 624	1 269,79	2,03%	52,27	39 321	177,12	0,45%

3.3.2. Du rôle négligeable du linéaire de forêt

Les analyses de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides recherchés sur les 2 points de prélèvements en amont et en aval de la forêt, réalisées pendant les 6 premiers mois de suivi du bassin versant révèlent que la concentration en substances actives est globalement la même. Nous avons pu observer des concentrations légèrement supérieures ou légèrement inférieures à la bissectrice (x=y) en fonction des analyses (figure 6). L'analyse statistique de la similarité entre les 2 séries de données effectuée avec des tests de Fisher sur les variances et le test de Levene sur les moyennes montrent que statistiquement nous ne pouvons pas différencier les 2 séries de mesures à un seuil de risque à 5% (Coi et al. 2016; Coulson et Joyce 2006). Le passage du ruisseau sur ces 300 m linéaires de bordure de forêt n'a donc qu'un impact négligeable sur la teneur en produits phytosanitaires.

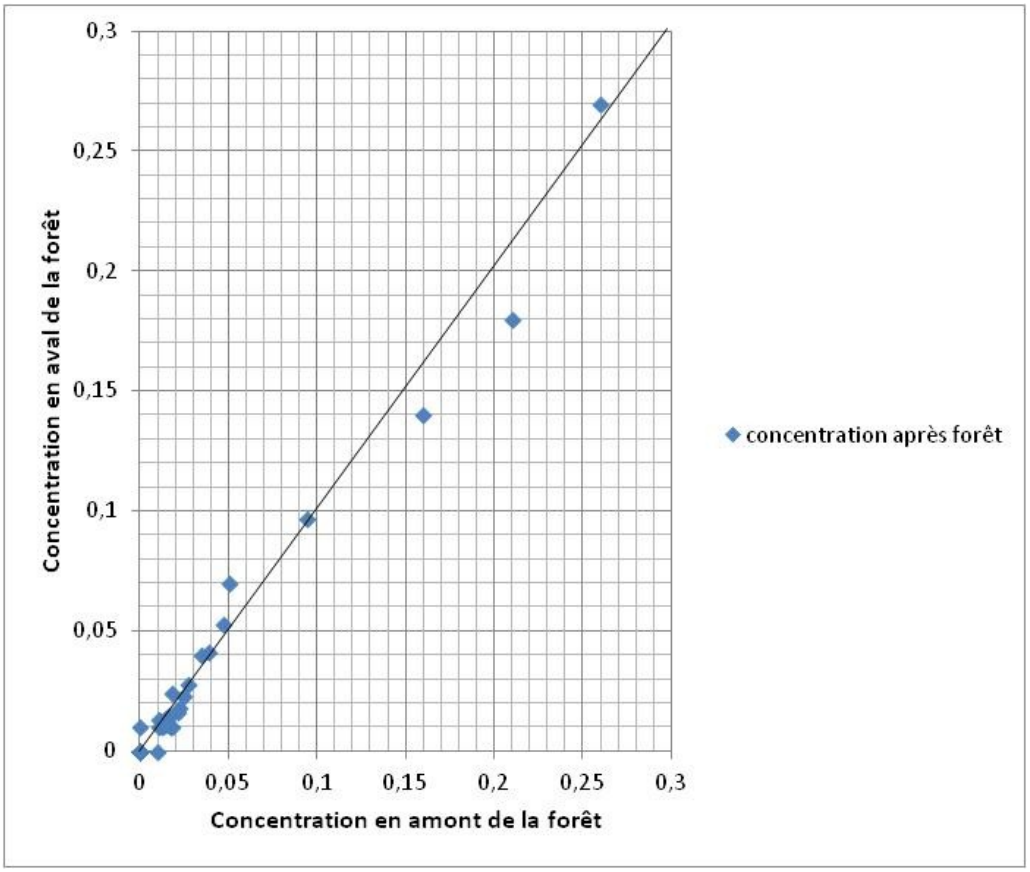


Figure 6 : Représentation des concentrations au point de prélèvement avant la forêt en fonction des concentrations au point de prélèvement après la forêt (n= 226)

3.3.3. De la parcelle à l'exutoire

Si nous comparons les résultats de transfert au niveau de la parcelle par rapport à celui de l'ensemble du bassin versant, nous obtenons, pour les mêmes molécules des transferts allant de 0 % de la QSA appliquée à 0,14 % pour le niveau de la parcelle et de 0,01% à 4,34 % pour le niveau du bassin versant (tableau 3). Cela confirme bien qu'il n'y a pas de lien direct entre la surface traitée, la QSA appliquée et les flux mesurés dans l'eau et que le niveau de cette parcelle n'est pas représentatif des transferts à l'échelle du bassin versant.

Tableau 3 : présentation des résultats de la qualité de l'eau pour les 4 substances actives appliquées (SA) sur la parcelle suivie et comparaison avec les données sur l'ensemble du bassin versant pour l'année 2015-2016.

Substance active	Koc	DT50 champ	Solubilité	Niveau parcellaire				Niveau Bassin Versant			
				Surface traitée (ha)	QSA	g de SA transféré	% de SA transféré	Surface traitée (ha)	QSA	g de SA transféré	% de SA transféré
diflufenicanil	3417	315	0,05	10	1000	1,41	0,14%	117,23	10 887	359,38	3,30%
fenpropidine	3808	49,1	530	10	3250	0,01	0,00%	29,5	7625	0,71	0,01%
propiconazole	1086	108,375	150	10	813	0,09	0,01%	186,47	14 183	70,25	0,50%
tébuconazole	1022	31	36	10	430	0,01	0,00%	169,4	11483	498,24	4,34%

3.4. Dynamique des transferts

L'essentiel du bassin versant étant drainé, les épisodes de transferts correspondent principalement aux périodes de réponse du système de drainages aux événements pluvieux. La majorité des flux de transfert ont donc lieu lors des pics de drainage, alors que les concentrations ne sont pas forcément les plus élevées (figure 5).

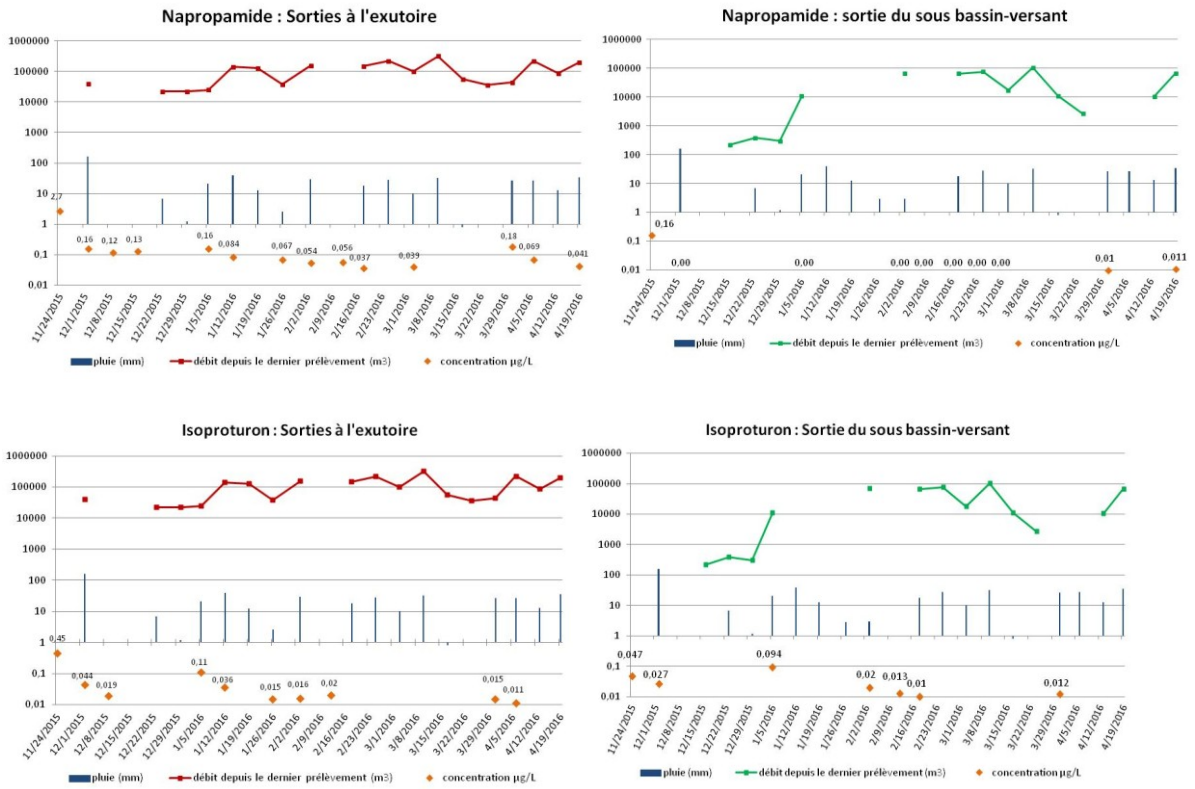


Figure 7 : Chronique des concentrations pour 2 substances actives (napropamide et isoproturon) aux points de prélèvement à l'exutoire et à la sortie du sous-bassin versant

D'après la figure 7, sur l'année culture 2015/2016, le flux maximal de napropamide à l'exutoire (24,6 g) a été observé semaine 10, alors que la concentration n'était que de 0,076 µg/ L.A contrario, le flux était quasi-nul lorsque la concentration était maximale (2,7 µg/ L), au moment de la reprise de drainage en semaine 48, car le débit mesuré est en dessous des limites de détections de la sonde Doppler. Pour l'isoproturon, les flux maximum (5,2 g) ont été observés la semaine 2 alors que la concentration est de 0,036 µg/ L alors qu'il était deux fois plus faible (2,48 g) lorsque la concentration était maximale à 0,11 µg/ L. Si l'on considère les sorties au niveau du sous-bassin versant, le constat est le même avec un pic de concentration à la reprise de drainage lorsque le débit est très faible et

un flux maximal au moment où les concentrations sont plus faibles. Par exemple, pour la napropamide, la concentration maximale était à 0,16 µg/ L alors que le flux était quasi nul et le flux maximal de 0,6 g a été obtenu pour une concentration de 0,011 µg/ L.

Ainsi pour les deux substances actives étudiées, il y a une diminution des concentrations lorsque le débit augmente. Pour l'événement pluvieux suivant, à la reprise du drainage, nous avons pu observer que les concentrations augmentaient légèrement. Il existe cependant une différence entre les deux niveaux spatiaux : au niveau du sous-bassin versant, après le premier pic de concentration, les concentrations observées sont beaucoup plus faibles, de l'ordre de 0,02µg/ L à 0,013 µg/ L pour l'isoproturon, voire nulle pour la napropamide. Au niveau du bassin versant, les concentrations en isoproturon restent inférieures aux normes de potabilité, ce qui n'est pas le cas pour la napropamide qui voit sa concentration excéder ces normes à chaque reprise de drainage. Parmi les 13 substances actives suivies dans le paragraphe 3.2.1., certaines ont le même comportement que l'isoproturon (1 pic puis des valeurs descendantes, toujours inférieure à la limite de potabilité) : il s'agit du 2,4 MCPA, de la bentazone, du S-Metolachlore et du propiconazole, alors que d'autres ont des comportements semblables à la napropamide (chaque reprise de drainage entraine un nouveau pic qui peut dépasser les limites de potabilité), comme dans le cas du boscalid, du chlortoluron, du diflufenicanil, du flufenacet et de la propyzamide. Le cas du glyphosate et du florasulame sont à part, avec des pics de concentration variables durant la saison (figure 8). Cette évolution des concentrations peut s'expliquer par une utilisation de cette substance active à plusieurs périodes de l'année (cf. paragraphe 3.5).

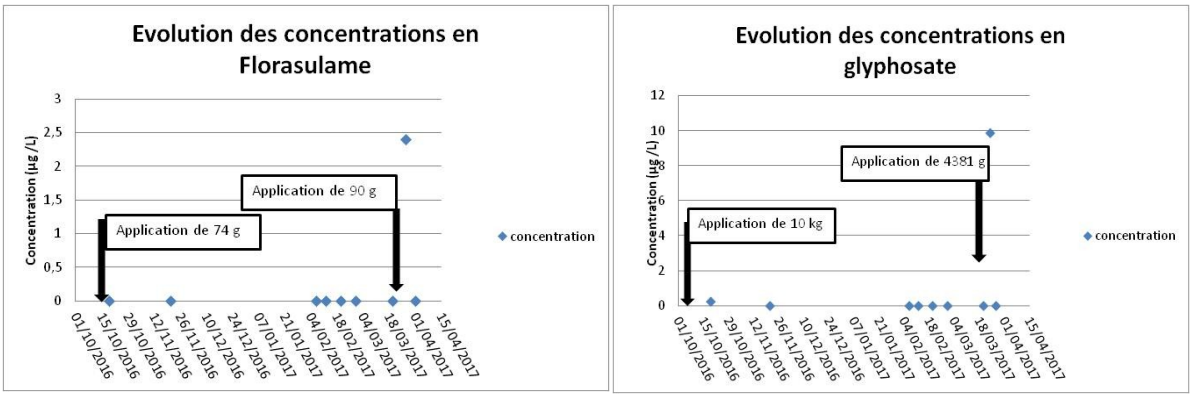


Figure 8 : évolution de la concentration en florasulame et glyphosate (µg/ L) dans les eaux au point de prélèvement 1 sur la figure 1

3.5. Transfert de substances actives et période d'application

Pour les 6 substances actives herbicides retrouvées au dessus des normes de potabilisation de 2µg/ L pour la campagne 2015-2016 : diflufenicanil, diméthachlore, glyphosate, metsulfuron-méthyl, napropamide et propyzamide, 4 d'entre elles, diflufénicanil, diméthachlore, napropamide et propyzamide, sont des herbicides appliquées en fin d'été début d'automne. Il en est de même pour une partie du glyphosate qui sert à désherber les parcelles avant l'implantation de culture d'hiver (tableau 4). Cette concentration plus importante correspond donc aux premières exportations via le réseau de drainage après application. Aux 6 herbicides évoqués ci-dessous s'ajoute le tébuconazole qui est appliqué à la fin du printemps et ne transfère donc qu'à la reprise de drainage suivante. Pour la campagne 2016-2017 les molécules retrouvées au dessus des limites de potabilisation sont appliquées en fin d'été, début d'automne pour 6 d'entre elles (clomazone, diflufénicanil,

diméthachlore, métazachlore, napropamide et propyzamide) et des applications soit au printemps soit à l'automne pour les 2 autres (florasulam et glyphosate). Pour le tébuconazole, la dynamique est la même qu'en 2015-2016. Pour les applications d'automne, nous avons observé des transferts avec des concentrations plus importantes à la reprise de drainage (fin de l'automne), alors que pour les substances actives appliquées au printemps, il y a deux cas de figure, un transfert en automne lié à des applications postérieures à la fin du drainage ou des transferts liés à des événements climatiques proche de l'application, comme dans le cas du florasulam ou du glyphosate (figure 6). Dans les 2 cas, l'application est suivie par un faible épisode de drainage en semaine 13 consécutif à 5,8 mm de pluie. Pour le florasulame, cela correspond à une application de 90 grammes en semaine 11 et pour le glyphosate à 4831 g sur les semaines 10 et 11. Pour le florasulam, cet épisode a entraîné un transfert de la substance active avec peu de phénomène de dilution, ce qui explique la concentration relativement élevée retrouvée dans les analyses suivant l'application alors que cette molécule est appliquée à très faible grammage (de 2g/ha à 6g/ha selon les produits commerciaux et les doses appliquées).

4. Discussion

Cette étude présente le suivi d'un bassin versant drainé dont les sols sont majoritairement dédiés à la production végétale. Dans la bibliographie, les études portant sur des bassins versant de petite taille en grandes cultures sont assez peu fréquentes. Notre étude présente les suivis de 41 substances actives, ce qui en fait une des plus importantes à l'échelle du petit versant. L'intérêt du bassin versant que nous avons étudié est que vu sa configuration et ses caractéristiques, le transfert des substances actives peut s'observer en analysant les eaux de surface du ruisseau. La phase d'enquête a permis d'avoir une bonne représentation de l'utilisation des différentes substances actives sur le territoire avec 93% de la surface renseignés, ce qui est mieux que d'autres études à titre de comparaison, la surface enquêtée lors des thèses de Domange (2005) et Wohlfart (2008) portait respectivement entre 62 et 69% pour la première, et 70% pour la seconde..

Les analyses nous montrent que sur les deux années de suivis, nous avons retrouvés 7 herbicides (diflufenicanil, diméthachlore, glyphosate, métazachlore, metsulfuron-méthyl, napropamide et propyzamide) et 2 fongicides (propiconazole et tébuconazole), au-dessus des normes de potabilisation. Le suivi de la qualité de l'eau aux différents points de prélèvement montre que le pic de concentration se situe au moment de la reprise de drainage et à tendance à diminuer par la suite, ce qui corrobore les études préalables comme par exemple celles de Kreuger (1998), Marks Perreau et al. (2013) ou encore Kladivko et al. (2001). Ce sont principalement les substances actives appliquées à la fin de l'été, début de l'automne qui forment la majorité des pesticides retrouvés en concentrations supérieures aux limites de potabilité des eaux brutes (Boithias et al. 2014; Tournebize et al. 2017). Pour les molécules appliquées au printemps, les transferts dépendent des années climatiques. En effet, le printemps 2016, particulièrement pluvieux a favorisé les transferts de substances actives appliquées au printemps que nous n'avons pas retrouvés sur le printemps suivant. Comme par exemple le boscalid dont les transferts représentaient 2,06 % des applications en 2015-2016 et seulement 0,11% en 2016-2017. A contrario, certains événements climatiques peuvent provoquer des transferts lorsqu'ils surviennent juste après des applications. Nous pouvons citer par exemple le cas du florasulame qui a été retrouvé une seule fois au printemps 2017 après un épisode

drainant 2 semaines après son application, alors que cette molécule, de par la faible dose à laquelle elle est utilisée ne figure habituellement pas dans la liste des molécules retrouvée dans les eaux.

Selon les substances actives, il y a différents comportement observés, notamment en fonction de la période d'application des produits, comme nous pouvons le noter dans la bibliographie (Cheng 1990; Kladivko et al. 2001). Nous avons pu mettre en évidence, au sein des substances actives qui ont transféré, une série des substances actives qui comme l'isoproturon, connaissent un pic de concentration lors du premier épisode de drainage suivant leur application puis, lorsqu'elles sont quantifiées, sont quantifiées sous les limites de potabilité, et d'autres, comme la napropamide, qui, à chaque reprise de drainage, voient leur concentration dans les eaux dépasser les limite de potabilité. Certaines substances actives, peuvent avoir des applications à différents moments de la saison comme le glyphosate et peuvent donc voir leur concentration varier en fonction des épisodes suivant leur application. Le cas du metsulfuron-méthyl, qui est un herbicide de printemps, est particulier. Les exportations retrouvées dans les prélèvements réalisés correspondent au metsulfuron-méthyl appliqué sur le bassin versant mais également aux applications d'iodosulfuron-méthyl-sodium dont il est le principal métabolite (Germany 2000). Les applications de metsulfuron-methyl ne représentent que 146 g sur le bassin versant, alors que si l'on ajoute les applications d'iodosulfuron-methyl-sodium, nous arrivons à une QSA de 820 g.

Les résultats que nous avons obtenus montrent que le risque de transfert n'est pas linéaire par rapport à la surface totale sur laquelle est appliquée la substance active, ni à la quantité de substance active appliquée. Nous avons également pu mettre en évidence que, dans le cas de ce ruisseau, le fait de passer 300 m en lisière de forêt n'a qu'un impact négligeable sur la concentration en pesticides, contrairement aux résultats de Passeport et al. (2014) qui observent une diminution importante des concentrations de substances actives lors d'un passage en zone forestière. A la suite de cette étude, il apparaît nécessaire de poursuivre les compréhensions des mécanismes de transfert à une échelle supérieure à l'échelle de la parcelle. La position des parcelles sur le bassin versant semble jouer un rôle important : dans notre étude, les parcelles de grandes tailles, plus proches de l'exutoire ayant un poids plus important dans la contribution au transfert de pesticides que les parcelles de plus petites tailles en amont dans le bassin versant. Il est probable également que certains pics de concentration que nous retrouvons au moment d'évènements de précipitation importants résultent autant du transfert par drainage que du transfert par ruissellement, potentiellement très chargé en substances actives (Schriever et al. 2007). Il convient donc de poursuivre ces analyses pour déterminer la contribution effective des différentes composantes du bassin versant, si possible en affinant la résolution des analyses en ajoutant par exemple un point de prélèvement en amont du point 3 de la figure 1, avant la connexion des 2 bras du cours d'eau. Cette compréhension plus fine des mécanismes permettra de pondérer les indicateurs de risque parcellaire comme a pu le faire Wohlfahrt et al. (2010) en secteur viticole et ainsi traduire un risque à l'échelle du bassin versant, ce qui fait défaut à ce jour (Keichinger et al. 2013).

Cette prise en compte de l'échelle territoriale permettrait d'intégrer au conseil agricole la prise en compte de la place des parcelles dans le territoire et de réfléchir à la mise en place de zones tampons étudiées pour intercepter le flux de substances actives des parcelles les plus à risques et ainsi améliorer la qualité globale des eaux du territoire. Le contact que nous avons eu avec les agriculteurs sur le terrain nous permet d'envisager la mise en place de solutions concrètes pour limiter les transferts de pesticides dans les eaux, ce dont ils sont demandeurs

Remerciements : les auteurs souhaitent remercier l'Agence de l'Eau Rhin Meuse pour avoir financé ces travaux et participer à l'élaboration du protocole expérimental. Les auteurs souhaitent également adresser leurs remerciements à Anaïs Moison et Marie Delaune pour leur participation aux enquêtes auprès des agriculteurs et la spatialisation des données.

