

Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation : exemple de l'indicateur I-Phy

Christian Bockstaller ^a, Julie Wohlfahrt ^a, Amandine Hubert ^a, Pierre Hennebert ^b, Frédéric Zahm ^c, Françoise Vernier ^c, N. Mazzela ^d, O. Keichinger ^a et Philippe Girardin ^a

Si un consensus existe aujourd'hui autour de l'importance de la phase d'évaluation dans toutes démarches de progrès et de qualité, comme celles visant à réduire les flux de produits phytosanitaires vers l'environnement, l'évaluation des risques et impacts liés à l'utilisation des produits phytosanitaires reste une étape délicate. Malgré les progrès accomplis ces dernières années dans les procédures d'analyse, le recours systématique à des mesures directes du devenir des substances actives dans le milieu grève rapidement les budgets et reste une procédure lourde qui demande beaucoup de précautions (matériel, recueil des échantillons, etc.). Quant à l'utilisation de modèles de simulation, elle reste délicate et complexe à mettre en œuvre sur un site ne disposant pas de jeu de données conséquent. Ces constats ont conduit de nombreux auteurs à se tourner vers des démarches plus opérationnelles reposant sur le développement d'indicateurs agri-environnementaux.

Après une analyse des indicateurs existants, le présent article a pour double objectif de présenter en détail le mode de construction de l'indicateur I-Phy, et plus particulièrement le module eau de surface, puis de mettre en avant les principaux résultats du travail de validation expérimentale de ce module à partir d'une confrontation avec des mesures de concentration en pesticides.

Typologie des indicateurs existants

Une large revue des indicateurs existants nous permet de distinguer plusieurs groupes d'indicateurs en fonction de leur construction.

Un premier groupe est constitué d'indicateurs simples, reposant sur une variable, comme par exemple la quantité de substance active/ha, le pourcentage de surface traitée, ou des indicateurs de gestion du milieu, comme le linéaire de cours d'eau protégé. Ces indicateurs présentent l'avantage de la simplicité mais, pris individuellement, sont criticables en raison d'une mauvaise prise en compte des risques environnementaux. La majorité des indicateurs proposés par le groupe Phytopratt du CORPEN¹ font partie de ce premier groupe (Maurizi et Verrel, 2002).

Dans un second groupe, on trouve des indicateurs reposant sur une combinaison de variables qui intègre mal les mécanismes de pertes et d'impact, tel l'indicateur « pression polluante », utilisé par des méthodes globales telles en France IDEA (Vilain, 2003) ou en Allemagne KUL et REPRO (Bockstaller *et al.*, 2006). Ce groupe contient beaucoup d'indicateurs à scores qui ne prennent pas en compte les données du milieu et qui peuvent donc aboutir à un classement unique des substances actives. L'un des plus anciens est l'indicateur EIQ (Kovach *et al.*, 1992).

Dans un troisième groupe, les indicateurs sont construits à partir d'un croisement entre exposition (ex. : concentration prédite ou estimée qualitativement) et toxicité (Zahm, 2003). Plusieurs indicateurs de ce groupe reposent sur l'approche ratio de risque (concentration prédite dans le milieu/toxicité (en concentration). Devillers *et al.* (2005) ont récemment recensé 43 indicateurs de risque qui font partie en majorité du second et troisième groupe, dont 14 utilisant l'approche

1. Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

Les contacts

a. Institut national de la recherche agronomique, UMR 1121 INPL/ENSAIA/INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar, BP 507, 68021 Colmar Cedex

b. IRH Ingénieur Conseil, 11 bis rue Gabriel Péri, CS 90201, 54519 Vandœuvre-les-Nancy

c. Cemagref, UR Aménités et dynamique des espaces ruraux, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex
d. Cemagref, UR Réseaux, épuration et qualité des eaux, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas Cedex

ratio de risque, 35 traitant des risques pour les eaux de surface contre 24 pour les eaux souterraines. Parmi ces indicateurs du troisième groupe se trouve l'indicateur I-Phy (Bockstaller, 2004 ; van der Werf et Zimmer, 1998), développé à l'INRA de Colmar dans le cadre de la méthode INDIGO® (Bockstaller et Girardin, 2006).

Devillers *et al.* (2005) montrent que malgré les nombreuses avancées déjà réalisées dans ce domaine, très peu d'approches ont déjà été conduites selon les deux axes suivants :

- la comparaison empirique d'indicateurs phytosanitaires,
- les démarches de validation à partir de confrontation des résultats à des mesures de la qualité de l'eau, objet du présent article (Mitchell *et al.*, 1995 ; Bockstaller et Girardin, 2003 ; Girardin *et al.*, 2007).

Matériel et méthode

L'indicateur I-Phy repose sur des règles de décisions utilisant la logique floue. Cette approche permet une agrégation de variables quantitatives et qualitatives comme les caractéristiques de la substance active, du milieu et des conditions d'application. Il tient compte qualitativement des mécanismes de pertes, croisés avec la toxicité. Son module « environnement » comporte trois modules évaluant un risque pour les eaux souterraines, de surface et l'air qui sont croisés ensuite avec la dose de substance active appliquée. Pour la version d'I-Phy adaptée à la viticulture (Thiollet, 2003), l'arboriculture (Griffith, 2004) et les systèmes légumiers de plein champ (Keichinger, 2006), un module « auxiliaire » a été ajouté. Chaque module et l'indicateur final sont exprimés sur une échelle de performance environnementale entre 0 et 10 (risque nul) selon l'échelle utilisée dans le cadre de la méthode INDIGO® (Bockstaller et Girardin, 2006). Cette échelle peut être facilement transformée en une échelle inverse de risque.

