

Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par la modélisation agro-hydrologique et descripteurs écotoxicologiques dans un processus de validation d'indicateurs. Application à l'*IFT Substance Active potentiel de transfert*

Zahm* F.(1), Gouy* V. (2), Morin S. (3), Kuentz-Simonet V. (1), Leccia-Phelpin O. (1), Vernier F. (1), Miralles A.(4), Petit K. (1), Raymond C. (1), Mazzella N. (3), de Fouquet C. (5), Le Breton M. (6), Guichard L.(6)

*coordinateurs

(1) Irstea, UR ETBX, 50 avenue de Verdun, F-33612 Gazinet Cestas, France, frederic.zahm@irstea.fr

(2) Irstea, UR MALY, 5 rue de la DouaCS70077F-69626 VILLEURBANNE Cedex, veronique.gouy@irstea.fr

(3) Irstea, UR EABX, 50 avenue de Verdun, F-33612 Gazinet Cestas, France,

(4) Irstea, UMR TETIS, Maison de la Télédétection, 500 rue Jean-François Breton F-34093 Montpellier France,

(5) Mines-ParisTech. Ecole des Mines de Paris. Géosciences-géostatistique. 35, rue Saint-Honoré. 77305 Fontainebleau Cedex.

(6) UMR Agronomie, AgroParisTech, INRA, Université Paris-Saclay, F-78850, Thiverval-Grignon, France.

Mots-clés : Indicateur pesticides, IFT Substance Active potentiel de transfert, IFT SA, qualité des eaux, SIRIS, validation, Entrepôts de données

Contexte et problématique

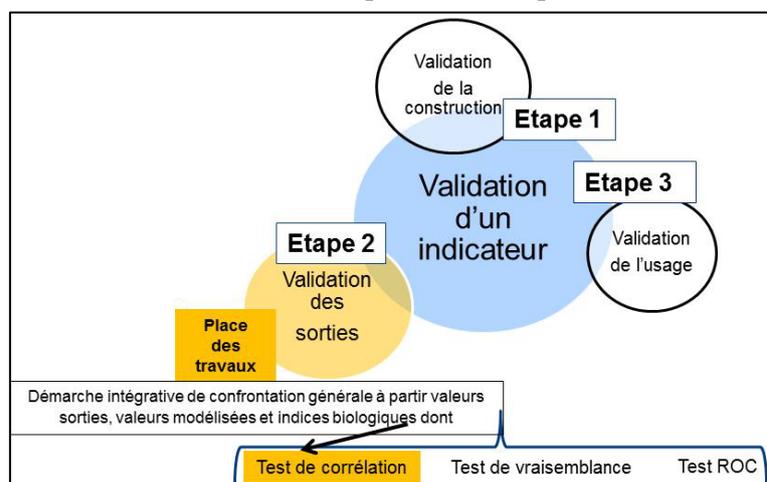
L'action publique agro-environnementale de réduction des risques liés aux pesticides comporte divers dispositifs volontaires ou réglementaires (Mesures agro-environnementales, plan d'action captages Grenelle, zonages, mesures réglementaires du plan Ecophyto). Depuis la mise en œuvre des plans Ecophyto I et II (MAAF, 2008 ; MAAF et MEDDE, 2015), trois indicateurs pesticides sont pris en compte pour le suivi des résultats de cette action publique : Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT), Quantité de Substances Actives (QSA) et Nombre de Doses Unité (NODU). À l'échelle des exploitations, l'indicateur IFT a été mis en œuvre dans les différents dispositifs d'action publique cités pour rendre compte du degré de changement des pratiques phytosanitaires (Baschet et Pingault, 2009). Cet indicateur IFT est cependant sujet à controverses : (i) le développement de l'usage de produits commerciaux de plus en plus souvent multi-cibles conduit à réduire artificiellement la valeur de l'IFT sans que les systèmes de cultures soient moins dépendants de l'usage des pesticides, (ii) l'IFT n'évalue pas un risque de transfert vers les eaux, ni un risque écotoxicologique. Ces controverses ont conduit au développement d'un nouvel indicateur pesticides : *l'IFT Substance Active potentiel de transfert* (INRA et INERIS, 2014). Cet indicateur, qui n'était pas encore diffusé de façon opérationnelle lors de la présente recherche, a été développé à partir de 2014, à titre expérimental par l'INRA de Grignon (INRA et INERIS, 2014), à la demande du Ministère de l'agriculture afin d'apporter une déclinaison environnementale à l'indicateur IFT Substances Actives. Il s'agit d'« évaluer si la réduction de l'usage des pesticides s'accompagne d'une réduction d'usage des substances actives présentant un fort potentiel de transfert vers les eaux pour le type de transfert prédominant sur un territoire considéré » (INRA et INERIS 2014). L'usage de cet indicateur est de permettre aux agriculteurs et/ou gestionnaires de la ressource en eau de disposer d'un indicateur rendant compte à la fois de l'intensité d'usage mais aussi du potentiel de transfert vers les eaux des pesticides utilisés tout en étant facilement utilisable pour les appuyer dans leurs actions. Le futur « usage institutionnalisé » d'un tel indicateur importe qu'un processus de validation scientifique (Girardin et al., 1999) soit mis en œuvre en préalable. La présente recherche examine et questionne un tel processus de validation.

