

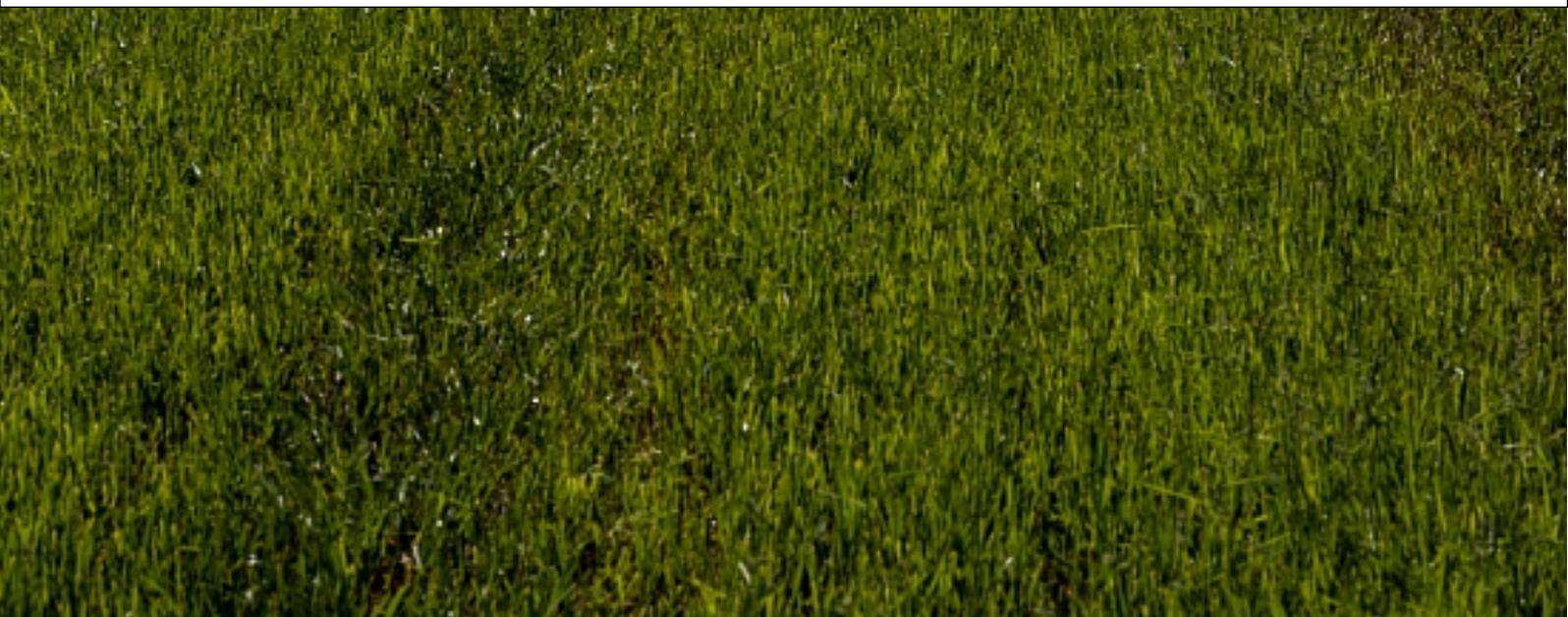


**INRAE**

**Vers un indicateur harmonisé pour quantifier l'utilisation des produits  
phytopharmaceutiques et les risques associés**

Rapport

Janvier 2025



## Liste des auteurs :

Maud Blanck, Maxime Garnault, Véronique Gouy-Boussada, Laura Humbert, Tanguy Landrieu, Christian Lannou, Xavier Reboud

## Sous la supervision de :

- Christian Huyghe, Directeur Scientifique Agriculture d'INRAE
- Jean-Noël Aubertot, Directeur de Recherche INRAE, Président du Comité Scientifique et Technique du plan Ecophyto

## Pour citer le rapport :

Aubertot J.-N., Garnault M., Gouy-Boussada V., Reboud X., Lannou C., Blanck M., Landrieu T., Humbert L., Huyghe C. 2025. Vers un indicateur harmonisé pour quantifier l'utilisation des produits phytopharmaceutiques et les risques associés. Rapport de saisine INRAE.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les experts ayant accepté d'être auditionnés (cf. Annexe 2) : Corentin Barbu (INRAE) ; Inès Bouchema (AgroParisTech) ; Martin Dermine (Pesticide Action Network Europe) ; Andreas Gumbert (Direction Générale de l'Environnement, Commission Européenne) ; Per Kudsk (Université d'Aarhus, Danemark) ; Fabrice Lebellec (Cirad) ; Rex Horgan et Gordon Rennick (Direction Générale de la santé et de la sécurité alimentaire, Commission Européenne) ; Jörn Strassmeyer (Julius Kühn-Institute, Allemagne) ; Vincent Van Bol (Service Public Fédéral Santé publique, Wallonie, Belgique).

De même, ils remercient les personnes ayant répondu à l'enquête en ligne.

## Liste des acronymes

<b>AB</b>	Agriculture Biologique
<b>AMM</b>	Autorisation de Mise sur le Marché
<b>Anses</b>	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
<b>ATAT</b>	<i>Agregated Total Applied Toxicity</i>
<b>BNV-D</b>	Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés
<b>CEPP</b>	Certificat d'Economie de Produits Phytosanitaires
<b>CMR</b>	Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique
<b>CST</b>	Comité Scientifique et Technique
<b>DGAL</b>	Direction Générale de l'Alimentation
<b>EC<sub>50</sub></b>	Concentration Efficace 50 %
<b>EFSA</b>	<i>European Food Safety Authority</i>
<b>EM</b>	Etat Membre
<b>F2F</b>	Stratégie <i>Farm to Fork</i>
<b>HRI1</b>	<i>Harmonised Risk Indicator n°1</i>
<b>IFT</b>	Indice de Fréquence de Traitement
<b>INRAE</b>	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement
<b>INSEE</b>	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
<b>LC<sub>50</sub></b>	Concentration Létale 50 %
<b>LD<sub>50</sub></b>	Dose Létale 50 %
<b>NAP</b>	<i>National Action Plan</i>
<b>NODU</b>	Nombre de Doses Unités
<b>OCDE</b>	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
<b>OFB</b>	Office Français de la Biodiversité
<b>PPDB</b>	<i>Pesticide Property DataBase</i>
<b>PPP</b>	Produits PhytoPharmaceutiques ou Produits de Protection des Plantes
<b>QSA</b>	Quantité de Substance Active
<b>SA</b>	Substance Active
<b>SUD</b>	<i>Sustainable Use of pesticides Directive (2009/128/CE)</i>
<b>TAT</b>	<i>Total Applied Toxicity</i>
<b>UE</b>	Union Européenne

# Sommaire

<b>RESUME OPERATIONNEL</b> .....	<b>1</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>4</b>
<b>2. CAHIER DES CHARGES POUR UN INDICATEUR HARMONISE PERMETTANT DE QUANTIFIER L'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOPHARMACEUTIQUES ET LES RISQUES ASSOCIES</b> .....	<b>7</b>
2.1 QU'EST-CE QU'UN INDICATEUR ? .....	7
2.2 CAHIER DES CHARGES POUR UN INDICATEUR <i>AD HOC</i> .....	8
2.3. REFLEXION SUR LA PRISE EN COMPTE DE LA TEMPORALITE DES INFORMATIONS DISPONIBLES .....	9
<b>3. ÉTAT DE L'ART</b> .....	<b>12</b>
3.1 INDICATEURS EUROPEENS MOBILISES DANS LES <i>NATIONAL ACTION PLANS</i> ET AUTRES INDICATEURS EXPLORÉS .....	12
3.2 FOCUS SUR LE HRI1 : PRINCIPE, AVANTAGES ET LIMITES IDENTIFIEES.....	15
<b>4. DIAGNOSTIC DES DONNEES DISPONIBLES POUR CARACTERISER L'UTILISATION DES PRODUITS PHYTOPHARMACEUTIQUES ET LES RISQUES ASSOCIES</b> .....	<b>22</b>
4.1 DONNEES DISPONIBLES CONCERNANT L'UTILISATION DES PESTICIDES .....	22
4.2 DONNEES DISPONIBLES CONCERNANT LE RISQUE LIE AUX SUBSTANCES ACTIVES .....	23
4.3 ANALYSE COMPARATIVE DES SOURCES DE DONNEES ET CHOIX D'UNE SOURCE D'INFORMATION UNIQUE .....	25
4.4. CHOIX DES METRIQUES LIEES AU RISQUE POUR L'AMELIORATION DU HRI1 .....	28
<b>5. PROPOSITION D'UNE NOUVELLE MODALITE DE CALCUL DE L'INDICATEUR DE RISQUE HARMONISE</b> .....	<b>32</b>
5.1 PRINCIPE DE CALCUL.....	32
5.2 RESULTATS OBTENUS.....	33
<b>6. RECOMMANDATIONS ET CONCLUSION</b> .....	<b>37</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>39</b>
<b>ANNEXE 1. TEXTE DE LA SAISINE</b> .....	<b>44</b>
<b>ANNEXE 2. SYNTHÈSE DES AUDITIONS RÉALISÉES</b> .....	<b>46</b>
<b>ANNEXE 3. RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE EN LIGNE</b> .....	<b>65</b>
<b>ANNEXE 4. PROGRAMME DU WORKSHOP "STRENGTHENING PESTICIDE RISK INDICATORS: BRIDGING DATA, POLICY, AND EU COLLABORATIONS" (19-20 NOVEMBRE 2024, DG JRC BRUXELLES)</b> .....	<b>110</b>
<b>ANNEXE 5. CARACTÉRISTIQUES DE QUELQUES INDICATEURS D'ÉVALUATION DE NAP (1/2)</b> .....	<b>117</b>
<b>ANNEXE 6. ANALYSES SUPPLÉMENTAIRES RELATIVES AUX DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ DISPONIBLES</b> .....	<b>119</b>

# Résumé opérationnel

Depuis le 21 février 2024, l'indicateur HRI1 (Harmonised Risk Indicator 1), proposé par la Commission Européenne en 2019, est l'indicateur principal de la Stratégie nationale Ecophyto 2030. Il a remplacé l'indicateur NoDU (Nombre de Doses Unités), qui était jusqu'à présent l'indicateur principal de suivi des plans Ecophyto successifs. Suite au débat public sur les indicateurs associés aux politiques publiques de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, le gouvernement français a adressé une saisine à INRAE le 27 juin 2024, en vue de proposer des pistes d'évolution de l'indicateur HRI1 (cf. encadré ci-dessous).

L'indicateur HRI1 correspond au rapport entre la valeur d'une fonction, calculée à partir des masses de QSA vendues une année donnée, et la moyenne des valeurs de cette fonction entre 2011 et 2013, multiplié par 100 %. Pour une année donnée, la valeur de la fonction utilisée correspond au cumul, pondéré par des coefficients, fixés arbitrairement, des sommes des quantités de substances actives vendues pour chacun des quatre groupes de risque définis par le règlement (CE) n° 1107/2009 : substances à faible risque approuvées ou réputées approuvées (coefficient = 1) ; substances ne relevant pas des autres catégories (coefficient = 8) ; substances dont on envisage la substitution (coefficient = 16) ; substances non-approuvées (coefficient = 64).

Ce rapport de saisine présente les résultats issus d'une réflexion collective étayée par : i) une analyse critique des principaux indicateurs existants au niveau des États-Membres de l'Union Européenne et dans d'autres pays hors Europe, et en particulier l'indicateur HRI1 ; ii) un état des lieux détaillé des sources de données disponibles pour construire des indicateurs d'usage et/ou de risque ; iii) différents échanges avec nos homologues européens et des décideurs publics européens (notamment via l'Alliance Européenne de Recherche « *Towards chemical pesticide-free agriculture* », et un atelier de deux jours sur les indicateurs de risque liés à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, organisé par le *Joint Research Centre* de la Commission Européenne) ; iv) une série d'auditions d'experts ; et v) une enquête en ligne.

A partir d'une analyse de la littérature et d'un recueil préliminaire des points de vue d'un panel de parties prenantes au niveau français, un cahier des charges général a été proposé pour la construction d'un indicateur de risque harmonisé. Tout d'abord, cet indicateur doit reposer sur des connaissances scientifiques et être aussi simple que possible. De plus, il doit prendre en compte simultanément les quantités de produits utilisés et les risques toxicologiques et écotoxicologiques associés, même si la complexité d'évaluation de ces derniers a été soulevée. Enfin, il doit être calculable pour chaque État membre de la Communauté Européenne.

Après une comparaison des différentes sources d'information disponibles sur l'écotoxicité des substances actives (SA), nous nous sommes appuyés sur la base de données PPDB (*Pesticide Property DataBase*), gérée et alimentée par l'Université d'Hertfordshire, car elle offre la couverture la plus importante des SA présentes dans la BNV-D (Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés). En effet, elle permet de couvrir 95 % des identifiants *Chemical Abstracts Service Registry Number (CAS-RN)*, soit 99,97 % des quantités totales vendues (QSA) entre 2009 et 2023. Néanmoins, seulement 9 espèces ou groupes d'espèces sont disponibles pour au moins 95 % de cette QSA, et l'on ne dispose d'aucun taxon couvrant au moins 95% des SA.

L'indicateur HRI1 a fait l'objet de différentes critiques, tant dans la littérature, que de la part des experts consultés, et des personnes ayant répondu à l'enquête en ligne. Les catégories de risque sont jugées peu discriminantes et discutables ; la sommation des QSA au sein des différentes catégories de risque entraîne une distorsion vis-à-vis du risque car les SA ayant des doses homologuées faibles sont masquées par celles ayant des doses homologuées de plusieurs ordres de grandeurs supérieures ; les poids retenus pour le calcul de l'indicateur ne sont pas étayés sur des données scientifiques ; aucun paramètre toxicologique ou écotoxicologique spécifique de chaque SA n'est pris en compte ; enfin, il y a eu peu de transparence et de concertation dans son processus d'élaboration.

Le rapport propose deux perspectives d'évolution de l'indicateur HRI1. La première, visant à conserver la logique sous-jacente à sa construction, consiste à pallier ses principales limites en i) rapportant les quantités de substances actives à la médiane de leurs Doses Homologuées au niveau européen avant d'effectuer les sommations au sein de chaque groupe de risque (la médiane des doses homologuées étant très peu sensible à des variations susceptibles d'être décidées dans les différents pays de l'UE) ; ii) modifiant les coefficients utilisés pour pondérer les différents groupes (en particulier, il serait pertinent de diminuer la valeur du coefficient du groupe 4) ; iii) figeant les valeurs historiques de l'indicateur, c'est-à-dire, sans recalculer la série temporelle de l'indicateur pour tenir compte des évolutions réglementaires. Le recalcul donne en effet une vision très optimiste puisque le retrait d'une substance active engendre son passage dans le groupe 4 et affecte mécaniquement d'un coefficient 64 toutes les valeurs de vente des années précédant le retrait.

La seconde proposition, respectant mieux le cahier des charges proposé, est basée sur une logique en rupture forte avec celle ayant conduit à l'indicateur HRI1. Elle a l'avantage d'être partagée par différents courants de réflexion à l'échelle internationale, même si d'autres réflexions peuvent également être fédératrices, notamment autour de l'indicateur *Pesticide Load*, développé au Danemark. Cette seconde proposition exposée dans le rapport consiste à construire un indicateur de risque agrégé (inspiré du *TAT, Total Applied Toxicity*, développé par des chercheurs allemands), en mobilisant les connaissances scientifiques disponibles sur l'écotoxicité de chacune des substances actives. Ces connaissances sont produites au moment de leur homologation au niveau européen, ou en post-homologation. Elles figurent dans les dossiers d'homologation. La méthode est simple : il s'agit d'agréger, avec une pondération identique, la somme de chaque quantité de substance active vendue rapportée à une variable caractérisant son écotoxicité vis-à-vis d'un groupe taxonomique donné ( $DL_{50}$  ou  $CL_{50}$  par exemple). A titre illustratif, nous avons considéré les trois groupes suivants : les mammifères terrestres ; les poissons, et les abeilles, pour lesquels les données étaient disponibles dans la *PPDB*, pour la quasi-totalité des substances actives utilisées en France. On remarquera que le choix des groupes de taxons parmi ceux pour lesquels on dispose de caractérisations d'écotoxicité (à ce jour : invertébrés aquatiques ; poissons ; plantes aquatiques ; arthropodes terrestres ; vertébrés terrestres ; plantes terrestres ; pollinisateurs ; organismes du sol) des différentes substances actives relève *in fine* d'un choix politique, de même que le nombre de taxons à intégrer pour que l'indicateur soit le plus informatif vis-à-vis des objectifs visés. Ce nouvel indicateur, mobilisant les quantités de SA et leurs toxicités, présente l'avantage de son additivité, et il peut être calculé depuis l'exploitation agricole, à la région, au pays et à l'Europe.

Le rapport débouche sur une série de recommandations. Tout d'abord, il apparaît nécessaire qu'une instance européenne mette en place une base de données ouverte et uniformisée des informations présentes dans les *peer review risk assessment* disponibles sur le site de l'EFSA pour l'ensemble des SA réglementées par le règlement (CE) n°1185/2009. Par ailleurs, nous avons identifié un certain nombre de SA pour lesquelles aucune valeur d'écotoxicité n'est disponible pour certains organismes/taxons qui pourraient être nécessaires pour calculer l'indicateur retenu. De même, on s'est concentré sur les valeurs de toxicité aiguë dans le présent rapport du fait du manque de données de toxicité chronique. Il est donc prioritaire de compléter les informations en ce domaine, soit à partir de documents non disponibles en ligne, soit en les produisant si elles n'existent pas. A terme, la question pourra se poser de caractériser le risque pour un plus grand nombre de taxons, possiblement en lien avec des fonctions écosystémiques à enjeux du point de vue des objectifs visés. Une réflexion pourrait être conduite sur ce sujet à l'échelle européenne. De même, la pondération utilisée pour les différents groupes taxonomiques finalement retenus dans le nouvel indicateur harmonisé pourrait donner lieu à une concertation entre porteurs d'enjeux au niveau européen. Ceci permettrait d'affirmer le rôle d'interface science/politique de l'indicateur.

L'évolution des modalités de calcul d'un indicateur de risque harmonisé au niveau européen doit être accompagnée par un ensemble d'indicateurs complémentaires permettant d'éclairer d'autres dimensions qu'un indicateur agrégé seul ne permet pas de décrire. On peut notamment mentionner le maintien du NODU, au titre du suivi longitudinal, et du lien au dispositif des CEPP, ce qui a été mentionné dans certaines réponses à l'enquête en ligne. De même, un suivi spécifique de l'usage des CMR 1 et 2, en volume et en nombre de substances, dimension qui a montré des réductions très importantes au cours des 15 dernières années et qui constitue une priorité politique de santé publique plusieurs fois rappelée. Un suivi similaire d'autres substances à risque spécifique telles que les perturbateurs endocriniens, ou les PFAS, devrait être envisagé. De même, des indicateurs relatifs aux niveaux de contamination des compartiments sol, eau, atmosphère, et de l'impact sur la santé humaine pourraient également être considérés.

Enfin, nous recommandons d'initier une réflexion, aux échelles nationale et européenne, sur la manière de mieux tenir compte des effets des co-formulants sur la santé humaine et la biodiversité dans le processus d'évaluation de risque des produits. Ceci permettra d'améliorer la cohérence entre l'indicateur utilisé pour la Stratégie Ecophyto 2030 (et potentiellement pour d'autres plans nationaux de réduction des pesticides), et les objectifs de la Directive sur l'utilisation durable des pesticides en matière de réduction des risques et des effets des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement (Article 1, Chapitre 1 de la Directive 2009/128/CE). La prise en compte du risque lié aux produits de dégradation serait plus complexe à aborder au travers d'un indicateur simple, mais pourrait tout de même faire l'objet de réflexions plus approfondies au niveau européen, notamment pour les métabolites les plus fréquemment retrouvés dans l'environnement.

# 1. Introduction

Ce travail, conduit à la demande du gouvernement, en vue d'une modification et d'un enrichissement de l'indicateur HRI1, se situe dans le contexte général de l'application française de la Directive 2009/128/CE, appelée aussi Directive SUD, qui vise à réduire l'usage et l'impact des PPP. Lors de sa mise en place il y a 15 ans, cette directive ne donne aucune précision sur l'indicateur que les États membres se doivent d'utiliser pour mesurer le déploiement de cette directive.

Lors de la mise en place du plan Ecophyto 2018, la question des indicateurs s'est rapidement posée, et faisait l'objet d'une action de l'axe 1 du plan. A l'issue de cette phase, différents indicateurs ont été retenus (Guichard et al, 2017), chacun comportant des avantages et des inconvénients.

La QSA (Quantité de Substances Actives) est l'indicateur « historique ». Largement utilisé en Europe, il évalue le recours aux pesticides par les quantités vendues sur un territoire (déclarées annuellement par les distributeurs en France dans le cadre de la redevance pour pollution diffuse). L'Expertise Scientifique Collective Pesticides (Aubertot et al, 2005) pointait ses limites : la mise sur le marché de molécules actives efficaces à des doses toujours plus faibles pour une même action biocide induit mécaniquement une baisse des tonnages qui ne correspond à aucune réduction de la dépendance de l'agriculture à ces produits, ni à une réduction du risque pour la santé humaine et la biodiversité.

