

# Indicateurs de risque nationaux basés sur les volumes de vente des produits phytosanitaires

Muris Korkaric, Lolita Ammann, Irene Hanke, Jérôme Schneuwly, Mikko Lehto, Thomas Poiger, Laura de Baan, Otto Daniel, Judith F. Blom  
Agroscope, 8820 Wädenswil, Suisse

Renseignements: Judith F. Blom, e-mail: [judith.blom@agroscope.admin.ch](mailto:judith.blom@agroscope.admin.ch)

<https://doi.org/10.34776/afs13-1f> Date de publication: 29. Août 2022



Les indicateurs de risque doivent permettre de calculer l'évolution dans le temps des risques liés aux produits phytosanitaires dans les habitats proches de l'état naturel, les eaux de surface et les eaux souterraines. (Photo: Carole Parodi, Agroscope)

## Résumé

Le Parlement suisse a fixé comme objectif de réduire de moitié les risques environnementaux liés à l'utilisation des produits phytosanitaires (PPh) par rapport à la période de référence 2012–2015, d'ici à 2027. Pour en vérifier la réalisation, il convient de développer des indicateurs de risque appropriés, basés sur les volumes de vente des PPh, afin de rendre compte de la pollution des eaux souterraines ainsi que des risques potentiels pour les organismes dans les eaux de surface et les habitats proches de l'état naturel. La présente étude décrit la méthode de calcul de ces indica-

teurs de risque. Pour la première fois à l'échelle suisse, les changements dans les volumes de vente des PPh peuvent être présentés conjointement aux effets des mesures de réduction, que celles-ci soient générales ou spécifiques aux produits. Un indicateur de risque est calculé pour chacun des trois compartiments environnementaux que constituent les eaux de surface, les habitats proches de l'état naturel et les eaux souterraines. Pour calculer les indicateurs de risque, on détermine pour chaque substance active une *surface traitée*, que l'on multiplie par un *score de risque*, puis par un facteur de *réduction du risque*. Pour déterminer la *surface traitée*, on se base sur les quantités annuelles commercialisées et les dosages d'application moyens par surface (dans l'agriculture) de chaque substance active. Le calcul du *score de risque* se base sur une application standardisée par substance active et par compartiment environnemental. Il tient compte pour ce faire des propriétés des substances qui déterminent leur comportement dans le compartiment environnemental concerné. Concernant les indicateurs de risque «eaux de surface» et «habitats proches de l'état naturel», la toxicité pour les organismes du compartiment environnemental concerné est également retenue. La *réduction du risque* tient compte des mesures de réduction spécifiques aux produits fixées dans les homologations, des mesures générales (telles que les prescriptions PER) et de leur mise en œuvre. Les indicateurs de risque permettent ainsi d'observer l'évolution dans le temps des risques liés à l'utilisation des PPh pour les principaux compartiments environnementaux. Ils reflètent à la fois les changements dans les volumes de vente des différents PPh et l'effet des mesures de réduction du risque.

**Key words:** plant protection products, national risk indicators, risk mitigation.

## Introduction

### Contexte

Lors de la session de printemps 2021, le Parlement fédéral a décidé d'inscrire dans la loi la réduction des risques environnementaux liés à l'utilisation des pesticides (Initiative parlementaire 19.475: «Réduire le risque de l'utilisation de pesticides»). Les pesticides sont utilisés pour lutter contre les organismes nuisibles, pour les repousser ou pour les empêcher de se multiplier. En font partie les produits phytosanitaires (PPh) appliqués dans l'agriculture pour protéger les cultures et les récoltes, mais également les produits utilisés en sylviculture ou pour l'entretien des espaces verts publics ou privés, ainsi que pour l'entretien des infrastructures ferroviaires et routières. Utilisés à large échelle, les PPh ne restent pas confinés exclusivement dans les zones traitées. Ils peuvent se disperser de différentes manières dans d'autres compartiments environnementaux et entraîner des effets indésirables sur des organismes non-cibles. Des campagnes de mesure des eaux de surface et des eaux souterraines montrent que les concentrations en PPh dépassent en partie les valeurs limites (c.-à-d. les exigences chiffrées) fixées par la loi. Diverses études montrent que les petits cours d'eau en particulier sont fortement impactés par les PPh (Spycher *et al.*, 2019; Doppler *et al.*, 2017). Concernant les eaux souterraines, ce ne sont pas seulement les substances actives des PPh, mais également les nombreux produits issus de leur dégradation ou de leur transformation – les métabolites de PPh – qui jouent un rôle important. Ces métabolites se forment suite à des réactions biotiques et abiotiques à partir des substances actives. Certains métabolites dépassent de plusieurs fois les concentrations autorisées en différents points de mesure (Reinhardt *et al.*, 2017; OFEV, 2019). Les apports en PPh sont dommageables aux plantes et aux animaux dans les habitats terrestres proches de l'état naturel (de Snoo, 1999). On estime également qu'ils sont coresponsables de la forte régression de la biodiversité des insectes (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019).

L'initiative parlementaire 19.475 fixe comme objectif de réduire de 50 % les risques liés à l'utilisation des PPh par rapport à la période de référence 2012–2015, d'ici à 2027. Le Parlement souhaite ainsi mieux protéger des PPh et de leurs métabolites les eaux souterraines ainsi que les organismes vivant dans les eaux de surfaces et les habitats terrestres proches de l'état naturel.

### Conditions-cadres du projet

Afin de vérifier la réalisation de cet objectif, il est nécessaire de disposer d'indicateurs de risque PPh appropriés.

En juillet 2020, l'OFAG a ainsi chargé Agroscope de développer de tels indicateurs de risque. Il s'est agi d'élaborer un indicateur pour les eaux de surface, un autre pour les habitats (terrestres) proches de l'état naturel et enfin un troisième pour les eaux souterraines. Les données disponibles sur l'utilisation des PPh en Suisse n'étant pas suffisamment représentatives, les volumes de vente des substances actives commercialisées depuis 2012 servent de base de calcul. L'effet des mesures de réduction du risque (MRR) fixées dans les homologations, mais également des mesures plus générales telles que prévues dans le cadre des prestations écologiques requises (PER) – mesures non spécifiques aux produits en lien avec la dérive et le ruissellement – de même que l'effet d'éventuelles autres mesures (p. ex. l'aménagement adéquat des aires de lavage et de remplissage) doivent également être représentés. Le degré de mise en œuvre de ces différentes mesures doit lui aussi être pris en compte à mesure que les données deviennent disponibles.