Objectif scientifique et cadre théorique

La présente recherche a pour objectif de questionner le processus général de validation d'un indicateur pesticides en l'appliquant au plan empirique à l'indicateur *IFT Substance Active potentiel de transfert*. Les travaux présentés proposent, testent et discutent une démarche intégrative de confrontation d'un indicateur pesticides qui mobilise toutes les étapes de la chaîne causale du risque (pression, transfert, état, impact) telles que formulées par Payraudeau et Van der Werf (2005). La présente démarche proposée questionne le processus scientifique de validation pour rendre compte de la capacité d'un indicateur pesticide à évaluer les impacts sur les qualités chimique et biologique des eaux de surface.

Au plan théorique, un indicateur est validé s'il est bien-fondé dans sa construction scientifique (étape 1 de la figure 1), s'il produit les effets attendus (étape 2) et s'il est utile et utilisé (étape 3) (Addiscott et al., 1995 ; Bockstaller et Girardin, 2003 ; Bockstaller et al., 2008). Notre recherche s'inscrit dans l'étape 2 de ce processus et examine les démarches de confrontation nécessaires à une *validation de sortie* d'indicateurs pesticides, en étudiant l'intégralité de la chaîne causale, de la pression à l'impact au regard de l'enjeu qualité de l'eau (figure 1).

Figure 1 : Contexte de nos travaux dans le processus complet de validation d'un indicateur

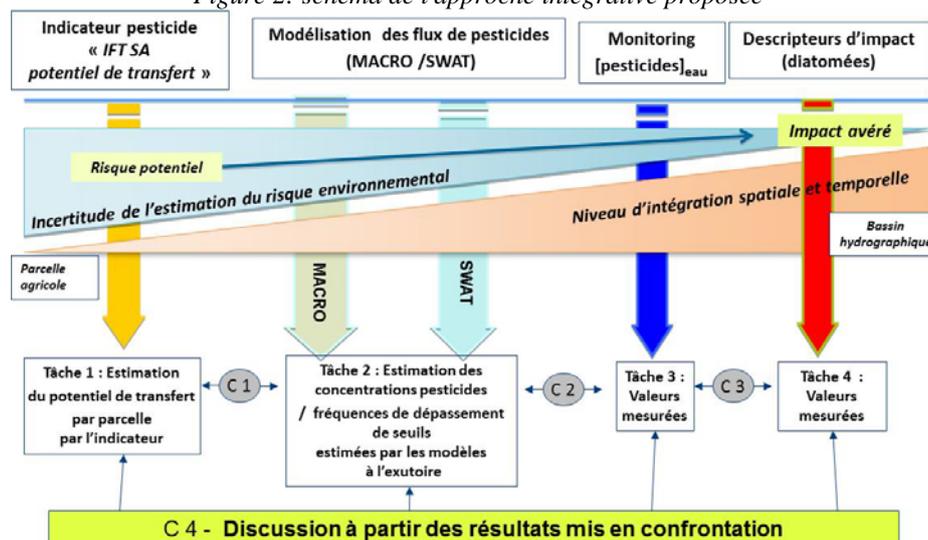


Source : Zahm et al., (2015) à partir Bockstaller et Girardin (2003)