L'IFT, pour Indice de Fréquence de Traitement, (calculé sur les pratiques déclarées des agriculteurs) a été adapté de l'indicateur danois (Gravesen, 2003), dans le cadre d'une étude confiée à l'INRA en 2006 par le Ministère chargé de l'agriculture, pour évaluer le degré de dépendance des pratiques agricoles à l'utilisation des PPP. Il est fondé sur une normalisation des quantités employées de produits commerciaux par leur dose d'homologation. Cela permet de sommer, dans un même programme de traitement, des produits aux caractéristiques très différentes et ainsi éviter les limites de la QSA. Le point d'IFT s'interprète comme un « proxy » d'unité d'activité biocide : il s'agit de la mise en œuvre d'une dose de produit à sa dose homologuée sur une surface donnée pour une culture donnée. Une parcelle à 4 points d'IFT est considérée comme deux fois plus dépendante des pesticides qu'une parcelle à 2 points. Cet indicateur est aujourd'hui largement utilisé dans le réseau DEPHY où il est calculé à la fois par culture et à l'échelle pluriannuelle de la succession des cultures, et dans le cadre du dispositif des CEPP pour le calcul de la valeur d'une action.

Le NODU, pour Nombre de Doses Unités, est calculé à partir des déclarations annuelles des ventes de pesticides par les distributeurs. Il repose sur la même logique de normalisation que l'IFT, mais appliquée aux SA, ce qui permet de sommer des substances employées à des doses très différentes. Le NODU est calculé annuellement, à l'échelle de la ferme France, sans lien aux types de cultures ou bioagresseurs cibles. Étant donné que cet indicateur est hautement agrégatif, englobant tous les traitements d'une même année civile, toutes les substances actives et toutes les zones géographiques, l'interprétation des variations interannuelles s'avère souvent délicate. Par ailleurs, sur des temps longs, il souffre d'une incapacité à rendre compte des variations fortes de volumes de substances lors de l'évolution des doses homologuées, ainsi que des variations de type de substances actives utilisées lors de la substitution de molécules par d'autres au profil toxicologique moins défavorable.

Ainsi sur les 15 années du plan, le NODU a présenté des variations généralement très faibles, alors que l'on a une réduction très forte (-57%) des CMR (Cancérogènes, Mutagènes, Reprotoxiques) avec une disparition des plus dangereux, et une augmentation très forte des produits de biocontrôle (+187% en 15 ans). Ce constat, combiné à la fronde persistante d'une partie du monde agricole contre cet indicateur a conduit à remettre en question la pertinence du NODU comme indicateur principal du plan Ecophyto. Cette situation a été amplifiée par le contexte de l'année 2023 où se construisait le projet de Règlement Européen SUR définissant un objectif de réduction d'usage et d'impact de 50%, objectif harmonisé et à atteindre par tous les États membres. Dans ce texte, la Commission Européenne mentionnait l'indicateur HRI1 par cohérence avec les cadres de stratégies européennes que sont le *Green Deal* et la *Farm to Fork*.

Devant cette situation, le Gouvernement français s'est attaché au long de l'année 2023 à réviser ses choix initiaux. Ceci l'a conduit à retenir début 2024 l'indicateur proposé à l'échelle européenne, le HRI1, motivant ce choix par l'harmonisation européenne et la 'meilleure prise en compte de l'approche risque'. Cette proposition a engendré des réactions nombreuses et diverses, largement reprises dans la presse nationale et professionnelle. Ces réactions identifiaient un certain nombre de faiblesses dans la construction (constitution des classes, pondération de chaque catégorie de risques, rétropolation notamment) et la mise en œuvre de cet indicateur européen.

En réponse, INRAE a été sollicité le 27 juin 2024 pour répondre à une saisine signée par cinq Ministres en vue de construire des propositions d'évolutions possibles de cet indicateur (Annexe 1).

Le texte de cette saisine mentionne les éléments suivants :

*Afin que l'approche de l'évaluation du risque soit la plus pertinente possible dans le suivi des objectifs de la stratégie Ecophyto 2030 et conserve ses atouts en termes de comparaison européenne et de prise en compte des risques, nous souhaitons qu'INRAE, en collaboration étroite avec le Président du Conseil Scientifique et Technique (CST) d'Ecophyto, et dans le cadre d'échanges avec vos homologues européens, puisse établir un bilan des avantages et limites de l'indicateur HRI1 et proposer le cas échéant des évolutions de sa méthodologie de calcul afin de rendre compte au mieux de notre objectif de réduction des usages et des risques des produits phytopharmaceutiques.*

*Cette démarche devra associer le plus largement possible vos homologues européens afin de favoriser l'émergence d'une démarche scientifique européenne la plus consensuelle possible. Ces travaux nourriront les autorités françaises dans leurs discussions avec leurs partenaires des autres États-Membres pour un indicateur rénové à retenir dans la réglementation européenne.*

Afin de répondre à cet objectif, la démarche a été la suivante :

- Constitution d'un groupe de travail mobilisant INRAE (en particulier la direction scientifique Agriculture), le Président du CST Ecophyto et différentes personnes ayant travaillé sur la question des indicateurs de l'usage et de l'impact des produits phytopharmaceutiques.
- Analyse exhaustive de la littérature à l'échelle nationale, européenne et mondiale, pour identifier l'ensemble des indicateurs d'usage et de risque liés aux produits phytopharmaceutiques pour évaluer des Plans d'action nationaux. Premier

sondage au niveau national de la perception de ces indicateurs par des parties prenantes membres du COS Ecophyto. Esquisse des grandes lignes d'un indicateur « *ad hoc* ». Pour cela, le groupe de travail a notamment pu s'appuyer sur le mémoire de fin d'étude de Tanguy Landrieu, rédigé pendant l'été 2024.

- Analyse détaillée de nombreuses bases de données européennes permettant de caractériser l'usage et le risque lié aux produits phytopharmaceutiques, exprimé via la toxicité aiguë et chronique sur différents organismes. Ceci a conduit à explorer les possibilités offertes par les indicateurs relevant de la catégorie TAT (*Total Applied Toxicity*), avec la possibilité d'agréger les toxicités pour différentes catégories d'organismes. Ceci a été conduit au travers de nombreuses simulations.
- Consultation de différents experts à l'échelle nationale et européenne. Cette consultation a permis de préciser les avantages et inconvénients des différents indicateurs et de tester les hypothèses d'évolution construites au cours de ce travail. La liste des experts consultés figure en Annexe 2 du présent rapport. La consultation a été réalisée par des auditions, mais aussi en diffusant une enquête en ligne, à l'échelle nationale et européenne (Annexe 3), notamment via l'Alliance Européenne de Recherche '*Towards chemical pesticide-free agriculture*'.
- Participation à différents événements européens, sur l'utilisation des pesticides. Un événement a été particulièrement important pour notre travail. Il s'agit du séminaire européen des 19 et 20 novembre 2024, à Bruxelles, intitulé « *Strengthening Pesticide Risk Indicators: Bridging Data, Policy, and EU Collaborations* » (Annexe 4).

Ce travail a permis d'élaborer deux recommandations correspondant à deux intensités de modification de l'indicateur HRI1, relevant soit d'un ajustement limité, soit portant une révision plus profonde de l'indicateur pour passer d'une logique de classes de risque à une variation continue.

Une première version du rapport sera remise à la DGAL à la fin de l'année 2024. Le rapport définitif sera remis fin janvier 2025.

Ce rapport comprend les chapitres suivants :

- Un premier chapitre est consacré aux caractéristiques attendues d'un indicateur d'usage et de risque lié aux PPP, chapitre qui aborde également la question de la prise en compte de la temporalité dans le suivi et l'analyse des trajectoires d'usage.
- Un deuxième chapitre est consacré à l'état de l'art de l'ensemble des indicateurs mobilisés dans les Plans d'Action Nationaux d'application de la directive SUD, avec un zoom particulier sur l'indicateur HRI1. Ce chapitre intègre un premier niveau d'évolution possible, *a minima*, de cet indicateur. Il introduit la possibilité de mieux prendre en compte les risques sur le milieu, via une prise en compte des données de toxicité et écotoxicité de chaque substance active.
- Le chapitre suivant s'est, en conséquence, concentré sur les données disponibles pour caractériser les risques liés à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, en considérant leur qualité, leur disponibilité et les colinéarités entre les différents compartiments biologiques pris en compte.
- L'avant-dernier chapitre comprend une seconde proposition d'évolution plus profonde de l'indicateur HRI1.
- Un dernier chapitre conclusif débouche sur un ensemble de recommandations.

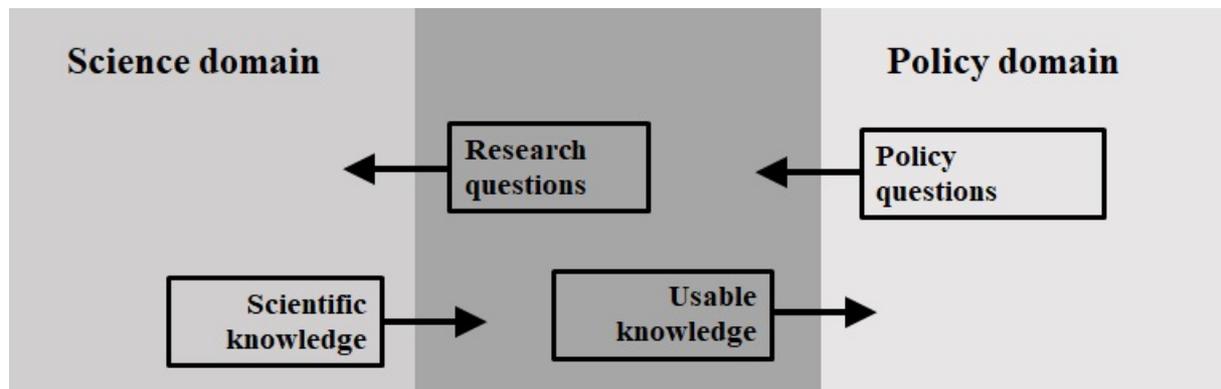
## 2. Cahier des charges pour un indicateur harmonisé permettant de quantifier l'utilisation des produits phytopharmaceutiques et les risques associés

### 2.1 Qu'est-ce qu'un indicateur ?

Un indicateur est « (1) une fonction informative, c'est-à-dire la fourniture d'informations simplifiées sur un système complexe ou un critère non mesurable [...] ; (2) une fonction d'aide à la décision pour aider à atteindre les objectifs initiaux » (Bockstaller et Girardin, 2003).

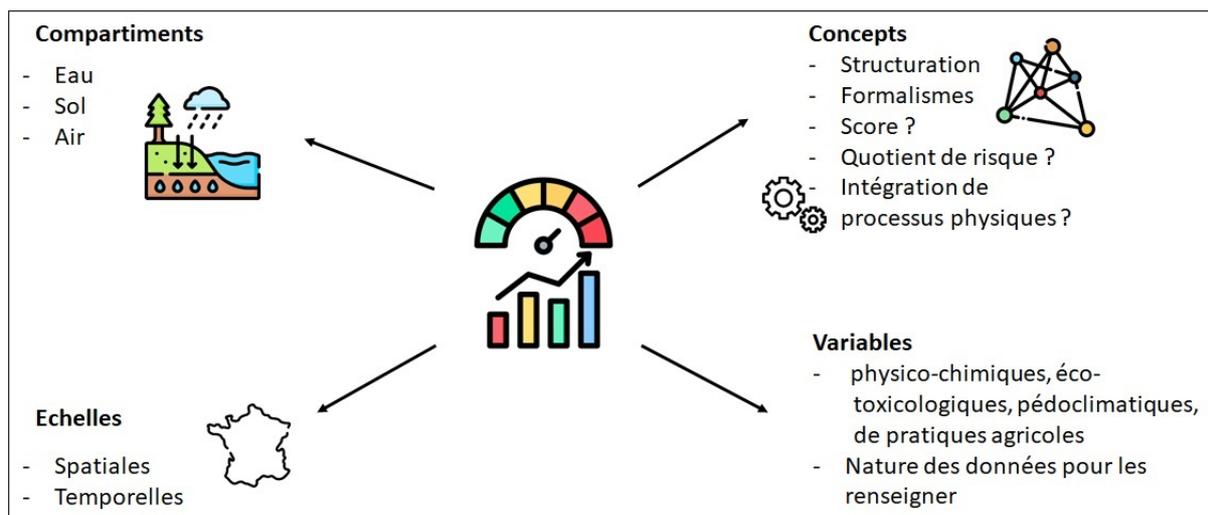
En tant qu'outil d'aide à la décision dans l'évaluation d'une politique publique, il se situe à l'interface entre les domaines politique et scientifique, car déterminé par le second à destination du premier (Figure 1). Un indicateur donne la plupart du temps une représentation imparfaite d'un phénomène orienté vers une finalité définie par les pouvoirs publics.

Par sa nature simplifiée et hybride, un indicateur est un outil toujours critiquable et sa pertinence réside en premier lieu dans sa capacité à fournir une information suffisante pour soutenir la prise de décision, et donc potentiellement une décision politique (Bouleau et Deuffic, 2016).



**Figure 1. L'indicateur : une interface entre la science et la politique publique comme une frontière floue où la science et la politique se chevauchent (adapté de Turnhout, 2003).**

Les indicateurs dans le domaine du risque lié aux PPP sont des indicateurs dits quantitatifs. Ils sont caractérisés par leur mode de calcul ou formalisme et par la cible, i.e. l'objectif visé. Ils se distinguent également selon les variables d'entrée et les paramètres pris en compte (Figure 2). Leur choix dépend aussi, *in fine*, de la disponibilité des données nécessaires pour leur calcul, ainsi que de la facilité à les mobiliser et à les mettre à jour.



**Figure 2 : Cadre théorique de caractéristiques pouvant définir un indicateur du risque lié aux PPP (d’après Landrieu, 2024).**

Au-delà des considérations techniques, le choix final d’un indicateur du risque lié aux PPP dépend fortement des objectifs et priorisations de l’utilisateur. Il est, à ce titre, essentiel de vérifier que l’indicateur retenu permet bien de répondre aux besoins des décideurs, en cohérence avec les exigences européennes.

Du fait de cette dimension politique, la phase de construction d’un indicateur constitue une étape clé aussi déterminante - sinon plus - que ses spécificités techniques. Elle peut conditionner la légitimité et l’appropriation finale de l’indicateur par les parties prenantes – ce d’autant plus dans le cas des indicateurs environnementaux où les porteurs d’enjeux peuvent défendre des intérêts qui s’opposent (Bouleau et al., 2009 ; Bouleau et al., 2016). Il n’est donc pas étonnant que la mise en avant d’un indicateur comme le HRI1, dont les bases scientifiques sont peu fondées et qui n’a pas fait l’objet d’une concertation initiale avec les parties prenantes, ait suscité des critiques dans des publications scientifiques (Bub et al, 2023 ; Street, 2023 ; Vekemans et Marchand, 2024 ; Barbu et al., 2024), ainsi que dans des communiqués de presse d’organisations officielles telles que l’Agence allemande de l’environnement (Stallmann, 2023) et d’autres organisations non gouvernementales (PAN Europe, 2021 ; Foodwatch, 2022 ; Global 2000, 2022). C’est pourquoi il a été jugé indispensable pour dégager des caractéristiques générales pouvant définir un indicateur pertinent d’évaluation de plan d’actions national tout en étant utilisable au niveau européen, de sonder un certain nombre de parties prenantes au niveau national, en ciblant en particulier des membres du COS du plan Ecophyto (Landrieu, 2024).

## 2.2 Cahier des charges pour un indicateur *ad hoc*

Pour élaborer un indicateur permettant de répondre d’une part à l’objectif de la Directive SUD 2009/128 et d’autre part à la question soulevée par la saisine soumise à INRAE, un nombre limité de points a pu être dégagé pour définir le cahier des charges.

- Il doit être basé sur des données et connaissances scientifiques et techniques, ouvertes, disponibles et facilement consultables. Ceci permet que tous les éléments retenus soient opposables.
- Il doit rendre compte à la fois des volumes de substances actives utilisées pour assurer la protection des cultures et des risques toxicologiques et écotoxicologiques encourus et inhérents.
- Il doit être calculable, *a minima*, à l'échelle de chaque État-Membre et de l'Union Européenne. Potentiellement, il doit pouvoir être calculable à des échelles plus fines. Il doit donc être doté de propriétés d'additivité.
- Les procédures de calcul et d'agrégation doivent être simples et transparentes, et l'élaboration de séries chronologiques ne doit pas souffrir de biais du seul fait d'une évolution de la connaissance et donc de l'ajustement de la valeur de certaines données de toxicité et d'écotoxicité.
- Il doit permettre de répondre aux objectifs de suivi de la dépendance de l'agriculture aux PPP et de limitation du risque pour la santé humaine et les écosystèmes.

### 2.3. Réflexion sur la prise en compte de la temporalité des informations disponibles

Dans la clarification de ce qui fait un bon indicateur, il existe deux 'atouts' au potentiel contradictoire ; un premier qui consiste à ce que l'indicateur traduise l'état d'une situation au moment de la prise de décision, un second qui confère à l'indicateur une valeur représentative au sein d'une tendance. Pour couvrir ce second point, il sera généralement proposé que la règle de calcul d'une série chronologique soit maintenue homogène de bout en bout. C'est ce caractère immuable du calcul d'une série qui garantit que l'on peut exprimer de manière fiable le rapport d'évolution (exprimé en pourcentage, par exemple) entre deux dates de la série, ou relativement à une période de référence.

L'élément qui rend les deux aspects contradictoires vient de l'évolution des règles comme une force externe qui s'impose au calcul. Soit, on étalonne sans recalcul *a posteriori* sur toute la période et on conserve la trace de la valeur qui existait à un moment donné tout en acceptant la perte de la cohérence interne de la série (hétérogène dans le calcul). Cela revient à entériner les valeurs passées. Soit, on réétalonne le présent comme le passé pour disposer d'une série homogène qui retrace fidèlement l'évolution de l'indicateur putatif à chaque instant, tout au long de la série temporelle.

Dans le cas où le contexte évolue et affecte une partie du calcul, alors l'indicateur sera amené à évoluer. C'est le cas de l'espérance de vie qui affecte la valeur du point de pension. Mais l'évolution de l'indicateur n'est pas systématique selon les domaines et objectifs.

La comptabilité des entreprises est un exemple explicite de situation où les règles évoluent mais où il est préférable de garder la trace des bilans au moment où ils ont été réalisés car ils peuvent expliquer les décisions qui ont été prises. Ainsi, les prévisions de remboursement d'une dette vont intégrer les prévisions de valeur du taux d'usure de l'emprunt et cela peut conduire à provisionner ou décaler des investissements. Il en découle le fait que les conseils d'administration entérinent les comptes sur une base annuelle et cela définitivement.

Certains dispositifs vont réaliser une réanalyse venant consolider un indicateur en disposant d'une information plus complète. C'est le cas de l'INSEE qui réévalue les taux de croissance ou d'inflation trimestriels de la France. Toutefois, cette réévaluation ne se fait qu'une fois et sur la base d'un jeu complet permettant d'affiner la première estimation qui étaient connue pour ne fournir qu'une valeur approximative.

**Ce phénomène de figer ou non la valeur d'un indicateur avec l'évolution des méthodes de calcul affecte le suivi de la dépendance aux PPP de l'agriculture.** La liste des produits autorisés, ainsi que les doses d'usage évoluent avec les besoins et les connaissances. **Aussi, on peut souhaiter garder la trace de ce qu'était le contexte au moment de la décision, tout comme on peut vouloir tracer l'évolution en gardant intacte la capacité de comparaison entre deux dates.**

Ainsi le NODU d'une année va dépendre de la valeur de référence de la dose utilisée pour le calculer. Ce sont les valeurs de doses unités de l'année du calcul qui prévalent, induisant donc un re-calcul des valeurs de NODU des années antérieures dans le cas d'une évolution réglementaire de doses unités l'année considérée. Si ces dernières baissent avec l'évolution réglementaire, à un même volume consommé, on fera correspondre un nombre plus élevé de traitements, donnant l'impression que la situation s'est dégradée. Cela peut être vu comme une réalité, si par exemple l'amélioration des équipements permet des économies de produit tout en gardant l'efficacité, le NODU resterait constant si tout le monde s'équipe instantanément des nouvelles machines et réduit en conséquence les doses. Si en revanche une frange de personnes continue à utiliser les anciens anciennes doses puisque leur parc de matériels n'a pas évolué, de fait, la situation n'a pas bougé selon leur référentiel mais elle s'est bien dégradée compte-tenu de l'évolution attendue des pratiques ! Il y a donc un parti pris à trancher.

Dans le cas de HRI1, il a été acté que l'évolution des connaissances pouvait conduire à modifier la classification des molécules en quatre catégories. Ainsi une molécule approuvée, initialement classée dans le groupe 2 (voir partie 3.2), pourrait basculer dans une classe supérieure de risque (*e.g.* candidate à la substitution) si on découvre avec l'usage qu'elle s'accumule de manière excessive dans l'environnement ou dans la biosphère ou encore qu'elle présente un caractère CMR, pouvant aller jusqu'à en induire l'interdiction. Ce changement de classe peut toucher des substances actives très employées. Compte tenu du calcul rétroactif et des valeurs des coefficients de pondération affectés à chaque groupe, leur déplacement d'une catégorie à l'autre peut alors bouleverser les valeurs calculées de HRI1 dans des proportions de premier ordre. Des exemples chiffrés numériquement ont été apportés en mobilisant le cas du mancozèbe ou celui du glyphosate (Garnault et al., 2024).