Bibliographie :

Alletto L, Coquet Y, Benoit P, Heddadj D, Barriuso E. Tillage management effects on pesticide fate in sils. A rêviez. Agronomy for Sustainable Development. avr 2010;30(2):367‑400.

Aravinna P, Priyantha N, Pitawala A, Yatigammana SK. Use pattern of pesticides and their predicted mobility into shallow groundwater and surface water bodies of paddy lands in Mahaweli river basin in Sri Lanka. Journal of Environnemental Science and Heath, Part B. 2 janv 2017;52(1):37‑47.

Birgand F, Benoist J-C, Novince E, Gilliet N, Saint-Cast P, Le Saos E. Guide D'application de la technique du Doppler continu pour une section calibrée en bois. Ingénierie. mars 2005;(41):77 à 82.

Boithias L, Sauvage S, Srinivasan R, Leccia O, Sánchez-Pérez J-M. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. CATENA. août 2014;119:97‑103.

Boivin A, Cherrier R, Schiavon M. A comparison of five pesticides adsorption and desorption processes in thirteen contrasting field soils. Chemosphere. nov 2005;61(5):668‑76.

Branger F, Tournebize J, Carluer N, Kao C, Braud I, Vauclin M. A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. Agricultural Water Management. mars 2009;96(3):415‑28.

Brown CD, Bellamy PH, Dubus IG. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. Pest Management Science. avr 2002;58(4):363‑73.

Chen H, Pan M, Pan R, Zhang M, Liu X, Lu C. Transfer Rates of 19 Typical Pesticides and the Relationship with Their Physicochemical Property. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 21 janv 2015;63(2):723‑30.

Cheng HH, éditeur. Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling. Madison, Wis., USA: Soil Science Society of America; 1990.

Coi A, Minichilli F, Bustaffa E, Carone S, Santoro M, Bianchi F, et al. Risk perception and access to environmental information in four areas in Italy affected by natural or anthropogenic pollution. Environment International. oct 2016;95:8‑15.

Coulson D, Joyce L. Indexing variability: A case study with climate change impacts on ecosystems. Ecological Indicators. nov 2006;6(4):749‑69.

Delphin JE, Chapot JY. Leaching of atrazine, metolachlor and diuron in the field in relation to their injection depth into a silt loam soil. Chemosphere. sept 2006;64(11):1862‑9.

Domange N. Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole. Louis Pasteur Strasbourg; 2005.

Doyen J. Validation de l'outil d'aide à la décision SACADEAU sur la qualité de l'eau et les pratiques agricoles. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (35). ENGEES; 2010 juin.

Germany. Monograph: Iodosulfuron-methyl-sodium. Union Européenne; 2000 mai p. 551.

Gouzy A, Le Gall AC. Mise à jour des bases de données de l'outil SIRIS - Pesticides et amélioration de la méthode Rapport final de la phase 2 du projet. INERIS; 2007 p. 90. Report No.: INERIS-DRC-07-84947-16139A-rapport_Ameliorations_SIRIS-2007-vf.

Isbell F, Adler PR, Eisenhauer N, Fornara D, Kimmel K, Kremen C, et al. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. Bardgett R, éditeur. Journal of Ecology. juill 2017;105(4):871‑9.

Jacquin F, Florentin L. Atlas des sols de Lorraine. Nancy: Presses universitaires de Nancy; 1988.

Joulin A, Chalons A. CARTOGRAPHIE DU POTENTIEL DE CONTAMINATION DES EAUX PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES POUR LA REGION LORRAINE. GRAPPE Lorraine; 2006 oct p. 64.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovation agronomiques. 2013;(28):1‑13.

King KW, Fausey NR, Williams MR. Effect of subsurface drainage on streamflow in an agricultural headwater watershed. Journal of Hydrology. nov 2014;519:438‑45.

Kinnell PIA. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. CATENA. oct 2016;145:257‑65.

Kladivko EJ, Brown LC, Baker JL. Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. janv 2001;31(1):1‑62.

Kreuger J. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990–1996. Science of The Total Environment. mai 1998;216(3):227‑51.

Lesage M. Rapport d'évaluation de la politique de l'eau en France : « Mobiliser les territoires pour inventer le nouveau service public de l'eau et atteindre nos objectifs de qualité ». Assemblée Nationale; 2013 juin p. 219.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Science of The Total Environment. juin 2015;518‑519:562‑73.

Louchart X, Voltz M, Andrieux P, Moussa R. Herbicide Transport to Surface Waters at Field and Watershed Scales in a Mediterranean Vineyard Area. Journal of Environment Quality. 2001;30(3):982.

Margoum C, Malessard C, Gouy V. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. Chemosphere. juin 2006;63(11):1835‑41.

Marks Perreau J, Real B, Colart A-S, Dutertre A, Bodilis AM. Transfert de produits phytopharmaceutiques par réseaux de drainage et par ruissellement. 22ème conférence du COLUMA. DIJON; 2013. p. 651‑61.

Mottes C, Lesueur Jannoyer M, Le Bail M, Guéné M, Carles C, Malézieux E. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: The case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. Chemosphere. oct 2017;184:762‑73.

Novak S. Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatrice. INPL; 1999.

Ouyang W, Cai G, Tysklind M, Yang W, Hao F, Liu H. Temporal-spatial patterns of three types of pesticide loadings in a middle-high latitude agricultural watershed. Water Research. oct 2017;122:377‑86.

Passeport E, Richard B, Chaumont C, Margoum C, Liger L, Gril J-J, et al. Dynamics and mitigation of six pesticides in a « Wet » forest buffer zone. Environmental Science and Pollution Research. avr 2014;21(7):4883‑94.

Passeport E, Tournebize J, Chaumont C, Guenne A, Coquet Y. Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. Chemosphere. mai 2013;91(9):1289‑96.

Potter TL, Bosch DD, Strickland TC. Tillage impact on herbicide loss by surface runoff and lateral subsurface flow. Science of The Total Environment. oct 2015;530‑531:357‑66.

Rabiet M, Margoum C, Gouy V, Carluer N, Coquery M. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment – Effect of sampling frequency. Environmental Pollution. mars 2010;158(3):737‑48.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Perspectives Agricoles. oct 2005;(316):20‑4.

Reungsang A, Moorman TB, Kanwar RS. Transport and fate of atrazine in midwestern riparian buffer strips. JAWRA Journal of the American Water Resources Association. 2001;37(6):1681–1692.

Richardson M. Pesticides - friend or foe? Water Science and Technology. 1998;37(8):19‑25.

Sangchan W, Bannwarth M, Ingwersen J, Hugenschmidt C, Schwadorf K, Thavornyutikarn P, et al. Monitoring and risk assessment of pesticides in a tropical river of an agricultural watershed in northern Thailand. Environmental Monitoring and Assessment. févr 2014;186(2):1083‑99.

Schriever CA, von der Ohe PC, Liess M. Estimating pesticide runoff in small streams. Chemosphere. août 2007;68(11):2161‑71.

Skaggs RW, Van Schilfgaarde J, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, éditeurs. Agricultural drainage. Madison, Wis., USA: American Society of Agronomy : Crop Science Society of America : Soil Science Society of America; 1999.

Stenrod M, Heggen H, Bolli R, Eklo O. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions—A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. Agriculture, Ecosystems & Environment. janv 2008;123(1‑3):15‑29.

Suat I. Simplified Forms Of Surface Runoff Estimation Method For Silt--Loam Soils. Nebraska Extension Publications. mai 2017;(EC3016).

Thiollet-Scholtus M. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole [Thèse]. INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE; 2004.

Tournebize J, Chaumont C, Mander Ü. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. Ecological Engineering. juin 2017;103:415‑25.

Vallee R, Dousset S, Schott F-X, Pallez C, Ortar A, Cherrier R, et al. Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields? Environ. Pollut. déc 2015;207:365‑73.

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecological Indicators. juill 2010;10(4):826‑39.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant [Thèse]. [Nancy]: INPL; 2008.

B. Conception de la méthode d'agrégation du risque parcellaire

Article en attente de soumission

Construction d'une méthode d'agrégation du risque de transfert de pesticides à l'aide d'indicateurs parcellaires à l'échelle d'un bassin versant

Frédéric Pierlot[1,2] , Christian Bockstaller[3]

1. Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, Pôle Recherche Développement et Innovations
2. LAE, Université de Lorraine, INRA, 54500 Vandoeuvre, France
3. LAE, Université de Lorraine, INRA, Colmar, France

Résumé :

La présence de produits phytosanitaires dans 91% des suivis des eaux de surface et 59% des suivis des eaux souterraines montre l'ampleur du travail nécessaire pour la reconquête des masses d'eau à l'horizon 2027. Les acteurs de la gestion de l'eau ont besoin d'outils opérationnels pour atteindre les objectifs fixés par la Directive Cadre sur l'Eau, c'est pourquoi de nombreux indicateurs de risque de transfert pesticide ont vu le jour. Ces indicateurs sont pour la grande majorité d'entre eux définis à l'échelle parcellaire et il apparaît que l'échelle du bassin versant est une échelle pertinente pour mener des actions en vue de cette reconquête des masses d'eau. Notre étude vise à agréger les risques à la parcelle définis par l'indicateur I-Phy à l'échelle du bassin versant. Nous avons testés les pondérations de ces risques de transfert par la surface relative de la parcelle sur le territoire, puis par la distance de cette parcelle au réseau hydrographique et finalement en combinant ces deux approches. Les indicateurs testés ont ainsi été comparés à des données expérimentales recueillies sur un petit bassin versant drainé et ont permis d'obtenir une spatialisation du risque de transfert

Mots clés : changement d'échelle, I-Phy, transfert par drainage, spatialisation du risque

1. Introduction

L'utilisation des produits phytosanitaires a été l'une des sources de l'augmentation et de la sécurisation des rendements agricoles après la seconde guerre mondiale. Ceci a notamment permis à l'Europe d'atteindre rapidement l'autosuffisance alimentaire, voulue par la mise en place de la Politique Agricole Commune en 1962 (Fennell 1997). Cependant, cette utilisation des produits phytosanitaires n'a pas été sans conséquences pour l'environnement (Richardson 1998) et notamment sur la qualité des eaux (Real et al. 2005; Flury 1996 ; Grung et al. 2015 ; Lopez et al. 2015). La prise en compte des enjeux environnementaux a conduit à une évolution de la réglementation, notamment en Europe avec la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) et son application en droit français, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA, 2006-1772) pour une reconquête de l'ensemble des masses d'eau à l'horizon 2027 au plus tard. Les analyses réalisées sur l'état des différentes masses d'eau montrent qu'en 2007, les pesticides étaient présents dans 91 % des points suivis dans les cours d'eau et dans 59 % des points d'eau souterrains (Lesage 2013). En France, cette évaluation de la qualité de l'eau par les agences de bassin, est réalisée par des prélèvements ponctuels qui ne peuvent pas représenter les évolutions de la qualité des eaux de l'ensemble du territoire et sont déconnectés des pratiques agricoles pouvant induire la contamination des masses d'eau par les produits phytosanitaires. Les gestionnaires de la ressource en eau ont donc besoin d'outils pour évaluer l'état de la ressource et faire le lien avec les pratiques agricoles afin, notamment, de pouvoir orienter ces pratiques vers une démarche garantissant une protection de la ressource en eau (Bockstaller et al. 2015).

Pour répondre à ce besoin, de nombreux indicateurs de risque de transfert des produits phytosanitaires dans les eaux ont été développés. Ces outils vont de simples indicateurs caractérisant les pratiques agricoles comme la quantité de substances actives (QSA) appliquée ou l'indice de fréquence de traitement (IFT), basé sur un rapport de la dose utilisée par rapport à la dose homologuée à des modèles mécanistes complexes comme MACRO (Larsbo et al. 2005). Entre ces 2 extrêmes, il existe toute une gamme d'autres indicateurs de risques pesticides, intégrant des variables complémentaires comme les propriétés des substances actives, les modalités de pratiques agricoles, le contexte pédoclimatique. Certains de ces indicateurs ont fait l'objet de revues (Devillers et al. 2005; Feola et al. 2011; Maud et al. 2001; Maud et al. 2001; Reus et al. 2002) mais il s'agit principalement d'indicateurs évaluant un risque au niveau de parcellaires et il est rare de trouver des approches à l'échelle territoriale, comme nous pouvons le constater dans l'outil d'aide au choix des indicateurs GUIDE (Keichinger et al. 2013), hébergé sur la plateforme du RMT ERYTAGE http://www.plage-evaluation.fr/guide/. Le projet EQUIPE (Pierlot et al. 2017) a permis de comparer la capacité prédictive des indicateurs de risques pesticides à l'échelle parcellaire en les confrontant à des données issues de 4 jeux de données expérimentales pour des voies de transfert et des contextes pédoclimatiques différents. Il est ressorti de cette étude qu'en dehors des modèles, nécessitant des données parfois difficiles d'accès (par exemple des données pédologiques précises), des indicateurs comme I-Phy (Lindahl et Bockstaller 2012; van der Werf et Zimmer 1998) offrent un compromis intéressant entre facilité de mise en œuvre et capacité prédictive. Cet indicateur a déjà fait l'objet d'étude visant à son élargissement à l'échelle du bassin versant pour des bassins versant viticoles mais ces approches ne concernaient que les transferts par ruissellement (Thiollet-Scholtus 2004; Wohlfart 2008). Dans ces études, le risque parcellaire a été modulé par un indicateur de connectivité

provenant i) d'un arbre de décision à dire d'expert dans le cadre du travail de thèse de Thiollet-Scholtus (2004) prenant en compte la connexion de la parcelle au réseau hydrographique et prenant une valeur entre 0 et 1 et ii) de travail de métamodélisation à partir de l'outil MHYDAS dans le cadre de l'approche de Wohlfart (2008) (Wohlfahrt et al. 2010).

Il existe cependant d'autres approches d'appréhension du risque à l'échelle territoriale comme l'approche développée dans le cadre de Territ'Eau (https://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/DIAGNOSTIC/Produits_phytosanitaires/), en croisant un indicateur de pression lié aux applications de produits phytosanitaires (en g de substance active/ha et par an) et un indicateur de risque de transfert utilisant une règle de décision simple : le risque de transfert d'une substance active est élevé si le Koc est < 1000 cm^3 ou DT50 > 8 jours. Arvalis a développé l'outil Aquavallée® en utilisant les données issues des bases de données des différents sites suivis par rapport au transfert des produits phytosanitaires dans les eaux (démarche AquaFlore ®) pour établir un risque de transfert à l'échelle du bassin versant en rapprochant les risques de transfert de chaque parcelle aux transferts mesurés sur leurs sites d'expérimentation selon le type de sol notamment. Il existe également une méthode développée par Dubernet et al. (2006) reprenant des calculs de risque de transfert en fonction de la sensibilité structurelle des sols au transfert et en croisant avec les pratiques agricoles mais à nouveau sur des aspects transferts par ruissellement spécifiquement.

Cependant, à côté de ces contaminations des masses d'eau par ruissellement, d'autres voies de transfert existent à l'échelle du bassin versant, notamment par percolation, mais également via le réseau de drainage. Dans le cas de petits bassins versant drainés, ces transferts de substances actives, même s'ils dépassent rarement les 0,5 % de la dose appliquée et exceptionnellement les 3% (Boithias et al. 2014; Kladivko et al. 2001) peuvent être à l'origine de contaminations des eaux par des concentrations importantes, essentiellement à la reprise de drainage lorsque l'effet de dilution est minime (Tournebize et al. 2017). Les bassins avec des forts pourcentages de parcelles drainées sont donc considérés comme des zones à forts risques de transferts (Joulin et Chalons 2006; Real et al. 2005).

Le but de notre étude est donc d'apporter des éléments pour la construction d'une méthode d'agrégation du risque de transfert à l'échelle de la parcelle via l'indicateur I-Phy pour définir un risque à l'échelle du bassin versant drainé. Afin de conserver une méthode adaptable à une utilisation par les gestionnaires de la ressource en eau, nous avons choisi d'utiliser des variables facilement accessibles comme dans le cas du calcul de l'indicateur I-Phy.

2. Matériels et méthodes

2.1. Le bassin versant d'étude

Le bassin versant d'étude étant le même que celui présenté dans l'article précédent, nous nous reporterons à celui-ci pour la description du site et du matériel utilisé.

2.2. Le suivi des substances actives

Pour chaque année culturale lors de la période d'écoulement, des échantillons d'eau dont la fréquence est assujettie au débit sont envoyés dans un laboratoire indépendant accrédité COFRAC. La liste des molécules et le détail des limites de quantification sont présentés dans le précédent

article (cf. paragraphe 2.1.3.). Pour chaque année nous avons déterminé pour chaque substance active appliquée et faisant l'objet d'une démarche d'analyse accréditée COFRAC :

- La fréquence du dépassement de la norme de potabilité des eaux : 0,1 µg/ L

$fd1= n1_{ijk}/n_{ijk}$

avec $n1_{ijk}$: nombre de prélèvements pour la substance active i dont la concentration est supérieure à 0,1 µg/ L sur le point de prélèvement j pendant la période k et n_{ijk} nombre de prélèvements total pour la substance active i sur le point de prélèvement j pendant la période k.

- La fréquence du dépassement de la norme de potabilisation des eaux brutes : 2 µg/ L

$fd2 = n2_{ijk}/n_{ijk}$

avec $n2_{ijk}$: nombre de prélèvements pour la substance active i dont la concentration est supérieure à 2 µg/ L sur le point de prélèvement j pendant la période k et n_{ijk} nombre de prélèvements total pour la substance active i sur le point de prélèvement j pendant la période k.

- La concentration maximale observée sur la période

$cmax= MAX (c_{ijk})$

avec c_{ijk} : concentration de la substance active i au point de prélèvement j pendant la période k.

- Le flux maximal de substance active observé sur la période

$fmax = MAX (f_{ijk})$

avec f_{ijk} : flux de la substance active i au point de prélèvement j pendant la période k.; $f_{ijk} = c_{ijk} . w_{jk}$
avec w_{jk} : flux d'eau dans le ruisseau au point de prélèvement j pendant la période k

- Le flux total de substance active observé sur la période

$ftotal = \Sigma(f_{ijk})$

- La concentration moyenne pondérée sur la période

$cmp = \Sigma c_{ijk}.w_{jk} / \Sigma w_{jk}$

2.3. Calculs du risque parcellaire

2.3.1. L'indicateur I-Phy 2

Pour toutes les applications de substances actives sur le bassin versant nous avons calculé le risque parcellaire à partir de l'indicateur I-Phy 2. Issu d'une première version de l'indicateur (van der Werf et Zimmer 1998), I-Phy 2 est un indicateur composite hiérarchisé à 3 niveaux d'agrégation. L'indicateur global résulte de l'agrégation de 3 sous-indicateurs évaluant le risque pour chaque compartiment environnemental, c'est-à-dire les eaux souterraines, les eaux de surface et l'air. Chaque sous-indicateur agrège 1 ou 2 sous-indicateurs de risque de contamination du compartiment concerné par une voie de transfert donnée et une variable de toxicité humaine et/ou pour les

organismes aquatiques. Le calcul des risques de contamination propres à chaque voie de transfert repose sur des arbres de décision basés sur de la logique floue créés par i) expertise pour les risques de contamination du compartiment aérien par volatilisation et par dérive, pour les risques de contamination des eaux de surface par dérive, ii) métamodélisation pour les risques de contamination du compartiment eau souterraine par transferts verticaux (Lindahl et Bockstaller 2012) iii) une combinaison de ces deux approches pour le risque de contamination des eaux de surface par ruissellement (Wohlfart 2008). Lorsque le sol est drainé, le calcul du risque de contamination par drainage est défini par le risque maximal entre le risque de contamination par transferts verticaux et par ruissellement. Les sorties de l'indicateur sont des scores entre 0 et 10, 0 représentant un risque maximal et 10 un non-risque, et l'indicateur est construit de telle manière que le risque négligeable pour l'environnement est obtenu pour un score de 7 ou plus.

2.3.2. Calcul de l'indicateur

Pour l'application sur le bassin versant, comme il s'agit d'une évaluation du risque de transfert, nous utiliserons les sous indicateurs de risque de contamination pour les eaux de surfaces et les eaux souterraines, que nous appellerons par la suite RC_{eso} et $RC_{esu\text{-}rd}$ et ne tiendrons pas compte dans cette étude des sous-indicateurs liés au transfert de substances actives dans l'air ni à ceux liés au transfert par dérive $RC_{esu\text{-}deriv}$, qui sont toujours minimes en grandes cultures de par l'utilisation du matériel utilisé sur le bassin-versant (buses antidérive) et la réglementation par rapport conditions de vent maximum autorisé lors des opérations de traitement. Le risque I-Phy pour les eaux de surface (I-$Phy_{esu)}$, les eaux souterraines (I-Phy_{eso}) et global (I-Phy) est lui aussi calculé pour avoir une information par rapport à la toxicité des molécules mais ne sera pas utilisé pour les calculs ultérieurs.

Pour des raisons de lisibilité, nous avons transformé les scores obtenus en note de risque entre 0 et 10, 0 étant le risque minimal. La liste des variables prises en compte pour le calcul des différents niveaux d'agrégation est disponible dans le chapitre 2.

Nous avons tout d'abord réalisé une approche descriptive des calculs de risque sur l'ensemble des applications, puis par substance active. Cette approche nous permet de comparer le risque global mesuré par l'indicateur parcellaire et de la comparer aux mesures que nous avons réalisées sur le bassin versant. Nous avons pu ainsi vérifier la dispersion des réponses de l'indicateur aux différentes pratiques et les comparer de manière générale aux données de qualité de l'eau collectées aux différents points de prélèvement.

2.4. Calcul au niveau du bassin versant : agrégation du risque

Comme nous l'avons remarqué dans le précédent article, il y a de multiples interactions qui entrent en considération pour définir la contribution de chacune des parcelles à un bassin versant. En effet, les études précédentes montrent un rôle important de la position de la parcelle dans le bassin versant et que la contribution des sous-éléments du bassin versant n'est pas linéaire (Colin 2000).