### Indicateurs de risque existants

Au plan international, différents indicateurs de risque sont calculés sur la base des volumes de substances actives de PPh commercialisés. L'office statistique de l'Union européenne Eurostat calcule l'«indicateur de risque harmonisé» (HRI) pour les états membres. Les substances actives sont réparties en quatre groupes de risque et les volumes commercialisés sont multipliés par différents facteurs de pondération, en fonction de la catégorie de risque (Eurostat, 2021): 1 (pour les substances actives à faible risque selon REGULATION (EC) no 1107/2009), 8 (pour toutes les autres substances actives), 16 (pour les substances dont on envisage la substitution) ou 64 (pour les substances actives qui ne sont actuellement plus autorisées). La toxicité et le comportement dans l'environnement des différentes substances actives ne sont pas directement pris en considération ici. De son côté, le Danemark a développé un «Pesticide Load Indicator» qui tient compte du comportement des substances actives des PPh dans l'environnement, ainsi que de leur toxicité pour l'homme et l'environnement. Bien qu'il se base sur des données relatives à l'utilisation des PPh, le «Pesticide Load Indicator» peut également être calculé à partir des volumes de vente (Kudsk *et al.*, 2018). L'exposition (c.-à-d. la concentration dans le compartiment environnemental) n'est calculée ni pour le «HRI» ni pour le «Pesticide Load Indicator»; il n'est dès lors pas possible d'analyser l'effet des mesures de réduction des risques, qu'elles soient spéci-

fiques aux produits ou d'ordre général. En Allemagne, l'indicateur «SYNOPSIS-TREND» permet de représenter le risque pour les organismes terrestres et aquatiques. Le modèle «SYNOPSIS» a déjà été paramétré pour la Suisse (de Baan, 2020) et tient compte de l'écotoxicité et du comportement dans l'environnement des différentes substances actives. Comme l'exposition est ici calculée, l'effet des différentes mesures de réduction du risque peut être analysé pour certaines voies d'apport. Pour effectuer ce calcul, le modèle SYNOPSIS a toutefois besoin de données sur l'utilisation des substances actives dans les différentes cultures. Pour l'instant, ces informations ne sont pas disponibles pour la Suisse.

Les indicateurs existants ne répondent donc pas aux exigences du Parlement fédéral, soit parce qu'ils ne sont pas assez spécifiques, soit parce que les données sur lesquelles ils se fondent ne couvrent pas l'ensemble du territoire. Il est donc nécessaire de développer des indicateurs de risque appropriés.

## Méthodes

### Bases de calcul des indicateurs de risque «eaux de surfaces», «habitats proches de l'état naturel» et «eaux souterraines»

Pour les trois indicateurs de risque, on multiplie pour chaque substance active la *surface traitée* par un *score de risque*, puis par un *facteur de réduction du risque*. Pour déterminer la *surface traitée*, on tient compte des volumes de vente des substances actives, qui varient selon les années, et des dosages moyens homologués dans l'agriculture. Le *score de risque* est basé sur les propriétés des substances (ou de leurs métabolites) qui déterminent leur comportement dans le compartiment environnemental concerné. On le calcule sur la base d'une application standardisée par substance active et par compartiment environnemental. Concernant les indicateurs de risque «eaux de surface» et «habitats proches de l'état naturel», la toxicité pour les organismes vivant dans le compartiment concerné est également prise en compte. Les *scores de risque* ne varient pas dans le temps. Le *facteur d'exposition* représente la *réduction du risque* attendue grâce à des mesures de réduction spécifiques aux produits (et donc susceptibles d'évoluer dans le temps pour certaines substances actives), mais également grâce à des mesures générales (qui peuvent changer globalement pour toutes les substances actives). Les valeurs de l'indicateur diminuent donc lorsqu'on réduit l'application de substances actives à haut potentiel de risque et de contamination (donc via les volumes de vente et par conséquent la *surface traitée*),

de même que par différentes mesures de réduction (via le *facteur d'exposition*).

Les indicateurs de risque pour les eaux de surface, les habitats proches de l'état naturel et les eaux souterraines sont donc calculés comme suit:

$$\text{indicateur de risque} = \sum_i \frac{\text{surface traitée}_i \times \text{score de risque}_i}{\text{facteur d'exposition}_i}$$

Indicateur de risque =	somme des potentiels de risque de toutes les substances actives commercialisées par année.
Surface traitée <sub>i</sub> =	surface pouvant être traitée avec la quantité commercialisée de la substance active, sur la base du dosage moyen homologué.
Score de risque <sub>i</sub> =	risque, resp. contamination des eaux souterraines par une application unique standardisée de la substance active <sub>i</sub> .
Facteur d'exposition <sub>i</sub> =	réduction de l'exposition par des mesures de réduction du risque pour la substance active <sub>i</sub> .

### Volumes de vente

La *surface traitée* se calcule comme suit, à partir des quantités de substances actives commercialisées et des dosages moyens homologués:

$$\text{surface traitée}_i = \frac{\text{quantité commercialisée}_i}{\text{dosage}_i}$$

Quantité commercialisée <sub>i</sub> =	quantité de la substance active <sub>i</sub> [kg] mise sur le marché par année.
Dosage <sub>i</sub> =	dosage moyen homologué de la substance active <sub>i</sub> [kg/ha].

Les titulaires d'autorisation et les personnes qui importent des PPh sont tenus, selon l'art. 62 de l'ordonnance sur les produits phytosanitaires (OPPh, RS 916.161), de communiquer annuellement les quantités de PPh mises sur le marché en Suisse. Ces données sont ensuite agrégées et publiées par l'OFAG (OFAG, 2021a). Pour le calcul des indicateurs de risque, on part du principe que la quantité annuelle commercialisée est entièrement utilisée au cours de l'année concernée. Il n'est pas fait de distinction entre les utilisations agricoles et non agricoles.

Les dosages homologués de substances actives par surface proviennent de l'index des produits phytosanitaires (OFAG, 2021b). Le dosage moyen par substance active se calcule à partir de la moyenne géométrique de tous les dosages homologués pour les indications autorisées de 2012 à 2019 (c.-à-d.: combinaisons PPh – culture – organisme nuisible). Sont prises en compte les indications pour lesquelles il est possible de calculer la concentration dans l'environnement. Par contre, les applications effectuées dans des locaux de stockage et de production, de même que sous serre ou lors de traitement plante par plante ne sont pas retenues. On omet également les indications qui concernent le houblon (la surface cultivée

en Suisse étant très restreinte). Sont également exclus les procédés à base de phéromones et les substances actives non chimiques, telles que les organismes vivants ou les virus.

### Score de risque

Le *score de risque* est une mesure du risque lié à une application unique d'une substance active. Il est calculé à partir de la toxicité et de l'exposition standardisée (c.-à-d. de la concentration à laquelle sont exposés les organismes, de manière modélisée).

$$\text{score de risque}_i = \text{toxicité}_i \times \text{exposition}_i$$

Toxicité<sub>i</sub> = toxicité de la substance active<sub>i</sub>, sur la base de tests standardisés en laboratoire sur des organismes définis.  
Exposition<sub>i</sub> = concentration modélisée de la substance active<sub>i</sub>, dans l'habitat concerné, en fonction du dosage et du comportement dans l'environnement.