La démarche intégrative proposée

La démarche proposée (figure 2) se structure en quatre tâches complémentaires (T1 à T4) fondées sur trois confrontations (C1 à C3). Ces trois confrontations (indicateur/modélisation, modélisation/mesures chimiques et mesures chimiques/descripteurs biologiques) mobilisant quatre types de résultats intermédiaires : (i) les valeurs de sorties estimées par l'indicateur *IFT SA potentiel de transfert*, (ii) les valeurs de flux (transfert) des pesticides estimées par deux modèles agro-hydrologiques (SWAT et MACRO) pour ces mêmes pratiques et usages de pesticides, (iii) des mesures chimiques de pesticides dans les eaux de surface et (iv) des mesures de descripteurs biologiques d'impact sur la qualité de l'eau (diatomées) (Zahm et al., 2015).

Figure 2: schéma de l'approche intégrative proposée



La confrontation C 1 compare les valeurs de potentiel de transfert estimées par l'indicateur *IFT potentiel de transfert* (Tâche 1) aux valeurs de flux estimées par la modélisation agro-hydrologique (T2) (modèles MACRO et SWAT) à la même échelle spatiale (l'Unité Spatiale de Confrontation ou USC). Ces valeurs sont calculées à partir des pratiques phytosanitaires estimées à partir d'enquêtes de pratiques agricoles. En pratique, cette confrontation

(C 1) a été conduite sur deux bassins versants, Le Ruiné et la Morcille, à l'échelle temporelle de la saison. L'unité spatiale de confrontation des résultats correspond (i) pour le Ruiné aux Sous-Bassins Versants (superficie moyenne de 42 hectares) délimités avec ArcSWAT et (ii) pour la Morcille à la parcelle agricole. La confrontation C 2 correspond au processus de calibration/validation des deux modèles agro-hydrologiques mises en œuvre (le modèle SWAT et le modèle MACRO) à partir des chroniques de concentrations observées dans les eaux des deux bassins versants. La confrontation C 3 examine l'impact toxique des pesticides analysés en comparant les mesures de descripteurs biologiques basés sur la structure des communautés de diatomées (T4) aux mesures chimiques (T3) (concentrations en pesticides mesurées in situ sur les stations des deux bassins versants étudiés).

L'indicateur IFT SA potentiel de transfert, les autres outils mobilisés/développés et les sites d'études

La démarche intégrative (figure 1) a été testée sur deux bassins versants : le Ruiné en Charente (413 hectares de SAU à dominante vigne, tournesol, maïs et blé) et un sous-bassin versant de la Morcille dans le Beaujolais (175 ha de SAU en vigne). Les différents usages phytosanitaires ont été collectés par enquêtes (i) auprès de toutes les exploitations (23) du Ruiné couvrant 83 % de la SAU (année 2012-2013) et représentant un usage de 96 SA différentes et (ii) auprès de 30 viticulteurs de la Morcille représentant 50 % de la SAU et un usage de 40 SA différentes (années 2009-2010).

L'IFT SA potentiel de transfert a été développé à titre expérimental par l'INRA de Grignon (Le Breton, 2014) ; Il intègre une « fonction potentiel de transfert » issue de SIRIS permettant de classer les valeurs de l'IFT *Substances Actives* en trois catégories de transfert (faible, moyen, fort) selon les eaux souterraines ou de surface et selon les propriétés des substances actives (INRA, INERIS, 2014). Les classes 1 et 2 regroupent l'ensemble des valeurs respectivement inférieures ou égales aux 33^{ème} et 66^{ème} centiles.

Tableau 1 : classes retenues pour la segmentation de l'IFT SA potentiel de transfert

	ESO	ESU
Classe 1 (potentiel de transfert faible)	rang SIRIS ≤40	rang SIRIS ≤30
Classe 2 (potentiel de transfert moyen)	40 < rang SIRIS ≤ 60	30 < rang SIRIS ≤45
Classe 3 (potentiel de transfert fort)	60 < rang SIRIS	45 < rang SIRIS

Source : INRA et INERIS (2014)

L'IFT SA potentiel de transfert (tableau n°2) peut être représenté sous deux formes : i) par segmentation des IFT SA selon trois classes de mobilité (faible, moyenne, forte) (annexe 2) ou ii) par pondération de l'IFT SA par une valeur (entre 0 et 1) fonction du potentiel de transfert « intrinsèque » de la substance active, déterminé à partir des valeurs de rang SIRIS (INRA, INERIS, 2014).