**Dans une période où la tendance est plus au retrait de molécules qu'à l'ajout de nouvelles, le fait de reprendre les calculs *a posteriori* pour tenir compte de cet état de fait conduit globalement à souligner une spirale d'amélioration via l'indice qui reflétera comment la réglementation améliore la prise en compte des limites des PPP - conduisant le cas échéant à leur retrait - mais pas forcément comment cela résulte d'une prise en considération volontaire de la part des acteurs de se passer de ce pilier chimique dans leurs pratiques.** Autrement dit, dans un cas, c'est l'évolution réglementaire qui fixe le cadre, et c'est cela que l'on suit ; dans un autre, c'est l'évolution des pratiques qui permet de générer un progrès. Dans l'esprit de la directive européenne, il est bien attendu que les pratiques agricoles évoluent et que **la réglementation vienne entériner les changements, plus que l'inverse.** L'indicateur retenu doit pouvoir rendre compte des évolutions des pratiques.

Le monde scientifique et les économistes en particulier apprécient de pouvoir conduire des comparaisons valides à périmètre bien maîtrisé. Une stratégie un peu composite consiste donc à disposer d'une estimation faite au moment de la réalisation, à laquelle on peut affecter un taux actuariel qui permet d'exprimer toutes les années dans une métrique cohérente.

On pourrait imaginer que le bilan des entrées et sorties des molécules de la réglementation ainsi que le changement de classe tel que pratiqué dans HRI1 donne lieu à l'établissement d'un abaque actuariel qui viendrait se surimposer à une évaluation qui se fasse selon l'état des connaissances. Comme on dispose de l'ensemble de l'historique de la réglementation concernant les pesticides, il apparaît possible de faire réaliser une estimation des indices actuariels à retenir et appliquer pour réaliser des comparaisons entre années. Cette proposition ne doit cependant pas éluder la nécessité préalable de mieux cerner les intérêts et limites de l'indicateur considéré, avec ou sans calcul rétroactif. C'est ce que l'on tente de faire dans les parties qui suivent.

### 3. État de l'art

#### 3.1 Indicateurs européens mobilisés dans les *National Action Plans* et autres indicateurs explorés

Pour répondre à l'exigence de l'article 4 de la directive 2009/128/CE de la Commission concernant les Plans d'Action Nationaux (NAP, pour *National Action Plan*), plusieurs États-Membres ont développé des indicateurs nationaux. Il en découle une variété d'indicateurs parmi les États-Membres de l'Union Européenne (Tableau 1). D'autres indicateurs développés à l'échelle de plans d'action nationaux au Canada ou aux USA ont semblé intéressants à ajouter à cette analyse pour mieux cerner ce que pourrait être un indicateur « idéal » et éventuellement dégager des pistes d'amélioration du HRI1 (Landrieu, 2024).

**Tableau 1. Indicateurs du risque lié aux PPP utilisés par des plans d'action nationaux.**

Indicateur	Pays/entité de développement	Références bibliographiques
ADSCORE, SYSCORE, REXTOX	OCDE	OCDE, 2001
EIQ (Environmental Impact Quotient)	USA	Kovach et al., 1992
EPRIP (Environmental potential risk indicator for pesticides)	Italie	Riparbelli et al., 2008
EYP (Environmental Yardstick for Pesticide)	Pays-Bas	Reus et Leendertse, 2000
HRI1 (Harmonised Risk Indicator)	UE	Eurostat, 2021
IRPeQ (Indicateur de risque des pesticides du Québec)	Canada	Samuel et al., 2012
NODU (NOMBRE de Doses Unités)	France	Ecophyto, 2017
NRI (Norwegian pesticide Risk Indicator)	Norvège	Stenrød et al., 2008
PAF (Potentially Affected Fraction)	Pays-Bas	Klepper et al., 1998
Pestscreen	Espagne	Juraske et al., 2007
PL (Pesticide Load)	Danemark	Kudsk et al., 2018 ; Gensch et al., 2024
POCER (Pesticide occupational and environmental risk)	Belgique	Vercruyse et Steurbaut, 2002
PURE (Pesticide Use Risk Evaluation)	USA	Zhan et Zhang, 2012
ST (Synopsis-Trends)	Allemagne	Strassemeyer et Gutsche, 2010
TAT (Total Applied Toxicity)	USA, Allemagne	Schulz et al., 2021 Bub et al., 2023
TLI (Toxic Load Index)	Trade Foundation et BCI	Neumeister, 2017

Au total, une quinzaine d'indicateurs ont été analysés. D'un point de vue technique, ils peuvent être différenciés selon différents critères relatifs aux usages et pratiques considérés, aux compartiments, organismes et altérations ciblées, aux formalismes de représentation et de calcul et aux modalités de présentation des résultats. Du point de vue de leur formalisme de calcul, on distingue notamment trois grands types d'indicateurs :

- des indicateurs basés sur l'estimation de concentrations environnementales prédites (CEP) et le calcul d'un ratio de risque via le recours à des données de grandeurs d'effet en se basant sur des modèles mathématiques : EYP (Reus et Leendertse, 2000), POCER (Vercruyse et Steurbaut, 2002), SYNOPS (Strassemeyer et Gutsche, 2010) ;
- des indicateurs intégrant également une notion de risque via la prise en compte de certaines propriétés conditionnant le devenir et/ou l'effet de chaque substance mais en se basant sur des équations empiriques : indicateurs de l'OCDE (OCDE, 2001 ; Probst et al., 2005), PL (Kudsk et al., 2018), TAT (Schulz et al., 2021) ;
- des indicateurs ne considérant pas directement le devenir des substances ni leurs grandeurs d'effet spécifiques : NODU (Ecophyto, 2017 ; Hossard et al., 2017), et HRI1 (Eurostat, 2021).

On peut aussi distinguer ces indicateurs selon le niveau de prise en compte des usages de PPP : on observe des variations notamment en ce qui concerne la nature des substances considérées (produits de synthèse organiques, minéraux, de biocontrôle, ...). Si la quantité de substances actives vendues est le plus souvent utilisée, à défaut de pouvoir accéder aux quantités réelles appliquées, certains indicateurs considèrent des doses moyennes appliquées selon les cultures, ainsi que l'influence de la formulation et des modalités d'application sur le transfert des substances et sur le risque utilisateur : c'est le cas de POCER.

Quasiment tous les indicateurs étudiés fournissent des résultats au pas de temps annuel tandis qu'ils peuvent se différencier selon la résolution spatiale de calcul considérée. Par exemple SYNOPS-Trends, POCER, EYP et les indicateurs de l'OCDE (REXTOX) se placent à l'échelle d'une parcelle agricole selon une approche moyenne ou par cas-types régionaux ou nationaux, tandis que les autres se placent d'emblée à l'échelle nationale sans différenciation selon les propriétés des sols ou du climat.

Enfin, certains indicateurs donnent un résultat qui peut être agrégé en une seule valeur (POCER, NODU, PL), tandis que d'autres se présentent sous la forme d'un panel de sous-indicateurs (EYP, indicateurs de l'OCDE, SYNOPS-Trends) relatifs à une diversité de compartiments ou d'organismes cibles (Julius Kühn-Institute, 2022).

Il est à noter qu'une audition conduite en toute fin de rédaction de ce rapport (Annexe 2) a permis de prendre connaissance d'une proposition autrichienne très récente : l'indicateur PURI (Pesticide Use and Risk Indicator ; Global 2000, 2024) pour pallier les limites du HRI-1. Le PURI cherche à prendre en compte à la fois les quantités de substances utilisées pondérées par des doses d'application issus des dossiers d'homologation (approche comparable à celle du NODU mais débouchant sur un calcul plus simple à mettre en œuvre), ainsi que des grandeurs d'effets aigus et chroniques, à la fois pour l'humain (via les phrases de risque) et pour divers groupes d'espèces (pollinisateurs, oiseaux, vers de terre, mammifères, organismes aquatiques, via les données disponibles dans la base PPDB (Lewis et al., 2016). La démarche d'élaboration de cet indicateur trouve de nombreux points de similitude avec celle de l'indicateur PL (Kudsk et al, 2018), avec cependant des méthodes un peu différentes. L'indicateur PURI repose sur une définition de classes de risque toxicologique, de risque écotoxicologique, et de persistance des substances - basées sur des données spécifiques de

toxicité ou de demi-vie. L'indicateur PL quant à lui mobilise des valeurs spécifiques pour chaque SA. Le PURI est conçu de telle sorte qu'il soit possible de revenir aux sous-indicateurs (risque humain ou écotoxicologique, avec différenciation par taxon possible). Le PURI - comme le PL -, pourrait souffrir des limites mentionnées plus haut qui ont fait privilégier, dans le cadre de ce rapport, une approche plus simple, ainsi que du manque de données, notamment pour les effets chroniques.

Le tableau en annexe 5 donne quelques exemples des principales caractéristiques de plusieurs indicateurs d'intérêt. Le tableau 2 ci-dessous récapitule leurs intérêts et limites.

**Tableau 2. Intérêt et limites de quelques indicateurs d'intérêt.**

Indicateur	Intérêt	Limites	Pays de mise en œuvre
NODU Agricole	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Indicateur d'usage incluant une notion de dose efficace</li> <li>- Sectorisation par classes de certaines substances possible (CMR, Herbicides, Fongicides, Insecticides)</li> <li>- Historique de données et d'utilisation</li> <li>- Légitimité de développement (concertation initiale)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pas de sectorisation à date pour approcher le risque de certaines substances (ex : perturbateurs endocriniens)</li> <li>- Calcul de la DU « Franco-français » qui le rend inutilisable à l'échelle européenne</li> <li>- Prise en compte récente et sur un segment propre des produits de biocontrôle (NODU vert), de même pour les produits de traitement des semences (NODU traitement des semences)</li> <li>- pas de prise en compte des valeurs de seuils écotoxicologiques ni toxicologiques</li> </ul>	France
HRI1	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Indicateur incluant une approche du risque par catégorie de substances en cohérence avec le règlement (CE) n° 1107/2009</li> <li>- Calculable à l'échelle nationale et européenne</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lacunes scientifiques en l'état (facteurs de pondération non fondés scientifiquement, groupes de risque des substances discutables (notamment, le groupe 2 qui regroupe 60 % des SA commercialisées en France, soit 77 % des QSA vendues entre 2011 et 2021, alors que ces substances peuvent présenter des toxicités très différentes, ...)</li> <li>- Peu de transparence ni de concertation dans son processus d'élaboration</li> <li>- pas de prise en compte des valeurs de seuils écotoxicologiques ni toxicologiques spécifiques de chaque substance</li> </ul>	Différents États Membres européens (cf. Annexe 3)
PL	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Considère les propriétés de mobilité des substances (demi-vie, bioaccumulation, lixiviation) et des modalités d'application</li> <li>- prend en compte des grandeurs écotoxicologiques (3 animaux terrestres et 3 animaux aquatiques)</li> <li>- Considère l'impact sur l'humain et l'influence du type de formulation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Besoin de données consolidées des valeurs de seuils écotoxicologiques (pour lesquelles il existe des bases harmonisées au niveau européen qui pourraient être complétées) et des phrases de risque pour l'humain</li> </ul>	Danemark (travail scientifique d'application à l'Europe)
TAT	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Calcule un ratio de risque en se basant sur toutes les grandeurs écotoxicologiques disponibles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Besoin de données consolidées des valeurs de seuils écotoxicologiques (pour lesquelles il existe des bases harmonisées</li> </ul>	Allemagne, USA

	- Ses résultats peuvent permettre d'approcher un impact sur l'humain (données sur le rat par exemple)	au niveau européen qui pourraient être complétées) - Présente plusieurs sous-indicateurs en sortie	
SYNOPSIS-Trends	- Calcule une CEP en prenant en compte les propriétés de mobilité des molécules et des combinaisons de sols/cultures/climats types - Calcule les ratios de risque en se basant sur des grandeurs écotoxicologiques (risques aigus et chroniques pour animaux terrestres et aquatiques)	- Besoin de données consolidées des valeurs de seuils écotoxicologiques (pour lesquelles il existe des bases harmonisées au niveau européen qui pourraient être complétées) - Présente plusieurs sous-indicateurs en sortie - Nécessite une typologie de combinaisons de sols/climats/pratiques - Besoins importants de paramétrisation - Pas de prise en compte du risque pour l'humain	Allemagne

### 3.2 Focus sur le HRI1 : principe, avantages et limites identifiées

Le HRI1 (Harmonised Risk Indicator 1) a été conçu pour répondre aux objectifs de la directive européenne 2009/128/CE (dite Directive SUD pour Sustainable Use of pesticides Directive), qui souhaite instaurer un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable. Il a été proposé en 2019 (acte d'exécution 2019/782/CE), comme indicateur harmonisé de suivi des tendances en matière de réduction des risques liés à l'utilisation de pesticides au niveau de l'Union européenne (UE). Les États-Membres sont tenus de calculer annuellement cet indicateur. La Commission Européenne (DG Eurostat) calcule la valeur de l'indicateur HRI1 au niveau de l'UE.

Le HRI1 est calculé en combinant les statistiques sur les quantités de substances actives pesticides mises sur le marché conformément au règlement (CE) n°1185/2009 et les informations sur les substances actives conformément au règlement (CE) n°1107/2009.

Pour le calcul du HRI1, la directive 2019/782/CE définit quatre groupes de risque au regard au règlement 1107/2009, chacun étant affecté d'un facteur de pondération spécifique :

- Le groupe n°1 contient les substances à faible risque approuvées (annexe D du règlement d'exécution 540/2011 (version consolidée 1/11/2024)). Leur QSA est pondérée par un facteur 1.
- Le groupe n°2 est le groupe par défaut, il contient toutes les substances approuvées ne faisant pas partie des groupes n°1 et n°3 (annexes A et B du règlement d'exécution 540/2011 (version consolidée 1/11/2024)). Leur QSA est pondérée par un facteur 8.
- Le groupe 3 contient les substances approuvées dont la substitution est envisagée (annexe E du règlement d'exécution 540/2011 (version consolidée 1/11/2024)). Leur QSA est pondérée par un facteur 16.
- Enfin le groupe n°4 contient les substances retirées du marché (elles ne sont donc pas listées dans le règlement d'exécution 540/2011). Leur QSA est pondérée par un facteur 64.



**Tableau 3. Catégorisation des substances actives et pondérations liées au danger aux fins du calcul de l'indicateur de risques harmonisé 1. Directive (UE) 2019/782 de la Commission du 15 mai 2019.**

Ligne	Groupes						
	1		2		3		4
i)	Substances actives à faible risque qui sont approuvées ou réputées approuvées en vertu de l'article 22 du règlement (CE) n° 1107/2009 et qui sont inscrites dans la partie D de l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011		Substances actives approuvées ou réputées approuvées en vertu du règlement (CE) n° 1107/2009, qui ne relèvent pas d'autres catégories, et qui sont inscrites dans les parties A et B de l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011		Substances actives approuvées ou réputées approuvées en vertu de l'article 24 du règlement (CE) n° 1107/2009 dont on envisage la substitution et qui sont inscrites dans la partie E de l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011		Substances actives qui ne sont pas approuvées en vertu du règlement (CE) n° 1107/2009 et, par conséquent, qui ne sont pas inscrites à l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011
ii)	Catégories						
iii)	A	B	C	D	E	F	G
iv)	Micro-organismes	Substances actives chimiques	Micro-organismes	Substances actives chimiques	Qui ne sont pas classées comme suit: substances cancérigènes de catégorie 1 A ou 1B et/ou substances toxiques pour la reproduction de catégorie 1 A ou 1B; et/ou perturbateurs endocriniens	Qui sont classées comme suit: substances cancérigènes de catégorie 1 A ou 1B et/ou substances toxiques pour la reproduction de catégorie 1 A ou 1B; et/ou perturbateurs endocriniens, lorsque l'exposition des êtres humains est négligeable	
v)	Pondérations liées au danger applicables aux quantités de substances actives mises sur le marché dans des produits autorisés en vertu du règlement (CE) n° 1107/2009						
vi)	1		8		16		64

En pratique, le HRI1 pour une année donnée correspond à la somme, pour les 4 groupes de risque, de la quantité de substances actives vendues l'année considérée dans chaque groupe, pondérée par le coefficient de risque idoine puis rapportée à la moyenne de la valeur de HRI1 sur la période 2011-2013. Il est exprimé en pourcentage (%) (formule ci-dessous).

$$HRI1_i = \frac{100 \sum_{j=1}^4 QSA_{ij} P_j}{\frac{1}{3} \sum_{k=2011}^{2013} (\sum_{j=1}^4 QSA_{kj} P_j)}$$

**Equation 1**

Avec HRI1<sub>i</sub> : valeur du HRI1 pour l'année i, QSA<sub>ij</sub> : quantité de substances actives affectées au groupe de risque j, vendue au cours de l'année civile i P<sub>j</sub> : coefficient de pondération associé au groupe de risque j (P<sub>1</sub>= 1 ; P<sub>2</sub> = 8 ; P<sub>3</sub> = 16 ; P<sub>4</sub> = 64).

La catégorisation des substances actives est mise à jour chaque année par la Commission Européenne pour prendre en compte, entre autres, les nouvelles homologations, les ré-homologations, les non-approbations et les retraits entraînant un changement de groupe. Si une substance active change de groupe, elle doit être placée dans son nouveau groupe pour toute la période de calcul du HRI1. Cela signifie que chaque année, l'entièreté de la série chronologique est recalculée (calcul dit rétroactif, ou rétropolation) en considérant la catégorisation des substances la plus récente.

Les résultats annuels peuvent être comparés selon la valeur globale annuelle de l'indicateur et également déclinés par groupe ou par catégorie pour visualiser leurs évolutions.

Le HRI1 présente certains avantages déjà évoqués dans le tableau 2 et détaillés ici :

- Il est facilement calculable au niveau européen,
- Il permet une approche du risque selon des groupes de risque en s'appuyant sur des catégories de substances qui ont du sens du point de vue réglementaire puisqu'elles correspondent aux critères d'évaluation des substances avant leur mise sur le marché (règlement (CE) n°1107/2009),
- La gamme des substances considérées couvre toutes les molécules concernées par le règlement (CE) n°1107/2009 actuellement autorisées ou retirées. Cela comprend notamment des molécules organiques de synthèse ou naturelles (notamment substances sémi-chimiques telles que les phéromones), des molécules minérales et des micro-organismes utilisés pour le biocontrôle. Il est à noter que sont également considérés des produits destinés à la conservation des récoltes tels que le dioxyde de carbone.

Cependant, un certain nombre de limites peut aussi être relevé :

- Les quantités de substances ne sont pas pondérées par une dose efficace (comme dans le cas du NODU) ce qui, au sein d'une même classe, minimise le poids des molécules efficaces à moindre dose. Il faut noter qu'en France, environ 60 % des substances vendues (représentant 77 % de la QSA) sont par défaut classées dans le groupe 2, et sont donc essentiellement discriminées, au sein de chaque groupe, par leurs quantités d'utilisation (Barbu et al., 2024).
- Les groupes de risque définis en s'appuyant sur le règlement (CE) n°1107/2009 regroupent des substances présentant des toxicités très différentes, voire des classes de risque hétérogènes (par exemple soufre, ou encore le dioxyde de carbone, figurent dans le même groupe que des molécules toxiques à faible dose). De même, certaines molécules sont incluses dans le groupe 4 non pas du fait de leur toxicité, mais parce qu'elles ne sont plus soutenues par les firmes. De fait, l'indicateur ne prend pas en compte de grandeurs écotoxicologiques ni toxicologiques spécifiques à chaque substance active. Il ne permet pas bien, ou pas du tout, de rendre compte de certains risques majeurs (CMR, perturbateurs endocriniens, pollinisateurs, santé humaine, etc. ...).
- Les facteurs de pondération ne sont pas fondés scientifiquement. Ils contribuent, avec le calcul rétroactif, à générer des « sauts » dans les résultats de l'indicateur.
- L'indicateur peut baisser brutalement même sans aucun changement de pratiques de la part des agriculteurs (c'est le cas lors de l'interdiction d'une molécule à fort grammage à l'hectare totalement substituée par une autre molécule à grammage à l'hectare plus réduit, par exemple). Ainsi, l'interdiction du mancozèbe, même s'il était totalement remplacé par un autre fongicide, suffirait presque à atteindre l'objectif de réduction de 50 % de la valeur de l'indicateur par rapport à la référence. *A contrario*, des changements significatifs de pratiques n'entraînent pas forcément une diminution marquée du HRI1 (c'est le cas lors d'une forte réduction d'usage volontaire (i.e. sans interdiction associée) des insecticides qui sont de grammage faible, même sans substitution par d'autres molécules, par exemple ; Garnault et al., 2024).

Il découle des remarques précédentes un questionnement quant à l'interprétation des résultats de l'indicateur et notamment sur sa capacité à suivre les effets d'évolutions de pratiques des agriculteurs et plus globalement de répondre aux objectifs du plan Ecophyto de réduction des usages, des risques et de la dépendance de l'agriculture vis-à-vis des PPP.

Par ailleurs, on peut également souligner le peu de transparence et de concertation de son processus d'élaboration.