La **toxicité** des substances actives se base sur les valeurs de toxicité déterminées lors de tests standardisés en laboratoire sur des organismes définis. Ces valeurs sont fournies par les firmes dans le cadre de la procédure d'homologation des PPh. Sont pris en compte pour l'indicateur de risque «eaux de surface»: les vertébrés, les invertébrés ainsi que les algues et les plantes aquatiques; pour l'indicateur «habitats proches de l'état naturel», les abeilles mellifères, les arthropodes terrestres non-cibles et les plantes terrestres non-cibles. Pour calculer le score de risque, on retient pour chaque substance active la valeur de toxicité de l'espèce la plus sensible dans le compartiment environnemental concerné. L'indicateur de risque «eaux souterraines» ne tient pas compte des valeurs de toxicité.

L'**exposition** représente la concentration prévisible dans le compartiment environnemental concerné, calculée à l'aide de modèles. Elle se base notamment sur les dosages moyens, la vitesse de dégradation et les propriétés d'adsorption. L'exposition se fonde sur une application moyenne standardisée des substances actives appliquées dans l'agriculture, compte tenu de différents scénarios pessimistes de transfert dans l'environnement. Elle ne doit donc pas être interprétée comme une concentration réellement attendue (p. ex. dans un cours d'eau ou une nappe phréatique en particulier).

Lorsque l'utilisation d'une substance active n'est pas autorisée en plein champ (p. ex. lorsque seule l'application en serre est admise), on part du principe qu'il n'y a pas de transfert dans l'environnement. En revanche, si l'application est autorisée aussi bien en plein champ que sous serre, on admet pour simplifier que la totalité de la quantité commercialisée est appliquée en plein champ

et se traduit par des apports dans l'environnement. L'indicateur de risque «eaux de surface» prend en compte non seulement les apports directs, mais également les apports différés. Quant à l'indicateur «habitats proches de l'état naturel», il intègre les apports via la dérive.

Les données relatives à la toxicité et au comportement dans l'environnement proviennent de l'évaluation environnementale ou de l'évaluation écotoxicologique, effectuées dans le cadre du processus d'homologation suisse. Les données manquantes sont reprises, selon leur disponibilité, des conclusions actuelles de l'EFSA (Autorité européenne de sécurité des aliments), des rapports d'évaluation provisoires (Draft Assessment Report, DAR), des rapports de révision de la Commission européenne ou des rapports d'autres autorités d'homologation (p. ex. US-EPA).

### Réduction du risque

La **réduction du risque** est décrite par un **facteur d'exposition**. Celui-ci se compose d'un **facteur de réduction FR** (facteur par lequel une mesure réduit l'exposition) et du **degré de mise en œuvre** correspondant MO; ainsi la formule «FR × MO» indique dans quelle proportion l'exposition – et par conséquent le risque – sont réduits. Le facteur d'exposition varie de 0 (l'exposition est ramenée à zéro, autrement dit la substance active ne parvient plus dans le compartiment environnemental) à 1 (l'exposition demeure inchangée).

$$\text{facteur d'exposition}_i = 1 - \text{FR}_i \times \text{MO}$$

Facteur d'exposition<sub>i</sub> = exposition de la substance active, avec mesures de réduction, par rapport à une exposition sans mesures de réduction.  
Facteur de réduction FR<sub>i</sub> = pourcentage de réduction de l'exposition par des mesures de réduction pour la substance active<sub>i</sub>, hypothèse par défaut FR = 0 (si aucune mesure n'est définie).  
Degré de mise en œuvre MO = pourcentage de mise en œuvre de la réduction du risque, hypothèse par défaut MO = 1 (si l'on ne dispose d'aucune donnée sur la mise en œuvre).

Le calcul du facteur de réduction se base sur les MRR fixées dans le cadre de l'homologation (distances de sécurité spécifiques aux produits pour la réduction de la dérive ou du ruissellement, aussi appelées «phrases SPe3»), ainsi que sur d'autres exigences générales, telles que les mesures de réduction de la dérive et du ruissellement prévues dans le cadre des PER, ou des mesures telles que l'assainissement des aires de lavage pour les pulvérisateurs. Les prescriptions SPe3 étant formulées pour des indications individuelles, il peut arriver que différentes prescriptions SPe3 s'appliquent à une même

substance active. Pour calculer le facteur de réduction, on utilise alors comme prescription représentative la médiane de toutes les indications homologuées par substance active et par année. Des modifications apportées en cours d'année dans l'homologation de certains produits sont prises en compte l'année suivante. Les mesures qui ne sont pas spécifiques aux produits sont prises en considération pour toutes les substances actives. Des contrôles cantonaux, des évaluations ou enquêtes d'experts peuvent servir de source pour calculer le **degré de mise en œuvre**.

Si une réduction générale du ruissellement ou de la dérive est prescrite dans les PER, un FR correspondant peut être utilisé pour cette réduction. Dans le calcul des indicateurs «eaux de surface» et «habitats proches de l'état naturel», on utilise la réduction de risque la plus importante (qu'elle découle de prescriptions PER ou SPE3 et de leur mise en œuvre respective).

### Indicateur de risque «eaux de surface»

#### Scores de risque

Pour calculer les scores de risque, les données disponibles sur la **toxicité** des substances actives des PPh sont tout d'abord agrégées (pour plus de détails, voir Korkaric *et al.*, 2020). Les données de toxicité (aiguë: CE<sub>50</sub>, CL<sub>50</sub>; chronique: CSEO) résultant de tests en laboratoire sur des organismes aquatiques des groupes des algues/plantes aquatiques, invertébrés et vertébrés servent de base de calcul<sup>1</sup>. Les valeurs de toxicité sont tout d'abord divisées par des facteurs de sécurité, les mêmes que ceux utilisés dans l'homologation des PPh (facteur 10 ou 100 selon l'organisme et la durée de l'étude (aiguë/chronique)). La valeur la plus basse ainsi obtenue est ensuite utilisée comme toxicité pondérée en laboratoire (TPL) pour le calcul du score de risque.

$$TPL_i = \min \left[ \left( \frac{LC_{50,i}(V)}{100} \text{ ou } \frac{CSEO_i(V)}{10} \right) \text{ ou } \left( \frac{CL_{50,i}(I)}{100} \text{ ou } \frac{CSEO_i(I)}{10} \right) \text{ ou } \left( \frac{CE_{50,i}(P)}{10} \right) \right]$$

TPL<sub>i</sub> = toxicité aquatique pondérée en laboratoire de la substance active *i* [µg/l].

CL<sub>50</sub>/CE<sub>50</sub> = concentration létale médiane de la substance active *i*, à laquelle 50 % des organismes testés meurent/concentration efficace médiane de la substance active *i*, à laquelle 50 % des organismes testés présentent des effets sublétaux (p. ex. une croissance réduite) [µg/l].