Dans le cadre de notre étude, nous avons considéré des variables accessibles facilement pour nous permettre de prendre en compte les éléments du territoire. Parmi les paramètres, nous avons choisi de tester i) la taille des parcelles, car dans de nombreuses études, l'agrégation des risque parcellaire se fait de manière hiérarchique, ii) la distance du point bas de la parcelle au cours d'eau pour

représenter la distance euclidienne séparant la parcelle du réseau hydrographique et iii) la combinaison de ces 2 paramètres. L'ensemble de ces calculs a été réalisé sous QGis :

- Σ (RC_{ij} x R1)

Avec R1 = $surface_j$ / $surface_{traitéei}$; RC_{ij} = Risque de contamination lié à l'application de la substance active i sur la parcelle j ; $surface_j$ = surface de la parcelle j en ha et $surface_{traitéei}$ = surface totale traitée avec la substance active i.

- Σ (RC_{ij} x R2)

Avec R2 = $surface_j/surface_{totale}$; $surface_{totale}$= surface totale contribuant au point de prélèvement

- Σ (RC_{ij} x D)

Avec D= $D_i/\Sigma D_i$; D_i = Classe de distance du point bas de la parcelle i au cours d'eau. Le point bas a été déterminé en croisant la base de données altimétrique avec la couche des contours de la parcelle sous QGis.

Les classes ont été définies à partir de la bibliographie sur les études de Aurousseau et al. (1998) et Macary et al. (2014) que nous avons affiné (tableau 1). Les pondérations ont été fixées à dire d'expert.

Tableau 1 : définition des classes de distances utilisées pour calculer la pondération de l'indicateur de risque parcellaire en fonction de la distance au cours d'eau.

Classe de distance (m)	0 et <= 5	>5 et <=50	>50 et <=100	>100 et <=200	> 200
Pondération	1	0,8	0,6	0,4	0,2

- Σ (RCij x R2 x D) x 100

2.5. Confrontation avec les données expérimentales

Nous avons évalué la qualité prédictive permise par les différentes méthodes de pondération en confrontant le calcul de l'indicateur agrégé au niveau du bassin versant pour les différentes substances actives aux résultats de transfert de ces dernières au niveau du bassin versant décrit dans le chapitre 3A. Nous avons appliqué la même méthodologie que celle développée lors du projet EQUIPE (Pierlot et al. 2017), en mettant en œuvre une étude de corrélation puis un test de vraisemblances comme préconisé par Bockstaller et Girardin (2003) et Bockstaller et al. (2008).

Dans un premier temps, nous avons calculé des statistiques descriptives du calcul de l'indicateur avec différentes méthodes d'agrégation pour l'ensemble des application de substances actives à l'échelle du bassin versant pour vérifier si la variabilité interparcellaire était suffisante pour envisager une étude de corrélation

Nous avons calculé les corrélations entre les indicateurs pondérés et les mesures réalisées sur les différentes substances actives (cf. 2.2.) pour i) l'ensemble des données sur les 2 années ii) chaque année et chaque niveau spatial séparément. Les différences du régime de pluviométrie sur les deux

années d'étude et les critères pouvant engendrer les transferts aux différents niveaux spatiaux pouvant être différents. Les résultats présentés sont tous significatifs au seuil de 95% (Gibbons et Pratt 1975).

Enfin, pour les résultats les plus intéressants, nous avons établi une matrice de vraisemblance après mise en classe des résultats de l'indicateur et des données de transfert afin de déterminer la part des résultats de nos indicateurs agrégés estimant correctement les transferts des parts surestimant et sous-estimant ces transferts (Brown et al. 2002) comme résumé par la figure 1. Comme expliqué par Pierlot et al. (2017) en reprenant la démarche de Bockstaller et Girardin (2003a), la vraisemblance portera sur la prise en compte des estimations correctes et des surestimations, après avoir vérifié que le pourcentage d'estimations correctes satisfaisait à une valeur minimale. Cette surestimation peut être admise car il est à l'avance prévisible que l'indicateur en raison des simplifications ne peut pas prédire exactement le risque dans toutes les situations. Elle est moins grave qu'une sous-estimation du risque comme vérifié auprès de certains acteurs de la qualité de l'eau (Agence de l'Eau Rhin Meuse).

		Exceedence frequency (%)				
		20	40	60	80	100
NOTE	1	93	11	4	5	12
	2	0	0	0	0	0
	3	1	0	0	0	0
	4	24	0	1	0	0
	5	26	3	3	5	7

accurate	51,28%
overestimation	32,31%
underestimation	16,41%
Total:	100%

Probability: 83,59%

Figure 1 : exemple de tests de vraisemblance pour la confrontation des sorties d'un indicateur aux données expérimentales (Pierlot et al. 2017)

Pour les tests de vraisemblance, nous avons utilisés les mêmes seuils que pour l'étude réalisée dans le cadre du projet EQUIPE (tableau 2).

Tableau 2 : définition des classes utilisées pour le test de vraisemblance

Classe	RCeso Max	RCesu Max	Max RCeso RCesu	% dépassement
1	[0 ; 2[	[0 ; 2[	[0 ; 2[	[0 ; 20[
2	[2 ; 4[	[2 ; 4[	[2 ; 4[	[20 ; 40[
3	[4 ; 6[	[4 ; 6[	[4 ; 6[	[40; 60[
4	[6 ; 8[	[6 ; 8[	[6 ; 8[	[60 ; 80[
5	[8 ; 10]	[8 ; 10]	[8 ; 10]	[80 ; 100]

2.6. Mise en œuvre de la méthode

Une fois la méthode d'agrégation définie, il s'agit de mettre en œuvre cette pondération sur les parcelles du bassin versant afin d'avoir un risque spatialisé. Cette mise en œuvre s'est faite sur QGis, en attribuant pour chaque matière active appliquée sur la parcelle le risque pondéré.

3. Résultats

Les contextes climatiques des deux années de suivis sont très différents. Lors de l'année culturale 2015-2016, nous avons mesuré 566 mm de pluie sur la période d'analyse qui s'étendait de la semaine 49 de 2016 à la semaine 21 de 2017. A contrario, lors de l'année culturale 2016-2017, la somme des précipitations s'élève à 152 mm pour une période d'écoulement qui s'étend de la semaine 42 de 2016 à la semaine 13 de 2017. De ce fait, les écoulements dans le ruisseau durant l'année 2016-2017 ont été plus faibles, avec des volumes estimés de 2 320 000 m^3 pour l'année 2015-2016 à l'exutoire contre 438 000 m^3 en 2016-2017. Les débits, notamment sur l'année 2016-2017 sont souvent légèrement surestimés car les écoulements ayant été faibles dans le cours d'eau, les vitesses mesurées sont régulièrement en dessous de la valeur limite de 0,1$m.s^{-1}$ qui est la limite technique de mesure du débit par les sondes. Dans ce cas, la valeur enregistrée est automatiquement de 0,1$m.s^{-1}$, ce qui revient à surestimer les flux d'eau et par là même les flux de substances actives en 2016-2017. De plus, les prélèvements étant assujettis au débit, lorsque le débit est inférieur à la vitesse de détection limite, les prélèvements sont concentrés sur de faibles volumes et peuvent ne pas être représentatifs des écoulements car concentrés sur une plus courte période.

3.1. Suivi des transferts de substances actives dans le ruisseau

Les 24 prélèvements de chaque année ont permis de compléter le tableau 3 pour l'année 2015-2016 et le tableau 3 pour l'année 2016-2017.

Nous pouvons observer que les concentrations maximales détectées dans les eaux les 2 années sont beaucoup plus élevées en 2016-2017 qu'en 2015-2016. Ceci peut s'expliquer par un débit beaucoup plus faible dans le ruisseau la seconde année ne permettant pas une dilution des substances actives qui transfèrent des parcelles vers le ruisseau. Les flux totaux mesurés en 2015-2016 sont de 17,6 kg de substances actives mesurées en sortie de bassin versant alors que 2016-2017, les flux mesurés sont de 13,3 kg et sont surestimés car dans 86% des mesures, la vitesse mesurée à l'exutoire est ramenée à 0,1 $m.s^{-1}$ (contre 32% durant l'année 2015-2016). Nous pouvons noter qu'à l'échelle du bassin versant, 9 molécules ont été retrouvées avec des concentrations supérieures aux limites de potabilisation sur la campagne 2016-2017, contre 6 l'année précédente, mais si l'on compare les concentrations moyennes pondérées, 1 seule molécule se retrouve au dessus du seuil de potabilité contre 11 l'année précédente.

Tableau 3: résultats synthétiques des analyses d'eau aux 2 échelles d'analyse pour l'année 2015-2016. Pour les calculs des différents indicateurs se reporter à la section 2.2. Les substances sont classées par ordre décroissant des concentrations maximales retrouvées.

molécule	Bassin versant							Sous bassin versant						
	surface traitée (ha)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)	surface traitée (ha)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)
Glyphosate	23,06	72,00%	16,00%	38	2113,32	3213	1,370	20,84	16,67%	0,00%	0,23	7,33	10	0,014
dimethachlore	38,11	100,00%	45,45%	3,732	386,97	2589	1,202	27,82	0,00%	0,00%	0,016	0,16	0	0,000
Propyzamide	71,6	45,83%	4,17%	3,2	133,54	452	0,195	42,64	45,83%	0,00%	0,3	9,21	56	0,087
diflufénicanil	117,23	95,83%	41,67%	2,7	494,18	3594	1,547	73,22	0,00%	0,00%	0,071	7,43	18	0,028
Clomazone	69,98	87,50%	12,50%	2,4	274,60	1480	0,637	40,7	0,00%	0,00%	0,083	8,69	9	0,013
dimethenamide	94,98	95,45%	13,64%	2,247	154,80	1505	0,699	56,57	0,00%	0,00%	0,016	0,28	0	0,001
Tebuconazole	169,4	33,33%	12,50%	2,2	114,45	498	0,214	109,35	0,00%	0,00%	0,019	0,52	1	0,001
metazachlore	106	95,45%	0,00%	1,765	203,06	1115	0,480	56,57	0,00%	0,00%	0,047	1,08	2	0,003
Metconazole	56,88	4,17%	0,00%	1,721	89,53	115	0,050	28,11	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Aclonifen	0	22,73%	0,00%	1,3	217,11	398	0,185	0	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Bentazone	8,83	37,50%	0,00%	1,2	50,08	149	0,064	0,05	8,33%	0,00%	0,11	4,75	6	0,009
Flufenacet	112,14	95,45%	0,00%	1,2	138,92	755	0,337	25,14	0,00%	0,00%	0,044	3,77	11	0,017
iodosulfuron-methyl-sodium	121,19	8,70%	0,00%	1,2	62,43	83	0,04	76,28	4,55%	0,00%	0,23	1,54	2	0,003
clopyralid	131,18	52,94%	0,00%	1,1	104,80	316	0,164	78,56	10,53%	0,00%	0,42	28,54	34	0,056
Azoxystrobine	72,35	12,50%	0,00%	0,92	47,86	105	0,045	0	0,00%	0,00%	0,035	0,23	0	0,001
Fluroxypyr	41,01	18,75%	0,00%	0,86	44,74	80	0,042	26,46	0,00%	0,00%	0,013	0,15	0	0,000
Bromoxynil	6,22	19,05%	0,00%	0,67	33,71	140	0,061	3,45	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
cypermethrine	99,28	8,70%	0,00%	0,649	13,41	13	0,006	58,68	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
metsulfuron-méthyl	27,79	50,00%	0,00%	0,48	44,93	231	0,099	2,11	34,78%	0,00%	0,21	4,82	25	0,039
métolachlore	6,25	38,10%	0,00%	0,399	12,82	112	0,053	6,25	10,00%	0,00%	1,151	2,31	5	0,009
Cyproconazole	35,39	12,50%	0,00%	0,25	13,01	70	0,030	16,17	8,70%	0,00%	0,11	4,75	7	0,011
Propiconazole	186,47	16,67%	0,00%	0,24	10,02	70	0,030	71,09	0,00%	0,00%	0,035	1,51	2	0,003
Boscalid	39,42	25,00%	0,00%	0,22	11,95	114	0,049	18,95	0,00%	0,00%	0,058	2,50	15	0,023
florasulame	27,98	8,33%	0,00%	0,2	24,71	100	0,043	1,68	0,00%	0,00%	0,084	0,94	3	0,004
Napropamide	108,23	37,50%	0,00%	0,18	24,55	160	0,069	10,45	0,00%	0,00%	0,011	0,75	1	0,002
époxiconazole	51,63	16,67%	0,00%	0,13	5,42	45	0,019	9,7	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Isoproturon	60,43	9,09%	0,00%	0,11	5,16	24	0,011	23,8	0,00%	0,00%	0,094	1,03	5	0,008
2,4-mcpa	72,76	0,00%	0,00%	0,068	10,60	11	0,005	58,22	0,00%	0,00%	0,033	1,34	2	0,003
Chlortoluron	19,59	0,00%	0,00%	0,044	6,86	33	0,014	0	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Nicosulfuron	0,05	0,00%	0,00%	0,033	2,47	7	0,003	0,05	0,00%	0,00%	0,016	0,17	0	0,000
Fenpropidine	29,5	0,00%	0,00%	0,017	0,71	1	0,000	5,9	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Chlorothalonil	78,74	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	26,91	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Clodinafop-propargyl	11,38	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	1,98	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
dicamba	6,31	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	3,55	25,00%	0,00%	0,16	1,79	3	0,006
lambda-cyhalothrine	25,69	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	16,37	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Propaquizafop	8,12	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	8,12	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Prosulfuron	0,05	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	0,05	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Pyraclostrobine	2,62	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000	2,62	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000

Tableau 4 : résultats synthétiques des analyses d'eau aux 2 échelles d'analyse pour l'année 2016-2017. Pour les calculs des différents indicateurs se reporter à la section 2.2.. Les substances sont classées par ordre décroissant des concentrations maximales retrouvées.

molécule	Bassin versant							Sous bassin versant						
	surface traitée (ha)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)	surface traitée (ha)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)
metazachlore	21,47	95,83%	25,00%	61,239	935,69	4729	0,108	1,88	25,00%	0,00%	0,267	3,09	5	0,068
dimethenamide	43,51	100,00%	25,00%	38,172	592,80	3111	0,071	9,83	25,00%	0,00%	0,185	2,14	4	0,054
dimethachlore	67,93	100,00%	75,00%	19,087	384,59	2281	0,052	52,27	0,00%	0,00%	0,09	1,36	3	0,037
Propyzamide	83,5	95,83%	66,67%	7,800	219,46	1270	0,029	52,27	87,50%	41,67%	5,3	30,10	45	0,604
Clomazone	68,87	100,00%	25,00%	7,600	115,03	721	0,016	53,21	0,00%	0,00%	0,042	0,49	1	0,009
Tebuconazole	111,91	91,67%	20,83%	2,800	78,78	370	0,008	36,16	0,00%	0,00%	0,054	0,63	1	0,011
florasulame	40,34	4,17%	4,17%	2,400	56,84	57	0,001	27,75	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Napropamide	87,52	95,83%	20,83%	2,200	61,90	291	0,007	52,27	0,00%	0,00%	0,085	0,98	2	0,029
diflufénicanil	166,32	92,00%	8,00%	2,100	31,78	124	0,003	71,69	0,00%	0,00%	0,014	0,16	0	0,003
iodosulfuron-methyl-sodium	83,27	4,17%	0,00%	1,200	28,42	28	0,001	71,19	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
bentazone	12,19	20,83%	0,00%	0,440	7,32	57	0,001	12,19	0,00%	0,00%	0,028	0,32	0	0,006
métolachlore	2,9	29,17%	0,00%	0,366	8,64	58	0,001	0,00	0,00%	0,00%	0,015	0,00	0	0,000
Flufenacet	146,02	100,00%	0,00%	0,300	8,53	73	0,002	42,07	16,67%	0,00%	0,15	0,93	1	0,017
Azoxystrobine	0	25,00%	0,00%	0,290	4,39	21	0,000	0,00	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
glyphosate	246,29	4,17%	0,00%	0,250	3,78	4	0,000	86,78	29,17%	0,00%	0,24	0,00	0	0,000
Cyproconazole	29,76	25,00%	0,00%	0,180	2,81	21	0,000	29,76	0,00%	0,00%	0,023	0,27	0	0,005
Metconazole	175,55	4,17%	0,00%	0,150	2,27	8	0,000	78,81	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Isoproturon	80,55	25,00%	0,00%	0,140	3,94	23	0,001	15,38	41,67%	0,00%	0,7	4,05	6	0,074
Propiconazole	65,09	4,17%	0,00%	0,130	1,97	12	0,000	32,11	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
époxiconazole	60,31	4,17%	0,00%	0,120	1,82	9	0,000	34,98	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Boscalid	91,22	4,17%	0,00%	0,100	1,51	13	0,000	53,21	0,00%	0,00%	0,017	0,15	0	0,003
Chlortoluron	0	12,50%	0,00%	0,100	5,69	16	0,000	0,00	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
2,4-mcpa	6,25	0,00%	0,00%	0,069	1,94	7	0,000	6,25	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Nicosulfuron	5,75	0,00%	0,00%	0,023	0,65	3	0,000	5,75	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
metsulfuron-méthyl	11,79	0,00%	0,00%	0,020	0,53	3	0,000	11,79	0,00%	0,00%	0,017	1,01	1	0,013
Aclonifen	6,1	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	6,10	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Chlorothalonil	67,56	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	67,24	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
chlorpyriphos-ethyl	4,02	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	0,00	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Clodinafop-propargyl	22,09	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	21,78	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
cypermethrine	190,61	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	130,33	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
lambda-cyhalothrine	20,11	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	0,94	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
propoxycarbazone sodium	10,05	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	10,05	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Prosulfuron	0	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	0,00	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000
Pyraclostrobine	0	0,00%	0,00%	0,000	0,00	0	0,000	34,98	0,00%	0,00%	0	0,00	0	0,000

3.2. Les indicateurs de risque parcellaire

Les calculs des risques pour les 297 applications de l'année 2015-2016 et les 375 applications de l'année 2016-2017 nous ont permis de confirmer une bonne dispersion des risques parcellaires sur l'ensemble des applications (figure 2). Les risques de contamination $RC_{esu\text{-}rd}$ et RC_{eso} sont compris entre 0 et 9,34 pour RC_{eso} et 0 et 9,93 pour RC_{esu} sur une échelle de 0 à 10 avec des moyennes à 4,02 et 3,77 respectivement et des écarts types de 2,59 et 2,52.

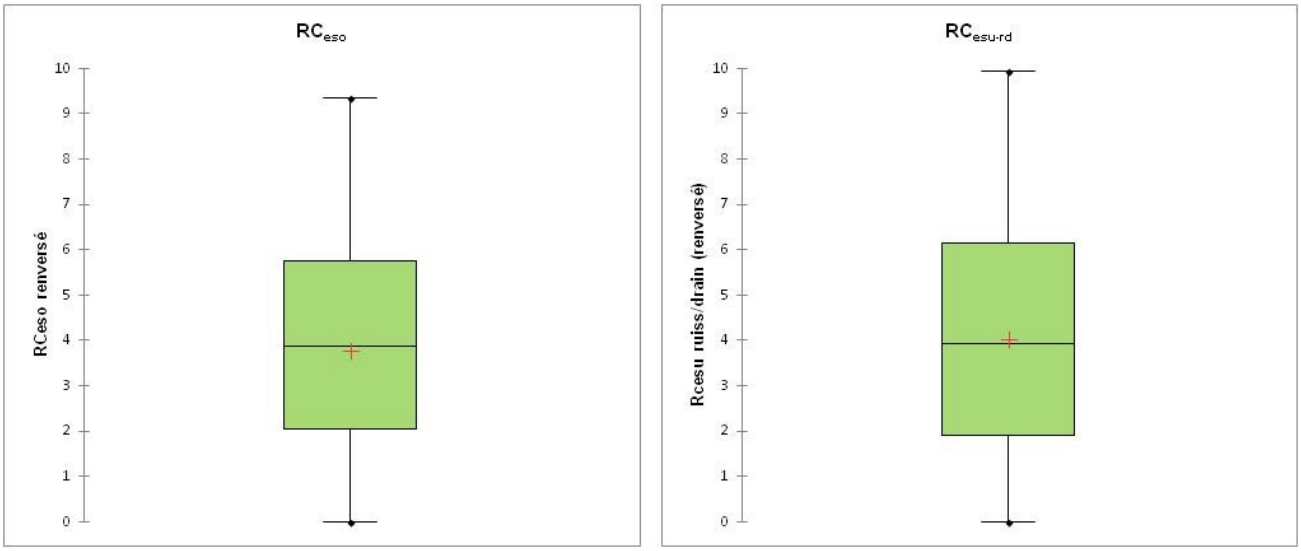


Figure 2 : dispersion des scores RCeso et RCesu-rd pour les 297 applications de substances actives réalisées au niveau du bassin versant pour l'année 2015-2016.