## Conclusion et voies possibles d'amélioration

Une amélioration *a minima* du HRI1 pourrait permettre de corriger certains défauts majeurs, mais sans être en mesure de corriger les faiblesses intrinsèques. Les trois corrections possibles immédiates sont :

- Ne pas procéder à des recalculs dès lors qu'une SA change de catégorie. En effet, ceci donne une vision extrêmement favorable de l'évolution de l'indicateur sous le seul effet du retrait de molécules. Elles passent alors dans la catégorie 4, avec un coefficient très élevé. Les utilisations au cours des années précédant le retrait se voient donc affectées de valeurs très hautes, donnant *de facto* le sentiment d'une très forte réduction de l'usage et de l'impact.
- Intégrer les doses d'utilisation pour corriger les distorsions liées au grammage. Si les impacts sont directement liés aux quantités utilisées, l'analyse de l'usage requiert de pouvoir prendre en compte les doses d'utilisation par unité de surface. C'est le principe qui a fondé le NODU. Toutefois, le calcul du NODU est rendu complexe et difficile à comprendre par la diversité des doses homologuées selon les usages (cultures et parfois bioagresseurs ciblés). Pour éviter cette critique, une option simple consisterait à utiliser pour chaque substance active la médiane des doses homologuées. Dans un souci d'harmonisation européenne, on pourrait utiliser la médiane des doses homologuées acceptées à travers l'ensemble de l'Europe, ou celles présentes dans les « usages représentatifs » présents dans les dossiers d'évaluation du risque de l'EFSA. Cette médiane présenterait l'avantage supplémentaire d'une grande stabilité, puisque la variation d'une ou de quelques valeurs aurait peu d'effet sur la valeur de la médiane.
- Le coefficient du groupe 4 est très élevé. Il souffre du même arbitraire que les coefficients des autres catégories, mais sa valeur très élevée vise à pénaliser les usages à titre dérogatoire. Cependant, ceci n'en fait pas *de facto* un outil de pilotage. Il existe un autre lieu et une autre instance pour attribuer ou non les droits à déroger et à utiliser une substance non autorisée (article 53 du règlement 1107/2009). Si le coefficient de la catégorie 4 était réduit, par exemple à 32 au lieu du 64 aujourd'hui, les usages dérogatoires seraient bien pris en compte, sans donner le sentiment que l'indicateur HRI1 soit l'arme principale de la décision. En tout état de cause, un autre indicateur, le HRI2 permet de rendre compte de l'intensité du recours aux dérogations.

Compte tenu des limites évoquées plus haut, il semble toutefois indispensable d'aller plus avant dans la modification de l'indicateur et d'en faire un réel instrument de mesure de l'usage et de l'impact, basé à la fois sur des choix politiques et sur des données scientifiquement fondées.

Une approche par groupe de risque semble problématique car elle ne permet pas de suffisamment discriminer les molécules selon le risque associé (nombre de groupes trop faible et regroupement de substances actives (SA) ayant des profils toxicologiques très différents (notamment au sein du groupe 2 qui rassemble, on le rappelle, la majorité des molécules autorisées en nombre et en QSA)). Le recours aux facteurs de pondération qu'elle implique est largement critiqué et, de fait, non étayé scientifiquement.

Pour pallier cette lacune, une approche par ratio de risque pondérant la quantité appliquée par une grandeur de risque spécifique à chaque molécule semblerait une voie d'amélioration possible. Cela permettrait de rendre compte d'une toxicité réelle et donc de pallier la limite du NODU qui se base sur des doses unitaires à la fois complexes à calculer au niveau européen et non directement associées à une toxicité. En revanche, la toxicité d'une molécule ne se caractérise pas simplement et, notamment, pas par une grandeur unique. Le processus d'évaluation des SA avant leur mise sur le marché définit un cadre standardisé qui, bien que simplifié par rapport aux conditions réelles de terrain, présente l'intérêt d'être reconnu et harmonisé au niveau européen. Des bases de données existent (EFSA notamment). Une telle approche « continue » du risque permettrait d'éviter l'écueil du choix de facteurs de pondération de groupes de risque, non étayés scientifiquement ainsi que les sauts de résultats lors du changement dans les groupes 3 ou 4 d'une SA pondéreuse. Se poserait encore, toutefois, la question de la mise à jour des données de toxicité et donc du calcul rétroactif.

Cette approche serait similaire à celle proposée par l'indicateur TAT, ou de la partie Ecotoc de l'indicateur PL décrit plus haut avec, cependant, un possible besoin de simplification dans la double perspective de déboucher sur un indicateur aisément interprétable et calculable par l'ensemble des États membres tout en étant suffisamment informatif de risques majeurs connus associés aux usages des PPP par les agriculteurs - ce à la fois en lien avec les quantités utilisées et le profil toxicologique des SA. Le niveau de simplicité souhaité impliquera de faire des choix vis-à-vis des taxons et des grandeurs de toxicité à privilégier (grandeurs de toxicité aiguë ou chronique, sur des espèces clés pour les objectifs visés). Le résultat ne pourra en effet pas rendre compte de toute la complexité du risque lié aux usages de PPP et il impliquerait *a priori* un positionnement des parties prenantes pour arbitrer le choix des taxons à retenir en considération des objectifs, des enjeux et des bases de données - actuelles et dans la perspective de leur complétion. Les auditions et le questionnaire mis en place dans le cadre de cette étude peuvent être un premier niveau de recensement des avis dans ce sens.

Le cadre méthodologique défini vise à garantir un équilibre entre faisabilité technique, robustesse scientifique, facilité d'harmonisation à l'échelle européenne et un certain niveau d'adhésion des différentes parties prenantes.

Au final, dans la suite du document, les choix faits, *a minima* à titre démonstratif, ont été guidés par la disponibilité actuelle des données au niveau européen.

Pour information, certaines pistes n'ont pas été retenues pour la suite de ce travail :

- Il a été discuté la possibilité de prendre en compte dans l'indicateur des informations relatives aux propriétés de mobilité des SA, comme c'est le cas dans le Pesticide Load qui considère leur temps de demi-vie ou leur capacité d'adsorption sur le carbone organique des sols. En effet, ces dernières déterminent le niveau de présence des PPP dans les différents compartiments (sol, eau, air) et donc l'exposition des organismes. Toutefois une telle démarche a semblé délicate pour différentes raisons : ces propriétés sont très dépendantes des conditions locales (sol, météo, pratiques agricoles, ...) difficiles à aborder au niveau national et qui plus est au niveau européen, la concaténation au sein d'un indicateur global d'indicateurs relatifs respectivement à la mobilité et à la toxicité des PPP ne semblait pas souhaitable car susceptible de brouiller son interprétation, et enfin, les SA ayant une courte demi-vie - *a priori* moins problématiques - sont cependant susceptibles de générer des produits de dégradation

connus ou inconnus qui ne seraient pas pris en compte dans l'indicateur ce qui sous-estimerait le risque global lié à leur utilisation.

- Il a également été discuté la pertinence d'inclure des phrases de risque pour mieux approcher le risque humain et utilisateur notamment. Une option, relativement simple, consisterait à compter, pour chaque SA, le nombre de phrases de risque mentionnées dans l'autorisation d'utilisation. Ceci conduirait à une échelle facilement interprétable. Mais cette option fait implicitement l'hypothèse que toutes les phrases de risque sont équivalentes. Comme les phrases de risque n'ont pas été élaborées en ce sens, il est délicat de leur faire jouer ce rôle *a posteriori*.

## **4. Diagnostic des données disponibles pour caractériser l'utilisation des produits phytopharmaceutiques et les risques associés**

### **4.1 Données disponibles concernant l'utilisation des pesticides**

Un indicateur de risque lié à l'usage des produits phytopharmaceutiques (PPP) repose idéalement sur la connaissance des traitements réels appliqués au champ. Une donnée géographiquement explicite à l'échelle de la parcelle traitée permettrait une caractérisation fine du risque, prenant en compte des facteurs contextuels tels que la topographie et la nature des sols, la proximité des ressources en eau, la proximité des habitations, etc... De plus, une connaissance précise de la temporalité des applications au champ permettrait d'affiner cette évaluation en intégrant les conditions météorologiques prévalentes au moment des traitements, lesquelles influent sur divers phénomènes liés à la contamination des milieux tels que la vitesse de dégradation, ou le risque de transfert des substances actives (SA) par dérive de pulvérisation, volatilisation, lixiviation ou ruissellement.

Cependant, les données actuellement disponibles sur l'utilisation des PPP aux niveaux national et européen ne fournissent pas ce niveau de détail. Les données Eurostat ne contiennent que des données agrégées à l'échelle nationale des ventes par année civile. Même si en France, la Base Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs (BNV-D) permet depuis 2013 un enregistrement de la donnée au code postal de l'acheteur, ce qui permet d'envisager un certain niveau de spatialisation des ventes, elle ne permet pas d'accéder à des applications réelles, puisque l'on est amené à supposer que l'utilisation se fait localement par rapport au lieu d'achat. De plus, la dose d'application d'un même produit formulé peut varier selon la cible visée ce qui génère une incertitude supplémentaire pour qualifier la pratique. Cela écarte donc la possibilité de développer un indicateur de risque basé sur l'utilisation réelle des PPP, avec une précision spatio-temporelle fine.

Par ailleurs, l'évaluation du risque au niveau européen ne concerne que les SA pures, étant donné que la formulation des produits et l'évaluation des risques associés se fait à l'échelle de chaque État membre, sans harmonisation à l'échelle européenne. Cela exclut de considérer l'influence potentielle sur la toxicité des SA des co-formulants présents dans les produits formulés ainsi que les risques liés aux interactions entre SA (effet cocktail). Les co-formulants pourraient cependant a minima être intégrés dans l'analyse de risque en tant que substances pouvant présenter un caractère toxique propre. Pour Alerte Médecin sur Les Pesticides, il n'est pas admissible qu'ils soient omis, alors même que le règlement CE/1107/2009 indique que les co-formulants ne doivent pas présenter d'effet nocif sur la santé humaine ou animale ou les eaux souterraines, ou un effet inacceptable sur l'environnement. En théorie, il devrait donc y avoir des données sur la toxicité des co-formulants dont il conviendrait d'analyser la disponibilité et la complétude, tout en examinant la faisabilité de suivre et quantifier les volumes vendus, ce qui n'est pas réalisé à ce jour.

Enfin, pour identifier les SA, plusieurs identifiants peuvent être rencontrés dans les différentes sources de données : le nom usuel, le code Eurostat, le numéro CAS, notamment. Toutefois, la diversité des dénominations observée entre pays ou bases de données pour les renseigner

(e.g. « glyphosate » et « N-(phosphonométhyl)glycine », ou « sulfur » et « sulphur ») met en avant la nécessité d'une standardisation. L'utilisation d'identifiants harmonisés, tels que le code Eurostat ou le numéro CAS, est donc recommandée pour faciliter la gestion des données et le calcul d'indicateur par les différents États membres, comme c'est déjà le cas pour l'indicateur HRI1.

Ainsi, en tenant compte des contraintes liées à la disponibilité des données et de la nécessité de proposer un indicateur dont le calcul soit accessible pour tous les États membres, la proposition d'indicateur formulée dans ce rapport se base sur :

- Les ventes annualisées nationales des SA listées dans le règlement CE 1185/2009 ;
- Les données de toxicité et d'écotoxicité spécifiques à chaque SA évaluées selon le règlement (CE) n°1107/2009 et explicitées dans la partie suivante.

## 4.2 Données disponibles concernant le risque lié aux substances actives

### Sources institutionnelles européennes

À l'échelle européenne, les rapports d'évaluation des risques, élaborés par un État membre rapporteur dans le cadre du processus de *peer review*, contiennent de nombreuses données sur la toxicité, l'écotoxicité et les propriétés physico-chimiques des SA. Ces rapports sont accessibles *via* le journal de l'EFSA (<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/>). Une recherche avancée dans le journal de l'EFSA renvoie 701 publications dont le titre contient l'expression « *peer review of the pesticide risk assessment* ». Toutefois, il convient de noter que certains documents peuvent se rapporter à une même SA, du fait qu'une SA peut faire l'objet de plusieurs évaluations du risque au cours du temps. *A contrario*, d'autres documents peuvent regrouper l'évaluation du risque de plusieurs SA lorsqu'elles sont chimiquement proches.

La base de données de la Commission Européenne sur les pesticides (EU Pesticides Database) ([https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database\\_en](https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en)) liste toutes les SA autorisées ou retirées dans l'Union Européenne (UE). Elle fournit également des informations spécifiques, telles que leur classification en tant que substances à faible risque ou candidates à la substitution, ainsi que des indicateurs de toxicité comme l'ADI (*Acceptable Daily Intake*) et l'ARfD (*Acute Reference Dose*) pour l'exposition alimentaire, et l'AOEL (*Acceptable Operator Exposure Level*) pour l'exposition par manipulation. Cette base de données répertorie des informations pour un total de 1464 SA. La base de données de la Commission Européenne sur les pesticides permet également de consulter les Limites Maximales de Résidus (LMR) dans les denrées alimentaires commercialisées pour 674 SA, contribuant à l'évaluation des risques liés à l'exposition *via* l'alimentation.

Une partie des informations précédentes sont synthétisées et standardisées dans la base de données OpenFoodTox de l'EFSA (<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2017.e15011>). Elle fournit des données d'écotoxicité pour 2246 SA, et depuis 2023, fournit également des informations concernant les propriétés physico-chimiques pour 850 d'entre-elles. Cependant, et contrairement aux autres sources précédemment mentionnées, OpenFoodTox ne se limite pas aux PPP.

Enfin, l'annexe VI du règlement (CE) n° 1272/2008 sur la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et mélanges (CLP), accessible sur le site de l'ECHA (European

Chemicals Agency) (<https://echa.europa.eu/fr/home>), recense la classe de danger et les phrases de risque associées à 4190 SA. À l'instar d'OpenFoodTox, cette base de données ne se limite pas qu'aux seules substances actives PPP, mais couvre l'ensemble des substances chimiques autorisées en Europe.

#### Sources regroupant des informations provenant d'autres bases

La PPDB (Pesticide Property Data Base ; Lewis et al., 2016) est une base de données accessible en ligne gratuitement, mais payante si l'on souhaite la télécharger. Développée et gérée par l'unité de recherche en agriculture et environnement (AERU) de l'Université de Hertfordshire, au Royaume-Uni, elle est probablement une des plus complètes, rassemblant une grande majorité des connaissances sur les PPP. Elle contient des informations pour 3891 SA, incluant leurs différents noms et identifiants ; leur statut réglementaire dans l'Union Européenne ; ainsi que leurs caractéristiques chimiques. La base compile également des données physico-chimiques relatives à la persistance des SA dans l'environnement, accompagnées d'indices agrégatifs tels que le GUS (Groundwater Ubiquity Score ; Gufstason, 1989) et le SCI-GROW (Screening Concentration In GROund Water). En outre, elle inclut des informations sur les métabolites secondaires, des données d'écotoxicité concernant de nombreux organismes terrestres et aquatiques, ainsi que des informations sur les risques pour la santé humaine (*via* alimentation, cancérogénicité, mutagénicité, reprotoxicité, les différentes phrases de risques, notamment).

La base de données ECOTOX (Olker et al., 2022), administrée par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (US-EPA), est une ressource dédiée à la toxicité environnementale des SA pour les espèces aquatiques et terrestres. Elle couvre 12982 SA, pesticides et non pesticides, avec des résultats issus de plus de 50000 références publiées. Bien que moins diversifiée que la PPDB en termes d'informations globales sur les caractéristiques des SA (*e.g.* différentes appellations ; statut réglementaire ; propriétés physico-chimiques), la base ECOTOX se distingue par la richesse des détails fournis sur les protocoles expérimentaux liés à l'évaluation du risque des SA. Elle comporte des champs permettant de décrire très précisément la durée des tests, le nombre de doses administrées, les concentrations utilisées, ainsi que des données très précises sur les organismes testés (sexe, âge, masse, nombre d'individus). De nombreuses autres variables et commentaires sont enregistrés dans cette base, permettant de disposer d'une réelle connaissance sur les dispositifs expérimentaux employés. A noter que ces informations ne sont pas systématiquement toutes renseignées.

Une autre base américaine, plus ancienne, et parfois utilisée pour obtenir des informations sur les risques liés aux PPP, est EXTOUNET (EXTension TOXicology NETwork) (<http://extounet.orst.edu/>). Ce projet collaboratif réunit plusieurs universités américaines, notamment l'Université de Californie à Davis, l'Université d'État de l'Oregon, l'Université d'État du Michigan, l'Université Cornell et l'Université de l'Idaho. EXTOUNET est consultable uniquement en ligne et propose des *Pesticide Information Profiles* (PIPs) pour 193 substances actives, fournissant des données sur leur toxicologie, leur écotoxicologie, leur devenir environnemental, ainsi que sur leurs propriétés physico-chimiques.

### Sources françaises

En France, la base de données la plus connue est AGRITOX (<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/base-de-donnees-agritox/>), initialement développée par l'INRA et aujourd'hui gérée par l'Anses. Cette base peut être décrite comme une version française de la PPDB, fournissant des informations similaires sur les SA (e.g. fiche d'identité ; propriétés physico-chimiques ; toxicités et écotoxicité), mais pour seulement 268 d'entre-elles. En revanche, contrairement à la PPDB, la base AGRITOX est disponible et téléchargeable gratuitement. Ces données ont notamment été utilisées dans le cadre du projet C3PO (Base de Connaissances sur les Produits PhytoPharmaceutiques à partir de sources Ouvertes) (<https://hal.science/hal-04260567v1>), initié par l'Office Français de la Biodiversité dans le cadre du challenge Green Data For Health en 2023. Ce projet vise à diffuser des informations sur les SA présentes dans la BNV-D.

### Autres sources de données

D'autres sources de données, bien que moins complètes et plus difficiles à exploiter, peuvent également être mentionnées. Il s'agit notamment de « moteurs de recherche » sur les PPP tels que eChemPortal (OCDE) (<https://www.echemportal.org/echemportal/>), PubChem (NIH) (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>), la base ICSC (OMS) (<https://chemicalsafety.ilo.org/dyn/icsc/showcard.listCards3>) et PesticideInfo (PAN) (<https://www.pesticideinfo.org/chemical/PRI3454>).

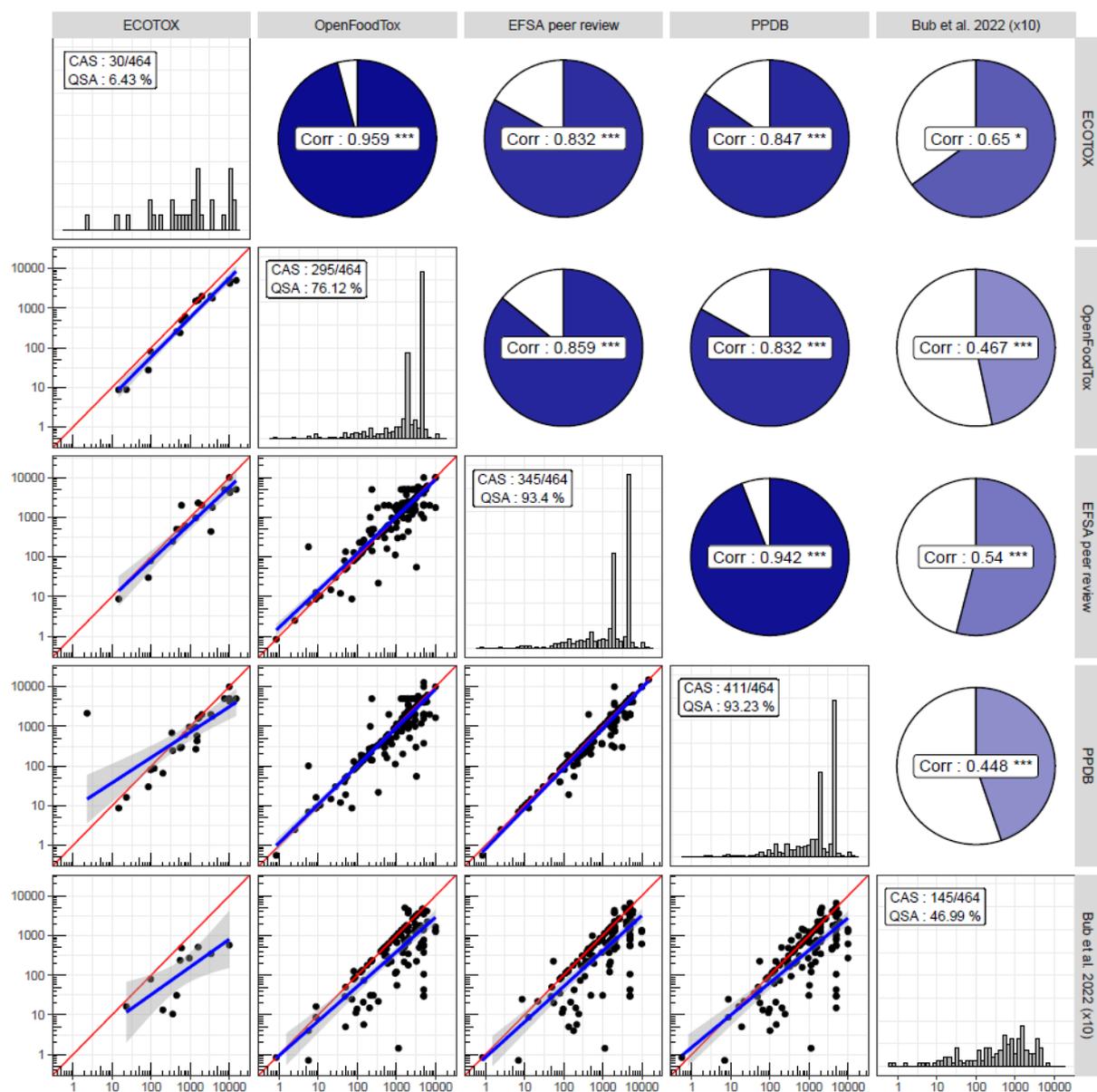
Enfin, la base de données commune de l'Organisation Internationale de Lutte Biologique (IOBC) et du groupe de travail sur les pesticides et les organismes auxiliaires (WPRS) (<https://iobc-wprs.org/ip-tools/pesticide-side-effect-database/>) n'a pas pu être analysée dans le cadre de cette étude, car elle était en cours de révision. Cette base semble prometteuse et pourrait être relativement facile à exploiter. Cependant, il convient de souligner qu'elle se concentre sur la toxicité et l'écotoxicité des produits formulés. Bien que cette information soit pertinente, elle s'écarte du cadre établi dans ce rapport, qui vise à concevoir un indicateur fondé sur les caractéristiques des substances actives, puisque ce sont celles qui sont le plus largement disponibles au niveau européen.