CSEO<sub>i</sub> = concentration sans effet observé: concentration de la substance active *i*, à laquelle aucun effet statistiquement significatif (p. ex. sur la reproduction) n'est observé dans le cadre d'une exposition prolongée (ou d'une exposition de courte durée et d'une étude de plus longue durée) [µg/l].

V = vertébrés; I = invertébrés; P = algues/plantes aquatiques.

<sup>1</sup> La TPL correspond méthodologiquement aux RAC Tier-1 déduites dans Korkaric *et al.*, 2020. Une terminologie différente est utilisée ici afin d'éviter toute confusion avec les RAC pertinentes pour la réglementation.

La TPL est une mesure de la concentration à partir de laquelle des effets nocifs sur les organismes aquatiques ne peuvent plus être exclus. En d'autres termes, plus une substance active est toxique, plus la TPL est faible. La valeur inverse de la TPL (1/TPL) est par conséquent un indicateur de la toxicité d'une substance active.

En milieu aquatique, l'**exposition** des organismes résulte du transport des PPh par différentes voies d'apport. Ainsi, les PPh parviennent dans les eaux de surface depuis le lieu d'épandage, via la dérive, les drainages, le ruissellement ou les courts-circuits hydrauliques (p. ex. regards et évacuation des eaux sur les routes). La cour de ferme peut également constituer une source ponctuelle importante de PPh, notamment en cas de manipulation inadéquate des PPh et/ou de système non conforme d'évacuation des eaux des aires de lavage. Ces processus sont complexes et leur modélisation dépasse les exigences d'un simple indicateur. En outre, comme on ne dispose que de chiffres de vente annuels et non pas de données sur l'utilisation effective, on se base pour établir le score de risque sur une application unique standardisée pour le calcul de l'exposition (Korkaric *et al.*, 2020). On tient compte de manière implicite du fait que les PPh sont en partie transportés directement par les différentes voies, mais qu'ils sont aussi en partie dégradés et retenus dans le sol avant de parvenir dans les eaux de surface<sup>2</sup>. Pour rendre compte de ces deux processus (apports directs et différés), on calcule et on additionne des concentrations modélisées dans les eaux de surface (*predicted environmental concentrations*, PEC). Les apports directs sont déterminés au moyen d'un modèle de dérive. Les apports différés, pour lesquels la dégradation et la rétention dans le sol jouent un rôle, sont calculés au moyen d'un modèle de ruissellement<sup>3</sup>. La valeur obtenue par la combinaison de ces deux calculs correspond à un potentiel d'exposition standardisé reflétant, pour cet indicateur de risque, l'ensemble des apports en PPh. Pour les substances actives dont la durée de vie est courte, les apports directs jouent un rôle plus important en termes de potentiel d'exposition, alors que pour les substances à longue durée de vie, les apports différés sont plus significatifs.

<sup>2</sup> Le potentiel d'exposition des produits de traitement des semences, des rotenticides et des molluscicides est calculé dans l'hypothèse la plus pessimiste, de même que celui des applications par pulvérisation.

<sup>3</sup> Le calcul fournit une concentration pour la partie de la substance active dissoute dans l'eau et une concentration pour la partie liée aux particules du sol. Comme pour l'homologation, seule la concentration dissoute est prise en compte pour les substances actives (généralement des herbicides) dont les données sur la toxicité proviennent d'algues ou de plantes aquatiques, car les effets sur ce groupe d'organismes s'expliquent en premier lieu par la concentration dissoute. Pour toutes les autres substances, les deux concentrations sont prises en compte, car les invertébrés aquatiques et les poissons sont également exposés à la concentration liée aux particules (p. ex. lorsqu'ils se nourrissent).

### Réduction du risque

Comme il y a différentes voies d'apport de PPH dans les eaux de surface (sources ponctuelles, ruissellement, courts-circuits, drainage et dérive), le calcul du *facteur d'exposition* doit tenir compte de leur part respective dans l'apport total:

$$\text{facteur d'exposition (FE}_i\text{)} = \sum_k p_k \times (1 - \text{FR}_{ik} \times \text{MO}_k)$$

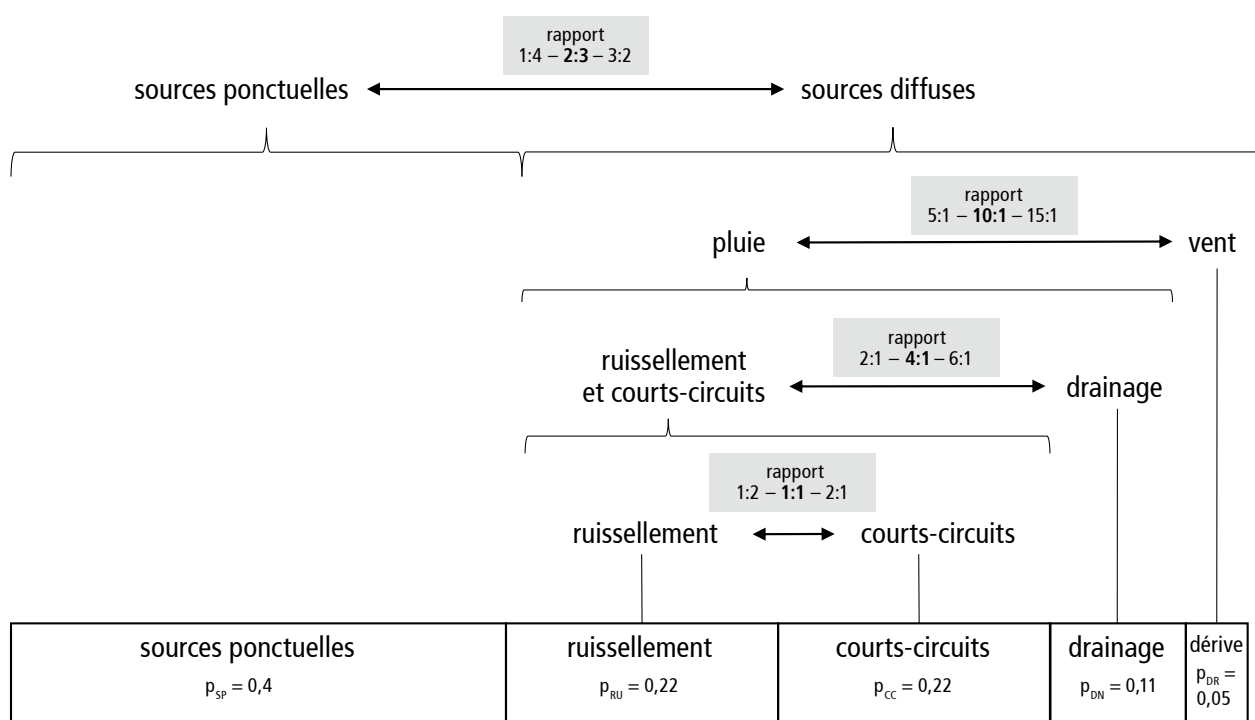
- $k$  = 5 voies d'apport (SP = sources ponctuelles, RU = ruissellement, CC = courts-circuits, DN = drainage, DR = dérive).
- $p$  = part respective des voies d'apport (voir fig. 1;  $p_{SP} + p_{RU} + p_{CC} + p_{DN} + p_{DR} = 1$ ).
- $\text{FR}_i$  = facteur de réduction (réduction de l'exposition par voie d'apport pour une substance active  $i$  grâce à des mesures de réduction); hypothèse par défaut  $\text{FR} = 0$  (si aucune mesure n'est définie).
- $\text{MO}$  = degré de mise en œuvre; hypothèse par défaut  $\text{MO} = 1$  (si l'on ne dispose d'aucune donnée sur la mise en œuvre).