Construction du module eau de surface

Les variables retenues pour le module « eau de surface » sont :

- le potentiel de ruissellement et de dérive vers les eaux de surface, exprimé sur une échelle qualitative entre 0 et 1. Tous deux portent sur la sensibilité du milieu au transfert de substance active ;

- la position d'application fonction de la couverture de sol et de l'incorporation ou non du produit ;

- la persistance du produit donnée par la demi-vie du produit (DT 50) ;

- la toxicité pour la faune et flore aquatique. Celle-ci est donnée par la valeur maximale de celles pour les poissons, crustacées et algues (aquatox) afin de tenir compte des effets sur la chaîne alimentaire ;

- la dose journalière admissible (DJA), critère prenant en compte les risques chroniques pour la santé humaine.

Des valeurs par défaut sont proposées pour estimer la sensibilité du milieu au ruissellement en fonction de la texture, de la pente, du travail du sol et de l'aménagement de la parcelle. Le pourcentage de dérive vers les eaux de surface est fonction de l'éloignement au réseau hydrographique.

Ces variables sont mises en classe avec une classe « favorable » pour l'environnement, une classe « défavorable », et une troisième classe de transition liée à l'introduction de la logique floue (tableau 1).

Un arbre de décision est construit à l'aide de règles de décision « si alors » dans les cas extrêmes où les variables sont soit « favorables » soit « défavorables » (figure 1). Les hypothèses suivantes ont été faites :

- la sensibilité du milieu joue un rôle majeur dans le risque. En l'absence de dérive ou de ruissellement, le risque est considéré comme nul ;

- la position du traitement *via* une incorporation dans le sol ou une couverture végétale maximale limite fortement le risque. Il est à noter qu'en grandes cultures, aucune culture ne sera paramétrée avec une valeur favorable de 100 % ;

- la persistance de la substance active joue aussi un rôle mais limité ;

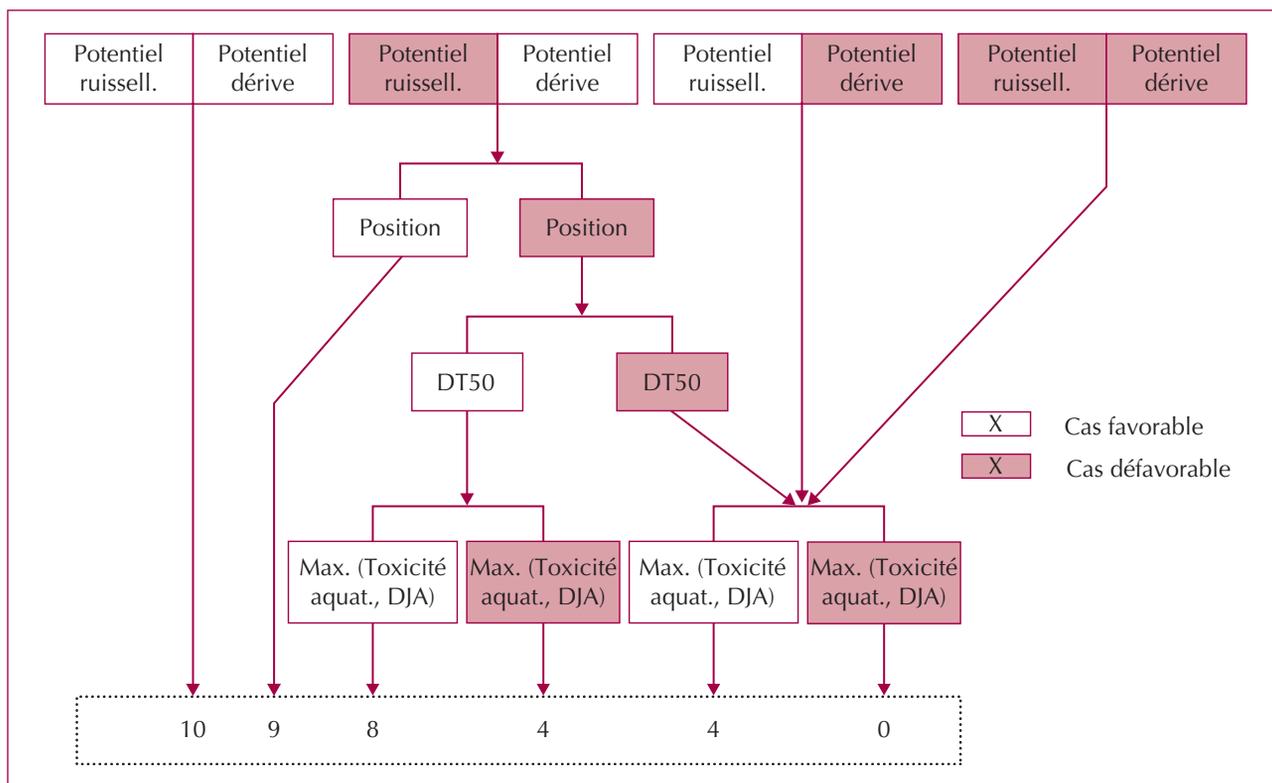
- la note finale sera basée sur la notion de risque qui croise l'exposition, donnée par l'aléa de transfert d'une substance active, et la toxicité basée sur la valeur maximale entre les variables aquatox et DJA. L'aléa de transfert est estimé par la sensibilité du milieu, la position de traitement et la persistance de la substance active. Ainsi, s'il n'y pas de transfert, le risque est considéré comme nul et l'indicateur aura une note de 10.

Variable	Unité	Limite pour la classe « Favorable »	Intervalle de transition (logique floue)	Limite pour classe « Défavorable »
Potentiel de ruissellement et de dérive	Entre 0 (nul) et 1 (maximum)	0	0-1	1
Position (couverture de sol)*	%	100 (ou incorporé)	0-100	0 (si non incorporé)
Demi-vie (DT 50)	jour	1	1-30	30
Aquatox**	mg.L ⁻¹	100	0,01-100	0,01
DJA**	mg.kg ⁻¹	1	0,0001-1	0,0001

◀ Tableau 1 – Mise en classe des variables d'entrée du module eau de surface de l'indicateur I-Phy.