Tableau 5 : statistiques descriptives pour les RCeso pour toutes les substances actives appliquées en 2015-2016

Statistique	Nb. d'observations	Minimum	Maximum	1er Quartile	Médiane	3ème Quartile	Moyenne	Variance (n-1)	Ecart-type (n-1)	Statistique	Nb. d'observations	Minimum	Maximum	1er Quartile	Médiane	3ème Quartile	Moyenne	Variance (n-1)	Ecart-type (n-1)
RCeso - Propiconazole	21	2,549	5,384	2,910	3,933	4,268	3,743	0,601	0,775	RCeso - fluroxypyr	6	2,091	5,111	2,203	2,203	3,535	2,965	1,628	1,276
RCeso - iodosulfuron-methyl-sodium	21	0,000	4,380	1,301	1,337	4,132	2,148	2,443	1,563	RCeso - lambda-cyhalothrine	6	0,000	3,832	0,000	1,375	3,041	1,620	3,269	1,808
RCeso - Tebuconazole	20	1,918	4,326	2,246	3,140	3,778	3,107	0,720	0,849	RCeso - époxiconazole	6	2,475	4,053	2,927	3,444	3,972	3,386	0,448	0,669
RCeso - diflufénicanil	17	3,734	7,331	3,941	4,499	6,360	5,059	1,889	1,374	RCeso - dimethachlore	5	0,000	7,540	0,000	0,000	7,051	2,918	15,997	4,000
RCeso - Clopyralid	14	0,000	1,916	0,000	0,000	0,000	0,289	0,380	0,616	RCeso - Clodinafop-propargyl	4	0,000	2,722	0,000	1,147	2,401	1,254	2,127	1,458
RCeso - Metconazole	14	1,521	4,184	2,441	3,321	3,891	3,125	0,709	0,842	RCeso - dicamba	4	2,651	4,260	3,765	4,177	4,228	3,816	0,606	0,778
RCeso - metazachlore	14	0,000	8,820	0,000	5,954	7,084	3,989	13,305	3,648	RCeso - fenpropidine	4	4,555	6,424	5,334	5,834	6,162	5,662	0,660	0,813
RCeso - Flufenacet	13	5,321	7,563	6,314	7,097	7,391	6,819	0,596	0,772	RCeso - Azoxystrobine	3	0,123	2,518	0,959	1,796	2,157	1,479	1,510	1,229
RCeso - chlorothalonil	13	3,676	6,300	5,692	5,744	6,192	5,733	0,452	0,673	RCeso - Glyphosate	3	6,342	7,996	6,993	7,644	7,820	7,328	0,759	0,871
RCeso - dimethenamide	13	0,000	7,436	0,000	5,983	7,293	4,183	12,136	3,484	RCeso - glyphosate	3	3,859	5,780	4,819	5,780	5,780	5,139	1,230	1,109
RCeso - Napropamide	10	5,753	9,315	5,924	7,149	7,550	7,125	1,582	1,258	RCeso - metsulfuron-méthyl	3	1,404	2,545	1,440	1,475	2,010	1,808	0,408	0,639
RCeso - cypermethrine	10	0,000	4,824	1,068	2,305	3,782	2,391	3,721	1,929	RCeso - Bentazone	2	3,985	4,420	4,094	4,203	4,311	4,203	0,095	0,308
RCeso - 2,4-mcpa	9	2,900	5,733	2,920	2,955	3,125	3,299	0,845	0,919	RCeso - Bromoxynil	2	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
RCeso - Clomazone	9	0,000	6,706	0,000	0,000	5,726	2,586	9,683	3,112	RCeso - Propaquizafop	2	4,315	5,090	4,509	4,702	4,896	4,702	0,300	0,548
RCeso - Cyproconazole	9	0,000	4,477	3,912	4,014	4,153	3,211	3,349	1,830	RCeso - Pyraclostrobine	2	1,572	1,630	1,587	1,601	1,615	1,601	0,002	0,041
RCeso - Isoproturon	8	7,981	9,252	8,343	8,958	9,240	8,784	0,255	0,505	RCeso - métolachlore	2	4,790	4,790	4,790	4,790	4,790	4,790	0,000	0,000
RCeso - Boscalid	7	2,486	4,395	3,626	4,199	4,284	3,843	0,468	0,684	RCeso - Chlortoluron	1	9,345	9,345	9,345	9,345	9,345	9,345	NA	NA
RCeso - Propyzamide	7	4,795	7,844	5,324	6,997	7,714	6,530	1,778	1,333	RCeso - Nicosulfuron	1	3,317	3,317	3,317	3,317	3,317	3,317	NA	NA
RCeso - florasulame	7	0,000	2,479	0,000	0,000	1,777	0,862	1,210	1,100	RCeso - Prosulfuron	1	1,141	1,141	1,141	1,141	1,141	1,141	NA	NA

Les statistiques descriptives réalisées par substance active (tableau 5 et tableau 6) montrent que les molécules retrouvées dans les eaux présentent des risques parcellaires élevés. Nous pouvons citer les exemples du glyphosate dont le risque pour les eaux de surface (RC_{esu-rd}) est calculé entre 3,9 et 9,8 sur une échelle de 0 à 10 et celui pour les eaux souterraines (RC_{eso}) entre 3,9 et 5,8 et le diméthachlore avec des RC_{esu-rd} entre 0,95 et 7,5 et des RC_{eso} entre 0 et 7,5. Dans ces 2 cas, le risque de transfert est jugé non-négligeable selon la construction de l'indicateur I-Phy, il est supérieur à 3 (Bockstaller et Girardin 2003b). De même pour la pyraclostrobine, que l'on ne retrouve pas dans les analyses d'eau, le risque déterminée par l'indicateur I-Phy est entre 1,58 et 1,6 pour le RC_{eso} et de 2,6 à 2,8 pour le RC_{esu-rd}, donc < 3. A contrario, les risques pour le chlortoluron estimés à 9,35 pour les 2 compartiments RC_{eso} et RC_{esu-rd} ne se traduisent pas par de forts transferts mais ne correspondent qu'à une seule application sur le bassin versant pour l'année 2015-2016.

Tableau 6: statistiques descriptives pour les RCesu-rd pour toutes les substances actives appliquées en 2015-2016

Statistique	Nb. d'observations	Minimum	Maximum	1er Quartile	Médiane	3ème Quartile	Moyenne	Variance (n-1)	Ecart-type (n-1)	Statistique	Nb. d'observations	Minimum	Maximum	1er Quartile	Médiane	3ème Quartile	Moyenne	Variance (n-1)	Ecart-type (n-1)
RCesu-rd - Propiconazole	21	0,895	6,478	2,910	4,136	4,574	3,971	1,848	1,359	RCesu-rd - fluroxypyr	6	2,091	5,485	2,203	2,203	4,384	3,216	2,617	1,618
RCesu-rd - iodosulfuron-methyl-sodium	21	0,000	6,028	1,315	1,337	4,149	2,401	4,221	2,055	RCesu-rd - lambda-cyhalothrine	6	0,000	3,832	0,342	1,524	1,738	1,440	2,007	1,417
RCesu-rd - Tebuconazole	20	1,782	6,314	2,246	3,058	4,626	3,514	2,198	1,482	RCesu-rd - époxiconazole	6	0,000	4,053	1,854	3,444	3,972	2,736	2,763	1,662
RCesu-rd - diflufénicanil	17	3,359	7,482	3,941	4,303	6,718	5,080	2,299	1,516	RCesu-rd - dimethachlore	5	0,952	7,540	1,161	1,161	4,040	2,971	8,161	2,857
RCesu-rd - Clopyralid	14	0,000	1,916	0,000	0,000	0,237	0,357	0,447	0,668	RCesu-rd - Clodinafop-propargyl	4	0,318	6,452	2,121	3,334	4,573	3,360	6,521	2,554
RCesu-rd - Metconazole	14	0,000	6,138	1,026	2,621	3,891	2,655	3,196	1,788	RCesu-rd - dicamba	4	5,168	7,841	6,334	6,957	7,355	6,731	1,297	1,139
RCesu-rd - metazachlore	14	0,821	8,820	1,038	5,028	7,084	4,392	9,162	3,027	RCesu-rd - fenpropidine	4	4,555	6,424	5,334	5,834	6,162	5,662	0,660	0,813
RCesu-rd - Flufenacet	13	2,163	8,089	5,381	7,097	7,399	6,299	3,084	1,756	RCesu-rd - Azoxystrobine	3	0,318	2,518	1,057	1,796	2,157	1,544	1,258	1,122
RCesu-rd - chlorothalonil	13	2,531	8,319	5,744	6,280	7,268	6,226	3,444	1,856	RCesu-rd - Glyphosate	3	3,866	9,324	5,755	7,644	8,484	6,945	7,813	2,795
RCesu-rd - dimethenamide	13	0,818	7,436	1,092	5,102	6,792	4,184	8,040	2,835	RCesu-rd - glyphosate	3	3,859	9,803	5,148	6,438	8,120	6,700	8,884	2,981
RCesu-rd - Napropamide	10	5,753	9,315	5,924	7,149	7,550	7,125	1,582	1,258	RCesu-rd - metsulfuron-méthyl	3	2,545	4,945	3,169	3,792	4,369	3,761	1,441	1,200
RCesu-rd - cypermethrine	10	0,000	4,824	1,068	2,452	3,782	2,420	3,644	1,909	RCesu-rd - Bentazone	2	3,985	8,215	5,042	6,100	7,157	6,100	8,945	2,991
RCesu-rd - 2,4-mcpa	9	2,900	5,733	2,955	3,042	3,324	3,501	0,958	0,979	RCesu-rd - Bromoxynil	2	5,720	6,430	5,897	6,075	6,252	6,075	0,252	0,502
RCesu-rd - Clomazone	9	0,616	6,706	0,897	0,939	4,677	2,670	6,231	2,496	RCesu-rd - Propaquizafop	2	2,062	5,090	2,819	3,576	4,333	3,576	4,584	2,141
RCesu-rd - Cyproconazole	9	0,000	6,356	0,708	4,616	6,222	3,742	7,526	2,743	RCesu-rd - Pyraclostrobine	2	2,591	2,824	2,649	2,707	2,765	2,707	0,027	0,165
RCesu-rd - Isoproturon	8	5,253	9,929	8,343	9,095	9,248	8,564	2,070	1,439	RCesu-rd - métolachlore	2	5,869	9,242	6,712	7,555	8,399	7,555	5,688	2,385
RCesu-rd - Boscalid	7	1,681	4,299	3,207	3,789	4,234	3,522	0,914	0,956	RCesu-rd - Chlortoluron	1	9,345	9,345	9,345	9,345	9,345	9,345	NA	NA
RCesu-rd - Propyzamide	7	4,917	7,844	5,324	6,997	7,714	6,548	1,709	1,307	RCesu-rd - Nicosulfuron	1	4,837	4,837	4,837	4,837	4,837	4,837	NA	NA
RCesu-rd - florasulame	7	0,000	2,479	0,000	0,697	1,777	0,961	1,079	1,039	RCesu-rd - Prosulfuron	1	3,317	3,317	3,317	3,317	3,317	3,317	NA	NA

3.3. Tests de corrélation

3.3.1. Tests sur les indicateurs parcellaires

Avant de tester les paramètres de surfaces et de distances, nous avons testé les indicateurs parcellaires pour confronter les notes maximales et moyennes issues des calculs d'indicateurs et ensuite les confronter aux résultats des analyses d'eau.

Tableau 7 : test de corrélation entre les notes brutes pour chaque substance active et les transferts de substances actives dans les analyses d'eau

	Fréquence de dépassement du 0.1	Fréquence de dépassement du 2µg/l	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)
Max de RCeso	0,432	0,305	0,194	0,201	0,206	0,227
Moyenne de RCeso	0,426	0,297	0,164	0,182	0,190	0,169
Max de RCesu	0,276	0,158	0,079	0,077	0,086	0,140
Moyenne de RCesu	0,338	0,227	0,129	0,142	0,153	0,129
Max de Max Rceso et RCesu	0,270	0,156	0,075	0,074	0,081	0,138
Moyenne de Max Rceso et RCesu	0,218	0,018	0,095	0,077	0,080	0,123

Le tableau 7 nous montre que les corrélations obtenues par l'indicateur parcellaire sont supérieures pour les différents paramètres, si l'on considère le Max de RC_{eso}. Ceci montre que dans le cadre d'un bassin versant drainé, ce sont les processus pris en compte par I-Phy dans les transferts verticaux qui sont prépondérant. Nous pouvons également constater que l'utilisation de la moyenne arithmétique nous donne de moins bonnes relations entre les sorties d'indicateurs et les données expérimentales, ce qui tend à prouver, comme nous pouvions nous y attendre, que la contribution des parcelles au transfert des substances actives est différente.

Lorsque l'on passe à l'analyse annuelle des corrélations pour les données à l'exutoire (tableau 8), nous pouvons observer que les corrélations sont plus élevées.

Tableau 8 : corrélations entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles traitées et les données mesurées à l'exutoire du bassin versant

	2015-2016						2016-2017					
	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)
Max de Rceso	0,456	0,328	0,252	0,305	0,430	0,430	0,535	0,350	0,237	0,260	0,273	0,273
Max de Rcesu	0,359	0,230	0,305	0,327	0,346	0,342	0,348	0,174	0,097	0,105	0,122	0,122
Max de Max Rceso_RCesu	0,359	0,229	0,305	0,327	0,346	0,341	0,339	0,169	0,090	0,100	0,113	0,113

Alors que si l'on se place à l'échelle du sous-bassin versant (tableau 9), les corrélations pour l'année 2015-2016 sont beaucoup moins élevées. Ceci s'explique par des substances actives pour lesquels le risque de transfert calculé par l'indicateur est très élevé comme pour le diflufénicanil et le diméthachlore avec des RC_{eso} calculés supérieurs à 7 et qui n'ont pas été retrouvés dans les analyses à cette échelle pour l'année 2015-2016.

Tableau 9: corrélations entre les sorties des indicateurs pour les parcelles traitées dans le sous-bassin versant et les données mesurées au niveau du sous-bassin versant

	2015-2016						2016-2017					
	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Concentration maxi (µg/l)	Flux maxi (g)	Flux total (g)	CMP (µg/l)
Max de Rceso	0,055		-0,010	-0,113	0,088	0,079	0,335	0,286	0,327	0,301	0,291	0,291
Max de Rcesu	0,075	0,000	0,205	-0,165	-0,041	-0,048	0,254	0,190	0,228	0,192	0,181	0,181
Max de Max Rceso_RCesu	0,074	0,000	0,205	-0,165	-0,040	-0,046	0,250	0,191	0,228	0,193	0,180	0,180

Ces premiers résultats montrent la non-linéarité des transferts et la nécessité de pondérer le risque parcellaire.

Si l'on regarde maintenant le test de vraisemblance (tableau 10), il s'avère que le risque dans ce cas est largement surestimé bien que l'indicateur permette d'identifier les substances à risque pour les fréquences de détection au dessus des seuils définis par la législation (0,1 et 2µg/ L), puisqu'il n'y a qu'une très faible proportion de sous-estimation. Concernant le flux total en mg/ha, prendre le maximum des risques à la parcelle peut conduire à la sous-estimation du risque à l'exutoire. De plus, les sorties de l'indicateur se présentant sous forme de note de risque entre 0 et 10, il apparaît difficile d'être représentatif des flux réels transférés à une échelle plus importante que la parcelle. C'est pour cela que par la suite, nous nous intéresserons plus spécifiquement aux résultats de comparaisons avec les fréquences de dépassement des seuils réglementaires de 0,1 µg/L et 2µg/ L.

Tableau 10: matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes

	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)				Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)				Flux total (g)			
	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation
RCeso Max	86%	14%	71%	14%	100%	14%	86%	0%	73%	18%	55%	27%
RCesu Max	85%	21%	64%	2%	98%	18%	80%	2%	69%	25%	44%	31%
Max RCeso RCesu	84%	10%	74%	2%	98%	11%	87%	2%	74%	21%	53%	26%

3.3.2. Prise en compte de la surface

Pour les calculs de corrélations réalisés sur l'ensemble des données, c'est à nouveau l'utilisation du sous-indicateur RC_{eso} qui donne les corrélations les plus élevées (tableau 11). C'est en croisant ce sous-indicateur avec le ratio de surface R2 que la corrélation est la meilleure. Cependant, il est à noter que les corrélations obtenues sont inférieures à celles que l'on obtient en utilisant simplement le $maxRC_{eso}$, donc la pondération à la surface ne semble pas suffisante pour agréger les données à l'échelle du bassin-versant

A l'échelle du bassin versant, c'est la pondération en fonction des surfaces traitées R2 qui donne de meilleurs résultats, alors qu'au niveau du sous-bassin versant c'est la pondération en fonction des surfaces traitées uniquement (R1) qui ressort comme la pondération entrainant les meilleures corrélations. Nous retiendrons par la suite le ratio R2 pour représenter la prise en compte de l'ensemble des parcelles à chaque niveau spatial, c'est-à-dire également la contribution des parcelles non-traitées au flux d'eau total. Le risque RC associé à ces parcelles étant de 0.

Tableau 11: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés en fonction des ratios de surface R1 et R2 pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux. Global correspond aux corrélations avec l'ensemble des données, BV correspond aux risques calculés pour l'ensemble des parcelles traitées l'année considérée comparés aux données mesurées à l'exutoire et sous BV correspond aux risques calculés pour les parcelles traitées dans le sous-bassin versant comparés aux données mesurées à la sortie du sous-bassin versant.

	global		BV 2015-2016		BV 2016-2017		sous BV 2015-2016		sous BV 2016-2017	
	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)
RCeso x R1	0,184	0,074	0,006	-0,050	0,448	0,239	0,536		0,375	0,183
Rceso x R2	0,259	0,131	0,277	0,106	0,381	0,115	0,016	0,000	0,372	0,255
RCesu x R1	0,142	0,028	-0,019	-0,078	0,345	0,150	0,571	0,000	0,324	0,274
RCesu x R2	0,253	0,124	0,311	0,125	0,374	0,104	0,018	0,000	0,305	0,258
Max_Rceso_RCesu x R1	0,127	0,017	-0,026	-0,073	0,318	0,125	0,555	0,000	0,364	0,175
Max_Rceso_RCesu x R2	0,249	0,118	0,320	0,128	0,367	0,096	0,000	0,000	0,295	0,247

Il ressort néanmoins de ces résultats que la pondération à la surface n'apporte pas une meilleure corrélation que les calculs de risque parcellaire.

Tableau 12: matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pondérés par le ratio R2 pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes.

somme	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)				Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)				Flux total (g)			
	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation
RCeso Max x R2	75%	53%	22%	25%	95%	68%	28%	5%	47%	27%	20%	53%
RCesu Max x R2	73%	61%	12%	8%	92%	79%	13%	8%	44%	33%	10%	56%
Max RCeso RCesu x R2	73%	60%	14%	8%	92%	79%	14%	8%	44%	32%	12%	56%

La pondération à la surface améliore cependant le taux de résultats justes des indicateurs pour la fréquence du seuil de dépassement des normes de potabilité et de potabilisation (tableau 12) par rapport au simple critère de $MaxRC_{eso}$ ou $MaxRC_{esu}$. Ceci s'explique notamment par une diminution du risque estimé quand il est pondéré à la surface, ce qui conduit à améliorer la justesse du risque prédit par notre indicateur pondéré.

3.3.3. Prise en compte de la distance

La prise en compte de la distance euclidienne de la parcelle au réseau hydrographique donne des corrélations plus faibles que la prise en compte de la surface (tableau 13).

Tableau 13: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés par le ratio D pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux. Global correspond aux corrélations avec l'ensemble des données, BV correspond aux risques calculés pour l'ensemble des parcelles traitées l'année considérée comparés aux données mesurées à l'exutoire et sous BV correspond aux risques calculés pour les parcelles traitées dans le sous-bassin versant comparés aux données mesurées à la sortie du sous-bassin versant.

	global		BV 2015-2016		BV 2016-2017		sous BV 2015-2016		sous BV 2016-2017	
	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)
Somme de RCeso x D	0,087	0,021	-0,020	-0,090	0,495	0,261	0,438		0,235	0,162
Somme de RCesu x D	0,064	0,002	0,021	-0,065	0,460	0,226	0,440	0,000	0,203	0,108
Somme de Max Rceso_ RCesu x D	0,054	-0,005	0,021	-0,065	0,452	0,214	0,425	0,000	0,192	0,100

Nous constatons en effet annuel et spatial fort. Les résultats de la pondération pour l'année 2016-2017 montrent des corrélations plus élevées au niveau des analyses à l'exutoire du bassin versant que pour l'année 2015-2016, alors qu'au niveau du sous-bassin versant cela ne se vérifie pas.

Tableau 14 : matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes

Somme de	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)				Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)				Flux total (g)			
	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation
RCeso x D	81%	19%	62%	19%	96%	21%	75%	4%	69%	31%	39%	31%
RCesu x D	82%	14%	68%	3%	97%	14%	83%	3%	72%	25%	47%	28%
Max RCeso RCesu x D	83%	12%	71%	3%	97%	10%	87%	3%	75%	23%	52%	25%

Cependant, l'étude de vraisemblance (tableau 14) montre que la pondération par la distance augmente la vraisemblance des résultats par rapport à l'utilisation de l'indicateur pondéré par les surfaces. Mais derrière se cache une forte surestimation du risque.

3.3.4. Prise en compte de la surface et de la distance

Le croisement des pondérations à la surface et à la distance donne de faibles résultats de corrélation sur l'ensemble du jeu de donnée acquis (tableau 15). Cependant, si nous observons les résultats années par années, il s'avère que ce sont les résultats pour la campagne 2015-2016 qui présentent les plus faibles corrélations entre le risque prédit par l'indicateur et les donnés expérimentales.

Tableau 15: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés en fonction du ratio de surface R2 et des distances entre la parcelle et le cours d'eau (D) pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux. Global correspond aux corrélations avec l'ensemble des données, BV correspond aux risques calculés pour l'ensemble des parcelles traitées l'année considérée comparés aux données mesurées à l'exutoire et sous BV correspond aux risques calculés pour les parcelles traitées dans le sous-bassin versant comparés aux données mesurées à la sortie du sous-bassin versant.

Somme	global		BV 2015-2016		BV 2016-2017		sous BV 2015-2016		sous BV 2016-2017	
	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)	Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)
RCeso x R2 x D	0,087	0,021	-0,020	-0,090	0,495	0,261	0,438		0,235	0,162
RCesu x R2 x D	0,064	0,002	0,021	-0,065	0,460	0,226	0,440	0,000	0,203	0,108
Max Rceso_ RCesu x R2 x D	0,054	-0,005	0,021	-0,065	0,452	0,214	0,425	0,000	0,192	0,100

Néanmoins, le test de vraisemblance (tableau 16) montre que le croisement entre les risques parcellaires déterminés par les sous indicateurs RC_{eso} et RC_{esu}, le rapport de la surface des parcelles

sur la surface du territoire sur laquelle porte les analyses et les distances relatives des parcelles au cours d'eau affiche des taux de vraisemblance supérieurs aux indicateurs parcellaires. La surestimation est élevée et est supérieure au taux de résultats justes, mais le taux de sous-estimation est quasiment nul, ce qui est important pour les gestionnaire de la ressource en eau.