Les mesures de réduction ont généralement un effet spécifique sur une voie d'apport donnée. Il n'existe cependant pas d'indications à l'échelle nationale sur la contribution des différentes voies à l'exposition totale dans les eaux de surface. C'est donc sur la base d'une enquête menée auprès d'experts (Eawag, Plateforme Qualité de l'eau du VSA, Agridea, Agroscope) que s'est effectuée la répartition des **parts des voies d'apport ( $p$ )** (figure 1). Les intervalles indiquent la plage que l'on peut attendre

dans toute la Suisse et pour toutes les substances actives; ils peuvent être utilisés pour des évaluations supplémentaires. Pour l'indicateur, on retient à chaque fois la part moyenne des différentes voies. On obtient ainsi les parts arrondies suivantes: sources ponctuelles  $p_{SP} = 0,40$ , ruissellement  $p_{RU} = 0,22$ , courts-circuits  $p_{CC} = 0,22$ , drainage  $p_{DN} = 0,11$  et dérive  $p_{DR} = 0,05$ . La part effective des voies d'apport peut s'écarter de ces moyennes à un moment ou à un autre, dans un bassin versant donné, en raison de l'exploitation, des substances actives appliquées, de la topographie ou des conditions météorologiques.

Un **facteur de réduction (FR)** est attribué aux différentes voies d'apport; il reflète la réduction des apports en PPH dans les eaux, induite par les mesures. Afin de limiter le ruissellement et la dérive, des mesures ont été introduites par le passé dans le cadre de l'homologation des produits (phrases SPE3). Il est ainsi possible de calculer un FR sur la base de l'homologation.

L'efficacité des **prescriptions en matière de dérive** dépend de l'indication concernée: taux de dérive élevés à moyens dans les cultures hautes (p.ex. en arboriculture et en viticulture) et comparativement plus bas dans les cultures basses. En raison du manque de données sur l'utilisation effective des PPH, il n'est toutefois pas possible de calculer des indicateurs spécifiques pour chaque culture. Afin de déterminer le FR pour la dérive, on re-



**Figure 1** | Pondération des parts des voies d'apport ( $p$ ) pour les produits phytosanitaires dans les eaux de surface. Les parts utilisées dans l'indicateur découlent des rapports moyens (basés sur des estimations d'experts) des différentes voies d'apport entre elles.

tient donc un scénario de dérive moyen<sup>4</sup>, sauf pour les herbicides qui, dans la pratique, engendrent invariablement des apports par dérive plus faibles<sup>5</sup>. Concernant l'efficacité des prescriptions en matière de dérive, il faut également tenir compte du fait qu'elles ne s'appliquent que sur une partie des surfaces agricoles, situées à une certaine proximité des eaux de surface. Les apports provenant de surfaces plus éloignées, qui ne sont pas concernées par les prescriptions en matière de dérive, sont faibles, mais demeurent invariables. Des apports par dérive ont été calculés à titre d'exemple pour différentes distances de sécurité aux eaux de surface (3, 6, 20, 50 et 100 m). Des analyses SIG ont permis d'estimer les parts respectives de surface agricole utile concernées (<6m: 0,6 %; 6–20m: 2,3 %; 20–50m: 6,7 %; 50–100m: 12,3 %), resp. non concernées (100–200m: 23 %; > 200m: 55 %) par les distances de sécurité. Les apports par dérive ont ensuite été multipliés par les pourcentages correspondants de ces surfaces, puis additionnés pour obtenir un apport total par dérive, pondéré par la surface. On est parti du principe qu'il n'y a plus d'apport par dérive pour les surfaces situées à une distance du cours d'eau >200m. Pour toutes les distances aux eaux de surface concernées par les prescriptions SPe3, on a ensuite calculé les apports totaux par dérive pondérés par la surface, en multipliant les pourcentages de surface concernés par l'apport par dérive (selon les données disponibles sur les différentes distances). Les FR pour la dérive résultent par conséquent de la comparaison entre les apports totaux par dérive, pondérés par la surface, avec et sans prescriptions (tableau 1).

Les prescriptions en matière de dérive visent à éviter d'éventuels pics de concentration dans les cours d'eau pouvant entraîner localement un risque important. Les FR déterminés ici sont nettement inférieurs à la réduction (locale) de la dérive, car ils représentent une réduction moyenne du risque dans des situations d'application les plus diverses.

Les **prescriptions en matière de ruissellement** concernent les surfaces agricoles dont la pente est  $\geq 2\%$  et pour lesquelles la distance au cours d'eau est  $\leq 100\text{m}$  (surfaces contributives). Contrairement au postulat de départ pour la dérive, on ne suppose pas ici d'apport graduel (p.ex. avec une distance au cours d'eau décroissante et une pente croissante), mais on admet que toutes les surfaces contributives participent au ruissellement de la même manière.

<sup>4</sup>Taux de dérive pour la viticulture (%): 3 m = 8,0; 6 m = 2,7; 20 m = 0,42; 50 m = 0,1; 100 m = 0,03 (Rautmann *et al.*, 2001)

<sup>5</sup>Taux de dérive pour les cultures basses (%): 3 m = 0,95; 6 m = 0,48; 20 m = 0,15; 50 m = 0,06; 100 m = 0,03 (Rautmann *et al.*, 2001)

**Tableau 1 | Facteurs de réduction pour la voie d'apport dérive utilisés pour le calcul de l'indicateur de risque «eaux de surface», par rapport aux surfaces agricoles de Suisse.**

prescriptions SPe3 en matière de dérive	facteurs de réduction pour la voie d'apport «dérive» (FR <sub>DR</sub> )	
	herbicides	autres substances
6 m	0,07	0,20
20 m	0,30	0,63
50 m	0,51	0,82
100 m	0,67	0,92

En ce qui concerne les sources d'apport ponctuelles, des mesures de réduction du risque ont été introduites ces dernières années, notamment dans l'assainissement des aires de lavage. Cependant, on ne dispose pas suffisamment de données à l'heure actuelle pour pouvoir évaluer la mise en œuvre de ces mesures. Quant aux mesures de réduction des apports par les drainages et les courts-circuits, il n'en n'existe pas encore à l'échelle nationale. C'est pourquoi aucun facteur de réduction n'est calculé pour l'instant pour ces trois voies d'apport (autrement dit, FR = 0). Lorsque de nouvelles mesures seront introduites ou que de nouvelles connaissances seront disponibles, il sera possible de calculer des facteurs de réduction et de mise en œuvre correspondants pour ces voies d'apport.