## 4.3 Analyse comparative des sources de données et choix d'une source d'information unique

Les différentes bases de données présentées précédemment ont été exploitées afin d'identifier les plus intéressantes en vue de développer un indicateur de risque lié à l'utilisation des PPP sous la forme d'un ratio de risque. Une analyse approfondie des bases PPDB, ECOTOX et OpenFoodTox est réalisée ci-après, ces dernières se distinguant par leur richesse en données et leur facilité d'accès. Les bases AGRITOX et C3PO, bien que pertinentes, ont été écartées en raison de leur portée limitée à la France, incompatible avec un indicateur à vocation européenne. La base EXTOXNET, jugée trop lacunaire, n'a pas non plus été retenue. Toutefois, il convient de souligner qu'AGRITOX et EXTOXNET font partie des sources alimentant la PPDB. Ainsi, les informations qu'elles contiennent sur les risques des SA sont indirectement conservées.

En complément de la PPDB, d'ECOTOX et d'OpenFoodTox, la matrice de risque publiée par Bub et al. (2023) a également été incluse dans l'analyse. Construite à partir de ces trois bases, elle propose des valeurs d'écotoxicité pour 292 SA, utilisées notamment pour calculer l'indicateur TAT en Allemagne.

Pour évaluer la disponibilité des données et les comparer selon ces différentes sources, une métrique unique a été retenue dans un premier temps : la toxicité aiguë orale sur rat, exprimée sous la forme de la dose létale 50 % (DL<sub>50</sub>). Cette valeur est en effet systématiquement mesurée lors de l'homologation des SA dans l'Union Européenne et est donc la plus fréquemment disponible dans les jeux de données, comme nous avons pu le vérifier. Les données de DL<sub>50</sub> ont été directement extraites de la PPDB, d'ECOTOX et d'OpenFoodTox, tandis que pour la matrice des seuils de risque de Bub et al. (2023), seule une valeur agrégative pour l'ensemble des vertébrés terrestres est disponible. Enfin, les valeurs issues de ces quatre sources de données ont été comparées à celles extraites de manière semi-automatisée des dossiers de *peer review risk assessment* accessibles *via* le journal officiel de l'EFSA. À noter que seules les valeurs numériques ont été prises en compte pour cette comparaison (*i.e.* les signes « < », « ~ » ou « > » n'ont pas été considérés). Ce choix a une incidence visible dans la distribution des valeurs avec des pics de valeurs observés à 2000 et 5000 mg/kg, couvrant les cas où la valeur exacte n'a pas été mesurée et où seuls les seuils « > 2000 » ou « > 5000 » mg/kg ont été reportés (**Figure 3**).



**Figure 3. Corrélogramme des valeurs d'écotoxicité aiguë pour le rat ou divers invertébrés terrestres des substances actives PPP selon différentes sources de données.** Les valeurs comparées correspondent à la dose létale 50 % (DL<sub>50</sub>, exprimée en mg/kg bw), *i.e.* dose à laquelle 50 % des individus meurent. Pour ECOTOX, OpenFoodTox, EFSA *peer review* et PPDB les DL<sub>50</sub> sont pour le rat. Pour Bub et al. (2023), la valeur utilisée correspond à la DL<sub>50</sub> minimale observée parmi divers vertébrés terrestres (*e.g.* rat, souris, lapin, chien) et multipliée par 10. Triangle inférieur : nuages de points où chaque point représente une substance active, les axes sont en échelle logarithmique, avec en rouge la fonction identité et en bleu la droite de régression correspondant au nuage de points. Triangle supérieur : coefficients de corrélation de Pearson entre les variables log<sub>10</sub> transformées après standardisation, accompagnés de leur p-valeur (\* : p < 0,05 ; \*\* : p < 0,025 ; \*\*\* : p < 0,001 ; · : p < 0,01). Diagonale : histogrammes illustrant la répartition des valeurs pour chaque source, le nombre de numéros CAS (identifiants les substances actives, 464 au total) et la fraction des ventes (QSA totale entre 2009 et 2023) couvertes par la source de données.

Les résultats présentés dans la **Figure 3** mettent en évidence la forte corrélation entre les valeurs issues des dossiers de *peer review risk assessment* de l'EFSA, celles d'OpenFoodTox, et celles de la PPDB. Les taux de couverture de la BNV-D sont particulièrement élevés pour les données extraites des dossiers de l'EFSA et de la PPDB, couvrant respectivement 345 et 411 substances actives sur 464, représentant plus de 93 % des quantités de SA répertoriées dans la BNV-D entre 2009 et 2023.

Dans l'ensemble, les données des différentes sources sont bien corrélées, à l'exception des seuils d'écotoxicité de la matrice de risque publiée par Bub et al. (2023). Cette moins bonne corrélation s'explique par une différence de méthode : alors que les autres bases se concentrent sur la DL<sub>50</sub> par voie orale chez le rat, la matrice de Bub et al. (2023) utilise la valeur minimale de DL<sub>50</sub> observée sur plusieurs vertébrés terrestres (rat, souris, lapin, chien, etc.).

La base ECOTOX présente un taux de recouvrement relativement faible, principalement en raison de la nature des données qu'elle contient. En effet, la majorité des informations d'ECOTOX se concentrent sur des doses sans effet observé (NOEL et LOEL).

Au regard des résultats obtenus, la suite des réflexions concernant l'amélioration de l'indicateur de risque lié à l'utilisation des pesticides se concentre principalement sur les données de toxicité et d'écotoxicité disponibles dans la PPDB<sup>1</sup>. Cette base se distingue par son bon taux de couverture, grâce à l'agrégation d'un grand nombre de sources de données relatives au risque des SA. Par ailleurs, son format standardisé facilite grandement son exploitation, en faisant un outil particulièrement adapté pour la construction d'un indicateur de risque harmonisé.

## 4.4. Choix des métriques liées au risque pour l'amélioration du HRI1

### Taux de couverture des grandeurs d'écotoxicité présentes dans la PPDB

La base de données PPDB offre une couverture importante des SA présentes dans la BNV-D, avec 95 % des identifiants CAS (CAS Registry Number) retrouvés, représentant 99,97 % des quantités totales vendues (QSA) entre 2009 et 2023 (**Figure 4**). Ces taux de couverture sont légèrement supérieurs à ceux observés dans la **Figure 3**, car ici, toutes les données de la PPDB sont prises en compte, et non uniquement celles proposant des valeurs de DL<sub>50</sub> sur rat par voie orale.

La **Figure 4** met en évidence la diversité des métriques disponibles dans la PPDB pour quantifier les risques associés aux SA. Les métriques qui permettent d'avoir des informations sur l'écotoxicité des SA et de couvrir une grande partie (*i.e.* > 95%) de la QSA totale entre 2009 et 2023, sont : la toxicité aiguë pour les invertébrés aquatiques, les poissons, les mammifères terrestres, les algues, les abeilles (par voie orale et par contact), les vers de terre et les oiseaux, ainsi que la toxicité chronique pour les poissons. Concernant les milieux aquatiques, les mesures de toxicité sont exprimées en termes de concentration des SA dans le milieu (mg/L d'eau), avec des espèces représentatives des écosystèmes tempérés. Pour les poissons, la toxicité aiguë est quantifiée grâce à la concentration létale 50 % (LC<sub>50</sub>), tandis que, pour les

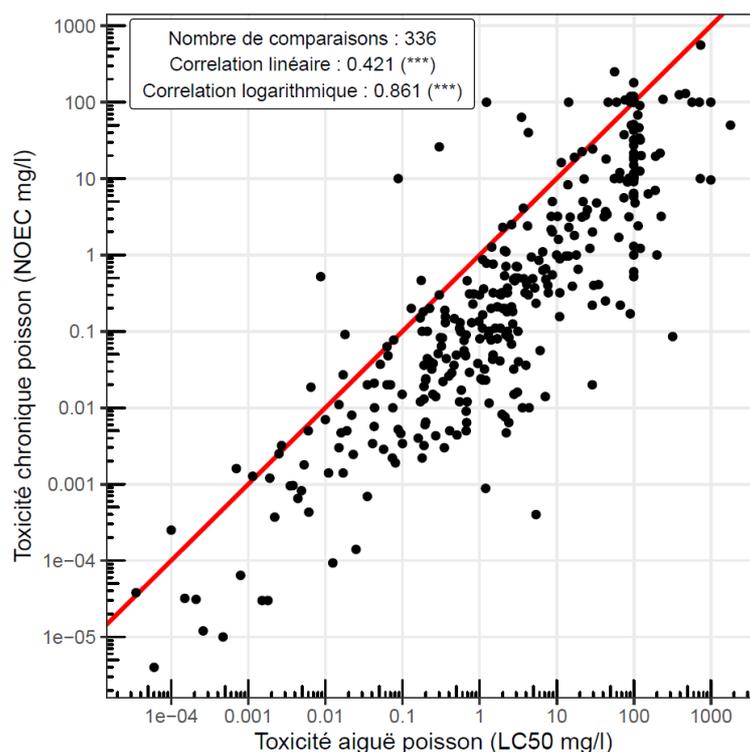
---

<sup>1</sup> Lors des entretiens, Phyteis nous a informés que la PPDB est en train d'être complétée en collaboration avec CropLife Europe.



repose sur la fréquence et la meilleure disponibilité des données de toxicité aiguë par rapport à celles de toxicité chronique. Par ailleurs, il est important de noter que les toxicités aiguës et chroniques peuvent être assez bien corrélées pour certains organismes (**Figure 5**), même s'il existe une certaine dispersion autour de l'axe de corrélation. Les **Figures A6.1 à A6.6** (Annexe 6) montrent que, de manière générale, les valeurs de toxicité aiguë sont généralement comprises entre une et deux puissances de 10 au-dessus des valeurs de toxicité chronique. En outre, les coefficients de corrélation les plus faibles sont souvent observés lorsque de nombreuses valeurs de toxicité aiguë sont exprimées sous forme de seuils limites, au-delà desquels la valeur exacte n'est pas déterminée (« > 2000 » ou « > 5000 » pour les mammifères et les oiseaux, « > 500 » ou « > 1000 » pour les vers de terre, et « > 100 » pour les abeilles). Cette limite est beaucoup moins fréquemment observée pour les toxicités mesurées dans les milieux aquatiques (e.g. 100 mg/l pour les poissons, **Figure 5**).

Par ailleurs, il convient de noter que les valeurs de toxicité chronique considérées (NOEC ou NOEL) peuvent également ne pas représenter un seuil d'effet toxique observable réel, mais simplement représenter les concentrations testées dans l'étude, c'est-à-dire soit la seule concentration testée ou la concentration la plus élevée testée, ce qui en limite aussi la pertinence pour le calcul d'un quotient de risque.



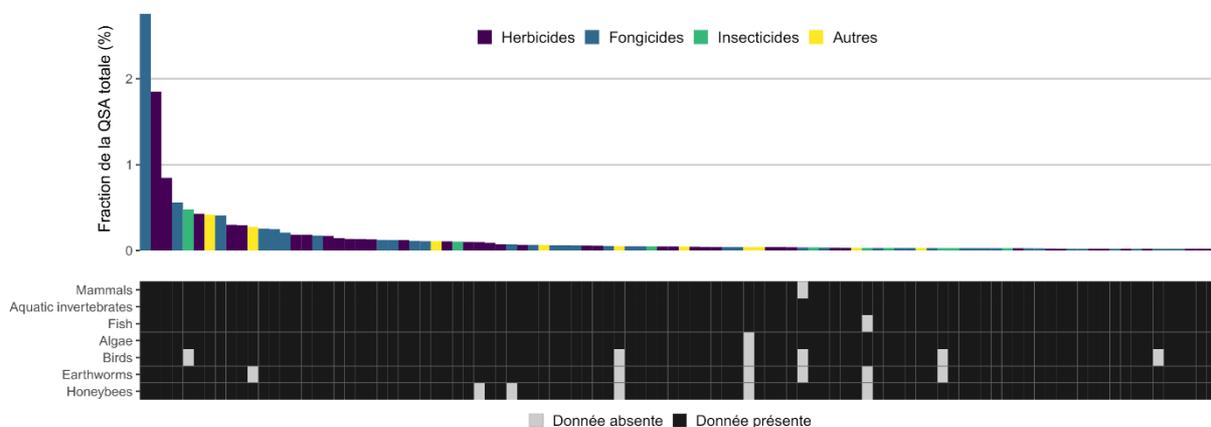
**Figure 5. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les poissons.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre de substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux

variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .

Il convient de noter qu'une certaine hétérogénéité persiste au sein même des grandeurs de toxicité aiguë pour les sept taxons sélectionnés, en raison des variations dans les sources de données et les espèces testées. Cette diversité est illustrée dans les **Figures A6.7 à A6.13** (Annexe 6). Malgré cela, l'EFSA constitue plus de 85 % des données référencées dans la PPDB pour ces variables, avec des niveaux de confiance et de qualité généralement élevés. Concernant les espèces testées, on observe une disparité importante : une seule espèce est évaluée pour les abeilles, tandis que jusqu'à 21 espèces différentes sont prises en compte pour les algues. Par ailleurs, dans certains cas, l'espèce testée reste non spécifiée dans la PPDB.

Lors de l'élaboration de l'indicateur, nous supposons que les organismes appartenant à un même groupe taxonomique présentent une sensibilité intrinsèque comparable. Cette hypothèse s'appuie sur le fait que la majorité de ces espèces sont présentes dans les tests d'évaluation des risques réalisés à l'échelle européenne dans le cadre des *peer reviews* de l'EFSA, ce qui garantit *a priori* leur aptitude à fournir une représentation fiable de la toxicité des substances actives mais cela mériterait d'être clarifié.

La **Figure 6** illustre la complétude des données d'écotoxicité aiguë présentes dans la PPDB pour les 100 substances actives les plus importantes en termes de masses vendues et les sept taxons étudiés.



**Figure 6. Fraction de la QSA et présence/absence des données écotoxicologiques dans la PPDB pour les 100 substances actives (numéro CAS) les plus vendues dans la BNV-D entre 2009 et 2023.** Graphique supérieur : chaque barre d'histogramme correspond à une substance active (identifiée par un numéro CAS), sa hauteur indique la fraction de la QSA totale 2009-2023 qu'elle représente, et sa couleur correspond à sa fonction d'usage. Graphique inférieur : chaque colonne correspond à une substance active (identique à celle de la barre d'histogramme dans le graphique supérieur), avec les cases noires qui indiquent la présence de données écotoxicologiques aiguës dans la PPDB pour l'organisme correspondant à la ligne, et les cases grises qui témoignent de l'absence de la donnée.

## 5. Proposition d'une nouvelle modalité de calcul de l'indicateur de risque harmonisé

### 5.1 Principe de calcul

Dans le cadre de cette étude, nous proposons une méthodologie basée sur l'indicateur *Total Applied Toxicity* (TAT), qui repose sur la standardisation des masses de pesticides en fonction d'un seuil de toxicité mesuré (Schulz et al., 2021 ; Bub et al., 2023). Contrairement au HRI1, où un coefficient arbitraire est associé à des groupes de risque (au nombre de 4, choisi en fonction d'un nombre de groupes de risque défini par la réglementation), cette méthode attribue un « quotient de risque » spécifique à chaque substance active, identifiée par son numéro CAS :

$$TAT_{ij} = \sum_{k=1}^{N_{\text{substances}}} \frac{QSA_{ik}}{TOX_{jk}} \quad \text{Equation 2}$$

Avec  $TAT_{ij}$  : *Total Applied Toxicity* pour l'année civile  $i$  et le taxon  $j$  ;  $N_{\text{substances}}$  : nombre total de SA considérées ;  $QSA_{ik}$  : quantité, pour l'année  $i$ , de SA  $k$  ;  $TOX_{jk}$  : paramètre de toxicité mesuré pour le taxon  $j$  et la SA  $k$ .

Afin de simplifier l'analyse et d'obtenir un indicateur unique plutôt qu'une multiplicité d'indicateurs correspondant à chaque groupe taxonomique, ces derniers peuvent être regroupés pour générer un TAT agrégé, appelé ATAT (*Agregated Total Applied Toxicity* ; UNEP-WCMC, 2024). Dans cette première proposition, et à titre d'exemple, trois groupes taxonomiques ont été retenus : les mammifères terrestres, les poissons et les abeilles. Ce choix repose sur plusieurs justifications : (i) ces groupes figurent parmi ceux pour lesquels les données écotoxicologiques sont les plus abondantes ; (ii) les mammifères terrestres permettent d'estimer un risque potentiel envers l'humain ; (iii) les poissons reflètent les effets non intentionnels sur les écosystèmes aquatiques ; (iv) les abeilles représentent le risque potentiel lié à la dégradation du service écosystémique essentiel de pollinisation assuré par les insectes, même si certains pollinisateurs solitaires ont des seuils de sensibilité plus bas que l'abeille domestique. De plus, une méthode d'équipondération est utilisée ici pour donner le même poids à chaque taxon dans la contribution finale à l'indicateur ATAT :

$$ATAT_i = \sum_{j=1}^{N_{\text{taxons}}} C_j TAT_{ij} \quad \text{Equation 3}$$

avec  $ATAT_i$  : *Agregated Total Applied Toxicity* pour une année civile donnée  $i$  (variable adimensionnée) ;  $N_{\text{taxons}}$  : nombre total de taxons considérés ;  $TAT_{ij}$  : *Total Applied Toxicity* l'année civile  $i$  et le taxon  $j$  ; et  $C_j$  : coefficient de pondération défini comme l'inverse de la moyenne des  $TAT_{ij}$  sur l'ensemble des années disponibles pour le taxon  $j$  :

$$C_j = \frac{N_{\text{années}}}{\sum_{i=1}^{N_{\text{années}}} TAT_{ij}} \quad \text{Equation 4}$$

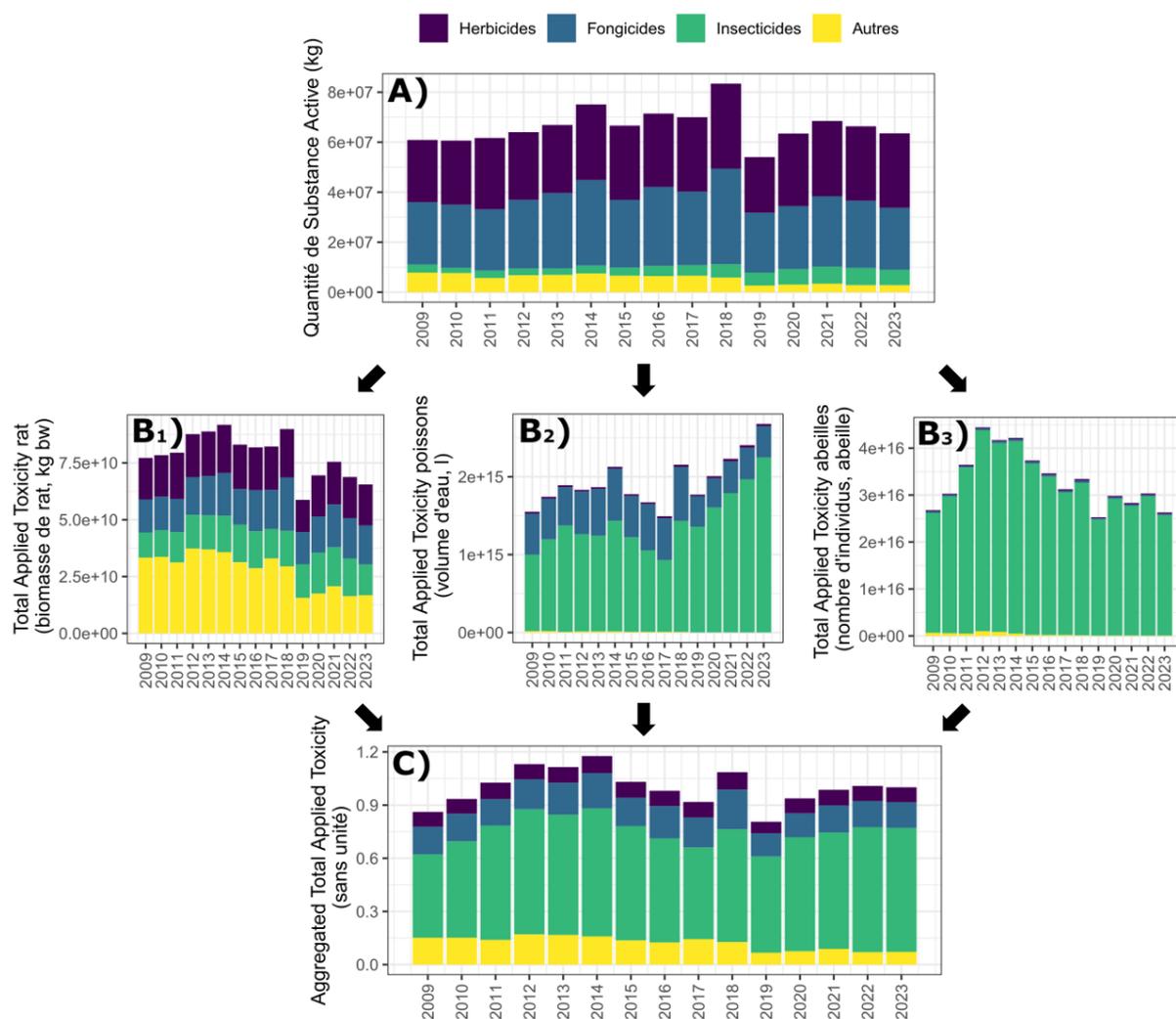
avec  $N_{\text{années}}$  : nombre total d'années considérées.