Tableau 16 : matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pondérées par les ratios de surface (R2) et de distance (D) pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes

Somme de	Fréquence de dépassement du 0.1 µg/l (%)				Fréquence de dépassement du 2µg/l (%)				Flux total (g)			
	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation	vraisemblance	juste	surestimation	sous-estimation
RCeso x R2 x D	92%	27%	65%	8%	99%	20%	79%	1%	80%	23%	57%	20%
RCesu x R2 x D	92%	20%	72%	1%	99%	15%	84%	1%	80%	19%	62%	20%
Max RCeso RCesu x R2 xD	92%	20%	73%	1%	99%	14%	85%	1%	82%	19%	63%	18%

3.3.5. Application des résultats à l'échelle du territoire

Cette approche de pondération du risque parcellaire par la distance relative de la parcelle au cours d'eau et par la surface de la parcelle nous permet par la suite de pouvoir établir des cartes de risque de transfert pour chaque application sur le territoire.

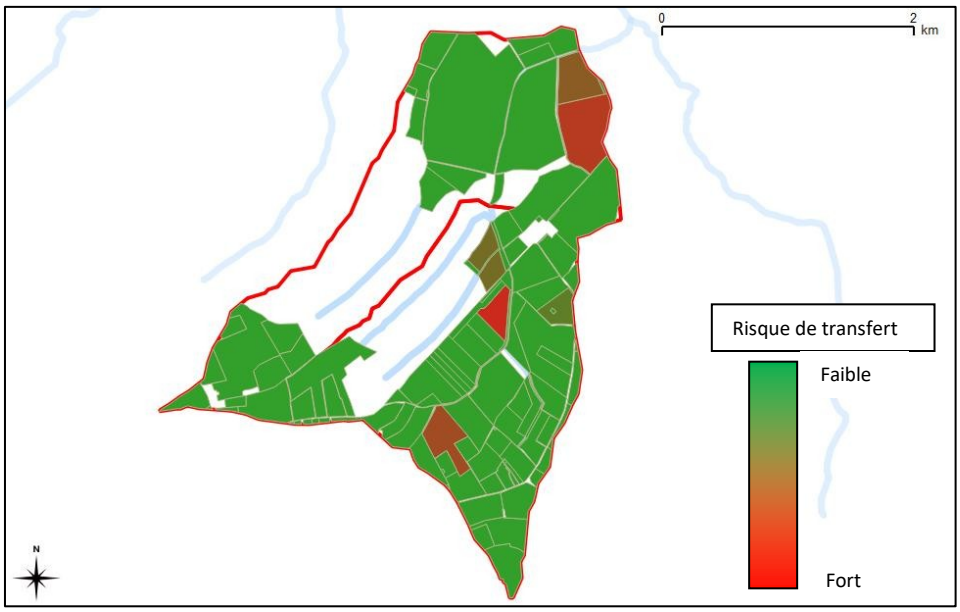


Figure 3 : Application de l'indicateur parcellaire pondéré pour les application de propyzamide en 2015-2016

Dans l'exemple présenté sur la figure 3, les risques associés aux applications de propyzamide en 2015-2016 est défini entre 0 pour les parcelles non-traitées à 5,39 alors que le risque initial RC_{eso} pour chaque parcelle était défini entre 4,79 et 7,84. Cette représentation permet de repérer les parcelles potentiellement les plus à risque pour l'application de la substance active.

4. Discussion

Le but de cette étude est de construire une méthode d'agrégation à l'échelle du bassin-versant à partir des calculs des risques parcellaires obtenus avec les sous-indicateurs RC_{eso} et RC_{esu} de l'indicateur I-Phy. Ce travail s'inscrit dans la problématique du changement d'échelle car la détermination de l'échelle parcellaire ne traduit qu'imparfaitement le risque, les contributions des différents niveaux spatiaux n'étant pas homogènes (Colin 2000). Nous n'avons pas travaillé les aspects statistiques du changement d'échelle portant sur la gestion des données (Stein et al. 2001) mais sur l'intégration de processus supplémentaires ou propriétés émergentes (Dalgaard et al. 2003). Les résultats de corrélation obtenus lors des différents tests sont du même ordre que ceux obtenus dans le cadre du projet EQUIPE, généralement inférieures à 0,55 (Pierlot et al. 2017). L'indicateur I-Phy présente des limites liées à sa conception. En effet les simplifications opérées dans les calculs du risque de transfert ne permettent pas de retranscrire la complexité des mécanismes entrant en jeux dans les transferts de produits phytosanitaires dans le sol (Ren et al. 2018). De plus, cet indicateur ayant été conçu pour définir un risque à priori, risque, qui ne tient pas compte des aspects évoluant dans le temps comme l'état de surface de la parcelle ni les conditions de saturation des sols. Les deux années d'études ayant été climatiquement très différentes, il apparaît normal qu'un tel indicateur ne puisse pas obtenir un résultat de corrélation plus élevé. Cependant, si nous considérons les résultats des données expérimentales par substance active et les risques calculés par l'indicateur, nous avons pu observer que les substances actives retrouvées dans les analyses étaient celles pour lesquelles les risques déterminés par l'indicateur étaient parmi les plus élevés, ce qui est confirmé par les résultats du test de vraisemblance. Nous avons retenu dans cette étude essentiellement les risques de dépassement des seuils de potabilité et de potabilisation comme indicateur de performance de l'indicateur, qui sont des données pertinentes pour les gestionnaires de la ressource en eau.

Classiquement, l'utilisation de l'indicateur parcellaire I-Phy à un niveau spatial plus grand se réalise avec une pondération à la surface (van der Werf et Zimmer 1998). Il apparait que cette pondération au prorata des surfaces n'est pas suffisante dans le cas du ruissellement (Gascuel-Odoux et al. 2009; Thiollet-Scholtus 2004) car il faut prendre en compte les processus intervenant entre le moment où la lame d'eau ruisselante quitte la parcelle et le moment où elle rejoint le cours d'eau. Dans le cas d'un bassin versant drainé, nous avons pu mesurer que cette pondération, bien qu'elle ne donne pas de bons résultats en termes de corrélation, augmente la part de résultats justes dans le test de vraisemblance. Cela a également pour contrepartie d'augmenter la part de résultats sous-estimés, ce qui est inacceptable pour les gestionnaires de la ressource en eau.

L'utilisation de la distance euclidienne de la parcelle au cours d'eau, utilisée comme pondération du risque parcellaire permet d'améliorer la vraisemblance par rapport à la pondération à la surface. La présence du réseau de drainage est une des explications potentielle des plus faibles corrélations observées : les rejets des collecteurs de drains se font directement dans le cours d'eau, et une fois la lame drainante parvenue dans le réseau de drainage, les transferts entre la parcelle drainée et le réseau hydrographique sont rapides. Les études de Tournebize et al. 2017; Vallee et al. (2015) montre que le temps de résidence est un facteur clé dans les transferts, il faudrait un ratio de distance relative au temps de transfert pour pondérer les risques parcellaires. Cette donnée n'est, à notre connaissance, pas accessible, ce qui nous a conduit à ne conserver par défaut que la distance euclidienne.

La pondération par les ratios de surface et de distance, bien que les résultats de corrélation soient faibles, affiche des résultats de vraisemblance très encourageants, d'autant qu'ils ne présentent pas que très peu de sous-estimation du risque, en adéquation avec les attentes des gestionnaires de la ressource en eau. Il faudrait pouvoir améliorer la corrélation entre les indicateurs pondérés et les données expérimentales en améliorant les facteurs de pondération. A ce jour, malgré le nombre d'analyses réalisées, les données dont nous disposons à l'échelle du bassin versant ne sont pas suffisantes pour un travail de modélisation plus fin. En effet, chaque substance active n'est appliquée qu'au maximum sur 21 parcelles pour 1 d'entre elles, l'iodosulfuron méthyl sodium, et en moyenne sur 7 parcelles seulement pour 2 points de prélèvements. Les tests de modélisation réalisés sur chaque substance active pour définir les facteurs de pondération entre le niveau parcellaire et le bassin versant n'ont pas donné de résultats significatifs. Les sorties de cet indicateur pondéré permettent de plus d'avoir une spatialisation du risque qui permettront de cibler les secteurs à suivre prioritairement pour éviter les contaminations des masses d'eau. La poursuite des études sur le bassin versant et l'installation de systèmes de piégeage du ruissellement, permettant de séparer les transferts liés au ruissellement des transferts provenant du réseau de drainage, pourrait nous conduire à améliorer les pondérations que nous avons mises en place.

Son développement sur une échelle plus large reste toutefois soumis à la validation sur d'autres bassins versant avec des configurations différentes, par exemple avec des tailles de parcelles différentes, une proportion de parcelles drainées moins importante…. Ainsi sur le bassin qui a servi à cette étude, il n'y avait pas beaucoup de fossés de drainage qui peuvent contribuer à la dégradation des substances actives comme pris en compte par Thiollet-Scholtus (2004), ce qui serait à tester sur d'autres secteurs géographiques. Avec ces réserves, cette première approche de l'agrégation du risque parcellaire en risque bassin par l'indicateur I-Phy permet d'envisager la caractérisation du risque à l'échelle du bassin versant à l'aide d'un indicateur opérationnel. Il pourra être utilisé pour tester des scénarios d'application de substance active mais aussi de caractériser des parcelles à risques avec le facteur de pondération ou de contribution sélectionné. Ceci permettra de se focaliser dans les enquêtes sur ces parcelles. La distribution des valeurs de contribution permet aussi de caractériser l'ensemble du bassin versant (Thiollet-Scholtus, 2004). Ce n'est pas la même chose d'avoir de nombreuses parcelles moyennement contributrice ou une hétérogénéité de contribution avec des parcelles à fort et faibles risque. Dans ce cas, il serait possible de calculer l'indicateur parcellaire que sur les parcelles à risques. Dans tous les cas, ce travail de test de l'utilisation de l'indicateur agrégé avec la méthode de pondération est à poursuivre.

Remerciements : Les auteurs souhaitent remercier l'Agence de l'Eau Rhin Meuse pour avoir financé cette étude. Les auteurs souhaitent également remercier Anaïs Moison et Marie Delaune pour leur aide lors de la réalisation des enquêtes auprès des agriculteurs et dans la spatialisation des données.

Bibliographie :

Aurousseau P, Gascuel-Odoux C, Squividant H. Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Etudes et gestion des sols 5. sept 1998;5(3):143‑56.

Bockstaller C, Feschet P, Angevin F. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL. janv 2015;22(1):D102.

Bockstaller C, Girardin P. How to validate environmental indicators. Agricultural Systems. mai 2003a;76(2):639‑53.

Bockstaller C, Girardin P. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO. Rapprt technique, INRA [Internet]. 2003b [cité 8 sept 2017]; Disponible sur: http://wiki.inra.fr/wiki/deximasc/download/package+MASC/WebHome/ManuelCalculIndicateurINDIGO.pdf

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agronomy for Sustainable Development. mars 2008;28(1):139‑49.

Boithias L, Sauvage S, Srinivasan R, Leccia O, Sánchez-Pérez J-M. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. CATENA. août 2014;119:97‑103.

Brown CD, Bellamy PH, Dubus IG. Prediction of pesticide concentrations found in rivers in the UK. Pest Management Science. avr 2002;58(4):363‑73.

Colin F. Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires: cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France) [Thèse]. [Montpellier]: ENGREF; 2000.

Dalgaard T, Hutchings NJ, Porter JR. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Agriculture, Ecosystems & Environment. nov 2003;100(1):39‑51.

Devillers J, Farret R, Girardin P, Soulas G. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Paris: Tec et Doc; 2005.

Dubernet J-F, Delmas F, Hennion M-C, Mazzella N, Scribe P, Vernier F. Recherche sur le déterminisme du transfert des pesticides et leur devenir dans les eaux de surface : incidence sur l'évaluation des risques. INERIS; 2006 mars p. 213.

Fennell R. The common agricultural policy: continuity and change. Oxford : New York: Clarendon Press ; Oxford University Press; 1997.

Feola G, Rahn E, Binder CR. Suitability of pesticide risk indicators for Less Developed Countries: A comparison. Agriculture, Ecosystems & Environment. août 2011;142(3‑4):238‑45.

Flury M. Experimental Evidence of Transport of Pesticides through Field Soils—A Review. Journal of Environment Quality. 1996;25(1):25.

Gascuel-Odoux C, Massa F, Durand P, Merot P, Troccaz O, Baudry J, et al. Framework and Tools for Agricultural Landscape Assessment Relating to Water Quality Protection. Environmental Management. 14 févr 2009;43(5):921‑35.

Gibbons JD, Pratt JW. P-Values: Interpretation and Methodology. The American Statistician. févr 1975;29(1):20.

Grung M, Lin Y, Zhang H, Steen AO, Huang J, Zhang G, et al. Pesticide levels and environmental risk in aquatic environments in China — A review. Environment International. août 2015;81:87‑97.

Joulin A, Chalons A. CARTOGRAPHIE DU POTENTIEL DE CONTAMINATION DES EAUX PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES POUR LA REGION LORRAINE. GRAPPE Lorraine; 2006 oct p. 64.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovation agronomiques. 2013;(28):1‑13.

Kladivko EJ, Brown LC, Baker JL. Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. janv 2001;31(1):1‑62.

Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398.

Lesage M. Rapport d'évaluation de la politique de l'eau en France : « Mobiliser les territoires pour inventer le nouveau service public de l'eau et atteindre nos objectifs de qualité ». Assemblée Nationale; 2013 juin p. 219.

Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. Ecological Indicators. déc 2012;23:95‑108.

Lopez B, Ollivier P, Togola A, Baran N, Ghestem J-P. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. Science of The Total Environment. juin 2015;518‑519:562‑73.

Macary F, Morin S, Probst J-L, Saudubray F. A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds. Ecological Indicators. janv 2014;36:624‑39.

Maud J, Edwards-Jones G, Quin F. Comparative evaluation of pesticide risk indices for policy development and assessment in the United Kingdom. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2001;86(1):59‑73.

Pierlot F, Marks-Perreau J, Real B, Carluer N, Constant T, Lioeddine A, et al. Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: A multisite assessment for water contamination. Science of The Total Environment. déc 2017;605‑606:655‑65.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Perspectives Agricoles. oct 2005;(316):20‑4.

Ren X, Zeng G, Tang L, Wang J, Wan J, Liu Y, et al. Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil. Science of The Total Environment. janv 2018;610‑611:1154‑63.

Reus J, Leendertse P, Bockstaller C, Fomsgaard I, Gutsche V, Lewis K, et al. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 2002;90(2):177‑87.

Richardson M. Pesticides - friend or foe? Water Science and Technology. 1998;37(8):19‑25.

Stein A, Riley J, Halberg N. Issues of scale for environmental indicators. Agriculture, Ecosystems & Environment. 2001;87(2):215–232.

Thiollet-Scholtus M. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole [Thèse]. INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE; 2004.

Tournebize J, Chaumont C, Mander Ü. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. Ecological Engineering. juin 2017;103:415‑25.

Vallee R, Dousset S, Schott F-X, Pallez C, Ortar A, Cherrier R, et al. Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields? Environ. Pollut. déc 2015;207:365‑73.

van der Werf HMG, Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere. avr 1998;36(10):2225‑49.

Wohlfahrt J, Colin F, Assaghir Z, Bockstaller C. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. Ecological Indicators. juill 2010;10(4):826‑39.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant [Thèse]. [Nancy]: INPL; 2008.

Conclusion du chapitre 3

Le suivi d'un petit bassin versant drainé nous a permis de mettre en place une méthode d'agrégation des risques parcellaire pour définir un risque à l'échelle du bassin versant. Cette démarche, doit permettre de prendre en compte le risque à un niveau différent de l'échelle parcellaire habituellement utilisée. La méthode, même si elle donne des résultats de vraisemblance satisfaisant sur le bassin versant d'étude a besoin d'être validée et confortée avec des études sur des bassins versants présentant d'autres caractéristiques comme un part de fossé de drainage plus importante, des tailles de parcelles différentes ou encore des conditions pédoclimatiques différentes.

Discussion générale

Cette thèse a été consacrée à la problématique de construction d'indicateurs prédictifs évaluant l'effet des pratiques agricoles sur le transfert des pesticides vers les eaux souterraines et de surface. Nous sommes partis de l'existant, d'un grand nombre d'indicateurs avec des modes de calculs très simples utilisant une ou deux variables de pratiques (ou parfois de milieu) tels l'IFT jusqu'à des indicateurs reposant sur des sorties de modèles complexes. Entre ces extrêmes existe une famille d'indicateurs d'effet prédictif (Bockstaller et al. 2015) basé sur des modèles opérationnel utilisant un nombre de variables limités et accessibles. Ces indicateurs résultent d'un compromis entre la nécessité de faisabilité et l'intégration des processus, en associant des variables concernant les caractéristiques des substances actives, les pratiques agricoles et des variables du milieu sol, climat.

De par leur construction, les indicateurs ne peuvent pas transcrire la complexité des processus entrant dans les transferts des produits phytosanitaires. Cependant, nous avons montré au chapitre 1 que certains indicateurs prédictifs (tel l'indicateur I-Phy) peuvent être une alternative intéressante aux modèles dont le paramétrage peut s'avérer délicat et donner des résultats moins bons que des indicateurs opérationnels en cas de mauvais choix (Pierlot et al. 2017). Cependant les résultats de corrélation restent de niveau médiocre et expriment donc une qualité prédictive limitée dans l'ensemble surtout en condition de tests « extrêmes ». En effet, ces résultats ont été obtenus pour des comparaisons pour un traitement donné dans des conditions climatiques données. Il est à noter que les comparaisons avec des données moyennes et les tests de vraisemblance, les résultats ont été meilleurs.

Lors de ce travail nous avons été confrontés à plusieurs questions transversales à tous les chapitres de cette thèse :

Quelles variables, quel processus prendre en compte pour arriver à un compromis acceptable :

Au chapitre 1, nous avons montré que les variables prises en compte dans les indicateurs tels qu'I-Phy ne rendent pas compte de tous les processus qui interviennent dans les situations de transferts. Parmi elles, l'état hydrique du sol et l'état de l'horizon de surface sont des facteurs qui peuvent avoir une importance considérable sur les transferts comme nous avons pu l'observer dans la bibliographie (Marks Perreau et al. 2013; Real et al. 2005) et le confirmer sur le terrain avec deux années climatiques fort différentes ayant occasionné des flux de transferts en quantités différentes et à des moments différents. L'intégration de ces variables serait une source d'amélioration de l'indicateur. L'attention devra porter, toutefois, sur la conservation des aspects opérationnels pour répondre au besoin des utilisateurs. En effet, les indicateurs comme I-Phy étant souvent utilisés à priori, c'est-à-dire avant que les événements occasionnant un transfert n'apparaissent, il semble difficile d'intégrer des variables climatiques annuelles. Mais il est possible de travailler sur des scénarios, année humide par exemple.

Il ressort du chapitre 2 qu'il est possible d'améliorer les capacités prédictives des indicateurs avec l'intégration des zones tampons (cf. chapitre 2 du présent document). La prise en compte des zones tampons humides comme les fossés de drainage reste aussi une voie d'amélioration de l'indicateur à l'échelle du bassin versant, en reprenant la démarche utilisée par Thiollet-Scholtus (2004) et Wohlfart (2008) que l'on pourrait adapter sur les sorties de parcelles drainées. Comme pour les transferts de produits phytosanitaires, c'est un aspect lié à la temporalité des abattements, en plus des caractéristiques des substances actives qui joue un rôle, comme mise en évidence dans les études sur ces zones humides (Mander et al. 2017; Margoum et al. 2006; Margoum et al. 2001;

Passeport 2010; Vallee et al. 2015). L'approche que nous avons mise en place sur l'indicateur I-MP_{GS} pourrait être ainsi adaptée à un indicateur I-MP_{CW} (Indicateur de potentiel de réduction de transfert des pesticides liés aux zones humides artificielles).

Au chapitre 3, pour caractériser les risques à l'échelle du petit bassin versant drainé, nous avons choisi de prendre en compte des variables plus simples que dans le cas des thèses de Thiollet-Scholtus (2004) et Wohlfart (2008). En effet, les distances au réseau hydrographique sont différentes, vu que les collecteurs de drains sortent directement dans des fossés de drainage ou les cours d'eau. Cependant, la prise en compte du linéaire de cours d'eau et/ou de fossé en considérant une distance relative à l'exutoire du cours d'eau prenant en compte les capacités de rétention de ces milieux vis-à-vis des produits phytosanitaires (Margoum et al. 2006; Margoum et al. 2001). Pour des bassins versant présentant des risques de transferts liés à plusieurs facteurs (ruissellement et drainage par exemple), il faudrait une combinaison de ces approches et pondérer chacun de ces risques en fonction des événements climatiques. .L'intégration de ces variables nécessiterait cependant une connaissance plus fine du territoire, ces données n'étant pas accessibles actuellement et il faudrait pouvoir les intégrer de manière simplifiée dans les arbres de décision de l'indicateur I-Phy ou des indicateurs de performances des zones tampons comme I-MP_{GS}.

Comment construire un indicateur ?