* Un traitement incorporé est considéré comme favorable.

** L'intervalle de transition est exprimé sur une échelle en log₁₀.



Si l'aléa de transfert augmente, la note « transfert » diminue et sera dégradée dans un second temps par la valeur de toxicité pour calculer la note finale.

Construction de l'indicateur final

La construction des modules eau souterraine et air se fait d'une manière analogue au module eau de

surface avec cependant une hypothèse différente, basée sur une revue bibliographique : le poids le plus important est accordé aux propriétés de la molécule.

Dans un second temps, les trois modules sont mis en classe selon le même principe que pour le module eau de surface (tableau 2).

▲ Figure 1 – Arbre de décision pour le calcul du module eau de surface de l'indicateur I-Phy.

▼ Tableau 2 – Mise en classe des variables d'entrée pour le calcul du risque global par substance active de l'indicateur I-Phy.

Variable	Unité	Limite pour la classe « Favorable »	Intervalle de transition (logique floue)	Limite pour la classe « Défavorable »
Modules eau souterraine, eau de surface, aire	Entre 0 et 10 (favorable)	10	0-10	0
Dose*	g.ha ⁻¹	10	0-10 000	10 000

* L'intervalle de transition est exprimé sur une échelle en \log_{10} .

2. Projet LIFE (« L'instrument financier pour l'environnement ») intitulé en anglais : *Surface water protection against diffuse crop protection products release*.

▼ Figure 2 – Arbre de décision pour le calcul du risque global par substance active de l'indicateur I-Phy.

Comme pour le module eau de surface, un arbre de décision (figure 2) est construit avec les hypothèses suivantes :

– aucune pondération n'est effectuée entre les trois modules de risque eau souterraine, eau de surface et air ;

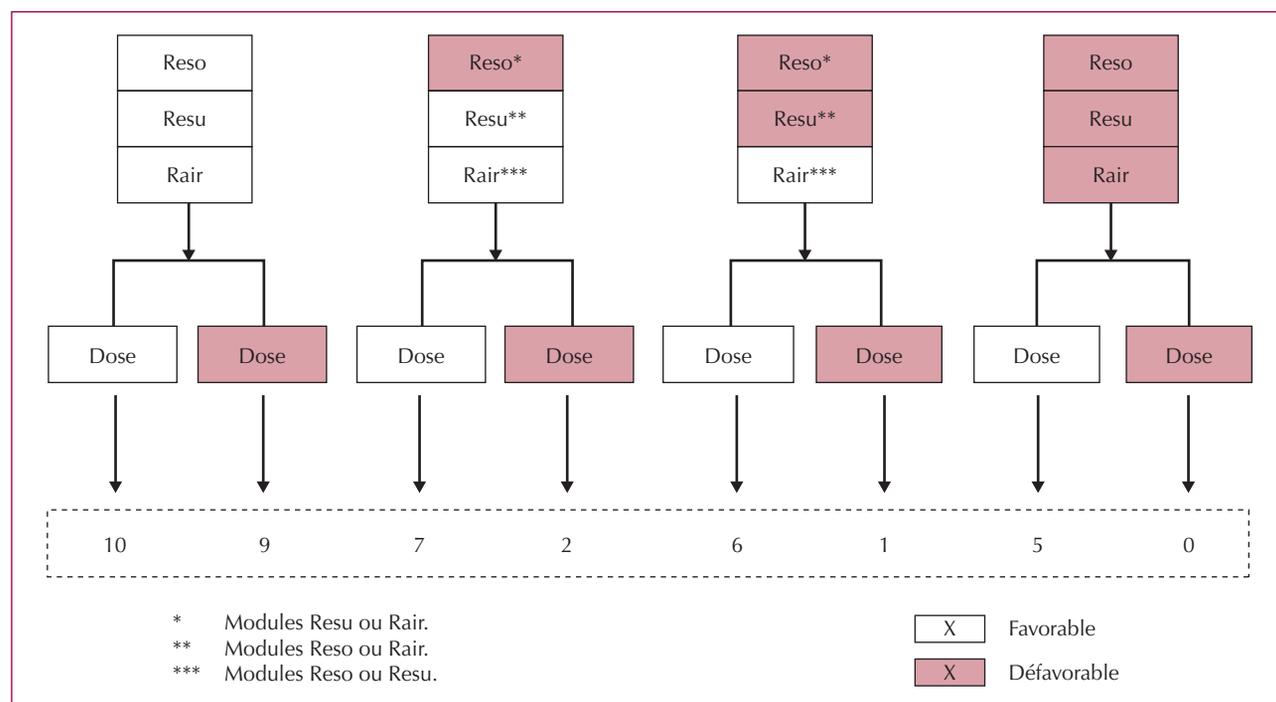
– une dose faible vient minorer le risque de manière importante. Ainsi, dans le cas d'un risque totalement défavorable pour un compartiment et une dose très faible, favorable, la note de l'indicateur est fixée au seuil de 7 exprimant le minimum acceptable de la méthode INDIGO®.

La validation du module eau de surface sur trois bassins versants

Ce travail a été effectué dans le cadre de la phase 2 du projet du ministère de l'Écologie, et du Développement et de l'Aménagement durables : *Validation et proposition d'amélioration d'indicateurs « pesticides »* (Girardin et al., 2007). L'étude a porté sur les bassins présentés ci-dessous.

LE SITE EXPÉRIMENTAL DU BASSIN DE BASLIEUX-SOUS-CHÂTILLON (MARNE)

Ce bassin a été suivi par la société IRH Ingénieur Conseil (de novembre 2004 à octobre 2007) dans le cadre du projet LIFE-SWAP-CPP².