Tableau n°2: méthode de calcul de l'IFT SA potentiel de transfert (par pondération)

$\text{IFT SA potentiel de transfert Eso} = \frac{\text{Valeur rang Eso SIRIS}}{100} \times \text{IFT SA}$ $\text{IFT SA potentiel de transfert Esu} = \frac{\text{Valeur rang Esu SIRIS}}{100} \times \text{IFT SA}$

Source : INRA, INERIS, 2014

Le rang est calculé par la méthode SIRIS (Vaillant et al., 1995 ; Le Gall et al., 2007) qui attribue à chaque substance active (SA) deux valeurs différentes (transfert vertical ou horizontal suivant le type d'eaux souterraines ou de surface considéré) selon une méthode mathématique « hiérarchique de rang » combinant cinq critères (Jouany et al., 1983 ; Vaillant et al., 1995, CORPEN, 2005). L'IFT SA (Guichard, 2010) se calcule, quant à lui, par substance active et par Produit Commercial (PC). La dose unité, propre à chaque SA, pour la culture concernée, correspond à la valeur médiane de l'ensemble des doses homologuées de l'ensemble des produits commerciaux contenant la substance active étudiée (Guichard, 2010).

Tableau N° 3: Méthode de calcul de l'IFT SA

$\text{IFT SA} = \frac{\text{Dose PC appliquée} \times \text{teneur de la SA}}{\text{Dose unité}} \times \frac{\text{Surface traitée}}{\text{Surface totale}} = \frac{\text{Dose SA appliquée}}{\text{Dose unité}} \times \frac{\text{Surface traitée}}{\text{Surface totale}}$

Source : INRA, INERIS, 2014

La modélisation agro-hydrologique des flux de pesticides a été conduite (i) sur la Morcille avec le modèle MACRO (Jarvis et Larsbo 2012) et (ii) sur le Ruiné avec le modèle SWAT (Arnold et al., 2005), lui-même couplé à un

applicatif (GenLU3) permettant d'entrer chaque itinéraire cultural à l'échelle de l'unité spatiale de calcul de l'Hydrological Response Unit (HRU). Sur le Ruiné, un système d'information environnemental a été spécifiquement conçu et implémenté pour intégrer les indicateurs (SA, etc.). Un outil Spatial On-Line Analytical (SOLAP) permet de naviguer dans ces indicateurs suivant des axes d'analyses thématiques, spatiale et temporel et ce selon différents niveaux d'échelle (parcelle, sous-bassin versant, etc.).

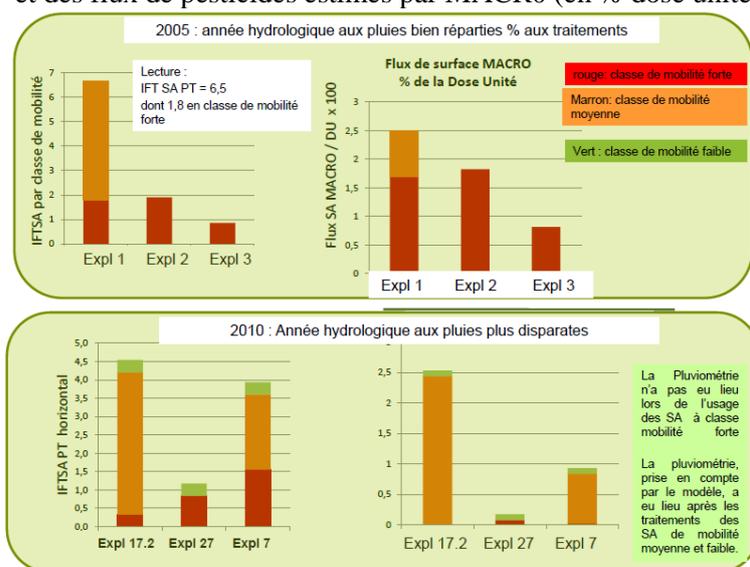
Les mesures des deux types de variables d'état (pesticides et diatomées) ont été conduites selon les protocoles suivants : (i) la quantification chimique des pesticides, réalisée grâce à l'utilisation d'échantillonneurs passifs (POCIS) pour le Ruiné et par des échantillonnages ponctuels tous les quinze jours sur la Morcille, (ii) les communautés de diatomées naturelles, échantillonnées sur les deux sites à partir de substrats artificiels immergés durant un mois.