Au chapitre 1 : nous avons pu constater au regard des indicateur testé dans le projet EQUIPE (Pierlot et al. 2017) que plusieurs approches sont possibles pour construire un indicateur:

- par expertise, uniquement à partir de la biblio : c'est le cas de l'indicateur I-Phy 1 (van der Werf et Zimmer 1998) et de la majorité des indicateurs disponibles

- à partir de données expérimentales : comme par exemple dans l'indicateur SYNOPS (Gutsche et Rossberg 1997), pour lequel le ruissellement est calculé à partir d'abaques dérivées de données expérimentales,

- de modèles ou de métamodélisation : comme pour l'indicateur Drainage HAIR (Strassemeyer et al. 2003) dont les équations lié au drainage sont issues du modèle MACRO (Larsbo et al. 2005)

- . de la combinaison de plusieurs approches : par exemple, l'indicateur I-Phy 2, issu de la métamodélisation et de construction d'arbres de décision à dires d'experts (Lindahl et Bockstaller 2012; Wohlfart 2008). Dans le cas du sous-indicateur RCeso, cette métamodélisation abouti sur des arbres de décisions flous en utilisant de l'apprentissage supervisé neuro-fuzzy (Bockstaller et Lindahl) tandis que pour l'indicateur au niveau bassin versant viticole, la construction s'est faite à l'aide d'arbre de régression (Wohlfahrt ? 2008 ; Wohlfahrt et al., 2010).

Cependant au chapitre 2, la conception de l'indicateur I-MP_{GS} a été le fruit de 3 approches complémentaires liant approche bibliographique, utilisation du modèle BUVARD (Carluer et al. 2017) et approche expérimentale sur un petit bassin versant. L'indicateur ainsi crée repose sur des arbres de décisions associés à de la logique floue, ce qui a permis d'intégrer les différents types de variables.

Au chapitre 3, la méthode d'agrégation issue du troisième chapitre a, elle, été bâtie par expertise, en fonction des données issues de la bibliographie, mais nous avons choisi de confronter les méthodes d'agrégation à des données expérimentales pour retenir la construction la plus performante en termes de qualité prédictive.

Dans tous les cas, il est nécessaire de pouvoir valider les résultats issus des indicateurs avec des jeux de données expérimentaux.

Nécessité de jeux de données pour construire et valider

L'évaluation de la qualité prédictive des indicateurs de risque de transfert de pesticides vers les eaux, présentée au chapitre 1 a longtemps été bloquée par le manque de jeux de données disponibles. La mise à disposition par Arvalis de quatre jeux de données conséquents a permis de réaliser une première évaluation. Cependant, il ressort de notre étude que malgré leur importance, ces jeux de données étaient tout de même limités. En effet, nous n'avions qu'un seul jeu de donnée par voie de transfert, ce qui n'a pas permis d'évaluer la qualité prédictive des indicateurs en fonction de différents contextes pédoclimatiques par voie de transfert.

A la différence du travail sur l'évaluation de la qualité prédictive, nous avons acquis un jeu de données sur 2 années de suivi des bandes enherbées pour construire l'indicateur I-MP_{GS} au chapitre 2. Il serait désormais nécessaire de valider notre indicateur sur un jeu de données comprenant des données de qualité de l'eau mesurée avant et après différentes bandes enherbées, ce qui n'était pas possible avec sur notre bassin versant expérimental. Cette démarche de création pose la question de la généricité des données obtenues et il faudrait donc tester notre démarche dans d'autres contextes pour conforter les résultats. L'indicateur I-MP_{GS} permet cependant des adaptations faciles notamment pour définir la période de saturation grâce à l'utilisation de l'outil CONTRA (Bockstaller et al. 2017). Pour créer l'indicateur I-MP_{CW}, nous disposons du jeu de données utilisées dans le cadre des deux thèses ont pour cadre les zones tampons humides artificielles mises en place par la Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est (Vallée et Dousset).

Pour le chapitre 3, la richesse de notre jeu de données était également importante avec un taux de couverture des pratiques sur le bassin versant de 93 % mais il s'est avéré que les données récoltées lors de ces 2 années de suivi n'étaient pas suffisantes pour mettre en place une démarche de modélisation des contributions parcellaires, chaque substance active n'étant appliquée que sur un nombre restreint de parcelles. De plus, il aurait fallu multiplier les points de prélèvements pour avoir une approche plus fine de sous-bassins. Une des solutions qui semble prometteuse pour la suite serait la mise en place de capteur passifs dans le cours d'eau (Villanueva 2013), à condition d'avoir pu étalonner ces capteurs. Le suivi de ce bassin versant d'étude que nous connaissons maintenant bien nous permettra dans l'avenir de pouvoir affiner encore ce jeu de données pour améliorer l'intégration des risques parcellaires à l'échelle du bassin versant.

Dans tous les cas, l'utilisation des jeux de données pour construire ou valider un indicateur nécessite de bien connaître les données, de savoir comment elles ont été obtenues et de valider le jeu de données. Dans le chapitre 1, ces opérations ont été menées par Arvalis, partenaire du projet (ceci explique le manque d'un jeu de données plus récent, ce travail n'étant pas encore finalisé, le partenaire n'a pas souhaiter nous confier un jeu de données partiel). Dans les chapitres 2 et 3, ces opérations ont étés réalisées dans le cadre de cette thèse.

L'utilisation de ces outils

Les résultats du projet EQUIPE au chapitre 1 permettent plusieurs valorisations :

- les concepteurs indicateurs peuvent utiliser les résultats pour améliorer leurs outils,
- Les utilisateurs (conseillers agricoles, Agence de l'Eau…) peuvent orienter leur choix pour choisir un outil en fonction de leurs besoins, en complément de la plateforme GUIDE (Keichinger et al. 2013)

Il est à noter que lors d'échanges avec l'Agence de l'Eau, les utilisateurs n'ont pas été surpris des résultats de corrélation assez faibles (r< 0,5) mais sont surtout intéressés par des outils ayant de bons résultats au test de vraisemblance et surtout n'ayant pas de résultats de sous-estimation du risque élevé.

L'indicateur I-MP_{GS} développé au chapitre 2 est adaptable à différents indicateurs. Il doit permettre d'améliorer la prise en compte de zones tampons dans le risque de transfert et permettre aux conseillers d'accompagner les agriculteurs dans l'évolution de leurs pratiques pour limiter les transferts sur les bandes.

Lors du travail de terrain sur le bassin versant, nous avons pu interagir beaucoup avec les agriculteurs qui se sont montrés très intéressés par les résultats et sont demandeurs d'une remise annuelle des résultats des analyses d'eau sur leur secteur. Nous avons pu observer également un changement des pratiques suite à la mise en place de ces échanges avec les agriculteurs avec notamment l'un d'entre eux qui a cessé les désherbages d'automne et investit dans une herse en vue de pratiquer du désherbage mécanique ou encore le passage à des couverts permanents sur les zones les plus limoneuses et sensibles à la battance pour un autre. La spatialisation des risques permet en outre d'avoir un support visuel concret pour échanger avec eux et de ce fait, de cibler les zones à enjeux.

Cet ensemble d'utilisations potentielles de l'indicateur I-Phy amélioré pressenties sont encore à tester et c'est là une perspective à la thèse.

Bibliographie :

Bockstaller C, Beauchet S, Manneville V, Amiaud B, Botreau R. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. Environmental Modelling & Software. nov 2017;97:130‑44.

Bockstaller C, Feschet P, Angevin F. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. OCL. janv 2015;22(1):D102.

Carluer N, Lauvernet C, Noll D, Munoz-Carpena R. Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. Science of The Total Environment. janv 2017;575:701‑12.

Gutsche V, Rossberg D. SYNOPS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. Agriculture, Ecosystems & Environment. juill 1997;64(2):181‑8.

Keichinger O, Benoit P, Boivin A, Bourrain X, Briand O, Chabert A, et al. GUIDE : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques - Mise au point, applications et perspectives. Innovation agronomiques. 2013;(28):1‑13.

Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398.

Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. Ecological Indicators. déc 2012;23:95‑108.

Mander Ü, Tournebize J, Sauvage S, Sánchez-Perez JM. Wetlands and buffer zones in watershed management. Ecological Engineering. juin 2017;103:289‑95.

Margoum C, Gouy V, Williams R, Smith J. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. Ingénierie n° spécial. 2001;(phytosanitaires).

Margoum C, Malessard C, Gouy V. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. Chemosphere. juin 2006;63(11):1835‑41.

Marks Perreau J, Real B, Colart A-S, Dutertre A, Bodilis AM. Transfert de produits phytopharmaceutiques par réseaux de drainage et par ruissellement. 22ème conférence du COLUMA. DIJON; 2013. p. 651‑61.

Passeport E. Efficiency of an artificial wetland and a forest buffer for pesticide pollution mitigation in a tile-drained agricultural watershed. [Strasbourg]: AgroParisTech; 2010.

Pierlot F, Marks-Perreau J, Real B, Carluer N, Constant T, Lioeddine A, et al. Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: A multisite assessment for water contamination. Science of The Total Environment. déc 2017;605‑606:655‑65.

Real B, Dutertre A, Eschenbrenner G, Bonnifet J-P, Lasserre D. Résultats de 10 campagnes d'expérimentation : les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux varient selon les types de sol. Perspectives Agricoles. oct 2005;(316):20‑4.

Strassemeyer J, Gutsche V, Brown CD, Liess M, Schriever CA. WP7 / D50 Definite version final report aquatic indicators. HAIR project. OECD; 2003 p. 89.

Thiollet-Scholtus M. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole [Thèse]. INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE; 2004.

Vallée R, Dousset S. Dispositifs rustiques de filtration des eaux de drainage Etudes pédologiques des dispositifs. LIMOS; p. 14.

Vallee R, Dousset S, Schott F-X, Pallez C, Ortar A, Cherrier R, et al. Do constructed wetlands in grass strips reduce water contamination from drained fields? Environ. Pollut. déc 2015;207:365‑73.

Villanueva JD. Suivi par capteurs passifs des polluants émergents dans les eaux de surface en contexte urbain [Thèse]. Université Sciences et Technologies-Bordeaux I; 2013.

van der Werf HMG, Zimmer C. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. Chemosphere. avr 1998;36(10):2225‑49.

Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant [Thèse]. [Nancy]: INPL; 2008.

Wohlfahrt, J., Colin, F., Assaghir, Z., & Bockstaller, C. (2010). An indicator inferred from hydrological mechanistic model simulation to assess spatial agricultural management impact on pesticide runoff . Ecological Indicators, 10, 826–839.

Liste des figures :

Etat de l'Art et problématique de la thèse :

- *Figure 1 : Etat des masses d'eau superficielles vis-à-vis des pesticides p 9*
- *Figure 2 : Schématisation des flux d'eau potentiellement chargés en pesticides p10*
- *Figure 3 : part du ruissellement mesuré/ pluie lors de différentes saisons hivernales de drainage. Comparaison entre parcelles non drainée (en clair) et drainée (en foncé) p 13*
- *Figure 4 : Pesticides concentrations (in mg/L) along the Morcilles stream from March 2007 to March 2008 p 14*
- *Figure 5 : Arbre d'aide à la décision du choix de zone tampon en fonction du contexte p 15*
- *Figure 6: principe de fonctionnement d'une bande enherbée vis-à-vis de l'abattement de la concentration de la lame d'eau en produits phytosanitaires p 16*
- *Figure 7 : courbe théorique le la quantité de substance active mobilisable par le ruissellement en fonction du temps p 21*
- *Figure 8 : processus intervenants au sein de la bande enherbée p 22*
- *Figure 9 : Localisation des zones tampons végétalisées suivant les préconisations du CORPEN p 22*
- *Figure 10 : Efficacité d'abattement du flux de pesticide entrant dans le dispositif en fonction de leur Koc p 23*
- *Figure 11 : processus intervenant au sein des zones tampons humides artificielles p 25*
- *Figure 12 : schéma du déversoir d'orage suivi dans le cadre de la thèse de Maillard p 26*
- *Figure 13 : processus de dégradation des produits phytosanitaires dans un étang p 26*
- *Figure 14 : procédure d'octroi des AMM p 27*
- *Figure 15 : cartographie du risque sur un bassin versant selon la méthode Territ'Eau p 29*
- *Figure 16 : description des 2 variables qui forment l'indice de connectivité, la variable PjusqueRH (rétention entre la sortie de la parcelle et le réseau hydrographique) et PdansRH (rétention entre le point d'entrée dans le réseau hydrographique et l'exutoire) p 30*

Chapitre 1:

- *Figure 1: Physical location of sampling stations p 42*
- *Figure 2- Synthetic presentation of the method of calculation for the indicators p 45*

Chapitre 2 :

- *Figure 1: Distribution of the 24 grass strips studied (A to X) in the area p 66*
- *Figure 2: Schematic diagram of surveys by transect on each grass strip p 67*
- *Figure 3: Efficacy as a function of the ratio of the length of the contributing slope/the width of the grass stripes (TBE) for the winter and summer season p 70*
- *Figure 4: Efficacy of the grass stripes for different characteristics of active ingredients p 71*
- *Figure 5: Discontinuity between the plot and the grass strip, increasing the runoff speed p 72*
- *Figure 6: Presence of a topographic ridge (topo) between the end of the grass strip and the stream, favoring the retention of the runoff water p 72*
- *Figure 7: Representation of the transfer risk weighted by the presence of the grass strip (RCesu x (1-I-MPGS /100) in relation to the initial runoff transfer risk (RCesu) p 77*
- *8: Role of each of the variables in the calculation of the indicator I-MPGS for the three scenarios: median, unfavorable (U) and favorable (F) p 78*

Chapitre 3 :

Partie A

- *Figure 1 : Représentation de la carte du bassin versant d'étude. Les points de 1 à 4 marquent l'emplacement des préleveurs. Le sous bassin versant est délimité par la ligne rouge intermédiaire. p 91*
- *Figure 2 : Répartition de la sole totale sur le bassin versant en 2015 et 2017 p 91*
- *Figure 3 : dispositif de mesure du débit dans le ruisseau p 92*
- *Figure 4 : répartition des tailles de parcelle au niveau du bassin versant et du sous-bassin versant p 93*
- *Figure 5 : Débit du ruisseau mesuré aux 2 points de prélèvements correspondant au sous-bassin versant (en vert) et à l'exutoire du bassin versant (en rouge) par rapport aux précipitations. P 96*

- *Figure 6 : Représentation des concentrations au point de prélèvement avant la forêt en fonction des concentrations au point de prélèvement après la forêt (n= 226)* *p 98*
- *Figure 7 : Chronique des concentrations pour 2 substances actives (napropamide et isoproturon) aux points de prélèvement à l'exutoire et à la sortie du sous-bassin versant* *p 99*
- *Figure 8 : évolution de la concentration en florasulame et glyphosate (µg/ L) dans les eaux au point de prélèvement 1 sur la figure 1* *p 100*

Partie B

- *Figure 1 : exemple de tests de vraisemblance pour la confrontation des sorties d'un indicateur aux données expérimentales* *p 113*
- *Figure 2 : dispersion des scores RCeso et RCesu-rd pour les 297 applications de substances actives réalisées au niveau du bassin versant pour l'année 2015-2016.* *P 116*
- *Figure 3 : Application de l'indicateur parcellaire pondéré pour les application de propyzamide en 2015-2016* *p 123*

Liste des tableaux :

Etat de l'Art et problématique de la thèse :

- *Tableau 1 : caractéristiques de la végétation pouvant couvrir une bande enherbée* *p 18*
- *Tableau 2 : présentation des substances actives suivies et des efficacités concernant l'abattement de la charge en produits phytosanitaires sur les sites d'Ollainville et Jallaucourt, mis en place par la Chambre Régionale D'agriculture de Lorraine* *p 24*

Chapitre 1 :

- *Table 1: List of active ingredients studied : properties and application period* *p 43*
- *Table 2 : Exemple of distribution of results of indicators and data measured in 5 classes* *p 48*
- *Table 3: Predictive quality of the indicators on the La Jaillière site (drainage)* *p 50*
- *Table 4: Predictive quality of the indicators on the Magneraud site* *p 51*
- *Table 5: Predictive quality of the indicators on the La Jaillière site (runoff)* *p 52*
- *Table 6: Predictive quality of the indicators on the Geispitzen site* *p 52*

Chapitre 2 :

- *Table 1: Overview of studies on the efficacy of grass strips in terms of the mitigation of pesticide transfer* *p 64*
- *Table 2: Correlation study between agricultural practices used to manage the grass strips and characteristics of the flora on the grass strip* *p 74*
- *Table 3: List of variables making up the main tree of the indicator I-MP$_{GS}$* *p 75*

Chapitre 3 :

Partie A

- *Tableau 1 : présentation des substances actives recherchées dans les échantillons d'eau.* *p 94*
- *Tableau 2 : présentation des résultats de la qualité de l'eau pour 13 substances actives (SA) aux niveaux des mesures sur le bassin versant et le sous bassin versant* *p 97*
- *Tableau 3 : présentation des résultats de la qualité de l'eau pour les 4 substances actives appliquées (SA) sur la parcelle suivie et comparaison avec les données sur l'ensemble du bassin versant pour l'année 2015-2016.* *P 99*

Partie B

- *Tableau 1 : définition des classes de distances utilisées pour calculer la pondération de l'indicateur de risque parcellaire en fonction de la distance au cours d'eau* *p 112*
- *Tableau 2 : définition des classes utilisées pour le test de vraisemblance* *p 113*
- *Tableau 3: résultats synthétiques des analyses d'eau aux 2 échelles d'analyse pour l'année 2015-2016* *p 115*
- *Tableau 4 : résultats synthétiques des analyses d'eau aux 2 échelles d'analyse pour l'année 2016-2017* *p 115*

- *Tableau 5 : statistiques descriptives pour les RCeso pour toutes les substances actives appliquées en 2015-2016 p 117*
- *Tableau 6: statistiques descriptives pour les RCesu-rd pour toutes les substances actives appliquées en 2015-2016 p 118*
- *Tableau 7 : test de corrélation entre les notes brutes pour chaque substance active et les transferts de substances actives dans les analyses d'eau p 119*
- *Tableau 8 : corrélations entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles traitées et les données mesurées à l'exutoire du bassin versant p 119*
- *Tableau 9: corrélations entre les sorties des indicateurs pour les parcelles traitées dans le sous-bassin versant et les données mesurées au niveau du sous-bassin versant p 120*
- *Tableau 10: matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes p 120*
- *Tableau 11: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés en fonction des ratios de surface R1 et R2 pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux p 121*
- *Tableau 12: matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pondérés par le ratio R2 pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes p 121*
- *Tableau 13: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés par le ratio D pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux. P 122*
- *Tableau 14 : matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes p 122*
- *Tableau 15: corrélations entre les sorties des indicateurs pondérés en fonction du ratio de surface R2 et des distances entre la parcelle et le cours d'eau (D) pour les parcelles traitées et les données mesurées aux différents niveaux spatiaux p 122*
- *Tableau 16 : matrice de vraisemblance entre les sorties des indicateurs pondérées par les ratios de surface (R2) et de distance (D) pour l'ensemble des parcelles et les analyses d'eau correspondantes p 123*

Valorisations scientifiques

Article dans des revues à comité de lecture

2017. Predictive quality of 26 pesticide risk indicators and one flow model: A multisite assessment for water contamination *Science of the Total Environment* **, volume 605-606 pages 655-665**, 10.1016/j.scitotenv.2017.06.112

2017 : Building an indicator to evaluate the use of grass strips to mitigate the risk of pesticide transfer due to runoff. *Ecological Indicators (en cours)*

Communication orale dans des colloques :

2015. Projet EQUIPE : Comparaison des qualités prédictives de 27 indicateurs de risque pesticide *45ème congrès du GFP* **, 6 pages**

2016 Comment définir un risque de transfert de pesticides à l'échelle du Bassin Versant ? *46ème congrès du GFP* **, 6 pages**

2017 : Evaluer les risques de transfert de pesticides vers les eaux à l'aide d'indicateurs : un gradient de complexité : *47ème congrès du GFP*

2017 : Atténuation des concentrations et flux de contaminants par les plans d'eau peu profonds : un rôle négligé. *47ème congrès du GFP*

Communication par affiche :

2016. Comparison of predictive quality of 27 risk indicators *Symposium in Pesticide Chemistry XV* **, Symposium in Pesticide Chemistry**

2016. Intégrer les dispositifs rustiques de filtration et les étangs dans la rétention et la dégradation de pesticides issus de parcelles agricoles localisées en tête de bassin versant *Rencontre science-gestion :Pour concilier biodiversité, fonctionnement écologique et usages des plans d'eau*

Rapports scientifiques

Projet EQUIPE - Evaluation de la QUalité prédictive d'Indicateurs PEsticides et du domaine d'utilisation Rapport scientifique final *Programme PSPE 1* **, 127 pages**

Autres valorisations

Article dans le Paysan Lorrain du 22 avril 2016: Comprendre et anticiper les transferts pour les limiter

Organisation et intervention dans différents séminaires sur la thématique pesticides

Annexes

Annexes 1 : figures et tables supplémentaires du chapitre 1

- Supplementary Materials Table A1: list of variables used for each indicator of the study (see Fig1 and table A2 for more details about the indicators)
- Supplementary Materials: Table A2: Equation or literature resource for each studied indicator or sub-indicator.
- Supplementary Materials: Table A3 : Predictive Quality of the MACRO Model on the la Jaillière drainage and Le Magneraud sites
- Supplementary Materials Table A4: statistical repartition of indicator and measurement data results on the site of La Jaillière for the 26 indicators tested
- Supplementary material Table A5: number of applications for each active ingredient (a.i.), names coded, for the sites of La Jaillière and Le Magneraud
- Supplementary Materials Figure A6: Example of probability test for Drainage HAIR indicator for the frequency of exceedance of the threshold of 0.1 mg / L
- Supplementary Materials Figure A7: Example of a ROC curve for the ARTHUR indicator compared with the weighted average concentration (CMP) on the Magneraud site for a threshold of 0.1 µg/L.
- Supplementary material Table A8: correlation coefficient between the measured data for the studied sites with fd1: frequency of exceedance of the threshold of 0,1 µg / L
- Supplementary material Table A9: *Predictive quality of the indicators on the La Jaillière v(drainage) and the Le Magneraud sites:*
- Supplementary material Table A10: *Predictive quality of the indicators on the La Jaillière s(runoff) site*
- Supplementary material A11: Area Under the Curve (AUC) results for ROC test on the sites of La Jaillière drainage and Le Magneraud
- Supplementary material A12: AUC results for ROC test on the sites of La Jaillière Runoff and Geispitzen

Supplementary Materials Table A1: list of variables used for each indicator of the study (see Fig1 and table A2 for more details about the indicators)

Data	ADSCOR CT	ADSCOR LT	ARTHUR	DAEG v	DAEG s	DEXIPM v	DEXIPM s	Drainage HAIR	EIQ v	EIQ s	EPRIP v	EPRIP s	EPRIP2 s	TFI a.i.	I-Phy1 v	I-Phy1 s	I-Phy2 v	I-Phy2 s	NRI s	POCER v	POCER s	QAI	SIRIS v	SIRIS s	SYNOPS
name of a.i.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
K_{oc}		1						1	1	1	1	1	1				1						1	1	1
Kh											1														
DT_{50} (soil)		1			1			1	1	1	1	1	1			1	1	1					1	1	1
DT_{50} water hydrolysis		1																							
DT_{50} water photolysis		1																							
Log K_{ow}		1																							
GUS															1					1	1				
GUS				1																					
Solubility									1	1													1	1	
Hydrolyseis																							1	1	
Dosage of a.i.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dose unité SA														1						1					
treatment date			1		1			1				1													1
application period																	1								
applying position																1		1							
application method	1	1	1						1	1															
treatment on row									1	1															
treatment frequency	1	1																							
% of area treated															1	1	1	1							
time between application and runoff event													1					1							
Culture			1											1	1	1	1	1		1		1			
planting date												1										1			
many crop residues or SCT									1	1															
tillage practice							1									1		1							
climatic station			1																						
climatic area																	1								
hydric Index	1	1																							
annual precipitation						1						1								1					1
average of the daily max precipitation												1	1												
rains by a fortnight																					1				
rain - ETP du 01/10 au 31/03				1																					
height of the runoff event flow																									1
date of the drainage beginning								1																	
drainage			1	1	1										1	1		1							
AWC			1			1																			
soil density											1	1													
land cover at the time of application			1	1	1			1			1	1	1		1	1	1	1			1				1
type of soil			1																	1					
soil texture							1								1	1	1	1							1
subsoil texture																	1								
stoniness				1																					
soil depth				1											1		1								
rate of organic matter			1	1											1										
Rate of organic carbon								1			1	1	1				1								1
rate of sand								1			1	1													
rate of clay								1			1														
rate of pebbles															1										
soil pH			1												1										
pedoturbation			1																						
Battance			1		1		1									1		1							1
Hydromorphy			1		1		1									1		1							1
slope			1		1		1					1	1			1		1							1
plot perimeter													1												
plot area													1												
distance to the nearest water bodies			1										1			1		1							
water table under the plot				1																					
water table depth				1				1			1														
level of refill of water table											1														
water table concerned			1																						
protection of the water table			1	1	1																				
length of the grass strip	1	1			1		1								1	1	1	1							1
other buffer zone (ditch, ponds…)					1																				

Supplementary Materials: Table A2: Equation or literature resource for each studied indicator or sub-indicator.