Il s'agit d'un bassin versant entièrement viticole d'environ 23 ha situé sur la commune de Baslieux-sous-Châtillon (Champagne-Ardenne) dans les coteaux de la montagne de Reims. Le bassin comprend 204 parcelles pour une pente moyenne de 17 %. Le bassin se décompose en deux sous-bassins notés BV B et BV C (9,1 et 13,8 ha) dont les réseaux hydrographiques débouchent dans deux bassins d'orage. L'inventaire des parcelles et des pratiques culturales et phytosanitaires a eu lieu en 2005 et 2006 chez 48 exploitants. Les données de 139 (149 en 2006) parcelles sur un total de 204 sont disponibles soit 68 % (73 % en 2006). Le suivi de 15 placettes de ruissellement de 50 m² est également réalisé. Sur les 42 molécules suivies par l'IRH, 27 d'entre elles sont à la fois appliquées et recherchées, donc exploitables pour la validation, les autres n'ayant pas été appliquées l'ont été dans un passé proche.

LE SITE EXPÉRIMENTAL DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN)

Ce bassin est situé au cœur du vignoble alsacien sur la commune de Rouffach au sud de Colmar dans les collines sous-vosgiennes. Le bassin versant est composé de 109 parcelles cadastrales (vigne, friches, forêt et vergers) réparties sur environ 27 ha avec une pente allant de 1 à 5 %.

Le recueil des échantillons des eaux de ruissellement du bassin a été effectué par le Centre d'écologie végétale et d'hydrologie (UMR ENGEES-ULP³) à la suite des principaux événements pluvieux de l'année 2003, soit 7 dates de prélèvement.

Pour l'année 2003, nous disposons des données des 89 parcelles viticoles du bassin, soit approximativement 21 ha. Sur les 14 substances actives recherchées, 11 ont été appliquées et recherchées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, donc utilisables pour la validation, les autres n'ayant pas été appliquées l'ont été dans un passé proche.

LE SITE EXPÉRIMENTAL DU BASSIN VERSANT DU RUINÉ (CHARENTE)

Depuis 1991, le bassin versant du Ruiné est suivi par deux équipes du Cemagref de Bordeaux. Une station permanente de suivi hydrologique et de la qualité de l'eau à l'exutoire du Ruiné a permis d'acquérir des séries de données chronologiques (débits, concentrations en herbicides) incluant les périodes de crue. Situé en Charente (entre Barbezieux et Angoulême), ce bassin occupe une superficie totale de 5,5 km² dont 460 ha de surface agricole utile (SAU) exploitée actuellement

par 25 agriculteurs. Le maïs (35 % de la SAU) et la vigne (25 %) sont les deux cultures dominantes sur le bassin, suivies par le tournesol (17 %) et le blé (16 %). La vigne est essentiellement localisée sur les hauteurs (pentes > 30 %) et en partie amont du bassin. Des enquêtes annuelles chez les agriculteurs ont été réalisées par le Cemagref de 1994 à 1998 (25 exploitants) puis en 2002, 2005 et 2006 (16 exploitants enquêtés sur 19, le nombre d'agriculteurs ayant diminué sur cette période suite à des départs en retraite).

La mise en œuvre du test de validation

Le test de validation consiste à comparer les valeurs de l'indicateur par substance active à des mesures de terrain selon le principe établi par Bockstaller et Girardin (2003). Pour effectuer un tel test de validation, il convient de supprimer la variable de toxicité de l'arbre de décision du module eau de surface, car la comparaison porte sur les scores de l'indicateur d'une part, et des données de concentrations d'autre part, qui ne tiennent pas compte de la toxicité. Au niveau du bassin versant, l'indicateur est calculé pour chaque parcelle où la molécule est appliquée, et pondéré par la surface de la parcelle rapportée à la surface totale du bassin. Le test évalue donc la capacité prédictive de l'indicateur quant à l'aléa de contamination des eaux de surface.

La mise en forme des résultats d'analyse a nécessité une sélection des molécules à la fois appliquées et recherchées afin d'établir le lien entre les deux (tableau 3). Nous avons réalisé deux tableaux de résultats par bassin versant et pour les placettes : un tableau des concentrations cumulées moyennes et un tableau des pics de concentrations cumulées, par molécule et par période (en fonction des dates de prélèvement). Nous présentons les résultats obtenus avec les concentrations moyennes.

Les mesures de substances actives ont été effectuées selon des protocoles décrits autre part : Domange (2005) pour le bassin de Rouffach, Hennebert (2007) pour les placettes et les deux bassins de Baslieux-sous-Châtillon. Sur le Ruiné, les prélèvements permettent d'obtenir des échantillons intégrés hebdomadaires (Zahm *et al.*, 2007) Les analyses d'herbicides au niveau du bassin versant du Ruiné sont réalisées par chromatographie liquide couplée à un détecteur ultra-violet. Les détails concernant l'extraction, la séparation et la quantification des composés sont rappelées dans Dupas *et al.* (1996).

3. Unité mixte de recherche École nationale du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg-Université Louis Pasteur.

▼ Tableau 3 – Liste des substances actives appliquées et recherchées pour chaque bassin versant.