### Indicateur de risque «habitats proches de l'état naturel»

#### Définition

L'expression «habitats proches de l'état naturel» désigne des habitats terrestres où l'influence humaine est faible. De tels milieux participent à la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques (p.ex. la pollinisation). Dans la procédure d'homologation des PPh, les biotopes, selon les art. 18a et 18b de la loi sur la protection de la nature et du paysage, sont pris en compte en tant qu'habitats proches de l'état naturel. On ne sait pas au juste si d'autres types d'habitats appartiennent aux habitats proches de l'état naturel, ni de quelle manière les définir. C'est pourquoi l'indicateur «habitats proches de l'état naturel» se concentre pour l'instant sur les biotopes.

#### Scores de risque

La **toxicité** est établie sur la base de tests en laboratoire réalisés sur des abeilles mellifères, d'autres arthropodes non-cibles et des plantes non-cibles. Pour calculer les **scores de risque**, on choisit pour chaque substance ac-

tive la valeur de toxicité du groupe d'organismes le plus sensible. Afin que les résultats des différents systèmes de tests en laboratoire soient comparables pour les trois groupes d'organismes, on calcule des valeurs TPL (comme pour l'indicateur de risque «eaux de surface»). Pour les arthropodes non-cibles («non-target arthropods»; NTA), il existe non seulement des études dites Tier-1, dans lesquelles le taux létal médian ou le taux d'efficacité médian ( $TL_{50}$  et  $TE_{50}$  en kg/ha) sont déterminés sur des plaques de verre préalablement vaporisées avec des PPh, mais également des études Tier-2, dans lesquelles les organismes concernés sont testés sur des feuilles vaporisées (étude 2D bidimensionnelle) ou sur des plantes entières (étude 3D). La prise en compte d'un facteur de répartition de la végétation («vegetation distribution factor»; VDF) rend possible la comparaison entre les résultats des études 2D et 3D. Pour le calcul des scores de risque, on retient le résultat le plus bas des études Tier-2 effectuées sur les espèces standard *Typhlodromus pyri* (acarien prédateur) et *Aphidius rhopalosiphii* (guêpe parasite). En l'absence d'étude Tier-2, ce sont les résultats des études Tier-1 qui sont retenus. Un facteur de correction des résultats («endpoint correction factor»; ECF) prend en compte les différentes valeurs de déclenchement (trigger) pour les résultats Tier-1 et Tier-2 (SANCO/10329/2002; European Commission, 2002) et permet ainsi une comparaison directe entre les résultats des études Tier-1 et Tier-2. En prenant en compte le VDF et l'ECF, de même qu'une valeur de déclenchement de 5, on obtient la TPL (voir formule ci-dessous).

Pour les plantes terrestres non-cibles («non-target terrestrial plants»; NTPP), on retient le résultat le plus bas ( $TE_{50}$ ) issu d'études examinant soit les effets sur l'augmentation de la biomasse («vegetative vigour»), soit les effets sur la germination et la levée («seedling emergence»). La TPL pour les NTPP est calculée de la même manière que pour les NTA, le VDF et l'ECF ne sont pas nécessaires ici (SANCO/10329/2002; European Commission, 2002).

Les abeilles mellifères sont nourries (par voie orale) ou imprégnées (par contact) pour déterminer la dose létale médiane ( $DL_{50\text{ oral/contact}}$ ) dans les tests en laboratoire<sup>6</sup>. La plus basse des deux valeurs  $DL_{50}$  est retenue pour calculer les scores de risque. La TPL est déterminée sur la base du HQ («hazard quotient» = apport par dérive [g/ha] /  $DL_{50}$  [ $\mu\text{g}/\text{abeille}$ ]) avec une valeur de déclenchement de 50 (SANCO/10329/2002; European Commission, 2002). Un facteur de conversion de 1000 (de g/ha à kg/ha) est en outre pris en compte dans la formule TPL.

$$TPL_i = \text{Min} \left[ \left( \frac{\text{VDF}}{\text{ECF}} \times \frac{TL_{50_i} \text{ ou } TE_{50_i} (\text{NTA})}{5} \right) \text{ ou } \left( \frac{TE_{50_i} (\text{NTPP})}{5} \right) \text{ ou } \left( \frac{DL_{50_i} (\text{AM}) \times 50}{1000} \right) \right]$$

$TPL_i$  = toxicité pondérée en laboratoire de la substance active, [kg/ha].

$TL_{50_i} / TE_{50_i}$  = taux létal médian de la substance active  $i$  [kg/ha], auquel 50 % des organismes testés meurent; taux d'efficacité médian de la substance active  $i$  [kg/ha], auquel 50 % des organismes testés présentent des effets sublétaux (p. ex. une reproduction réduite).

$DL_{50_i}$  = dose létale médiane de la substance active, en  $\mu\text{g}/\text{abeille}$  mellifère, à laquelle 50 % des abeilles testées meurent (soit par contact, soit par voie orale).

VDF = Vegetation Distribution Factor; VDF = 10 pour les études 2D, VDF = 1 pour les études 3D.

ECF = Endpoint Correction Factor; ECF = 1 pour les études Tier-1, ECF = 2 pour les études Tier-2.

NTA = arthropodes non-cibles; NTPP = plantes terrestres non-cibles, AM = abeilles mellifères.

Pour calculer les scores de risque, on retient pour chaque substance active la TPL du groupe le plus sensible.

Dans les scores de risque des «habitats proches de l'état naturel», seule la dérive est prise en compte pour le calcul de l'exposition. La diminution du dépôt par dérive à mesure que la distance à la surface traitée augmente est caractérisée par les taux de dérive selon Rautmann (Rautmann *et al.*, 2001). Pour les herbicides, on utilise les taux de dérive des cultures basses, pour tous les autres PPh, ceux de la viticulture. Pour déterminer l'exposition, on calcule, sur la base de ces scénarios de dérive, le dépôt résultant de la dérive pour les cinq distances de sécurité aux biotopes pertinentes (3, 6, 20, 50 et 100 m). On additionne ensuite ces valeurs, puis on multiplie la somme par la quantité moyenne appliquée.