Indicator	Considered way of transfer	Equation or bibliographical ressource
QAI	V / S	application rate of a.i. x treated area
TFI-ai	V / S	(application rate of a.i. / registered rate of a.i.) x (treated area/ total area)
NRI	S	Spikkerud, E. (2001). "OECD survey of national pesticide risk indicators, 1999-2000.
SIRIS	S	Morot, A., Jouglet, P., Chatelier, J.Y.. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application. Rapport de l'étape du projet. 123 p
SIRIS	V	Morot, A., Jouglet, P., Chatelier, J.Y.. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application. Rapport de l'étape du projet. 123 p
EIQ	S	Kovach, J.., Petzoldt C. Degni J. ,Tette J. . 1992, A method to measure the environmental impact of pesticides. New York's Food and Life Science Bulletin 139, pp. 1-8.
EIQ	V	Kovach, J.., Petzoldt C. Degni J. ,Tette J. . 1992, A method to measure the environmental impact of pesticides. New York's Food and Life Science Bulletin 139, pp. 1-8.
ADSCOR CT	S	OCDE. 2000. Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risques pour le milieu aquatique liés aux pesticides. OCDE
ADSCOR LT	S	OCDE. 2000. Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risques pour le milieu aquatique liés aux pesticides. OCDE
DEXiPM	V	Pelzer E, Fortino G, Bockstaller C, Angevin F, Lamine C, Moonen C, et al. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. Ecological Indicators. juill 2012;18:171‑82
DEXiPM	S	Pelzer E, Fortino G, Bockstaller C, Angevin F, Lamine C, Moonen C, et al. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. Ecological Indicators. juill 2012;18:171‑82
DAEG	V	Ossard A., Galan M. B., Boizard H., Leclercq C., Lemoine C., 2009. Evaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation agricole en vue de l'élaboration d'un plan d'actions: Une méthode de diagnostic spécialisé fondé sur des indicateurs, le DAE-G, Ingénieries, n°59-60, pp. 71-87
DAEG	S	Ossard A., Galan M. B., Boizard H., Leclercq C., Lemoine C., 2009. Evaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation agricole en vue de l'élaboration d'un plan d'actions: Une méthode de diagnostic spécialisé fondé sur des indicateurs, le DAE-G, Ingénieries, n°59-60, pp. 71-87
ARTHUR	V	Minette S., 2009, « ARTHUR » Analyses des Risques de Transferts des pHytosanitaires vers les aqUifèRes - fiche outil. http://www.agro-transfert-rt.org/index.php/fr/nos-projets/centrede-competences-et-de-ressource/-plage-, Chambre Régionale d'Agriculture PoitouCharentes, 5 p
ARTHUR	S	Minette S., 2009, « ARTHUR » Analyses des Risques de Transferts des pHytosanitaires vers les aqUifèRes - fiche outil. http://www.agro-transfert-rt.org/index.php/fr/nos-projets/centrede-competences-et-de-ressource/-plage-, Chambre Régionale d'Agriculture PoitouCharentes, 5 p
I-PHY 1	V	Van der Werf, H. M. G. and C. Zimmer (1998). "An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system." Chemosphere 36(10): 2225-2249.
I-PHY 1	S	Van der Werf, H. M. G. and C. Zimmer (1998). "An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system." Chemosphere 36(10): 2225-2249.
I-PHY 2	V	Lindahl AML, Bockstaller C. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. Ecological Indicators. déc 2012;23:95‑108.
I-PHY 2	S	Wohlfart J. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. [Nancy]: INPL; 2008.
POCER	V	Vercruysse, F. & W. Steurbaut (2002). "POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator." Crop Protection 21: 307-315.
POCER	S	Vercruysse, F. & W. Steurbaut (2002). "POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator." Crop Protection 21: 307-315.
EPRIP 1	V	Padovani, L., M. Trevisan, and E. Capri. 2004. A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. Ecological Indicators 4:111-123.
EPRIP 1	S	Padovani, L., M. Trevisan, and E. Capri. 2004. A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. Ecological Indicators 4:111-123.
EPRIP 2	S	Trevisan, M., A. Di Guardo, and M. Balderacchi. 2009. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. Environmental Modelling & Software 24:994- 1002
DRAINAGE HAIR	V	HAIR, Final report,2007, http://www.rivm.nl/rvs/risbeoor/Modellen/ Results_of_HAIR_project.jsp
SYNOPS	S	Strassemeyer J, Gutsche V, Brown CD, Liess M, Schriever CA, 2003. WP7 / D50 Definite version final report aquatic indicators. HAIR project. OECD; p. 89
MACRO	S	Larsbo M, Roulier S, Stenemo F, Kasteel R, Jarvis N. An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. Vadose Zone Journal. 2005;4(2):398

V for vertical transfer (drainage or lixiviation). S for surface runoff

Supplementary Materials: Table A3
Predictive Quality of the MACRO Model on the la Jaillière drainage and Le Magneraud sites: correlation coefficient for the different scenarios of MACRO pedotransfer functions with fd1: frequency of exceedance of the threshold of 0,1 µg / L; cmax : maximum concentration; ftotal: cumulated flux and cmp: average weighted concentration. See section 2.1 for more details about the considered variables (the results that we consider in our comparison are underlined in yellow). All the results have a p-value < 0.01.

a) La Jaillière Drainage

pedotransfer function	fd1	cmax	ftotal	cmp
Footprint mode with lysimeter option	0,37	0,16	0,08	0,04
MACRO mode with lysimeter option	0,24	0,07	0,10	0,02
Footprint mode without lysimeter option	0,39	0,19	0,23	0,04
MACRO mode without lysimeter option	0,36	0,00	0,02	0,00

b) Le Magneraud

pedotransfer function	fd1	cmax	ftotal	cmp
Footprint mode with low stoniness	0,16	0,79	0,71	0,89
Footprint mode with medium stoniness	0,09	-0,02	-0,02	-0,02
Footprint mode with high stoniness	0,11	0,76	0,68	0,88
MACRO mode soil structure 1	0,17	0,68	0,67	0,76
MACRO mode soil structure 2	0,08	0,49	0,53	0,60
MACRO mode soil structure 3	0,11	0,49	0,55	0,62
MACRO mode soil structure 4	0,19	0,47	0,54	0,68

Supplementary Materials Table A4: statistical repartition of indicator and measurement data results on the site of La Jaillière for the 26 indicators tested (see Fig1 and tables A1 and A2 for more details about the indicators)

	ADSCOR CT (note)	ADSCOR LT (note)	ARTHUR v (note)	ARTHUR s (note)	DAEG v (note)	DAEG s (note)	DEXiPM v (note)	DEXiPM s high tox. (note)	DEXiPM s low tox. (note)	Drainage HAIR - SYNOPS (g/ha)	EIQ v (note x dose)	EIQ s (note x dose)	EPRIP v (µg/L)	EPRIP s (µg/L)	EPRIP2 s (µg/L)	IFT MA	I-Phy1 v (note)	I-Phy1 s (note)	I-Phy2 v (note)	I-Phy2 s (note)	NRI s (g/ha)	POCER v (µg/L)	POCER s (µg/L)	QSA (g/ha)	SIRIS v (rang)	SIRIS s (rang)	SYNOPS (g/ha)
Average	3,97	7,00	1,27	4,12	4,27	2,59	2,83	2,28	3,47	98,68	1,44	2,37	0,14	0,18	1730,64	0,61	7,89	8,83	6,64	7,32	3,09	3,74	1,84	1277,57	42,64	47,59	1,07
standard deviation	0,91	1,87	0,96	0,88	0,86	1,50	0,73	0,81	0,53	289,77	1,74	2,74	0,18	0,65	3222,22	0,31	2,59	0,92	1,67	1,67	3,27	22,09	2,07	1607,02	11,85	13,39	2,02
variation coefficient	0,23	0,27	0,76	0,21	0,20	0,58	0,26	0,35	0,15	2,94	1,20	1,16	1,31	3,54	1,86	0,50	0,33	0,10	0,25	0,23	1,06	5,90	1,12	1,26	0,28	0,28	1,89
Median	4,00	8,00	1,40	4,40	5,00	2,00	3,00	3,00	3,00	0,00	0,72	1,57	0,07	0,02	438,14	0,52	9,08	9,00	6,67	7,13	2,25	0,04	1,11	720,00	42,67	43,42	0,26
Minimum	1,00	2,00	0,00	0,10	2,00	1,00	1,00	1,00	2,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,06	0,13	0,38	5,33	2,73	3,43	0,02	0,00	0,01	6,00	16,67	23,68	0,00
Maximum	6,00	10,00	3,50	4,90	5,00	5,00	4,00	3,00	4,00	2661,38	8,70	12,00	0,89	7,48	20067,68	1,50	10,00	9,99	10,00	10,00	16,00	282,95	15,28	9000,00	70,00	77,63	14,41

	frequency of exceedance of the threshold of 0.1µg/ L	Maximum concentration (µg/l)	Maximum flow (mg/ha)	total flow (mg/ha)	total water flow) (mm)	Average weighted concentration (µg/l)
average	26,60	6,11	362,86	614,57	83,52	1,02
Ecart type	35,27	26,31	1750,20	2372,29	93,38	4,29
Coefficient de variation	1,33	4,31	4,82	3,86	1,12	4,23
Median	4,35	0,10	3,07	4,65	41,84	0,01
Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Maximum	100,00	341,91	29211,75	31831,71	488,45	55,90

Supplementary material Table A5: number of applications for each active ingredient (a.i.), names coded, for the sites of La Jaillière and Le Magneraud

a.i.	Le Magneraud	a.i.	La Jaillière(v)	a.i.	La Jaillère (s)
a	8	a'	33	a"	33
b	58	b'	24	b"	23
c	28	c'	13	c"	12
d	14	d'	7	d"	8
e	40	e'	37	e"	32
f	20	f'	13	f"	13
g	18	g'	16	g"	16
h	45	h'	15	h"	11
i	55	i'	16	i"	15
j	34	j'	4	j"	3
k	53	k'	4	k"	10
l	6	l'	11	l"	2
m	20	m'	4	m"	7
n	34	n'	9	n"	3
		o'	3	o"	4
		p'	4	p"	15
		q'	22	q"	23
		r'	38		

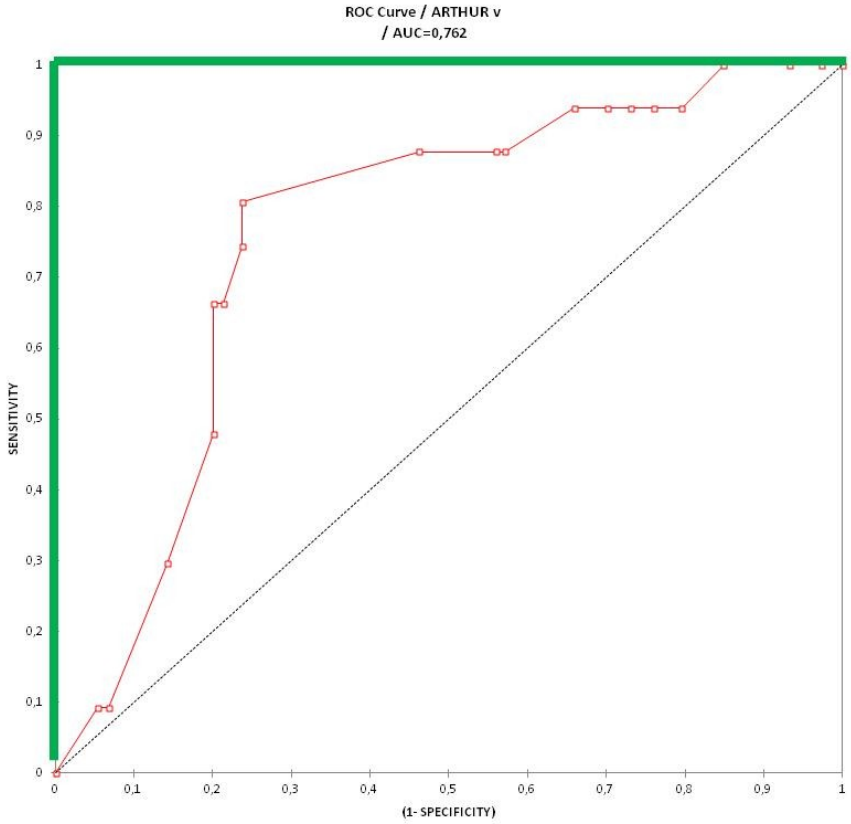
Supplementary Materials Figure A6: Example of probability test for Drainage HAIR indicator for the frequency of exceedance of the threshold of 0.1 mg / L

		Exceedence frequency (%)				
		20	40	60	80	100
NOTE	1	93	11	4	5	12
	2	0	0	0	0	0
	3	1	0	0	0	0
	4	24	0	1	0	0
	5	26	3	3	5	7

Probability: 83,59%

accurate	51,28%
overestimation	32,31%
underestimation	16,41%
Total:	100%

Supplementary Materials Figure A7: Example of a ROC curve for the ARTHUR indicator compared with the weighted average concentration (CMP) on the Magneraud site for a threshold of 0.1 µg/L.



Legend: each point correspond to a value of the ARTHUR indicator compared with the corresponding CMP for an application of one given a.i..

Sensitivity measures the proportion of positives that are correctly identified as such (true positive).

Specificity measures the proportion of negatives that are correctly identified as such (true negative). **(1-Specifity)** provides the proportion of negatives that are not correctly identified (false negative).

The bold green line corresponds to an indicator with a perfect predictive quality (AUC = 1), the dotted line corresponds to a indicator with no predictive quality (AUC = 0.5) and the line with the points corresponds to the ARTHUR indicator (AUC = 0.76).

Supplementary material Table A8: correlation coefficient between the measured data for the studied sites with fd1: frequency of exceedance of the threshold of 0,1 µg / L; Cmax : maximum concentration; flmax : maximum flux; ftotal : cumulated flux and cmp : average weighted concentration (the results not in italic have a p-value < 0.01). See section 2.1 for the details of the variables considered.

	La Jaillière Runoff					La Jaillière Drainage					Le Magneraud					Geispitzen				
	fd1	cmax	flmax	ftotal	cmp	fd1	cmax	flmax	ftotal	cmp	fd1	cmax	flmax	ftotal	cmp	fd1	cmax	flmax	ftotal	cmp
fd1	1.00	0.24	0.32	0.37	0.34	1.00	0.38	0.34	0.42	0.39	1.00	0.32	0.33	0.32	0.29	1.00	*0.03*	*-0,04*	*-0,04*	*-0,02*
cmax	NA	1.00	0.73	0.69	0.73	NA	1.00	0.96	0.93	0.91	NA	1.00	0.93	0.87	0.55	NA	1.00	0.21	0.17	0.61
flmax	NA	NA	1.00	0.92	0.75	NA	NA	1.00	0.96	0.85	NA	NA	1.00	0.98	0.51	NA	NA	1.00	0.98	0.79
ftotal	NA	NA	NA	1.00	0.58	NA	NA	NA	1.00	0.85	NA	NA	NA	1.00	0.41	NA	NA	NA	1.00	0.77
cmp	NA	NA	NA	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	1.00	NA	NA	NA	NA	1.00

Supplementary material Table A9: ***Predictive quality of the indicators on the La Jaillière v(drainage) and the Le Magneraud sites: correlation coefficient for the average values of each a.i. with cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration. (All the results not in italic have a p value >0.01)***

	La Jaillère					Le Magneraud			
	cmax	fmax	ftotal	cmp		cmax	fmax	ftotal	cmp
QAI	*0,19*	*0,17*	*0,20*	*0,17*		*0,32*	*0,47*	*0,28*	*0,32*
TFI a.i.	*0,33*	*0,32*	*0,30*	*0,30*		*0,28*	*0,55*	*0,23*	*0,26*
SIRISv	*0,36*	*0,35*	*0,33*	*0,33*		**0,56**	*0,36*	*0,50*	*0,51*
EIQv	*0,39*	*0,36*	*0,39*	*0,36*		*0,44*	*0,52*	*0,36*	*0,39*
DEXiPMv	*0,36*	*0,37*	*0,39*	*0,36*		*0,29*	*0,47*	*0,34*	*0,39*
DAEGv	*0,33*	*0,30*	*0,27*	*0,30*		*0,41*	*0,39*	*0,27*	*0,31*
ARTHURv	*0,48*	*0,46*	*0,47*	*0,45*		*0,36*	*0,43*	*0,27*	*0,32*
Iphy1v	**0,69**	**0,68**	**0,63**	**0,66**		*0,39*	**0,79**	0,20	0,25
Iphy2v	*0,34*	*0,36*	*0,35*	*0,35*		*-0,46*	*0,28*	*-0,39*	*-0,34*
POCERv	*-0,02*	*-0,02*	*-0,04*	*-0,02*		*0,13*	*0,17*	*-0,09*	*-0,07*
EPRIPv	*0,49*	*0,43*	*0,42*	*0,44*		*0,09*	*-0,09*	*-0,11*	*-0,10*
DRAINAGE HAIR	*0,41*	*0,38*	*0,34*	*0,36*		**0,83**	*0,56*	**0,78**	**0,81**
MACRO	**0,99**	NA	**0,99**	**0,98**		**0,81**	NA	**0,62**	*0,28*

	< 0.4
	[0.4; 0.45[
	[0.45; 0.50[
	[0.50; 0.55[
	[0.55;0.60[
	[0.6;0.7[
	[0.7;0.8[
	[0.8;0.9[
	>0.9

Supplementary material Table A10: ***Predictive quality of the indicators on the La Jaillière s(runoff) site: correlation coefficient for the average values of each a.i. with cmax : maximum concentration; fmax : maximum flow; ftotal : cumulated flow and cmp : average weighted concentration.*** (***All the results not in italic have a p value >0.01)***

	La Jaillère			
	cmax	fmax	ftotal	cmp
QAI	*0.28*	*0.33*	*0.24*	*0.25*
TFI a.i.	*0.22*	*0.21*	*0.23*	*0.23*
NRI s	*0.28*	*0.33*	*0.24*	*0.25*
SIRIS s	*0.23*	*0.39*	*0.19*	*0.2*
EIQ s	*0.29*	*0.28*	*0.26*	*0.27*
ADSCOR CT	*0.45*	*0.48*	*0.44*	*0.45*
ADSCOR LT	*0.25*	*0.28*	*0.27*	*0.27*
DEXiPMs Low Tox	*0.31*	**0.51**	*0.29*	*0.29*
DEXiPMs High Tox	*0.45*	*0.49*	*0.45*	*0.47*
DAEG s	*0.34*	**0.51**	*0.36*	*0.37*
ARTHUR s	*0.23*	*0.36*	*0.24*	*0.24*
I-Phy1 s	*0.49*	**0.64**	*0.51*	**0.53**
I-Phy2 s	*0.37*	**0.52**	*0.35*	*0.36*
POCER s	*0.12*	*0.26*	*0.09*	*0.09*
EPRIP s	*0.27*	*0.16*	*0.26*	*0.26*
EPRIP 2 s	**0.64**	*0.46*	**0.62**	**0.64**
SYNOPS	*0.39*	*0.29*	*0.39*	*0.38*

	< 0.4
	[0.4; 0.45[
	[0.45; 0.50[
	[0.50; 0.55[
	[0.55;0.60[
	[0.6;0.7[
	[0.7;0.8[
	[0.8;0.9[
	>0.9

Supplementary material A11: Area Under the Curve (AUC) results for ROC test on the sites of La Jaillière drainage and Le Magneraud with cmax : maximum concentration; fmax : maximum flux; ftotal : cumulated flux and cmp : average weighted concentration. See section 2.1 for the details of the variables considered.