Substances actives	Bassins versants		
	Rouffach	Baslieux-sous-Châtillon	Ruiné
Aminotriazole		X	
Atrazine			X
Azoxystrobine	X	X	
Chlorotalonil		X	
Chlorpyriphos-éthyl		X	
Cymoxanil	X	X	
Dichlobénil		X	
Diméthomorphe	X	X	
Dinocap		X	
Diuron		X	X
Fenhexamide		X	
Fénoxycarbe		X	
Fludioxonil		X	
Flumioxazine		X	
Flusilazole		X	
Folpel		X	
Glufosinate-ammonium	X	X	
Glyphosate	X	X	
Iprovalicarb		X	
Isoproturon			
Krésoxim-méthyl	X	X	
Lufénuron		X	
Mépanipirim		X	
Méthomyl		X	
Oryzalin	X	X	
Penconazole	X		
Procymidone		X	
Pyriméthanyl	X	X	
Quinoxyfen		X	
Simazine			X
Spiroxamine		X	
Tétraconazole	X		
Terbuthylazine			X
Thiodicarbe	X		

Résultats

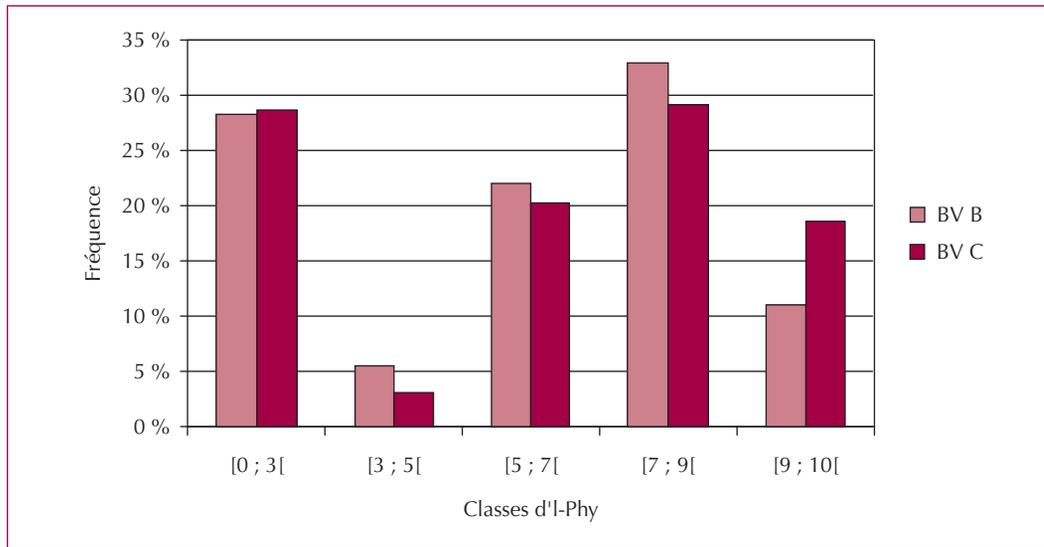
Calcul de l'indicateur I-Phy sur les bassins versants de Baslieux-sous-Châtillon (Marne)

La figure 3 représente la distribution des valeurs de l'indicateur I-Phy obtenues sur le bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon. Plus précisément, l'indicateur I-Phy n'a été calculé que pour le module eau de surface (Resu, figure 1), tandis que les modules eau souterraine (Reso) et air (Rair) ont été maintenus à leur valeur maximale (= 10, figure 2).

On remarque des valeurs très faibles exprimant un risque élevé (classe 0 à 3) pour 25 % des traitements pour les deux sous-bassins. Les variables de milieu expliquent ces niveaux de risques élevés sur certaines parcelles : sensibilité à la dérive (position à côté du réseau hydrographique sans bande enherbée) et risque de ruissellement (pente, texture, et sol nu). Le bassin B présente en nombre supérieur des valeurs très favorables (classe de 9 à 10).

Validation de l'indicateur I-Phy

La validation repose sur l'utilisation d'un test de vraisemblance (Bockstaller et Girardin, 2003). Ce dernier consiste à comparer la valeur de l'indicateur à la concentration mesurée dans une zone de vraisemblance ou d'acceptabilité définie *a priori* en fonction des potentialités attendues de l'indicateur. Ainsi, dans les exemples donnés ci-après, nous avons considéré que l'indicateur étant un indicateur de risque, il ne peut être acceptable qu'un indicateur prenne une valeur favorable et qu'il y ait de fortes concentrations. Nous considérons cependant comme vraisemblable qu'un risque soit indiqué par l'indicateur et qu'il ne s'exprime pas en raison de facteurs non pris en compte dans l'indicateur comme les conditions météorologiques. La figure 4 fournit un exemple de test de vraisemblance pour le module eau de surface de l'indicateur I-Phy obtenu avec les mesures de concentration de substances actives des 14 placettes du projet SWAP-CPP (bassin de Baslieux-sous-Châtillon) en 2005. Le tableau 4 donne le nombre de parcelles et placettes, le nombre de comparaisons et les pourcentages de points en zone de vraisemblance obtenus pour les 14 placettes de Baslieux-sous-Châtillon (538 comparaisons au total) et sur les bassins versants étudiés (813 comparaisons au total).



◀ Figure 3 – Calcul du module eau de surface de l'indicateur I-Phy sur les deux sous-bassins de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) en 2005.

Les tests de vraisemblance donnent des résultats assez satisfaisants sur les placettes en 2005 et sur les deux sous-bassins versants de Baslieux-sous-Châtillon et celui de Rouffach. Sur les placettes de Baslieux-sous-Châtillon en 2006 et le bassin du Ruiné, les tests de vraisemblance sont moins probants. Pour ce dernier, le faible nombre de points et de molécules mesurées limite toutefois la portée du résultat.

Discussion

L'indicateur I-PHY se distingue d'une majorité d'indicateurs par son mode de construction basé sur des règles de décision associant la logique floue. L'utilisation de tels arbres de décision permet une présentation claire du mode de calcul et des hypothèses qui sous-tendent sa construction. Le calcul de l'indicateur à proprement dit reposant sur l'utilisation de la logique floue présente l'avantage de réduire l'effet « brutal » du changement de classes, mais peut apparaître à l'utilisateur comme une « boîte noire ». L'ensemble des données utilisées par cet indicateur sont considérées comme facilement accessibles par l'utilisateur, conseiller technique ou agriculteur. Il est à noter que l'indicateur permet de prendre en compte l'effet du milieu, facteur majeur pour les risques vis-à-vis des eaux de surface. La sensibilité du milieu au ruissellement et à la dérive peut être calculée à partir d'un arbre de décision proposé par la méthode. Cependant, elle peut aussi faire l'objet d'une estimation à partir d'un diagnostic de terrain tel celui proposé par le CORPEN (Réal, 2004).