Cette illustration peut être déployée en retenant d'autres groupes taxonomiques. On pourrait par exemple identifier un taxon illustrant l'impact sur la biodiversité floristique. Le choix de ces groupes relève d'un arbitrage politique afin d'obtenir une couverture des taxons, ou groupes de taxons considérés, comme prioritaires en fonction des objectifs visés ou pratiques à évaluer.

## 5.2 Résultats obtenus

Pour simuler le calcul de l'indicateur, les données de ventes de PPP en France entre 2009 et 2023 ont été utilisées. Ces données sont issues des ventes stabilisées 2024 transmises par l'OFB (extraction du 18/10/2024). Deux filtres ont été appliqués au contenu de la BNV-D : (i) identification des AMM de référence françaises pour les produits détenant un permis de commerce parallèle (PCP) et sélection des AMM spécifiquement classées comme PPP dans le catalogue ouvert E-Phy (<https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/donnees-ouvertes-du-catalogue-e-phy-des-produits-phytopharmaceutiques-matieres-fertilisantes-et-supports-de-culture-adjuvants-produits-mixtes-et-melanges/>); (ii) sélection des substances actives répertoriées dans le règlement CE 1185/2009, c'est-à-dire celles ciblées par l'indicateur HRI1 actuel et présentes dans l'Annexe I de classification des substances pour la période 2011-2022 (<https://circabc.europa.eu/ui/group/a9c5638c-8940-4e25-b6de-02ace3e161e7/library/37f65bef-7c4a-4894-a058-a45ab9a9b190/details>).

La **Figure 7** présente les résultats obtenus à partir des données combinées de la BNV-D et de la PPDB. Bien que les herbicides et les fongicides représentent une part importante des ventes de substances actives (43 % et 42 % respectivement en moyenne entre 2009 et 2023, **Figure 7-A**), leur contribution au risque agrégé final, pour les 3 taxons retenus ici, est nettement plus faible, avec seulement 9 % pour les herbicides et 16 % pour les fongicides (**Figure 7-C**). À l'inverse, les insecticides, bien qu'ils ne représentent que 7 % des quantités de substance actives vendues annuellement en moyenne sur cette période, contribuent à 63 % du risque agrégé. Ceci est cohérent avec le fait que les modes d'actions des insecticides sont souvent basés sur des processus neurologiques communs causant des effets sur l'ensemble des taxons animaux, et que ces produits s'utilisent à des doses faibles d'application. Cette disparité d'effet par type de pesticide est particulièrement marquée pour les poissons et, dans une mesure encore plus importante, pour les abeilles, où les insecticides dominent avec 97 % du risque agrégé (**Figure 7-B<sub>3</sub>**). Pour les mammifères terrestres (rat), en revanche, le risque est réparti de manière plus équilibrée entre les différentes fonctions d'usage (**Figure 7-B<sub>1</sub>**). L'indicateur final de risque agrégé diminue de 8,3 % entre la période de référence 2011-2013 et 2023 (**Figure 7-C**).



**Figure 7 – Schéma de construction de l'indicateur Aggregated Total Applied Toxicity (ATAT).** Les couleurs diffèrent selon la fonction d'utilisation des substances actives. A) : Quantité de Substances Actives (QSA) vendues en France entre 2009 et 2023. B<sub>1-3</sub>) : *Total Applied Toxicity* (TAT) calculé pour le rat, les poissons et les abeilles (de gauche à droite). C) : *Aggregated Total Applied Toxicity* (ATAT) combinant le risque calculé pour les trois taxons.

L'approche originale proposée ici, qui reprend les travaux scientifiques conduits au cours des deux dernières années sur l'indicateur TAT, présente des avantages et des inconvénients. Il est au préalable utile de rappeler que cet indicateur ne peut prétendre rendre compte de la complexité des processus réels d'une part, du fait de son besoin de simplicité pour une application à l'échelle européenne mais également du fait du manque de données et de connaissances sur les effets chroniques, les effets cocktail, les effets indirects, multi-compartiment et multi-espèces, ainsi que sur les produits de dégradation. C'est pourquoi son interprétation ne peut être sortie du cadre des objectifs de son élaboration, à savoir la réduction de l'usage global des PPP et de l'impact des PPP les plus toxiques vis-à-vis des taxons qui seront mis en avant par les décideurs. Il ne peut en particulier avoir une valeur d'évaluation de risque global des PPP pour la santé humaine et les écosystèmes.

Les valeurs absolues de ATAT calculées pour un État membre pourraient être rapportées à une valeur de référence correspondant à une période donnée (par exemple en prenant la moyenne de l'ATAT sur la période 2011-2013, comme pour HRI1). Ce ratio rendrait les comparaisons entre États membres peu pertinentes compte tenu des différences de temporalités de dynamique de réduction des PPP. Par ailleurs, les valeurs de ATAT obtenues pour un État membre donné pourraient être rapportées à la SAU ou à la surface totale du pays de manière à tenir compte de la diversité de la taille des pays. Ceci traduirait une sorte de pression par unité de surface, mais sans prise en compte des types de productions mises en œuvre.

Au titre des avantages de l'indicateur ATAT, on peut identifier les points suivants :

- La démarche combine des informations relatives aux quantités des SA et à leur toxicité spécifique, là où HRI1 considère de grands ensembles de SA qui sont pourtant hétérogènes en termes de toxicité, en leur affectant des facteurs de pondération non étayés scientifiquement.
- Elle considère des taxons à enjeux. Ceci est cohérent avec le règlement (UE) 2024/1991 relatif à la restauration de la nature. Cette approche offre la possibilité de retenir les taxons les plus adaptés à la stratégie nationale, dans une démarche totalement transparente. Ce choix peut être le même pour l'ensemble des pays de l'UE mais il pourrait aussi varier en fonction de priorités nationales.
- L'absence de recalcul, même si une valeur de toxicité d'une substance était modifiée, permet un pilotage transparent de la trajectoire de réduction de l'indicateur.
- L'indicateur est calculable au niveau européen, et aussi au niveau de chaque pays. Elle peut être déclinée à des échelles plus fines également, à savoir l'échelle régionale, l'échelle du distributeur mais aussi au niveau de l'agriculteur. Cette possibilité de faire le lien jusqu'au niveau du distributeur et de l'agriculteur permet de maintenir un lien avec les outils de pilotage à l'échelle des praticiens, et notamment d'élaborer un lien avec l'outil que constituent les CEPP ou le conseil stratégique apporté aux agriculteurs.
- La gamme des SA considérées couvre la totalité des substances actives, et permet ainsi d'intégrer les substances de biocontrôle ou les produits naturels dont l'écotoxicité doit aussi être prise en compte (voire les co-formulants pour lesquels on disposerait des données nécessaires).

Au titre des limites, nous avons identifié les points suivants :

- Les données ne sont pas disponibles pour certaines SA et certains taxons à enjeu. Il existe dès lors un risque de retenir des taxons uniquement sur la base de la disponibilité des données. Toutefois, ce risque apparaît assez limité, car les principales dimensions à considérer pour mesurer l'usage et l'impact des produits de protection des cultures sont largement couverts dans les bases actuellement disponibles.
- Le risque d'effet à long terme est mal couvert notamment pour les SA dont les risques court terme est faible (perturbateurs endocriniens, CMR, PFAS, etc.), si on prend en compte les toxicités aiguës.
- Le risque pour l'humain est considéré de façon indirecte via la  $DL_{50}$  mesurée sur le rat
- L'indicateur proposé repose sur des choix restreints de grandeurs d'effet et de taxons. Cette limite est la contrepartie d'un nombre réduit de taxons qui permet la lisibilité de l'action et de l'arbitrage politique.
- Il n'y a pas de prise en compte des co-formulants (toxicités spécifiques), ni des effets cocktail (effets des co-formulants et mélanges de SA), ni des produits de dégradation.

Toutefois, ceci est la situation généralisée aujourd'hui dans le cadre de l'application de la Directive SUD et la méthode pourrait être facilement adaptée si un jour les données étaient disponibles.

- Dans la situation actuelle, la principale base de données disponible et utilisée pour ce travail est la PPDB. Cette base est gérée et alimentée par un collectif d'une université britannique. Elle n'est donc pas aujourd'hui au sein de l'Union européenne. Il serait évidemment indispensable que la source des données sur les toxicités de l'ensemble des substances actives soit détenue et alimentée par un organisme européen. Compte-tenu de ses missions et des données déjà disponibles, il serait légitime que ceci soit assuré par l'EFSA.

Notons que l'indicateur **ATAT** a déjà fait l'objet de critiques, notamment de la part de **CropLife**, la fédération internationale des entreprises et organisations du secteur de la protection des cultures et de la biotechnologie végétale. Différents arguments sont mis en avant, tels que le non-respect du processus standard de révision défini dans le cadre de la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique (UN CBD), la non prise en compte des pratiques de mitigation et des données d'utilisation ou encore la perte d'information liée à l'agrégation des scores de toxicité (CropLife International, 2024).

Mais la principale limite de cette proposition, faite dans le cadre de la saisine pour une amélioration du HRI1 est qu'elle s'écarte fortement d'un simple ajustement de l'indicateur HRI1 retenu par les autorités françaises en 2024. Cependant, le travail conduit ici s'est alimenté d'échanges à l'échelle européenne, notamment dans le cadre d'un atelier à Bruxelles, en novembre 2024, dédiée à la question de l'évolution de l'indicateur. Certaines présentations et échanges tenus au cours de cet atelier rejoignent largement les propositions faites ici. Ceci laisse espérer que ces propositions pourront être adoptées à l'échelle européenne, ce qui constituait aussi une composante de la saisine.

Par ailleurs, une demande a été faite au Joint Research Centre (JRC), en lien avec la DG SANTE, de développer des propositions pour une évolution de l'indicateur de suivi à l'échelle européenne. Le présent document pourra constituer une base d'échange entre la France et le JRC dans le cadre du travail à conduire. Selon le degré de sophistication recherché, le PL et le PURI pourraient également compléter la base de discussion mais avec la problématique à ne pas négliger du choix des facteurs de pondération pour l'agrégation des sous-indicateurs, le besoin en données et la difficulté à interpréter des indicateurs trop complexes (Global 2000, 2024 ; Gensch et al., 2024).

## 6. Recommandations et conclusion

Au terme de ce travail, en réponse à la saisine reçue par INRAE le 27 juin 2024, deux propositions ont été structurées.

La première est une évolution *a minima* du HRI1, avec trois évolutions, pour éviter les principaux biais que cet indicateur comporte aujourd'hui. Toutefois, cette évolution ne permet pas de corriger les défauts intrinsèques d'un indicateur reposant sur des classes très larges et hétérogènes de substances actives, et l'arbitraire du coefficient de pondération attribué à chaque classe, qui en font un indicateur peu sensible aux actions volontaires des agriculteurs en faveur de la réduction des usages de PPP.

Le travail s'est donc attaché à construire une proposition beaucoup plus aboutie, avec une refonte en profondeur de l'indicateur, tout en en gardant l'esprit, à savoir une prise en compte simultanée des quantités vendues (usage) et de l'incidence sur la santé humaine et de l'environnement (impact).

Cette proposition est en phase avec certaines réflexions à l'échelle européenne (le TAT a déjà été appliqué en Allemagne), et aux Nations Unies (UNEP-WCMC, 2024). La France pourra ainsi jouer un rôle moteur dans les travaux et orientations en Europe.

Cette proposition est basée sur la prise en compte simultanée de volumes vendus de chaque substances actives et de leur toxicité vis à vis d'un petit nombre de taxons (3 dans cette proposition), choisis pour illustrer les priorités en matière de réduction d'impact. Ces choix, infiniment politiques, sont construits et conduits en totale transparence. Les données de toxicité sont fondées sur des mesures scientifiques, même si elles ne fournissent que des valeurs de toxicité aigüe établies dans des conditions standardisées de laboratoire. Pour que cet indicateur puisse être mobilisé dans le pilotage de la stratégie nationale et européenne, un certain nombre de points doivent être couverts.

Il faut qu'il y ait une instance européenne qui soit en charge de mettre en place une base de données uniformisée des informations présentes aujourd'hui dans les *peer review risk assessment*. Il faut que ceci soit assuré pour l'ensemble des SA réglementées par le 1185/2009 et pour au moins certains organismes, afin de ne pas avoir de question et de doute sur l'homogénéité des sources de données. Il semblerait légitime que l'EFSA soit en charge et en responsabilité de cela.

Il faut poursuivre la réflexion sur la manière de considérer les valeurs de toxicité données sous forme de dépassement de valeurs « seuil », c'est à dire là où il n'y a pas de valeur exacte. Dans le présent travail, on a seulement considéré la valeur numérique de seuil disponible. Mais dans le futur il serait nécessaire d'affiner ces valeurs pour éviter que tout un panel de SA ne soient considérées à la même toxicité (i.e. les valeurs de seuils).

Il y a la question pendante des SA où aucune valeur de toxicité n'est disponible pour certains organismes/taxons qui seraient retenus dans l'indicateur final. Il faudrait alors en urgence assurer que ces données puissent remonter, soit à partir d'études disséminées dans la littérature scientifique et technique, soit à partir de données issues des entreprises détentrices des substances actives considérées.

La question pourra se poser à terme de couvrir le risque pour un plus grand nombre de taxons possiblement en lien avec des fonctions écosystémiques. Une réflexion pourrait être conduite sur ce sujet à l'échelle européenne. De la même façon, la pondération équivalente sur les

taxons qui seront finalement retenus pourrait être matière à débat au regard des objectifs visés. Faut-il ouvrir la possibilité à des pondérations différentes, au risque d'une perte de lisibilité ?

La poursuite de cette réflexion à l'échelle européenne doit considérer la possibilité de prendre en compte la question des co-formulants, et de leurs impacts propres sur le milieu et la santé humaine. Ceci conduirait à l'ouverture d'un chapitre nouveau à l'échelle de l'ensemble de l'Europe.

Enfin, il faut conduire à terme la réflexion proposée sur la prise en compte des doses d'utilisation (cf. notre première proposition d'évolution modérée de HRI1), via la mobilisation de la médiane européenne des doses homologuées (ou des exemples d'usages présents dans les documents d'évaluation du risque de l'EFSA) pour chacune des substances actives. Ceci serait possible à condition de se doter à l'échelle de l'Union d'une base de données consolidée où l'ensemble des informations nécessaires se trouvent rassemblées, ouvertes et disponibles pour traitement.

Cette évolution du HRI1 ne doit pas être exclusive de la mobilisation, au niveau national, d'autres indicateurs complémentaires, permettant d'éclairer d'autres dimensions qu'un seul indicateur agrégé ne permet pas de décrire. On peut ainsi identifier le maintien du NODU, au titre du suivi longitudinal et du lien au CEPP, ce que certaines réponses à l'enquête en ligne ont mentionné. On peut également mentionner un suivi spécifique de l'usage des CMR 1 et 2, en volume et en nombre de substances, dimension qui a montré des réductions très importantes au cours des 15 dernières années et qui constitue une priorité politique plusieurs fois rappelée. Enfin, il faudrait également imaginer un indicateur *ad hoc* pour suivre les risques liés à l'utilisation de perturbateurs endocriniens.

# Références bibliographiques

- Aubertot J.N., J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs). 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France). 64 p.  
<https://doi.org/10.15454/mx84-rk29>
- Barbu C., Aulagnier A., Walker A.S., Labeyrie B., Maugin E., Le Bellec F., Omnès F., Richard F.J., Ozier-Lafontaine H., Aubertot J.N., Gallien M., Garnault M., Gouy-Boussada V., Humbert L. 2024. Plan Ecophyto : tout comprendre aux annonces du gouvernement.  
<https://theconversation.com/plan-ecophyto-tout-comprendre-aux-annonces-du-gouvernement-223571>
- Bockstaller C., Girardin P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76(2): 639-653.  
[https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)
- Bouleau G., Argillier C., Souchon Y., Barthélémy C., Babut M. 2009. How ecological indicators construction reveals social changes – the case of lakes and rivers in France. *Ecological Indicators* 9(6) : 1198-1205.  
<https://doi.org/10.1016/10.1016/j.ecolind.2009.03.010>
- Bouleau G., Deuffic P. 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 16 (2).  
<https://doi.org/10.4000/vertigo.17581>
- Bouleau G., Deuffic P., Sergent A., Paillet Y., Gosselin F. 2016. Entre logique de production et de préservation : l'évolution de l'information environnementale dans les domaines de l'eau et de la forêt. *VertigO*, 16 (2).  
<https://id.erudit.org/iderudit/1038181ar>
- Bub S., Wolfram J., Petschick L.L., Stehle S., Schulz R. 2023. Trends of total applied pesticide toxicity in German agriculture. *Environmental science & technology* 57(1): 852-861.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07251>
- CropLife International. 2024. Indicator 7.2. – Pesticide Pollution Reduction.  
<https://croplife.org/wp-content/uploads/2024/10/CLI-Position-on-T7.2-Indicator-with-Annex-short-w-background.pdf>
- Dijkman T.J., Birkved M., Hauschild, M.Z. 2012. PestLCI 2.0: a second generation model for estimating emissions of pesticides from arable land in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17(8): 973-986.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-012-0439-2>
- Ecophyto, 2017. Méthodologie de calcul du NODU (Nombre de doses unités). 12 p.  
<https://agriculture.gouv.fr/quest-ce-que-le-nodu>
- Ellis M.C.B., Van De Zande J.C., Van Den Berg F., Kennedy M.C., O'sullivan C.M., Jacobs C.M., Fragkoulis G., Spanoghe P., Gerritsen-Ebben R., Frewer L.J., Charistou A. 2017. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of plant protection products: An overview. *Biosystems Engineering* 154: 92-104.  
<https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.08.017>

- EUROSTAT. 2021. Methodology for calculating harmonized risk indicators for pesticides under Directive 2009/128/EC. 41 p.  
<https://data.europa.eu/doi/10.2785/925593>
- Foodwatch. 2022. The deceptive Harmonised Risk Indicator.  
[https://www.foodwatch.org/fileadmin/DE/Themen/Pestizide/Dokumente/Pestizid\\_Paper\\_HRI\\_2022\\_DIGITAL\\_FIN.pdf](https://www.foodwatch.org/fileadmin/DE/Themen/Pestizide/Dokumente/Pestizid_Paper_HRI_2022_DIGITAL_FIN.pdf)
- Gensch L., Jantke K., Rasche L., Schneider U.A. 2024. Pesticide risk assessment in European agriculture: distribution patterns, ban-substitution effects and regulatory implications. *Environmental Pollution* 348 (2024) 123836  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123836>
- Global 2000 (Burtscher-Schaden H.). 2022. HRI 1: a risk indicator to promote toxic pesticides? Friends of the Earth Austria. Global 2000.  
[https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2022/06/GLOBAL2000\\_HRI-1\\_final\\_28022022.pdf?dd](https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2022/06/GLOBAL2000_HRI-1_final_28022022.pdf?dd)
- Global 2000 (Burtscher-Schaden H. et al.). 2024. Revision of the Harmonised Risk Indicator 1 (HRI 1). Global 2000, IFOAMEU. 31 p.  
[https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2024/12/IFOAMEU\\_POLICY\\_HRI\\_Report\\_EN\\_20241129.pdf?dd](https://www.organicseurope.bio/content/uploads/2024/12/IFOAMEU_POLICY_HRI_Report_EN_20241129.pdf?dd)
- Gravesen L. 2003. Reducing pesticide dependency in Europe to protect health, environment and biodiversity. In: PAN (Pesticide Action Network) Europe, Pure Conference, Copenhagen.  
<https://www.pan-europe.info/old/Archive/conferences/pure2003.pdf>
- Gufstason D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8: 339-357.  
<https://doi.org/10.1002/etc.5620080411>
- Guichard L., Dedieu F., Jeuffroy M.H., Meynard J.M., Reau R., Savini I. 2017. Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France : décryptage d'un échec et raisons d'espérer. *Cahiers Agricultures* 26.  
<https://doi.org/10.1051/cagri/2017004>
- Hauschild M.Z., Huijbregts, M.A.J., Jolliet O., Macleod M., Margni M.D., van de Meent D., Rosenbaum R.K., McKone T.E. 2008. Building a model Based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony. *Environmental Science and Technology* 42: 7032-7037.  
<https://doi.org/10.1021/es703145t>
- Hill S.B., MacCrae R.J. 1995. Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture*, 7(1), 81-87.  
[https://doi.org/10.1300/J064v07n01\\_07](https://doi.org/10.1300/J064v07n01_07)
- Hossard L., Guichard L., Pelosi C., Makowski D. 2017. Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. *Science of the Total Environment* 575: 152–161.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.008>
- Julius Kühn-Institute. 2022. Pesticide Trends Database Explorer.  
<https://sf.julius-kuehn.de/pesticidedbx/compare>