For a perfect indicator, the value of the AUC should be 1, whereas an indicator with an AUC value below 0.5 does not perform a random draw

	La Jaillère							Le Magneraud						
Indicator	**Cmax >1µg**	**Cmax >2µg**	**Fmax>100mg**	**ftotal>100mg**	**CMP > 0,1µg**	**CMP > 1 µg**	**CMP > 2 µg**	**Cmax >1µg**	**Cmax >2µg**	**Fmax>100mg**	**ftotal>100mg**	**CMP > 0,1µg**	**CMP > 1 µg**	**CMP > 2 µg**
QAI	0,71	0,77	0,73	0,68	0,70	0,77	0,80	0,71	0,68	0,72	0,69	0,70	0,63	0,62
TFI a.i.	0,69	0,74	0,70	0,69	0,71	0,72	0,70	0,65	0,59	0,66	0,63	0,68	0,61	0,57
SIRISv	0,67	0,76	0,72	0,67	0,74	0,78	0,76	0,80	0,71	0,75	0,73	0,76	0,71	0,70
EIQv	0,67	0,83	0,77	0,72	0,72	0,78	0,82	0,73	0,71	0,76	0,73	0,72	0,69	0,68
DEXiPMv	0,71	0,74	0,73	0,70	0,72	0,78	0,78	0,68	0,74	0,76	0,71	0,75	0,75	0,79
DAEGv	0,61	0,75	0,69	0,63	0,68	0,73	0,74	0,73	0,66	0,70	0,69	0,68	0,69	0,68
ARTHURv	0,75	0,87	0,83	0,79	0,81	0,87	0,87	0,82	0,71	0,77	0,76	0,76	0,71	0,68
Iphy1v	0,70	0,88	0,81	0,74	0,77	0,86	0,87	0,78	0,62	0,70	0,70	0,70	0,65	0,61
Iphy2v	0,70	0,70	0,70	0,73	0,69	0,67	0,62	0,44	0,36	0,44	0,43	0,43	0,34	0,29
POCERv	0,54	0,71	0,66	0,59	0,63	0,70	0,70	0,69	0,57	0,65	0,65	0,64	0,62	0,56
EPRIPv	0,62	0,77	0,72	0,70	0,68	0,71	0,70	0,68	0,57	0,64	0,64	0,62	0,63	0,58
DRAINAGE HAIR	0,58	0,76	0,69	0,64	0,65	0,77	0,77	0,87	0,79	0,85	0,82	0,84	0,82	0,81

AUC	
<0.5	
]0.5 - 0.6]	
]0.6 - 0.7]	
]0.7 - 0.8]	
]0.8 - 0.9]	
]0.9 - 1]	

Supplementary material A12: AUC results for ROC test on the sites of La Jaillière Runoff and Geispitzen with cmax : maximum concentration; fmax : maximum flux; ftotal : cumulated flux and cmp : average weighted concentration. See section 2.1 for the details of the variables considered. For a perfect indicator, the value of the AUC should be 1, whereas an indicator with an AUC value below 0.5 does not perform a random draw

	La Jaillère							Geispitzen						
Indicator	**cmax >1µg**	**cmax >2µg**	**fmax>100mg**	**ftotal>100mg**	**cmp > 0,1µg**	**cmp> 1 µg**	**cmp > 2 µg**	**cmax >1µg**	**cmax >2µg**	**fmax>100mg**	**ftotal>100mg**	**cmp > 0,1µg**	**cmp> 1 µg**	**cmp > 2 µg**
QAI	0,64	0,68	0,65	0,65	0,66	0,68	0,68	0,78	0,79	0,81	0,70	0,72	0,72	0,74
TFI a.i.	0,64	0,68	0,70	0,72	0,71	0,68	0,66	0,34	0,50	0,59	0,53	0,44	0,43	0,54
NRI s	0,67	0,71	0,72	0,70	0,67	0,70	0,71	0,76	0,76	0,83	0,69	0,69	0,68	0,73
SIRIS s	0,60	0,69	0,71	0,68	0,63	0,71	0,72	0,74	0,73	0,61	0,57	0,61	0,59	0,64
EIQ s	0,68	0,75	0,73	0,71	0,69	0,72	0,72	0,76	0,76	0,83	0,69	0,69	0,68	0,73
ADSCOR CT	0,66	0,72	0,71	0,72	0,68	0,72	0,72	0,70	0,62	0,48	0,47	0,51	0,49	0,54
ADSCOR LT	0,67	0,68	0,71	0,73	0,73	0,67	0,68	0,55	0,62	0,43	0,47	0,57	0,59	0,59
DEXiPMs Low Tox	0,64	0,66	0,64	0,64	0,63	0,69	0,69	0,68	0,70	0,72	0,60	0,67	0,63	0,68
DEXiPMs High Tox	0,63	0,69	0,68	0,67	0,64	0,70	0,70	0,79	0,70	0,67	0,65	0,64	0,66	0,71
DAEG s	0,78	0,70	0,65	0,72	0,76	0,70	0,67	0,73	0,71	0,54	0,50	0,61	0,59	0,60
ARTHUR s	0,66	0,58	0,47	0,55	0,65	0,58	0,56	0,72	0,75	0,79	0,72	0,67	0,73	0,76
I-Phy1 s	0,73	0,76	0,75	0,75	0,74	0,76	0,76	0,76	0,68	0,51	0,51	0,61	0,57	0,61
I-Phy2 s	0,75	0,75	0,73	0,74	0,75	0,75	0,75	0,79	0,76	0,68	0,66	0,73	0,71	0,75
POCER s	0,64	0,68	0,68	0,66	0,66	0,68	0,68	0,71	0,73	0,82	0,66	0,66	0,66	0,71
EPRIP s	0,63	0,73	0,72	0,71	0,66	0,71	0,70	0,68	0,66	0,78	0,66	0,62	0,65	0,69
EPRIP 2 s	0,59	0,72	0,68	0,66	0,63	0,67	0,68	0,74	0,78	0,86	0,72	0,71	0,73	0,76
SYNOPS	0,57	0,73	0,71	0,67	0,59	0,72	0,72	0,45	0,54	0,57	0,52	0,57	0,53	0,58

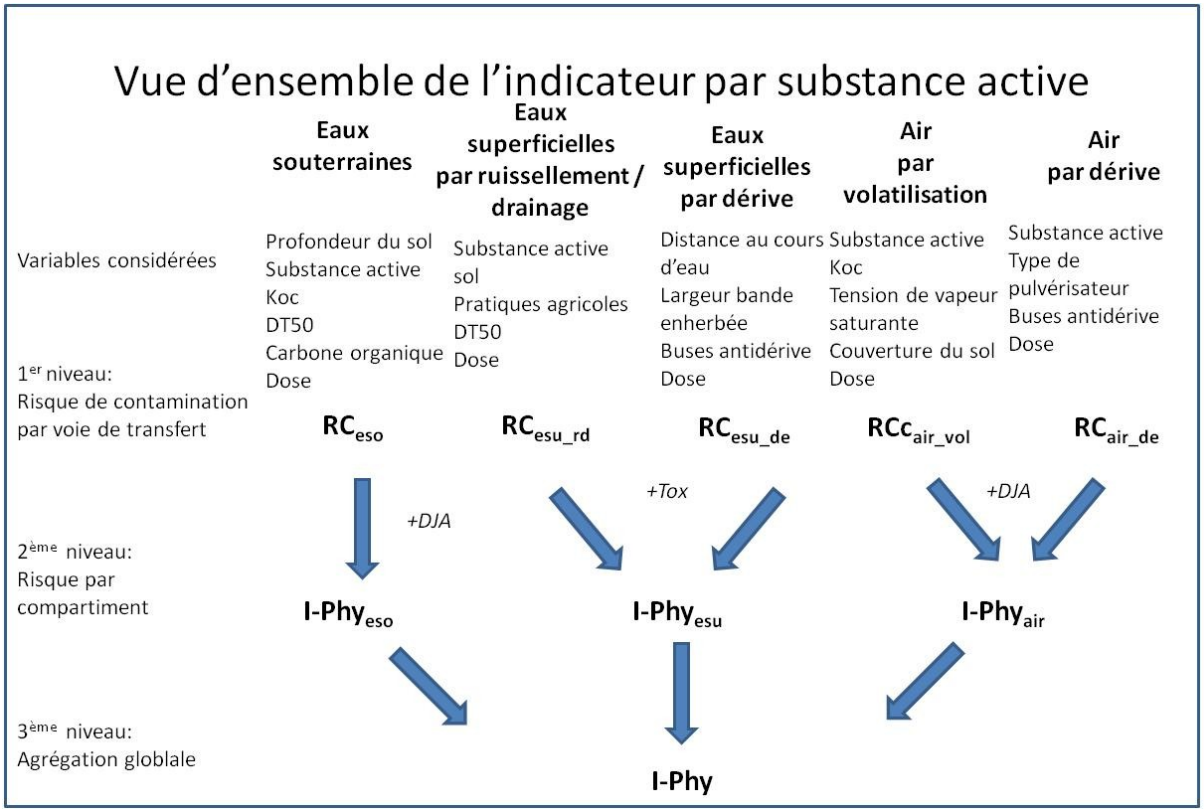
AUC	
<0.5	
]0.5 - 0.6]	
]0.6 - 0.7]	
]0.7 - 0.8]	
]0.8 - 0.9]	
]0.9 - 1]	

Annexes 2 : figures et tables supplémentaires du chapitre 2

- Supplementary material figure A 1 : présentation des niveaux d'agrégation de l'indicateur I-Phy 2 et des variables utilisées pour caractériser chaque voie de transfert.
- Supplementary Material table A 2: Définition des valeurs des variables pour chacun des scénarios de l'étude de sensibilité de l'indicateur I-MP_{GS}.
- Supplementary Material Table A 3 : Liste des variables utilisées pour calculer le sous-arbre Transfert (variable transf)
- Supplementary Material Table A4 : Liste des variables utilisées pour calculer le sous-arbre composition (variable compo)
- Supplementary Material Table A5: Structure de l'arbre de décision pour l'arbre principal de l'indicateur I-MP_{GS} et les corrections apportées
- Supplementary Material Table A6: Structure de l'arbre de décision pour le sous-arbre composition (variable compo) de l'indicateur I-MP_{GS}
- Supplementary Material Table A7: Structure de l'arbre de décision pour le sous-arbre transfert (variable transf) de l'indicateur I-MP_{GS}
- Supplementary Matérial A8 : Répartition des sorties des indicateurs I-Phy 2 et I-MP_{GS} ainsi que la répartition des sorties d'I-Phy 2 pondérées par (1-I-MP_{GS})

Supplementary material figure A 1 : présentation des niveaux d'agrégation de l'indicateur I-Phy 2 et des variables utilisées pour caractériser chaque voie de transfert.

DJA = Dose journalière admissible et Tox = min entre DJA et aquatox



Supplementary Material table A 2: Définition des valeurs des variables pour chacun des scénarios de l'étude de sensibilité de l'indicateur I-MP_{GS}.

satu = Saturation du profil en mois ; TBE = ration Longueur de versant contributeur/ largeur de la bende enherbée ; compo = variable issue de sous-arbre composition de 0 à 100, transf = variable issue du sous arbre transfert de 0 à 100 ; topo = présence d'un bourellet en bordure de cours d'eau 0= non, 1= oui.

scénario	satu	TBE	compo	transf	topo
défavorable	1	50	0	0	0
moyen	4	25	50	50	0
favorable	8	1	100	100	1

Supplementary Material Table A 3 : Liste des variables utilisées pour calculer le sous-arbre Transfert (variable transf)

Nom complet variable d'entrée	Nom abrégé variable d'entrée	Unité	Type échelle variable	Fonction appartenance	Limite (LD=limite défavorable LF=limite favorable)			
observation de passage priviégié dans la BE	Bypass	Non/oui	décroissante	linéaire	LF	0	LD	2
pente	slope	%	décroissante	linéaire	LF	0	LD	5

Supplementary Material Table A4 : Liste des variables utilisées pour calculer le sous-arbre composition (variable compo)

Nom complet variable d'entrée	Nom abrégé variable d'entrée	Unité	Type échelle variable	Fonction appartenance	Limite (LD=limite défavorable LF=limite favorable)				Classement des variables d'entrées (les entrer par ordre décroissant)
Passage de roue (tassement)	p roue		décroissante	sinusoïdale	LF	0	LD	2	2
Hauteur de fauche	Htfauch	cm	croissante	linéaire	LD	5	LF	15	1
Exportation	Export	non/oui	décroissante	linéaire	LF	0	LD	1	1

Supplementary Material Table A5: Structure de l'arbre de décision pour l'arbre principal de l'indicateur I-MP_{GS} et les corrections apportées
Pour la signification des variables, se reporter au paragraphe 3.1.

satu	pén1	Interaction	**TBE**	pén2	Interaction	**compo**	pén3	Interaction	**transf**	pén4	Interaction	**topo**	pén5
F	3	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**F**	1
F	3	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**D**	0
F	3	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**F**	1
F	3	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**D**	0
F	3	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	1
F	3	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0
F	3	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	1
F	3	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0
F	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**F**	1
F	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**D**	0
F	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**F**	1
F	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**D**	0
F	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	1
F	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0
F	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	1
F	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0
D	0	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**F**	1
D	0	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**D**	0
D	0	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**F**	1
D	0	0	**F**	3	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**D**	0
D	0	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	1
D	0	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0
D	0	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	1
D	0	0	**F**	3	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0
D	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**F**	1
D	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	2	0	**D**	0
D	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**F**	1
D	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0	0	**D**	0
D	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**F**	1
D	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	2	0	**D**	0
D	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**F**	1
D	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0	**D**	0

Supplementary Material Table A6: Structure de l'arbre de décision pour le sous-arbre composition (variable compo) de l'indicateur I-MP_{GS}
Pour la signification des variables, se reporter au paragraphe 3.1.

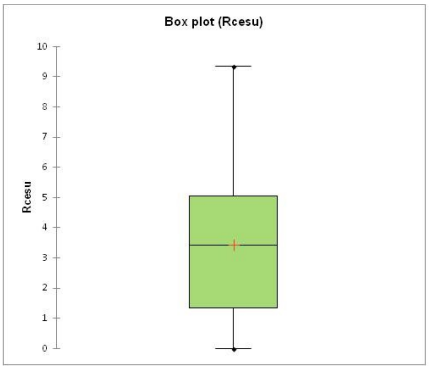
p roue	pén1	Interaction	**Htfauch**	pén2	Interaction	**Export**	pén3	Interaction		Interaction	
F	2	0	**F**	1	0	**F**	1	0		0	
F	2	0	**F**	1	0	**D**	0	0		0	
F	2	0	**D**	0	0	**F**	1	0		0	
F	2	0	**D**	0	0	**D**	0	0		0	
D	0	0	**F**	1	0	**F**	1	0		0	
D	0	0	**F**	1	0	**D**	0	0		0	
D	0	0	**D**	0	0	**F**	1	0		0	
D	0	0	**D**	0	0	**D**	0	0		0	

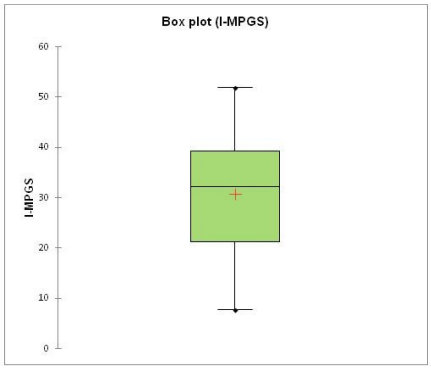
Supplementary Material Table A7: Structure de l'arbre de décision pour le sous-arbre transfert (variable transf) de l'indicateur I-MP_{GS}
Pour la signification des variables, se reporter au paragraphe 3.1.

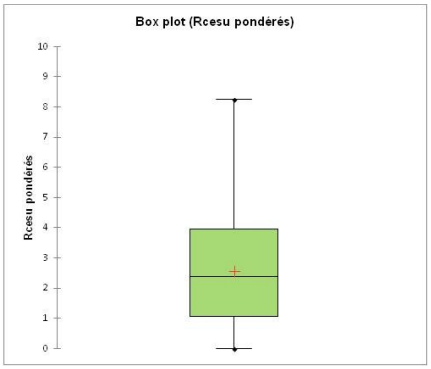
Bypass	pén1	Interaction	**slope**	pén2		
F	3	0	**F**	1		
F	3	0	**D**	0		
D	0	0	**F**	1		
D	0	0	**D**	0		

Eff brut	**Eff calibré**	**Correction en valeur absolue**	**Eff corrigé**
4	100,0		**100,0**
3	75,0		**75,0**
1	25,0	-10	**15,0**
0	0,0		**0,0**

Supplementary Matérial A8 : Répartition des sorties des indicateurs I-Phy 2 et I-MP_{GS} ainsi que la répartition des sorties d'I-Phy 2 pondérées par (1-I-MP_{GS})







Résumé : L'évolution de l'agriculture depuis les années 60 a permis une augmentation des rendements et d'atteindre l'autosuffisance alimentaire. Cette évolution a conduit à une intensification et une simplification des pratiques et des assolements qui ont eu des conséquences environnementales, en particulier sur la qualité des eaux, souvent contaminées par des pesticides. Cette qualité des eaux est devenue un enjeu national et européen avec la mise en place de normes réglementaires : la Directive Cadre sur l'Eau (Europe) et le programme Ecophyto (France). Pour mettre en place les démarches de conseil afin de diminuer l'impact des pesticides sur la qualité de l'eau, les acteurs ont besoin d'indicateurs pour évaluer le risque pesticide à différentes échelles, or les indicateurs existants permettent essentiellement de déterminer un risque à l'échelle de la parcelle, mais pas à l'échelle du bassin versant. La question est donc de pouvoir déterminer un risque à l'échelle du bassin versant en agrégeant des risques déterminés à l'échelle de la parcelle. Le travail s'est effectué en trois axes : le premier axe consiste à comparer l'indicateur pesticide I-phy de l'équipe Agriculture Durable du Laboratoire Agronomie et Environnement à 27 indicateurs différents, afin de comparer la capacité prédictive, le domaine de validité et le rôle des variables prises en comptes dans le calcul de ces indicateurs. Cette comparaison se fera via un ensemble de tests statistiques comme le calcul des corrélations et des tests de vraisemblance entre les calculs des indicateurs de risques et des données expérimentales issues de sites présentant des conditions pédoclimatiques différentes. Dans le second axe, nous avons proposé une amélioration de l'indicateur parcellaire I-phy par la prise en compte des zones non-productives en bordure de parcelles en prenant en compte les éléments issus de la bibliographie, l'utilisation d'un modèle et des mesures de terrain sur les bandes enherbées. Dans l'axe trois, nous avons élaboré une méthode d'agrégation des risques parcellaires pour calculer un risque à l'échelle du Bassin Versant. Pour établir cette méthode, nous avons équipé un Bassin Versant d'étude en 4 points, de préleveurs et de mesure de débit, pour mesurer les contributions relatives des parcelles du Bassin Versant. La conclusion de ce travail doit valider une méthode d'agrégation des risques de pollution des eaux par les pesticides à l'échelle du bassin-versant, qui pourra être déclinée en outils opérationnels pour les acteurs de la gestion de l'eau afin, entre autre, de conseiller les agriculteurs et de tester des scénarios de changements de pratiques pour améliorer la qualité des eaux.

Abstract : The evolution of agriculture since the 60s allowed an increase of yields and to reach the food self-sufficiency. This evolution led to an intensification and a simplification of the practices and the crop rotation systems which had environmental consequences in particular on water quality, often contaminated by pesticides. This waterquality became a national and European stake with the implementation of statutory standards: the'Water Framework Directive' (Europe) and the Ecophyto program (France). To set up the steps of advice to decrease the impact of pesticides on the water quality, the actors need indicators to estimate the risk of transfer of pesticides at various scales, yet the existing indicators allow essentially to determine a risk on the scale of the plot, but not on the scale of the watershed. Thus the question is being able to determine a risk on the scale of the watershed by aggregating risks determined on the scale of the plot. This work was made in three axes: the first axis consists in comparing the pesticide risk indicator I-phy of the team Sustainable Agriculture of the Laboratory Agronomy and Environment with 27 different indicators, in comparing the predictive capacity, the domain of validity and the role of variables taken into account in the calculation of these indicators. This comparison will be made via a set of statistical tests as the calculation of the correlations and the probability test between the calculations of the indicators and the experimental data stemming from 4 sites presenting different pedoclimatic conditions. In the second axis, we proposed an improvement of the indicator I-phy by the consideration of the non-productive zones in border of plots by taking into account elements stemming from the bibliography, the use of a model and from measures of grassstrips. In the axis three, we developed a method of aggregation of the risk indicator at the scale of the plot to calculate a risk on the scale of the watershed. To establish this method, we equipped a watershed in 4 points, samplers and measure of flow, to measure the relative contributions of different parts of the watershed. The conclusion of this work has to validate a method of aggregation of the risks of water pollution by pesticides on the scale of watershed, which can be declined in operational tools for the water stakeholders, to advise the farmers and to test scenarios of changes of practices to improve the water quality.