RESU	Concentration Phyto (µg/l)				
	[0;0,05[[0,05;0,1[[0,1;1[[1;10[[10;∞[
10					
]7-9[
[4-7[112	10	3	4	37
[4-0[86	11	17	40	11
0	41		5	9	

■ Zone d'acceptation
 Pourcentage en zone d'acceptation : 86,5 %

▲ Figure 4 – Validation du module eau de surface de l'indicateur I-Phy à l'aide d'un test de vraisemblance effectué avec les mesures des placettes de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) en 2005. Les valeurs dans une case du tableau représentent le nombre de points trouvés pour un cas de figure (ex. : pour 112 points, la valeur d'I-Phy se trouve dans la classe [4-7[et les concentrations mesurées sont inférieures à 0,05 mg/l).

Devillers *et al.* (2005) montrent qu'une majorité d'indicateurs n'a pas fait l'objet d'une démarche de validation expérimentale, telle que présentée dans cet article. Certains indicateurs ont toutefois été partiellement validés *via* le modèle de simulation ayant servi à l'estimation de l'exposition. Ainsi, l'indicateur p-EMA (Brown *et al.*, 2003) repose sur le modèle MACRO (Simunek *et al.*, 2003) pour la partie eau souterraine. D'autres ont fait l'objet d'une validation partielle par

► Tableau 4 –
Résultat des tests de
vraisemblance.

	Baslieux-sous-Châtillon Placettes		Baslieux-sous-Châtillon Bassin versant				Rouffach Bassin versant	Ruiné Bassin versant	
	2005	2006	2005		2006		2003	1998	2002
			BVB	BVC	BVB	BVC			
Nombre de parcelles étudiées / nombre total	14/15	14/15	42/71	97/133	51/71	98/133	89/109	88/474	145/474
Nombre de substances actives utilisées	24	24	26	27	28	30	11	2	4
Nombre de comparaisons	386	152	190	167	170	180	59	17	30
% de points en zone de vraisemblance	85	68	71	81	73	71	73	24	63

4. Concerted Action on Pesticide Environmental Risk.

comparaison à d'autres indicateurs de risque, comme par exemple le projet CAPER⁴ (Reus *et al.*, 2002).

Une méthode de confrontation d'un indicateur à l'échelle du bassin versant (PhytoBV) aux variables d'état obtenues à partir d'un modèle hydrostatistique a également été proposée par le Cemagref à partir des données du bassin du Ruiné (Vernier *et al.*, 2005 ; Vernier, 2007). Ce modèle est basé sur une régression non linéaire reliant chronique journalière des débits et flux en matière active mesurés dans le Ruiné, aux valeurs des variables utilisées pour le calcul de l'indicateur sur la même période.

L'étude présentée ici s'inscrit donc dans une démarche de validation expérimentale des indicateurs et trouve son intérêt tant dans les résultats des tests de validation que dans la méthode employée. En effet, s'agissant d'un indicateur qualitatif, la validation par la confrontation à des données mesurées repose sur une mise en classe des résultats et des concentrations. Le choix de ces limites peut se discuter. Ainsi, dans les tests que nous avons présentés, les classes extrêmes reposent sur une valeur unique de l'indicateur (10 et 0) et non une gamme de valeur, ce qui peut être sévère pour l'indicateur et nous conduira à entreprendre de nouveaux tests avec une mise en classe différente. Les pourcentages de points « divergents », hors de la zone de vraisemblance, peuvent aussi s'expliquer par des mécanismes non pris en compte par l'indicateur, tels l'écart

entre la date de traitement et l'événement ruisselant ou les effets cumulatifs dus à des traitements répétés. Il est à noter que le calcul sur bassin versant est basé sur une moyenne pondérée au prorata des surfaces, sans prise en compte des mécanismes de transfert vers l'exutoire. À cette échelle spatiale, les mécanismes de transfert sont encore mal pris en compte par les indicateurs phytosanitaires actuels compte tenu des difficultés liées aux effets de seuil dans les phénomènes de changement d'échelle.

Houdart *et al.* (2007) montrent qu'une première difficulté provient du fait que la transposition des processus identifiés à une échelle n'offre aucune garantie de validité à une autre échelle. Une seconde difficulté provient de l'interaction entre les processus : s'il est envisageable de représenter le processus isolé, le tout est souvent différent de la somme des parties (Houdart *et al.*, 2007). Pour cette raison, Dalgaard *et al.* (2003) distinguent trois procédures d'agrégation, la dernière permettant au mieux de pallier cette difficulté : la procédure linéaire, la procédure non linéaire et la procédure « hiérarchique ». La procédure d'agrégation linéaire est la plus classique. Elle consiste à effectuer la somme des parties. La procédure d'agrégation non linéaire postule que la variable prise en compte n'est pas une fonction linéaire de l'unité fondamentale, mais qu'elle prend des valeurs différentes selon plusieurs seuils. L'agrégation doit alors prendre en compte les caractéristiques intrinsèques des unités fondamentales. La procédure « hiérar-

chique » ne prend plus seulement en compte les caractéristiques intrinsèques de chacun des éléments du système, mais également les relations entre ces éléments.