Résultats

La confrontation (C 1) des résultats entre les valeurs calculées de l'indicateur *IFT SA « Potentiel de transfert »* et les valeurs de flux de pesticides estimées par la modélisation concerne (i) pour le Ruiné, 7 substances actives (Aclonifène, Glyphosate, Mancozèbe, 2,4 – MCPA, Tébuconazole, S_Métolachlore et Métaldéhyde) avec le modèle SWAT et (ii) sur la Morcille, 7 autres substances, les plus utilisées sur la vigne (Aminotriazole, Glyphosate, Diuron, Flazasulfuron, Flumioxazine, Spiroxamine et Tébuconazole) avec MACRO. Les valeurs calculées de l'IFT potentiel de transfert concernent les transferts ESU pour le Ruiné et ESO et ESU pour la Morcille.

Sur la Morcille, les résultats de cette confrontation C 1 montrent à l'échelle de la parcelle agricole, une bonne cohérence entre les valeurs de l'*IFT SA potentiel de transfert* vertical et horizontal et celles modélisées par MACRO (flux normalisé par la dose unité) (voir figure 3).

Figure 3 : Comparaison des valeurs IFT SA potentiel de transfert ESU et des flux de pesticides estimés par MACRO (en % dose unité)



Les parts relatives des classes de mobilité forte, moyenne et faible montrent une hiérarchie globalement identique entre *IFT SA potentiel de transfert* et résultats de modélisation normalisée par la dose unité. Les substances ayant une classe forte de mobilité SIRIS correspondent bien aux substances présentant les plus forts transferts (en g/ha) bien que ces derniers puissent être sous-estimés par la modélisation, notamment du fait d'une mobilisation très faible du glyphosate modélisé dans le ruissellement (processus de transfert particulière non pris en compte dans le modèle). De plus, la modélisation montre que la part de chaque classe de mobilité dans le flux total normalisé par la dose unité (tel que calculé par MACRO) est relativement sensible au croisement « date d'application et date d'occurrence de pluies significatives », pour les transferts verticaux ou horizontaux. Ainsi, les conditions de mise en œuvre des produits (occurrence de fortes pluies peu après l'application) peuvent engendrer des situations à risque susceptibles d'exacerber la mobilité modélisée des substances appartenant aux classes de mobilité SIRIS faible et moyenne, comparativement aux substances appartenant à la classe de mobilité SIRIS forte. La confrontation des valeurs modélisées et des résultats de l'indicateur doit donc tenir compte de l'influence des conditions météorologiques.

Sur le bassin versant du Ruiné, la confrontation réalisée pour chacun des treize sous-bassins à partir d'un test de corrélation sur les rangs (Spearman) montre des résultats significatifs et positifs uniquement pour le Mancozèbe, fongicide appliqué sur la vigne (corrélation proche de 0,8 pour une p-valeur inférieure à 0,10 - cf. tableau n°4).

Tableau n°4 : Pour 7 SA, corrélations (rang de Spearman) entre valeurs des IFT SA potentiel de transfert et valeurs de sorties SWAT (flux spécifiques pour le cas 1 et flux massiques pour le cas 2) (Ruiné)

Cas 1 : pour l'IFT SA potentiel de transfert ESU (moyen)							
	Aclonifène	Glyphosate	Mancozèbe	MPCA 2,4	Metaldehyde	Metolachlore	Tebuconazole
Flux spécifique soluble (en g/ km ²)	-0.50	0.09	0.85*	0.56	0.89	0.40	0.06
Cas 2 : IFT SA potentiel de transfert ESU (cumulé)							
Flux massique soluble (en g)	-0.32	0.47	0.73*	0.4	0.8	-0.1	-0.2
Nbre de SBVs dans les deux cas	10	12	12	5	4	8	12