### Réduction du risque

Actuellement des distances de sécurité aux biotopes SPE3 peuvent être imposées pour protéger les arthropodes et les plantes non-cibles. Il sera possible de calculer les facteurs de réduction (FR) de ces prescriptions SPE3, dès que l'on disposera de la définition de tous les habitats proches de l'état naturel ainsi de leurs distances moyennes aux surfaces traitées. Ce calcul s'effectue à partir du quotient de l'exposition, pondéré par la surface avec, resp. sans prescriptions SPE3. Lorsque des prescriptions SPE3 sont imposées, les taux de dérive sont adaptés en fonction des distances de sécurité pour le calcul de l'exposition (voir indicateur de risque «eaux de surface»).

Le Conseil fédéral prévoit l'imposition de mesures de réduction de la dérive dans les PER à partir de 2023. Comme ces mesures permettent de diminuer la dérive pour toutes les surfaces en dehors de la parcelle, elles peuvent être comptabilisées dans l'indicateur, indépendamment de la définition des habitats proches de l'état naturel.

<sup>6</sup> Les abeilles mellifères ne sont pas prises en compte, car les données disponibles sont pour l'instant insuffisantes.



## Indicateur de charge des eaux souterraines

### Scores de risque

Les scores de risque pour les «eaux souterraines» représentent le potentiel de charge des eaux souterraines par des métabolites des PPh. La **toxicité** des métabolites et des substances actives n'est pas prise en compte dans les calculs.

Lors de l'homologation des PPh, on estime à l'aide de modèles de calcul (*predicted environmental concentrations in groundwater*,  $PEC_{gw}$ ) la **concentration** (le potentiel de contamination des eaux souterraines) des substances actives des PPh et de leurs métabolites. Différents modèles et scénarios climatiques et pédologiques sont utilisés pour les calculs  $PEC_{gw}$  (Balmer *et al.*, 2017; FOCUS, 2014). Des informations sur le comportement des substances actives et de leurs métabolites dans l'environnement sont également prises en compte, notamment la vitesse de dégradation dans le sol ou leur capacité à adhérer aux particules de sol (constantes de sorption). Le *score de risque* se fonde sur les  $PEC_{gw}$  tirées des documents d'examen des substances actives de l'UE ou de l'évaluation environnementale effectuée dans le cadre du processus d'homologation suisse. Les modélisations  $PEC_{gw}$  pour l'évaluation des risques des PPh dans l'UE intègrent jusqu'à neuf scénarios. Ceux-ci tiennent compte des différentes propriétés pédologiques et conditions météorologiques, de façon à refléter les conditions environnementales en Europe. Les  $PEC_{gw}$  utilisées dans ces différents scénarios sont généralement très différentes. Seuls les cinq scénarios (Châteaudun, Hambourg, Kremsmünster, Okehampton et Piacenza) qui se rapprochent le plus des conditions prévalant en Suisse sont pris en compte, tant pour l'évaluation du risque en Suisse que pour le calcul du score de risque «eaux souterraines».

Les  $PEC_{gw}$  dépendent en outre de paramètres tels que le dosage, les caractéristiques de la culture traitée ou le stade de développement au moment de l'application. Lorsqu'on sélectionne la  $PEC_{gw}$  parmi les modélisations disponibles pour une substance active, on retient à chaque fois l'application pour laquelle la somme des  $PEC_{gw}$  de tous les métabolites associés est la plus élevée. Cette valeur est ensuite convertie en une application annualisée, si elle résulte de calculs qui concernent plus d'une application par année ou d'une application qui n'a lieu que tous les deux ou trois ans (application standardisée, selon Korkaric *et al.*, 2020).

Les *scores de risque* étant basés sur des modélisations, ils n'équivalent pas aux concentrations (mesurables) dans les eaux souterraines. Les  $PEC_{gw}$  sont des valeurs calculées

de l'infiltration des eaux à 1 m de profondeur. Elles sont par conséquent plus élevées que celles réellement attendues dans les eaux souterraines. Les concentrations effectives y dépendent en effet de divers facteurs liés au site, tels que le niveau de la nappe phréatique, la fréquence de l'application et la dilution, celle-ci résultant notamment de la proportion de parcelles traitées par rapport à la superficie totale du bassin versant.

Les aquifères ne réagissent souvent que très lentement (c.-à-d. avec un retard de plusieurs années) aux changements dans l'apport en PPh dans un bassin versant. Le *score de risque* ne reflète donc pas ici l'exposition effective, mais un potentiel qui ne se répercute dans les eaux souterraines qu'au cours des années suivantes. Les tendances de l'indicateur n'y sont donc probablement observables qu'avec un retard important.

### Réduction du risque

Au chapitre de la protection des eaux souterraines, les quatre mesures de réduction spécifiques aux produits ci-dessous peuvent être prescrites dans le cadre de l'homologation:

1. Limitation des doses appliquées
2. Limitation du nombre de traitements, p.ex. quatre applications par an au maximum, ou seulement tous les deux ou trois ans
3. Restrictions dans les zones de protection des eaux souterraines (c.-à-d. interdiction spécifique de certaines substances actives dans les zones de protection S2, resp. S2 et Sh)
4. Limitation de la période d'application (p.ex. pour les herbicides: pas d'application en automne).

Les deux premières prescriptions ont un effet sur la quantité totale appliquée (et par conséquent sur les volumes de vente). Elles sont donc prises en compte dans la *surface traitée*. Les prescriptions relatives aux zones de protection des eaux souterraines visent à protéger les eaux souterraines dans les aires d'alimentation de captages d'eau potable. Elles limitent la surface qui peut potentiellement être traitée et influencent par conséquent les volumes de vente. L'indicateur de risque «eaux souterraines» ne visant pas à protéger l'eau potable mais les eaux souterraines en général, il n'est pas prévu de prendre en compte la réduction du risque liée aux restrictions dans les zones de protection des eaux souterraines.

La limitation de la période d'application peut, selon les cas, jouer un rôle important sur le niveau de pollution des eaux souterraines. Un facteur de réduction corres-

pondant pourrait donc en principe être calculé sur la base de modélisations. Pour tenir compte de cet aspect dans l'indicateur de risque «eaux souterraines», il faudrait toutefois disposer de données sur la période d'utilisation et la proportion de substances actives concernées, utilisées avant et après l'introduction des MRR. Une telle analyse n'est pas réalisable sur la seule base des volumes de vente; il n'est donc pas possible de définir un facteur de mise en œuvre à cette fin.

Par conséquent, les mesures de réduction sont pour la plupart intégrées indirectement dans l'indicateur de risque «eaux souterraines» par le biais de la quantité commercialisée (*surface traitée*), mais leur contribution ne peut être quantifiée et explicitée. C'est pourquoi le *facteur d'exposition* pour les eaux souterraines est pour l'instant fixé à 1. Ce facteur pourra être adapté ultérieurement, lorsque de nouvelles mesures seront prises dans le domaine des eaux souterraines.