Excepté le bassin versant du Ruiné, où les données restent limitées aux quelques molécules suivies (essentiellement triazines), les tests ont porté sur un nombre important de données et une gamme variée de molécules. Notons que de tels jeux de données restent encore trop rares compte tenu de l'importance de la démarche de confrontation avec les résultats expérimentaux. Dans un tel test, il conviendrait aussi de s'interroger sur les données. Ainsi, les molécules fortement adsorbables sur la fraction particulaire peuvent faire l'objet d'un questionnement, car les résultats, partiels sur la fraction particulaire, n'ont pas été inclus dans les tests de vraisemblance. Mais cela ne changera pas les résultats, car s'il y a un risque donné par l'indicateur, il ne sera pas révélé par les mesures, ce qui est acceptable, vue la définition de la zone de vraisemblance (figure 4). L'étude substance active par substance active révèle que les points « divergents » sur les bassins de Champagne concernaient notamment le glyphosate en 2005. Or, des traitements phytosanitaires le long des chemins agricoles ont été effectués par les agriculteurs. Ces traitements à fort risque de transfert non pris en compte dans l'indicateur peuvent expliquer des concentrations plus élevées que celles attendues par rapport aux valeurs de l'indicateur.

L'ensemble de ces considérations a permis d'entreprendre un travail de révision de l'indicateur

I-Phy à l'échelle de la parcelle (Wohlfahrt *et al.*, 2006) et d'un travail d'adaptation à l'échelle du bassin versant, avec notamment une prise en compte de la « connectivité » de la parcelle avec l'exutoire (Thiollet-Scholtus, 2004, thèse en cours de J. Wohlfahrt).

Conclusion et perspectives

L'indicateur I-Phy présenté dans cet article repose sur une estimation qualitative, à partir de règles de décision associant la logique floue, des possibilités de transfert de pesticides vers les eaux et l'air. Son mode de calcul prend en compte des variables accessibles par le praticien. Le calcul de l'indicateur peut intégrer des données d'un diagnostic de terrain sur la sensibilité du milieu ou des valeurs estimées par l'outil. Dans le module eau de surface, le rôle du milieu est prépondérant, ce qui interdit toute utilisation pour l'établissement d'une liste unique de substances actives à prescrire ou proscrire. Le travail de validation expérimentale, rarement entrepris pour des indicateurs, a montré des performances moyennes du module eau de surface, notamment au niveau bassin versant.

Au final, si une nouvelle version du module eau de surface d'I-Phy a été développée au niveau parcellaire, elle reste actuellement en cours d'élaboration au niveau bassin versant. C'est en conséquence de nouvelles perspectives compte tenu des nouveaux défis scientifiques précédemment évoqués. □

Remerciements

Ce travail a bénéficié du soutien financier dans le cadre de la phase 2, « Validation et proposition d'amélioration d'indicateurs pesticides », du programme « Pesticides » du ministère de l'Écologie, de l'Aménagement et du Développement durables.

Il a aussi bénéficié d'un important jeu de données Issues du projet Life SWAP-CPP, financé par l'Union européenne : <http://www.groupeirhenvironnement.com/IRH-Environnement/telediag/SWAP-CPP/>.

Résumé

La mise en place de solutions au problème de pollution diffuse par les produits phytosanitaires nécessite le développement d'outils d'évaluation des risques liés à l'application de ces substances. Si les indicateurs phytosanitaires sont aujourd'hui des outils reconnus pour l'évaluation environnementale des pratiques agricoles, les nombreuses recherches menées dans la dernière décennie ne permettent pas encore de conclure sur leur validation complète. Le présent article a pour objectif de présenter les résultats d'un travail de validation expérimentale du module eau de surface de l'indicateur I-Phy, à partir de mesures de concentration dans les eaux. Après avoir brièvement revu différents groupes d'indicateurs, le module eau de surface de l'indicateur I-Phy développé à l'INRA de Colmar dans le cadre de la méthode INDIGO® est présenté en détail dans une première partie. Son mode de construction repose sur des règles de décision associant la logique floue. Les variables du milieu, la sensibilité au ruissellement et la dérive jouent un rôle prépondérant dans le module eau de surface. Dans une seconde partie, les résultats de validation expérimentale, utilisant notamment les jeux de mesures de concentration sur trois sites (Rouffach, Le Ruiné, Baslieux-sous-Châtillon), sont présentés et discutés. Ils montrent une performance moyenne de l'indicateur en termes de qualité prédictive qui peut s'expliquer en partie par la non-prise en compte des mécanismes de transfert au niveau d'un bassin versant.

Abstract

The implementation of solutions to the problem of non-point source pollution due to pesticides requires the development of assessment tools of the risk associated to the application of those products. If pesticides risks indicators are currently recognised for the environmental assessment of farmers' practices, numerous studies during the last decade did not enable to conclude about their validity. The article aims at presenting results of an experimental validation of the surface water component of the I-Phy indicator from measurements of pesticide concentration in water. After a brief review of different types of indicators, we present the surface water component of the I-Phy indicator which was developed at INRA Colmar in the frame of the INDIGO® method. The construction is based on decision rules using fuzzy logic. In the surface water component, variable describing fields conditions, sensitivity to runoff and drift play a major role. In a second part, we present and discuss results of experimental validation using dataset of concentration measurement of active ingredient from three locations (Rouffach, Le Ruiné, Baslieux-sous-Châtillon). They yield a medium quality of prediction which can be partially explained by the upscaling of the indicator to watershed level.

Bibliographie

- BOCKSTALLER, C., 2004, Élaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy, *in : Estimation des risques environnementaux des pesticides*, E. BARRIUSO, (Ed.), INRA Éditions, Paris, p. 75-86.
- BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P., 2003, How to validate environmental indicators, *Agricultural Systems*, vol. 76, p. 639-653.
- BOCKSTALLER, C. GIRARDIN, P., 2006, Évaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®, *Oléoscope*, n° 85, p. 4-6.
- BOCKSTALLER, C., GAILLARD, G., BAUMGARTNER, D., FREIERMUTH KNUCHEL, R., REINSCH, M., BRAUNER, R., UNTERSEHER, E., 2006, *Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : Comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA*, ITADA, Colmar, 112 p.