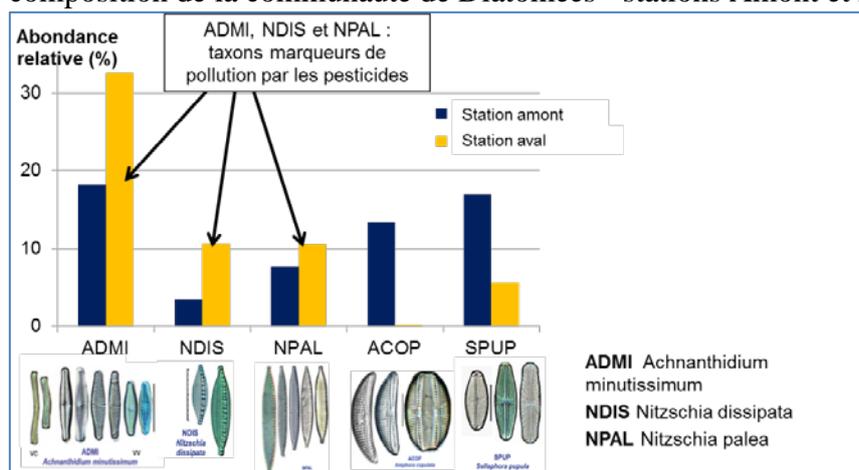
*Test significatif

Pour les six autres substances actives, les corrélations proches de 0,5 ne permettent pas de conclure sur les liens entre *IFT SA potentiel de transfert* et sorties de modélisation à l'échelle des unités hydrologiques considérées.

La seconde confrontation (concentrations en pesticides mesurées dans les eaux *versus* sorties de modélisation sur le Ruiné et la Morcille) a montré une bonne concordance des résultats (mêmes ordres de grandeur). Les analyses convergent vers la mise en évidence d'un gradient de contamination croissant le long de la Morcille et une modification de la composition de la pression pesticide entre les deux sites suivis sur le Ruiné. Cependant, cette confrontation a permis de soulever certaines limites des modèles agro-hydrologiques étudiés. En effet, si la modélisation des transferts des substances-mères est cohérente avec les usages, les modèles ne permettent pas actuellement de prédire l'apparition puis le transfert des produits de dégradation, dont les concentrations mesurées dans l'eau peuvent s'avérer supérieures à celles des molécules-mères.

La troisième confrontation (entre mesures chimiques de pesticides et l'impact biologique mesuré *in situ*) a permis d'identifier les descripteurs les plus pertinents relatifs aux communautés diatomiques pour l'évaluation du risque toxique. Les trois descripteurs biologiques retenus (indices diatomiques, indices de biodiversité et présence d'espèces particulières) montrent une variabilité saisonnière très importante dans la composition spécifique des communautés, cohérentes avec la saisonnalité de la pression d'exposition. Pour autant, une contamination amont/aval apparaît, en cohérence avec les résultats de concentrations mesurées et montre un changement dans l'abondance relative avec une augmentation des taxons révélateurs de pollutions chimiques en aval (figure 4).

Figure 4 : composition de la communauté de Diatomées - stations Amont et Aval Ruiné



Discussion et conclusion

Pour les 7 substances testées à l'échelle parcellaire (site de la Morcille), l'*IFT SA potentiel de transfert* permet d'estimer un potentiel de transfert par classe de mobilité de substances cohérent avec la modélisation MACRO. Toutefois, la variabilité interannuelle des valeurs modélisées, du fait de conditions météorologiques différentes, de même que le passage à l'échelle d'unités spatiales plus conséquentes et donc plus hétérogènes (sols, pentes, occupation du sol) que la parcelle, compliquent la confrontation à l'indicateur de potentiel de transfert. Ces

aspects devraient être mieux considérés dans le choix des années et des unités spatiales de confrontation. Cette étude a également mis en avant la nécessité de mieux prendre en compte les produits de dégradation dans la chaîne pression-transfert-état-impact. L'application de l'indicateur *IFT SA potentiel de transfert* a montré que cet indicateur n'est pas encore opérationnel, notamment pour les derniers usages homologués, car toutes les substances actives récentes ne possèdent pas encore de valeurs de rang SIRIS.