#### Données manquantes pour certaines substances actives

Pour l'indicateur de risque «eaux souterraines», les PEC<sub>gw</sub> de 650 métabolites associés à 250 substances organo-synthétiques ont été prises en compte. Avec ces données, on couvre la plus grande partie du potentiel de contamination des eaux souterraines par des métabolites de PPh. Pour quelques substances actives et leurs métabolites – en particulier pour les anciennes substances qui ne sont plus autorisées actuellement – les données disponibles ne sont toutefois pas suffisantes pour les intégrer dans l'indicateur. En règle générale, on dispose bien d'informations sur ces substances – provenant de leur première homologation en Suisse – mais les exigences en termes de qualité des données ayant évolué, les données nécessaires au calcul des PEC<sub>gw</sub> font actuellement défaut. L'omission de certaines substances actives, retirées du marché entre 2012 et aujourd'hui, a pour conséquence que les valeurs de l'indicateur pour la période de référence 2012-2015 sont plutôt sous-estimées. Il s'agit donc d'une approche conservatrice, compte tenu de l'évolution dans le temps de l'indicateur de risque pour les eaux souterraines.

## Conclusion et perspectives

L'objectif de cette étude était de développer des indicateurs de risque permettant d'évaluer l'évolution dans le temps du potentiel de risque, resp. de contamination, des PPh dans trois compartiments environnementaux (eaux de surface, habitats proches de l'état naturel et eaux souterraines). Étant donné que les volumes de

vente qui permettent de déterminer la *surface traitée* sont disponibles à l'échelle nationale et agrégés annuellement, les indicateurs de risque présentés reflètent un risque potentiel global pour la Suisse et non des risques ou des pollutions spécifiques d'eaux de surface, d'habitats proches de l'état naturel ou de nappes phréatiques donnés.

Cette nouvelle approche permet d'illustrer non seulement l'influence des changements dans les ventes de PPh sur le risque dans les différents compartiments environnementaux, mais elle reflète également l'effet des mesures de réduction du risque, que celles-ci soient spécifiques aux produits ou d'ordre général. Cela représente un avantage certain par rapport aux indicateurs de risque existants, tels que l'indicateur européen «Harmonised Risk Indicator» ou l'indicateur danois «Pesticide Load», qui se basent également sur les volumes de vente, mais qui ne peuvent pas prendre en compte la réduction du risque, le calcul de l'exposition faisant défaut. La méthode de calcul des nouveaux indicateurs est transparente et reproductible, puisqu'elle prend en compte les trois facteurs suivants: *surface traitée*, *score de risque* et *réduction du risque* (facteur d'exposition). Le calcul basé sur les différents facteurs offre en outre une flexibilité suffisante pour que l'on puisse prendre en compte dans les indicateurs des mesures de réduction du risque qui seraient prises à l'avenir, de même que de nouvelles connaissances et données sur leur mise en œuvre. ■

#### Remerciements

Nous remercions les experts de l'Eawag, de la Plateforme Qualité de l'eau du VSA et d'Agridea qui ont évalué, en collaboration avec Agroscope, l'importance des différentes voies d'apport pour l'indicateur de risque «eaux de surface» (Christian Stamm, Urs Schönenberger, Irene Wittmer, Anne Dietzel, Tobias Doppler, Mirco Plath, Volker Prasuhn). Nous remercions également Lukas Jerker et Daniela Grossar (Agroscope) pour leur soutien dans la prise en compte des abeilles mellifères dans l'indicateur de risque «habitats proches de l'état naturel». Un grand merci enfin au groupe d'accompagnement (collaborateurs de l'OFEV, de l'OFAG, de l'Eawag, de la Plateforme Qualité de l'eau du VSA et d'Agroscope) pour leur engagement.

### Bibliographie

- Balmer, M., Poiger, T., Geiser, C. (2017) Grundwasser und Pflanzenschutzmittel: Beurteilung von Metaboliten bei der Zulassung und Anforderungen an nicht relevante Metaboliten. *Aqua & Gas*, 10: 37–45
- De Baan, L. (2020) Sensitivity analysis of the aquatic pesticide fate models in SYNOPSIS and their parametrization for Switzerland. *Science of the Total Environment*, 715: 1–13.
- de Snoo, G. R., van der Poll, R. J. (1999) Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 73:1–6.
- Doppler, T., Mangold, S., Wittmer, I., Spycher, S., Comte, R., Stamm, C., Singer, H., Junghans, M., Kunz, M. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. *Aqua & Gas* 4: 46–56.
- European Commission (2002). Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002-rev. 2 final, 17 October 2002
- Eurostat (2021) Methodology for calculating harmonised risk indicators for pesticides under Directive 2009/128/EC, 2021 edition, European Union
- FOCUS (2014) Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU. The Final Report of the Ground Water Work Group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE), EC Document Reference Sanco/13144/2010, version 3, 613 pp.
- Korkaric, M., Hanke, I., Grossar, D., Neuweiler, R., Christ, B., Wirth, J., Hochstrasser, M., Dubuis, P.-H., Kuster, T., Breitenmoser, S., Egger, B., Schürch, S., Aldrich, A., Jeker, L., Poiger, T., Daniel, O. (2020) Datengrundlage und Kriterien für eine Einschränkung der PSM-Auswahl im ÖLN: Schutz der Oberflächengewässer, der Bienen und des Grundwassers (Metaboliten), sowie agronomische Folgen der Einschränkungen. *Agroscope Science*. 106: 1–31.
- Kudsk, P., Jørgensen, L. N., Ørum, J. E. (2018) Pesticide Load – A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy* 70:384–393.
- OFAG (2021a) Substances actives de produits phytosanitaires: volume des ventes, <https://www.blw.admin.ch/blw/fr/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/verkaufsmengen-der-pflanzenschutzmittel-wirkstoffe.html>
- OFAG (2021b) Index des produits phytosanitaires de l'Office fédéral de l'agriculture OFAG, <https://www.psm.admin.ch/fr/produkte>
- OFEV (éd.) (2019) État et évolution des eaux souterraines en Suisse. Résultats de l'Observation nationale des eaux souterraines NAQUA, état 2016. Office fédéral de l'environnement, Berne. État de l'environnement n° 1901: 144 p.
- Rautmann, D., Strelake, M., Winkler, R. (2001) New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster, R., Strelake, M. (Eds.), Workshop on Risk Management and Risk Mitigation Measures in the Context of Authorization of Plant Protection Products (WORMM), Mitt. Biol. Bundesamst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Parey Buchverlag Berlin, pp. 133–141.
- Reinhardt, M., Kozel, R., Hofacker, A., Leu, C. (2017) Monitoring von PSM-Rückständen im Grundwasser. *Aqua & Gas* 6: 78–89.
- Sánchez-Bayo, F., Wyckhus, K. A. G. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*. 232: 8–27.
- Spycher, S., Teichler, R., Vonwyl, E., Longrée, P., Stamm, C., Singer, H., Daouk, S., Doppler, T., Junghans, M., Kunz, M. (2019) Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. *Nawa Spez 2017: Kleine Gewässer in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft verbreitet betroffen*. *Aqua & Gas* 4:14–25.