- BROWN, C.-D., HART, A., LEWIS, K.-A., DUBUS, I.-G., 2003, P-EMA (I) : simulating the environmental fate of pesticides for a farm-level risk assessment system, *Agronomie*, vol. 23, p. 67-74.
- DALGAARD, T., HUTCHINGS, N.-J., PORTER, J.-R., 2003, Agroecology, scaling and interdisciplinarity, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 100, p. 39-51.
- DEVILLERS, J., FARRET, R., GIRARDIN, P., RIVIERE, J.-L., SOULAS, G., 2005, *Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides*, Lavoisier, Londres, Paris, New-York, 278 p.
- DOMANGE, N., 2005, *Étude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin)*, thèse université Louis Pasteur Strasbourg I, Strasbourg, 328 p.
- DUPAS, S., SCRIBE, P., DUBERNET, J.-F., 1996, On-line and off-line solid-liquid extraction and liquid chromatographic analysis at trace levels, for monitoring of herbicides and their degradation products in river and fluvioestuarine freshwater-seawater interfaces, *J. Chromatogr. A*, vol. 737, p. 117-126.
- GIRARDIN, P., DEVILLERS, J., THYBAUD, E., SOULAS, G., 2007, *Programme « Indicateurs et pesticides » Phase II : Validation et proposition d'amélioration d'indicateurs « Pesticides »*, ministère de l'Ecologie et du Développement durable, 71 p.
- GRIFFITH, P., 2004, *Construction d'un tableau de bord arbo-environnemental à partir de la méthode INDIGO®*, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 127 p.
- HENNEBERT, P., 2007, Protection des eaux de surface contre les transferts de produits phytosanitaires : résultats du projet SWAP-CPP partie vigne France, in : *Colloque du projet LIFE SWAP-CPP « Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires »* Paris 15-16 novembre 2007.
- HOUDART, M., et al., 2007, Changement d'échelles spatiales et intégration de différents niveaux d'organisation spatiale : le trait d'union agri-environnemental, *soumis à la Revue Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- KEICHINGER, O., 2006, *Construction des indicateurs de la méthode INDIGO® pour les cultures légumières de plein champ*, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 77 p.
- KOVACH J., PETZOLDT, C., DEGNI, J., TETTE, J., 1992, A method to measure the environmental impact of pesticides, *New York's Food and Life Sciences Bulletin*, 8 p.
- MAURIZI, B., VERREL, J.-L., 2002, Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole, *Ingénieries-EAT*, n° 30, p. 3-14.
- MITCHELL, G., MAY, A., MC DONALD, A., 1995, PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, n° 2, p. 104-123.
- REAL, B., 2004, Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux, in : *Estimation des risques environnementaux des pesticides*, E. BARRIUSO, (Ed.), INRA Éditions, Paris, p. 87-103.
- REUS, J., LEENDERSTE, P., BOCKSTALLER, C., ; FOMSGAARD, I., GUTSCHE, V., LEWIS, K., NILSSON, C., PUSSEMIER, L., TREVISAN, M., VAN DER WERF, H., ALFARROBA, F., BLÜMEL, S., ISART, J., MCGRATH, D., SEPPÄLÄ, T., 2002, Comparing and evaluating eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use, *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 90, p. 177-187.
- SIMUNEK, J., JARVIS, N.-J., VAN GENUCHTEN, M.-T., GARDENAS, A., 2003, Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone, *Journal of Hydrology*, vol. 272, p. 14-35.

THIOLLET-SCHOLTUS, M., 2004, *Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole*, thèse INPL Institut national polytechnique de Lorraine, UMR INPL (ENSAIA)-INRA 1121, Nancy, 180 p.

THIOLLET, M., 2003, *Construction des indicateurs viti-environnementaux de la méthode INDIGO®*, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 110 p.

VAN DER WERF, H.-M.-G., ZIMMER, C., 1998, An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system, *Chemosphere*, vol. 36, p. 2225-2249.

VERNIER, F., LE GAT Y., LALANNE, J., DUBERNET, J.-F., 2005, Linking environment, agricultural practices and hydrological monitoring data to develop pesticide transfer risk indicators at a watershed level, in : *15th Annual Meeting of SETAC Europe « The Reason d'Être of environmental toxicology and chemistry : From obvious to tedious effects in a changing world »*, Lille, 22-26 mai 2005. 1 p.

VERNIER, F., 2007, Définition d'objets spatiaux de référence pour le calcul d'indicateurs agri-environnementaux à différentes échelles, in : *SIG 2007*, 10 et 11 octobre 2007, Palais des Congrès Paris, Cdrom.

VILAIN, L. et al., 2008, *La méthode IDEA : indicateurs de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation*, Educagri Éditions, Dijon, 3^e édition, 160 p.

WOHLFAHRT, J., BOCKSTALLER, C., KEICHINGER, O., GIRARDIN, P., 2006, Construction d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes des pesticides par ruissellement, in : *XXXVI^e Congrès du Groupe français des pesticides (GFP)*, Strasbourg, http://congres2006.gfpesticides.org/resume_etendu/resume_etendu.php, p. 12.

ZAHM, F., VERNIER, F., SAUDUBRAY, F., PEYREY, C., PETIT, K., BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P., HUBERT, A., DA COSTA, J.-P., 2007, Évaluation des modules « eaux de surface » de quatre indicateurs phytosanitaires (ADSCOR, EIQ, EPRIP, I-PHY) en bassin viticole. Premiers résultats issus d'un test appliqué aux pratiques phytosanitaires du bassin du Ruiné (Charente), in : *XXXVII^e Congrès du Groupe français des pesticides (GFP)*, Bordeaux.

ZAHM, F., 2003, Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires, *Ingénieries-EAT*, n° 33, p. 13-34.