Finalement, ces travaux ont abouti à deux résultats majeurs : (1) l'identification des atouts et limites des différents outils mobilisés, (2) les verrous prioritaires à lever pour développer une telle approche de confrontation dans une démarche de validation d'indicateurs agro-environnementaux appliqués au risque pesticide dans les bassins-versants agricoles. Ces premiers résultats doivent être considérés comme exploratoires. Pour autant, ils montrent tout l'intérêt des approches pluridimensionnelles pour évaluer comment un indicateur est susceptible de rendre compte ou non des impacts sur l'ensemble de la chaîne causale. Ce travail a notamment confirmé l'importance de disposer de données multiples (cultures, pratiques agricoles, sols, hydro-météo, suivis qualité chimique et biologique) et cohérentes dans le temps et dans l'espace pour aborder une telle approche intégrative.

Remerciements : Les auteurs remercient la mise à disposition de la base de données INRA (UMR Agronomie Grignon)-MAAF-MEDDE 2014 issue de l'étude *IFT SA* ayant permis l'extraction Phy2X 2010 (SSP du MAAF).

Références citées

1. Addiscott T., Smith J., Bradbury N., 1995, Critical evaluation of models and their parameters, *Journal of Environmental Quality*, 24, pp. 803 - 807.
2. Arnold J. G., Fohrer N., 2005, SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling, *Hydrological Processes*, Vol. 19, pp. 563-572.
3. Baschet J.F, Pingault N., 2009, La réduction des usages de pesticides: le plan Écophyto 2018: le rôle des indicateurs d'utilisation pour évaluer l'atteinte des objectifs. Prospective et évaluation, Vol. 4, 4 p.
4. Bockstaller C., Girardin P., 2003, How to validate environmental indicators?, *Agricultural Systems*, 76,
5. Bockstaller C., Guichard L., Keichinger O., Girardin P., Galan M-B., Gaillard G., 2008, Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review, *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 29, n° 1, pp. 223-235.
6. CORPEN, 1995, Protection des cultures et prévention des risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture, recommandations générales. CORPEN, Paris, 90 p.
7. CE, 2009, Directive 2009/128/CE instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, JOUE du 21 octobre 2009. 16 p.
8. Guichard L., Desvignes P., Morion M., Réal B., Reau R., Schmidt A., Wissocq A., 2010, Caractérisation des pratiques de protection des cultures et de leur évolution. Méthodologie de diagnostic et propositions visant à améliorer l'impact environnemental des systèmes de culture et d'élevage. Rapport scientifique, INRA, 77 p.
9. Jarvis N. J.; Larsbo M., (2012). MACRO (V5.2): Model use, calibration, and validation." Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers, 55(4), pp. 1413-1423.
10. Jouany J-M., Dabène E., 1994. Classement des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux à l'échelle nationale. 18 p.
11. INRA, INERIS, 2014, Amélioration de l'IFT SA et première déclinaison environnementale. Combinaison de l'IFT SA et de l'outil Siris-Pesticides, INRA, INERIS, ONEMA, Plan d'action national « ECOPHYTO 2018 » Axe 1 – Action 6- « Amélioration de l'indicateur de fréquence de traitement » phase Test, 18 p.
12. Le Gall A. C., Morot, A., Joulet, P., Chatelier J.-Y., 2007. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application; Rapport de l'étape 1 du projet, Rep. No. DRC-07-73770-04644A. INERIS, 122 p. <http://www.ineris.fr/siris-pesticides/download/rapport-SIRIS-2007-v4.pdf>
13. MAAF, 2008, plan Ecophyto de réduction des usages de pesticides 2008-2018, 21 p.
14. MAAF et MEDDE, 2015, Plan Ecophyto II, 67 p.
15. Le Breton M., 2014. Caractérisation de l'utilisation des pesticides en grandes cultures et en viticulture, amélioration de l'indicateur de fréquence de traitement phytosanitaire (IFT) et première déclinaison environnementale au regard de l'enjeu production d'eau potable, guide technique. 210 p.
16. Payraudeau S., Van Der WerfHayoM.G., 2005, Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 107, pp. 1-19.
17. Vaillant M., Jouany J. M., Devillers, J., 1995, A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method, *Toxicology modeling*, Vol. 1, pp. 57-72.
18. Zahm F., Gouy V., de Fouquet C., Kuentz-Simonet V., Leccia-Phelpin O., Miralles A., Morin S., Petit K., Raymond C., Vernier F., Guichard L., 2015, Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces. Application à l'indicateur *IFT SA Potentiel de transfert* sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille; Projet Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique (IEPAP); Programme de recherche incitatif INDECO Irstea-Mines Carnot. 78 p.