- Juraske R., Antón A., Castells F., Huijbregts M.A.J. 2007. PestScreen: A screening approach for scoring and ranking pesticides by their environmental and toxicological concern. *Environment International* 33, 886–893.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.04.005>
- Klepper O., Bakker J., Traas T.P., van de Meent D. 1998. Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as a basis for comparison of ecotoxicological risks between substances and regions. *Journal of Hazardous Materials* 61(1): 337-344  
[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00141-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00141-1)
- Knillmann S, Foit K, Kotschik P, Bär S, Matezki S. 2023. Adjustments of the HRI1 methodology (annex I, SUR draft regulation) as proposed by UBA. *Umweltbundesamt report*.
- 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* 139: 1–8.  
<https://hdl.handle.net/1813/55750>
- Kudsk P., Jørgensen L. N. et Ørum J. E. 2018. Pesticide Load—A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy* 70: 384-393.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.010>
- Landrieu T. 2024. Evaluation de la pertinence et de la faisabilité du recours à des indicateurs du risque lié aux substances phytopharmaceutiques pour compléter les indicateurs de suivi du plan Ecophyto. *Mémoire de fin d'études pour l'obtention du titre d'Ingénieur de Bordeaux Sciences Agro. Spécialisation : agroécologie et gestion des ressources. 56 p + annexes.*
- Lewis K.A., Tzilivakis J., Warner D., Green A. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(4): 1050-1064.  
<https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Neumeister L. 2017. Toxic Load Indicator - A new tool for analyzing and evaluating pesticide use. Introduction to the methodology and its potential for evaluating pesticide use. *Expert Report. 35 p.*  
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.11219.89122>
- OCDE. 2001. Partie 3, Chapitre 2 : Pesticides, utilisation et risques, dans *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture, Volume 3, Méthodes et résultats : 151-184.*  
<https://doi.org/10.1787/9789264288553-fr>
- Olker J.H, Elonen C.M., Pilli A., Anderson A, Kinziger B, Erickson S, Skopinski M, Pomplun A, Lalone C.A., Russom C.L., Hoff D. 2022. The ECOTOXicology Knowledgebase: a curated database of ecologically relevant toxicity tests to support environmental research and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (6): 1520–1539  
<https://doi.org/10.1002/etc.5324>
- PAN Europe. 2021. Factsheet: Which indicators to best measure the EU objective of pesticide use and risk reductions?  
[https://www.pan-europe.info/sites/pan-europe.info/files/public/resources/press-releases/PR%20with%20LIFE%20logo/20211202\\_PAN%20Europe%20position%20on%20pesticide%20indicator%20final.pdf](https://www.pan-europe.info/sites/pan-europe.info/files/public/resources/press-releases/PR%20with%20LIFE%20logo/20211202_PAN%20Europe%20position%20on%20pesticide%20indicator%20final.pdf)

- Probst M., Berenzen N., Lentzen-Godding A., Schulz R. 2005. Scenario-based simulation of runoff-related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62: 145–159  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.012>
- Reus J.A.W.A., Leendertse, P.C. 2000. The environmental yardstick for pesticides: a practical indicator used in the Netherlands. *Crop Protection* 19 (8): 637-641.  
[https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(00\)00084-3](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(00)00084-3)
- Riparbelli C., Guardo A. D., Serrano A., Capri E., Brenna S. 2008. Sustainable Use of Pesticides: An Innovative Experience in Lombardy Region, Italy. *International Congress on Environmental Modelling and Software*. Barcelona, July. 8 p.  
<https://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2008/all/164>
- Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M.D., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M.Z. 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13: 532-546.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Samuel O., Dion S., St-Laurent L., April M.H. 2012. Indicateur de risque des pesticides du Québec – IRPeQ – Santé et environnement—2<sup>ème</sup> édition | INSPQ. Institut national de santé publique du Québec. 48 p.  
<https://www.inspq.qc.ca/publications/1504>
- Schulz R., Bub S., Petschick L. L., Stehle S., Wolfram J. 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science* 372: 81–84.  
<https://doi.org/10.1126/science.abe1148>
- Stallmann, M. 2023, October 25. Misleading calculation: EU plans for pesticide reduction at risk. Umweltbundesamt. *Report*.  
<https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/misleading-calculation-eu-plans-for-pesticide>
- Stenrød, M., Heggen, H., Bolli, I., Eklo, O. 2008. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions—A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123: 15-29.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.03.003>
- Strassemeyer J., Gutsche V. 2010. The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPSIS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides. In OECD Workshop on Agri-Environmental Indicators. Leysin, Switzerland.  
<https://www.researchgate.net/publication/267256048> The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPSIS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides
- Street, J. 2023. Development of Harmonised Risk Indicators for Crop Protection Products and Their Use in Comparative Risk Assessment. *ACS Agricultural Science & Technology*, 3(3): 241–248.  
<https://doi.org/10.1021/acsagscitech.2c00237>

- Turnhout E., Hisschemöller M., Eijsackers H. 2007. Ecological indicators : Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7(2), 215-228.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- UNEP-WCMC. 2024. Aggregated Total Applied Toxicity (ATAT): Metadata Factsheet.  
<https://gbf-indicators.org/metadata/headline/7-2>
- Vekemans M.C., Marchand P.A. 2024. The European Pesticides Harmonised Risk Indicator HRI\_1: A Clarification About Its Displayed Rendering. *European Journal of Risk Regulation* 15(1): 153–178.  
<https://doi.org/10.1017/err.2023.47>
- Vercruyssen F., Steurbaut W. 2002. POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. *Crop Protection*, 21, 307–315.  
[https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(01\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(01)00102-8)
- Zhan Y, Zhang M. 2012. PURE: A web-based decision support system to evaluate pesticide environmental risk for sustainable pest management practices in California. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 82: 104-113.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.019>

# Annexe 1. Texte de la saisine.



**GOUVERNEMENT**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

Paris, le **27 JUIN 2024**

**Le Ministre de l'Agriculture et de la  
Souveraineté alimentaire,**

**Le Ministre de la Transition Écologique et de  
la Cohésion des Territoires,**

**La Ministre de l'Enseignement Supérieur et de  
la Recherche,**

**La Ministre déléguée auprès du Ministre de  
l'Agriculture et de la Souveraineté  
alimentaire,**

**Le Ministre délégué auprès de la Ministre du  
Travail, de la Santé et des Solidarités, en  
charge de la Santé et de la Prévention**

à

Monsieur Philippe MAUGUIN

Président Directeur général d'INRAE  
147, rue de l'Université  
75338 Paris Cedex 07

**Objet : Travaux sur la perspective d'évolution de l'indicateur HRI1 et sur l'identification  
d'indicateurs de suivi de risques et d'usages.**

Monsieur le Président-Directeur général,

La stratégie Ecophyto 2030, qui doit renouveler l'objectif de réduction de l'utilisation et des risques globaux liés aux produits phytopharmaceutiques, et prendre la suite du plan Ecophyto II+, a été présentée le 6 mai dernier. Elle s'inscrit dans le cadre de la directive européenne 2009/128 relative à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques compatible avec le développement durable dite « SUD ».

Lors de la phase de concertation avec les parties prenantes à l'hiver 2023-2024, le choix des indicateurs pour suivre l'atteinte des objectifs de la stratégie a été questionné par certaines parties remettant en cause l'utilisation historique du NODU (nombre de doses unité).

.../... (

A l'issue d'une consultation du Comité d'Orientation Stratégique et de Suivi (COS), le Premier ministre a retenu l'indicateur de risque harmonisé HRI1 comme l'indicateur principal de suivi de l'atteinte des objectifs pour la stratégie Ecophyto 2030. Le HRI1 est un indicateur européen prévu dans la directive « SUD ». Il s'exprime en indice base 100 (base 100 = moyenne 2011-2013) et mesure l'évolution de l'utilisation de substances actives en les pondérant par un coefficient de quantification du risque. Ainsi, les substances actives sont réparties en quatre catégories, auxquelles correspond pour chacune un coefficient de pondération.

Ce choix est motivé par l'intérêt de disposer d'un indicateur de suivi harmonisé au niveau européen, recherchant une meilleure prise en compte de l'approche risque, l'indicateur NODU étant centré sur le suivi des usages.

Certains experts considèrent toutefois que le HRI1 présente plusieurs limites, quant à la constitution des classes et à la pondération de chaque catégorie de risques.

Afin que l'approche d'évaluation du risque soit la plus pertinente possible dans le suivi des objectifs de la stratégie Ecophyto 2030 et conserve ses atouts en termes de comparaison européenne et de prise en compte des risques, nous souhaitons qu'INRAE, en collaboration étroite avec le Président du Conseil Scientifique et Technique (CST) d'Ecophyto, et dans le cadre d'échanges avec vos homologues européens, puisse établir un bilan des avantages et limites de l'indicateur HRI1 et proposer le cas échéant des évolutions de sa méthodologie de calcul afin de rendre compte au mieux de notre objectif de réduction des usages et des risques des produits phytopharmaceutiques.

Cette démarche devra associer le plus largement possible vos homologues européens afin de favoriser l'émergence d'une démarche scientifique européenne la plus consensuelle possible. Ces travaux nourriront les autorités françaises dans leurs discussions avec leurs partenaires des autres États-membres pour un indicateur rénové à retenir dans la réglementation européenne.

Vous nous rendrez compte régulièrement de l'avancement de cette étude dont le rendu est attendu pour le 1<sup>er</sup> décembre 2024, et de toute difficulté éventuelle que vous pourriez rencontrer.

Nous vous prions de croire, Monsieur le Président-Directeur général, à l'assurance de notre considération distinguée.



Marc FESNEAU



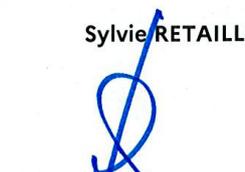
Christophe BÉCHU



Sylvie RETAILLEAU



Agnès PANNIER-RUNACHER



Frédéric VALLETOUX

## Annexe 2. Synthèse des auditions réalisées

### **M Corentin Barbu**

Chercheur INRAE.

Spécialiste en épidémiologie appliquée à la protection des grandes cultures contre les agents pathogènes et les ravageurs. Coordinateur du projet AviNodu qui portait sur l'Analyse des Variations Interannuelles des ventes de produits phytosanitaires et de l'indicateur NODU.

### **M<sup>me</sup> Inès Bouchema**

Enseignante-chercheuse AgroParisTech.

Spécialiste des instruments juridiques de la réduction de l'utilisation des PPP.

### **M Martin Dermine**

Directeur Général de Pesticide Action Network (PAN) Europe

### **M Andreas Gumbert**

Direction Générale de l'Environnement de la Commission Européenne.

### **M Per Kudsk**

Professeur à l'Université Aarhus, Danemark.

Spécialiste de la gestion intégrée des plantes adventices et la Protection Intégrée des Cultures.

Co-concepteur de l'indicateur *Pesticide Load*.

### **M Fabrice Lebellec**

Chercheur Cirad.

Spécialiste de la co-conception de système de culture peu dépendants de l'utilisation des PPP.

A utilisé ou construit différents indicateurs relatifs à l'utilisation des PPP.

### **M Gordon Rennick et M Rex Horgan**

Direction Générale de la santé et de la sécurité alimentaire de la Commission Européenne.

### **M Jörn Strassmeyer**

Julius Kühn-Institute, Allemagne.

Responsable du groupe de travail sur les indicateurs de risques. Co-concepteur de l'indicateur SYNOPS.

### **M Vincent Van Bol**

Service Public Fédéral Santé publique, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement. Wallonie, Belgique.

Coordinateur du plan fédéral de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques.

*Les opinions et analyses exprimées par les experts dans ce rapport sont strictement personnelles et n'engagent en aucun cas la responsabilité de leur structure d'appartenance, sauf pour M. Dermine qui s'est exprimé au nom de PAN Europe. Chaque synthèse des auditions a été validée par le ou les expert(s) concerné(s), dans une version en anglais pour les experts non francophones.*

**Tableau A2.1. Quels sont les avantages et les inconvénients de l'indicateur HRI1 ?**

C. Barbu	<p>Les activités (et donc toxicité) par unité de masse sont bien trop variables (plusieurs ordres de grandeur) au sein d'une classe, ce qui disqualifie le HRI1 comme indicateur de risque bien qu'il couvre un spectre plus large de substances actives que le NODU. Le déploiement des substances de biocontrôle, peu actives par unité de masse, augmente la valeur de l'indicateur, ce qui est contradictoire avec l'objectif de promotion de ces méthodes de la SUD. Le poids du groupe de risque n°4 est trop important : le respect des interdictions pour quelques produits pondéreux fait l'essentiel du HRI1. L'expression des ventes en pourcentage d'une période de référence empêche les comparaisons entre pays (les État-Membres n'étaient pas sur un pied d'égalité en 2011-2013).</p>
I. Bouchemma	<p>L'harmonisation de cet indicateur au niveau européen et sa facilité de calcul sont ses principaux atouts. Les limites principales de cet indicateur sont que les catégories et les pondérations utilisées sont insuffisantes et peu pertinentes. Les classes de risque ne sont pas très discriminante : la deuxième représente la majorité des substances actives. De plus, les doses homologuées ne sont pas prises en comptes, ce qui pose problème compte tenu de la variabilité des quantités à épandre pour les différents produits au sein d'une même classe de risque.</p>
M. Dermine	<p>L'avantage principal de HRI-1 est qu'il est simple et qu'il se base sur les données de vente que les États membres possèdent. De plus, il est intéressant pour les États membres car il améliore l'image de leurs agriculteurs. Son principal inconvénient est qu'il ne repose pas sur des bases scientifiques. Les pesticides sont placés arbitrairement dans des catégories, la toxicité humaine pourrait être plus détaillée. La toxicité environnementale quant à elle n'est pas prise en compte.</p> <p>Aussi, quand une substance est interdite, elle change de catégorie. Les séries temporelles sont recalculées et les valeurs récentes de l'indicateur baissent artificiellement. L'indicateur ne prend pas en compte les risques des pesticides, ni la contamination des eaux souterraines. L'image de l'utilisation et des risques des usages des PPP en Europe est faussée.</p>
A. Gumbert	<p>Le principal avantage de HRI1 est qu'il est facile à mettre en œuvre au niveau européen. Cependant, il présente des limites importantes, notamment en ce qui concerne la représentation simpliste et artificielle des risques liés aux pesticides. Les coefficients de pondération utilisés dans son calcul manquent de justification scientifique, alors qu'ils déterminent fortement l'objectif quantitatif de réduction des pesticides. En outre, environ 70 % des SA sont classées dans le groupe de risque 2, indépendamment de leur toxicité réelle et des doses homologuées. Un autre inconvénient majeur est le changement de référence causé par les évolutions de classement des substances actives dans les groupe de risque. Ce problème est exacerbé par la valeur élevée du coefficient de pondération du groupe 4 (64), qui est appliqué rétroactivement pour recalculer les valeurs des indicateurs des années précédentes. Ce nouveau calcul peut suggérer, à tort, qu'il existe une réduction de l'utilisation des</p>

	<p>pesticides alors qu'en réalité, il reflète un artefact méthodologiques plutôt que des améliorations réelles. Un exemple frappant de la faiblesse structurelle de l'indicateur HRI1 est l'observation que dans les pays où l'agriculture biologique s'est développée, l'indicateur HRI1 a paradoxalement augmenté. Cela s'explique par les taux d'application généralement plus élevés des substances actives autorisées en agriculture biologique. Enfin, une autre limite de HRI1, quoique moins problématique, est qu'il se base sur des données de vente des pesticides, plutôt que sur leur utilisation réelle.</p>
P. Kudsk	<p>Les principaux avantages de l'indicateur sont : sa simplicité, le fait qu'il nécessite un minimum de données, et sa nature harmonisée, qui permet à tous les États membres de l'UE de calculer un même indicateur. Cependant, il présente des faiblesses importantes et représente un retour en arrière. Il ne prend en compte que les quantités de pesticides, une approche dépassée puisque les doses de pesticides appliquées varient considérablement (de grammes à des kilogrammes par hectare). Les quatre groupes et leurs coefficients de pondération manquent de validité scientifique. De plus, les changements de classes de SA vendues largement entraîne des modifications des références historiques, ce qui nuit à sa crédibilité et donne la possibilité d'atteindre les objectifs de réduction de manière artificielle. Enfin, la période de référence 2011-2013 est injuste, car elle ne tient pas compte des réductions antérieures réalisées par certains pays, ce qui a pour effet de mettre tous les États-Membres au même niveau de référence, quels que soient leurs efforts antérieurs pour réduire l'utilisation des pesticides.</p>
F. Lebellec	<p>Le principal avantage de HRI1 est que son mode de calcul est partagé à l'échelle européenne permettant une comparaison entre Etats-Membres. Sa principale limite est sa construction à partir de groupes de risque et de coefficients de pondération arbitraires associés. De plus, cette construction n'a pas été transparente : pourquoi et comment ces choix ont été faits ?</p>
R. Horgan G. Rennick	<p>Un avantage clé réside dans sa simplicité, qui a facilité un large consensus entre les États membres (une majorité qualifiée d'États membres a approuvé les HRI en 2019, bien que certains se soient abstenus ou aient voté contre lors du vote formel en comitologie PAFF<sup>2</sup>). Un autre avantage est la possibilité de suivre les données remontant jusqu'en 2011. L'indicateur repose sur un ensemble de données simple—les quantités de substances actives des produits de protection des plantes (PPP) vendues (mises sur le marché) dans chaque État membre—et applique des pondérations aux groupes de risques définis par le règlement 1107/2009. Cependant, le HRI-1 présente également certains inconvénients notables. Sa dépendance aux données de vente, plutôt qu'aux données réelles d'utilisation, constitue une limitation majeure. Il ne prend pas en compte les taux d'application des PPP ni les zones spécifiques où les pesticides sont appliqués. La catégorisation des groupes est relativement grossière</p>

<sup>2</sup> [Directive - 2019/782 - EN - EUR-Lex](#)

	<p>et large, entraînant des effets de seuil entre les catégories et l'inclusion dans un même groupe de substances présentant des propriétés de danger légèrement différentes.</p> <p>De plus, les pondérations numériques du risque (danger) attribuées aux différentes substances actives/groupes peuvent être critiquées comme n'étant pas entièrement fondées sur la science ou quelque peu arbitraires. L'indicateur n'est pas non plus facilement compréhensible pour les non-spécialistes. Enfin, lorsque l'approbation d'une substance active est retirée, les séries temporelles sont recalculées, ce qui a été critiqué par certains acteurs pour modifier artificiellement la base de référence.</p>
J. Strassmeyer	<p>Un des atouts de HRI1 est sa facilité de calcul. Néanmoins, il ne présente aucun intérêt pour l'évaluation du risque. Les quantités appliquées au sein de chaque groupe ne sont pas directement liées au risque pour l'environnement ou les organismes associé à chaque molécule. Les coefficients de pondération ne représentent pas des risques de toxicité.</p>
V. Van Bol	<p>Le principal atout d'un indicateur unique tel que le HRI1 réside dans son calcul harmonisé à l'échelle européenne, et sa simplicité de compréhension, ce qui favorise l'intérêt et l'implication d'un large éventail d'acteurs. Cependant, sa simplicité constitue également sa principale faiblesse, car il est mal calibré : les critères utilisés pour définir les groupes de risque (<i>e.g.</i> substance naturelle ou pas, autorisée dans l'UE ou pas) ne reflètent pas systématiquement un niveau de risque intrinsèque. De plus, le groupe n°2 n'est pas assez discriminant (&gt;90 % des PPP en Belgique). En l'état, il ne permet donc pas une évaluation précise du risque lié à l'utilisation des pesticides.</p>

**Tableau A2.2. Quelles lignes directrices générales devraient être suivies pour proposer un nouvel indicateur HRI ?**

C. Barbu	Il faut : 1) diviser les poids des substances par une "toxicité par unité de masse", actuellement la médiane des doses autorisés dans les pays membres qui les publient ferait très bien l'affaire ; 2) limiter le poids de la classe 4. Ces deux points sont proches de ce que suggère l'agence de l'environnement allemande (Knillmann et al., 2023). Clarifier de quel risque on parle pourrait être utile si l'on souhaite aller plus loin (e.g. pour le kaolin il y a un risque pour l'applicateur, mais peu/pas de risque pour la biodiversité ou la population générale).
I. Bouchema	Il est essentiel de clarifier ce que l'on cherche à mesurer, de spécifier l'objectif de l'indicateur. De même, il est nécessaire de spécifier à quoi va servir cet indicateur dans la politique publique européenne. Si l'on cherche à quantifier l'usage, il faudrait pouvoir se baser sur les utilisations des PPP et non simplement les ventes. Pour l'heure, les HRI sont destinés aux décideurs publics européens et doivent mesurer la réduction du risque.
M. Dermine	Tout d'abord, il apparaît nécessaire de ne plus changer de groupe de risque les pesticides quand ils sont interdits afin de ne pas impacter la série historique des valeurs de l'indicateur. L'indicateur retenu au niveau européen devrait inclure une composante écotoxicologique. Il semble difficile de le faire avec l'indicateur HRI-1 actuel compte tenu de sa simplicité. Il faudrait également inclure le risque de contamination des eaux souterraines, ainsi que la toxicité vis-à-vis de différents taxa tels que les vers de terre, et du microbiote du sol notamment. Il ne faudrait plus que ce soit les kilogrammes utilisés qui impactent fortement la valeur de l'indicateur, mais la toxicité des PPP utilisés. C'est un point très important notamment pour disposer d'une vision plus réaliste de l'impact des PPP sur l'environnement et la santé. Il faudrait utiliser de manière plus détaillée les connaissances sur la toxicité environnementales sur tout une série de taxons puisqu'on y a accès (données disponibles dans les dossiers d'homologation des pesticides), ainsi que le risque de contamination des masses d'eau. De plus, il faudrait considérer la toxicité chronique et pas seulement la toxicité aiguë.
A. Gumbert	Nous devrions adopter une approche fondée sur la science, et l'indicateur ATAT, développé au niveau global, apparaît être un indicateur très pertinent. Si l'on dispose déjà de suffisamment de données issues des procédures d'homologation pour sa mise en œuvre, des données supplémentaires sont nécessaires pour certaines SA pour lesquelles les données demeurent incomplètes. Il est particulièrement difficile de classer les priorités parmi les huit différents groupes d'espèces du TAT. Pour y remédier, il serait judicieux de considérer les organismes les plus sensibles en priorité. Une approche efficace pourrait consister à retenir les valeurs des groupes d'espèces les plus impactés comme indicateur du risque pour une substance active donnée. À l'avenir, l'intégration des

	données d'exposition dans le processus d'évaluation permettrait d'obtenir une évaluation plus approfondie des risques potentiels.
P. Kudsk	Il est essentiel de maintenir un équilibre entre la pertinence scientifique et la simplicité pour garantir que l'indicateur puisse être calculé, compte tenu des difficultés potentielles liées à la disponibilité des données. L'indicateur <i>Pesticide Load</i> (PL) utilisé au Danemark, qui s'appuie sur la base de données PPDB (une base de données largement acceptée par les communautés scientifiques ou non), est un indicateur plus pertinent. La base de données PPDB fournit des informations sur les propriétés écotoxicologiques et le devenir environnemental des ingrédients actifs, couvrant ainsi deux des trois branches de l'indicateur PL. Bien que la pondération de ces branches puisse être débattue au niveau politique, commencer par des pondérations égales est une stratégie simple et raisonnable. L'essentiel est de s'appuyer sur des données bien établies et mesurées concernant les risques liés aux SA. Idéalement, l'indicateur devrait tenir compte à la fois du danger des SA et des niveaux d'exposition (par exemple pour les opérateurs et les populations), mais en plus d'être complexe (à l'instar de Synops-Trend en Allemagne), il est peu probable que les informations nécessaires soient accessibles dans tous les États membres de l'UE. Enfin, la disponibilité des données doit être prise en compte. Si les informations relatives à une mesure de risque donnée sont disponibles pour moins de 80 à 90 % des substances actives, elles ne devraient probablement pas être incluses dans l'indicateur. Dans le cas contraire, des extrapolations seraient nécessaires, ce qui nuirait à la pertinence scientifique de l'indicateur final.
F. Lebellec	La caractérisation du risque peut se faire de manière quantitative (mesure numérique) ou qualitative (groupes), les deux sont justifiables mais il faut que les règles de décision soient transparentes. Si on consolide l'indicateur actuel, en gardant un cadre qualitatif, il faut : i) décider du nombre et des critères d'appartenance aux groupes de risque ; puis ii) attribuer des coefficients de pondération à chaque groupe. Ces deux étapes doivent se faire de manière concertée, avec la participation d'acteurs/experts européens, et surtout de manière transparente. Il ne faut pas garder de simples coefficients « exponentiels » comme c'est le cas aujourd'hui dans HRI1.
R. Horgan G. Rennick	Le principe de base devrait être de s'appuyer sur une approche scientifique solide, tout en veillant à ce que l'indicateur soit facile à comprendre pour les non-spécialistes. Il doit représenter avec précision les risques liés à l'utilisation des pesticides et représenter les tendances générales à long terme. Les données doivent être faciles à collecter et l'indicateur doit être simple à calculer. Il est essentiel de trouver une solution à court terme pour améliorer ou remplacer l'indicateur HRI-1. Idéalement, l'indicateur devrait pouvoir être calculé de manière similaire au niveau des États-Membres et de l'UE en utilisant la même méthode. Alors que HRI-1 est un indicateur basé sur les dangers, il serait plus approprié de passer à un indicateur basé sur les risques. Au niveau de l'UE, la simplification des procédures et la réduction des lourdeurs

	<p>administratives sont une priorité, non seulement pour les agriculteurs, mais aussi pour les autorités et les PME. Il est clair qu'il faut un indicateur plus efficace qui soit à la fois facile à utiliser et à expliquer.</p>
J. Strassmeyer	<p>Il faudrait mieux prendre en compte le risque en considérant des valeurs de toxicité réelles. Deux options seraient possibles : 1) si on veut absolument garder des catégories, il serait nécessaire d'en définir un plus grand nombre (par exemple une vingtaine ?) qui seraient « fixes » et élaborées sur la base des valeurs de toxicité des molécules (mais le choix de ces nouvelles catégories serait certes plus complexe en soit, et aussi à faire valider au niveau européen) ; 2) on pourrait carrément abandonner les catégories en considérant des grandeurs d'effet de « pire cas » pour chaque molécule, comme dans l'exemple du Pesticide Load Index (Kudsk et al, 2018), ce qui permettrait un classement « continu » des substances. En ce sens, cette deuxième option serait plus satisfaisante. Dans les deux options, les facteurs de pondération des catégories n'auraient plus de raison d'être. Ce ne serait pas plus difficile à calculer que le HRI1 actuel.</p>
V. Van Bol	<p>Pour une gestion optimale des risques au niveau national, il est préférable de s'appuyer sur une batterie d'indicateurs ciblant des risques spécifiques. Toutefois, s'il on veut un indicateur unique, le Pesticide Load Index danois constitue une option pertinente, car il intègre l'impact potentiel des pesticides sur (i) les organismes non cibles, (ii) la santé humaine (<i>via</i> les phrases de risques) et (iii) l'environnement (persistance, bioaccumulation). Sa mise en œuvre nécessiterait néanmoins une concertation européenne sur les pondérations, ce qui est un défi complexe en raison des sensibilités variées des États-Membres. Une alternative pourrait être des pondérations adaptables aux spécificités régionales.</p>

**Tableau A2.3. Quel périmètre faudrait-il considérer pour les substances actives entrant dans le calcul d'un nouvel indicateur HRI1 ?**

C. Barbu	Un périmètre aussi large que possible est préférable : inclure le biocontrôle (car non dénué de risques), les traitements de semences et les usages non agricoles semble pertinent. La prise en compte des co-formulants ( <i>i.e.</i> toutes substances hormis l'eau) pourrait être envisageable et changer drastiquement le risque estimé. Malheureusement la dangerosité liée à ces substances est très mal connue.
M. Dermine	D'un point de vue scientifique, tous les pesticides devraient être pris en compte. Les bio-pesticides qui sont pulvérisés et pour lesquels on dispose de données toxicologiques doivent être pris en compte par l'indicateur. En revanche, certains produits de biocontrôle pourront ne pas être pris en compte, comme les phéromones par exemple. Sur le plan politique, la non prise compte de produits autorisés en AB entraînerait de vifs débats entre acteurs de l'agriculture conventionnelle et de l'AB. Certains produits autorisés en AB peuvent être toxiques, comme le cuivre pour la vie des sols par exemple. Il est important de les prendre en compte, vis-à-vis de la toxicité chronique notamment. Dans un monde idéal, il faudrait développer un indicateur de risque à partir des produits phytosanitaires, et non des substances actives. De plus, Il faudrait tenir compte de l'impact des co-formulants. Cependant, on manque de données de toxicité pour la plupart des co-formulants, même pour la santé humaine.
A. Gumbert	Toutes les substances actives (SA), y compris les produits de biocontrôle, doivent être prises en compte. Certains produits de biocontrôle, comme le spinosad, peuvent être très toxiques pour les organismes non cibles.
P. Kudsk	À long terme, l'idéal serait que tous les ingrédients, les substances actives, les co-formulants, ainsi que les produits de biocontrôle, soient pris en compte dans un indicateur de risque harmonisé. Cependant, la disponibilité des données reste un défi majeur, en particulier pour les co-formulants, pour lesquels les données de toxicité sont minimales et les réglementations de l'UE ne sont pas harmonisées. Les produits de biocontrôle pourraient être inclus, mais nombre d'entre eux ne font pas l'objet de mesures de risque dans la base de données PPDB, en particulier pour les macro- et micro-organismes, l'EFSA estimant souvent que leurs risques sont négligeables. Néanmoins, certains composés de biocontrôle (par exemple des champignons ou des extraits de plantes) peuvent encore avoir des propriétés indésirables et ne devraient pas être exclus par défaut. En général, si l'on s'attend à ce que les ingrédients actifs de biocontrôle aient une faible toxicité, leur intégration dans l'indicateur aura un impact minimal sur sa tendance et ne posera pas de problèmes significatifs.
F. Lebellec	L'idéal serait de disposer d'un indicateur unique, mais qui reste déclinable selon plusieurs catégories de molécules, <i>e.g.</i> une version hors biocontrôle et version avec biocontrôle.

	<p>Je vois trois points de vigilance : i) les produits de biocontrôle peuvent comporter des risques, il ne faut donc pas les exclure de l'indicateur ; ii) le biocontrôle est parfois employé en très grandes quantités, ce qui pourrait fausser l'indicateur en masquant l'évolution des autres substances (effet pervers sur les indicateurs basés sur la QSA : on réduirait les risques tout en augmentant les quantités) ; iii) dans un monde idéal il faudrait également intégrer les co-formulants et les métabolites (produits de dégradation), mais il manque trop d'information sur leur toxicité et écotoxicité. Il est nécessaire de considérer « toutes » les substances actives, mais il ne faut pas forcément « toutes » les intégrer dans un seul indicateur.</p>
R. Horgan G. Rennick	<p>Toutes les SA, y compris les produits de biocontrôle, devraient être incluses dans le calcul de l'indicateur. Toutefois, les macro-organismes ne font pas l'objet d'une réglementation harmonisée au sein de l'UE, de sorte qu'il est plus simple de les exclure de l'indicateur pour l'instant. Les produits dérivés de macro-organismes relèvent déjà d'une procédure d'homologation et entrent donc dans le calcul de HRI-1. Bien que l'on dispose de données de toxicité pour la plupart des co-formulants, il est difficile de les intégrer dans un indicateur en raison du grand nombre de formulations, chacune combinant généralement 5 à 10 ingrédients.</p>
J. Strassmeyer	<p>Si on adopte les options 1 et 2 évoquées dans la question précédente pour mieux rendre compte de la toxicité réelle des substances, il ne devrait pas y avoir de limitation en ce qui concerne la gamme des substances à considérer (organiques de synthèse, produits de biocontrôle, produits minéraux, notamment) car les quantités utilisées seraient mises en regard de la toxicité des substances. Par exemple, le CO<sub>2</sub> qui est actuellement dans le groupe 2, est utilisé en grande quantités mais il présente un très faible risque écotoxique et devrait donc être placé dans une catégorie idoine (option 1) ou bien ses usages devraient être pondérés par sa faible valeur de toxicité (option 2).</p>
V. Van Bol	<p>Il est essentiel de prendre en compte tous les types de produits, y compris les adjuvants et les solutions de biocontrôle.</p>

**Tableau A2.4. L'ensemble de la série temporelle HRI1 doit-il être recalculé chaque année, ou bien la valeur calculée pour une année donnée doit être stabilisée ?**

C. Barbu	Le recalcul historique est problématique dans l'état actuel de l'indicateur, mais cela n'est pas un problème dans l'absolu. Une fois des corrections effectuées (ajustement des groupes de risque, des coefficients de pondération, et standardisation des QSA en fonction des données de risque par unité de masse ou par la médiane des doses d'utilisation), il est possible que cela ne pose plus de problème (faire des simulations pour vérifier cela). Par ailleurs, la non-rétropolation du calcul pourrait constituer une amélioration pertinente, évitant que l'indicateur ne devienne un indicateur d'anticipation, notamment en raison de l'effet du groupe de risque n°3 (substances candidates à la substitution).
M. Dermine	Le fait de ne pas recalculer les séries pour HRI-1 est une bonne solution à court terme pour éviter de biaiser les tendances observées. A partir du moment où l'on se base sur des critères scientifiques, il pourrait être pertinent de recalculer les séries le cas échéant. Si on développe un indicateur harmonisé un peu moins simple avec des paramètres toxicologiques dont les valeurs peuvent évoluer au fur et mesure des progrès scientifiques (on l'a vu sur les néonicotinoïdes), alors il sera nécessaire de recalculer les séries.
A. Gumbert	Lorsqu'un indicateur développé à partir des connaissances scientifiques est utilisé, les recalculs ne devraient pas être aussi fréquents que dans le cas de l'indicateur HRI1. Toutefois, il est essentiel d'intégrer les nouvelles connaissances, ce qui peut nécessiter de recalculer les séries chronologiques. L'introduction de nouvelles espèces indicatrices pourrait entraîner des évolutions importantes, car la sensibilité aux pesticides varie considérablement d'une espèce à l'autre, par exemple au sein des différentes espèces d'abeilles.
P. Kudsk	Si l'indicateur comporte des paramètres de toxicité, le recalcul annuel de l'ensemble de la série chronologique ne devrait pas poser de problème, car il est peu probable que les valeurs de risque changent radicalement d'une année à l'autre. Dans les rares cas où des changements se produisent (par exemple, si des valeurs de toxicité augmentaient ou diminuaient en raison de nouvelles évaluations des risques ou de nouveaux protocoles), il serait logique de mettre à jour l'ensemble de la série chronologique en conséquence. Dans l'ensemble, les changements dans les valeurs de toxicité auraient probablement un impact beaucoup plus faible sur l'indicateur final par rapport à la situation actuelle, où le coefficient de risque d'une SA peut doubler (par exemple, de 8 à 16), ou même quadrupler (par exemple, de 16 à 64).
F. Lebellec	Ce n'est pas une question pertinente. En effet, le problème de la rétroactivité du calcul se pose uniquement à cause du fait que : i) les groupes de risque dépendent du statut réglementaire des substances et ii) des valeurs de coefficients de pondérations attribués (en particulier pour le groupe 4, des substances interdites). Si les groupes de risque étaient « déconnectés » du statut réglementaire des substances,

	notamment en s'appuyant directement sur des mesures de risque, le problème lié au « recalcul historique » n'existerait plus.
R. Horgan G. Rennick	Les calculs rétrospectifs peuvent être difficiles à expliquer aux non-spécialistes. Alors que les propriétés des SA restent constantes au fil du temps, notre compréhension de celles-ci évolue. Le calcul rétrospectif est généralement inévitable lorsque de nouvelles informations sont disponibles. Ce problème est valable quel que soit l'indicateur considéré. Dans le cas de HRI-1, cependant, le problème réside davantage dans la pondération que dans le calcul rétrospectif lui-même.
J. Strassmeyer	La question du recalcul ou non de l'indicateur se pose pour le HRI1 car il est basé sur des catégories insuffisamment pertinentes du point de vue du risque. De plus, les coefficients de pondération sont très différents d'une catégorie à l'autre (en particulier pour le groupe 4, avec un coefficient de 64). En revanche, si l'on supprime les catégories, avec une meilleure prise en compte de la toxicité des substances, les facteurs de pondération sautent et les changements qui seraient dû à une mise à jour des valeurs de toxicité (par exemple, par de nouveaux tests toxicologiques) ne seraient <i>a priori</i> pas un problème pour le calcul rétro-actif de l'indicateur. En effet, les valeurs de toxicité ne devraient pas évoluer fortement. Au contraire, s'il y a de nouvelles connaissances sur la toxicité réelles des molécules, cela ferait sens de les prendre en considération pour le recalcul des valeurs antérieures de l'indicateur.
V. Van Bol	Si les facteurs de pondération utilisés dans le calcul de l'indicateur reposaient sur des mesures réelles de toxicité et d'écotoxicité, ils resteraient relativement stables dans le temps. Quand bien même, dans les rares cas où l'on observerait des changements majeurs dans ces mesures, il serait préférable de tout réajuster selon les nouvelles données, comme c'est le cas maintenant.

**Tableau A2.5. Avez-vous des suggestions pour faire évoluer l'indicateur HRI1 ?**

C. Barbu	<p>Pour résoudre le problème posé par l'intégration de certaines substances de biocontrôle (ou autorisées en AB) dans l'indicateur HRI1, susceptibles d'en augmenter la valeur alors qu'elles sont encouragées par la SUD, deux solutions peuvent être envisagées : (i) modifier les critères réglementaires pour les faire passer dans le groupe de risque n°1 (plus faible pondération) ; et/ou (ii) standardiser les QSA en fonction des doses d'utilisation, étant donné qu'elles sont souvent appliquées à des grammages élevés. Il faut également intégrer à l'indicateur la notion de risque par unité de masse (la médiane des doses d'utilisation en est un bon proxy, au moins pour la cible, et est facilement récupérable). Il faut réduire le coefficient de pondération du groupe de risque n°4 (64 -&gt; 32) et vérifier l'effet de cette modification sur l'indicateur par des simulations. De plus, il serait préférable d'utiliser un indicateur exprimé en valeur absolue plutôt qu'en pourcentage par rapport à une période de référence, afin de rendre les comparaisons entre États-Membres plus pertinentes. Il serait même envisageable de standardiser le résultat par la surface du pays (surface totale ou SAU) pour en faciliter l'interprétation. Enfin, il ne faut pas perdre de vue qu'un bon indicateur est un indicateur calculable. Un indicateur trop complexe, nécessitant trop de données (potentiellement inconnues), n'est donc pas souhaitable.</p>
I. Bouchemma	<p>La France visait une réduction d'usage ; d'autres pays visaient la réduction des risques. Il n'est pas illogique, ni illégal, d'utiliser des indicateurs nationaux. HRI1 n'est pas adapté à l'évaluation de la stratégie Ecophyto et n'a pas été pensé en ce sens. Le NODU était plus pertinent, malgré la difficulté à appréhender ce qu'il représente concrètement. Il faudrait intégrer une dose de référence par substance active dans le calcul de HRI1.</p>
M. Dermine	<p>Il existe déjà des indicateurs intéressants qui reposent sur des bases beaucoup plus scientifiques que HRI-1, notamment le Pesticide Load Index, développé au Danemark. Il n'est pas parfait, il pourrait être amélioré, notamment pour prendre en compte la toxicité chronique. Le NODU intéressant par sa simplicité conceptuelle, néanmoins ce n'est qu'un indicateur d'usage, il ne vise pas à représenter les risques pour la santé humaine et l'environnement. Récemment, Organics Europe et Global 2000 ont proposé un indicateur appelé PURI. Cet indicateur repose sur les données de vente, les doses homologuées, et de données d'écotoxicité disponibles dans la PPDB. L'indicateur a été testé avec des scénarios d'augmentation des surfaces en AB. Contrairement à l'HRI-1, il montre une diminution des risques liés à l'utilisation des pesticides.</p>
A. Gumbert	<p>L'utilisation de la valeur médiane des doses homologuées au niveau européen pour normaliser les quantités de SA dans la formule du HRI1 pourrait être un premier pas vers l'amélioration de sa pertinence. Toutefois, nous préconisons l'adoption de l'ATAT pour maintenir la cohérence avec son développement au niveau global. L'ATAT ne demande pas d'utiliser des doses homologuées. D'autres options, telles que le PLI</p>

	<p>utilisé au Danemark, pourraient également être envisagées. La priorité est que l'indicateur choisi repose sur la caractérisation des dangers et des risques, sur la base des données collectées au cours des processus d'homologation et des ventes de pesticides (ou de leur utilisation, le cas échéant).</p>
P. Kudsk	<p>Le HRI-1 améliorée ou reconstruit <i>de novo</i> devrait s'inspirer de l'indicateur danois PLI, en le simplifiant et en l'adaptant au contexte de l'UE. Certains développements du modèle danois ne sont pas pertinents au niveau de l'UE, de sorte que les procédures de normalisation mises en œuvre dans le PLI doivent être repensées pour mieux répondre aux priorités et à l'ensemble des SA de l'UE. Si le TAT semble être une bonne approche (proche du concept Pleco), il serait préférable pour les utilisateurs finaux d'agréger les différentes dimensions en une seule valeur. Toutefois, il est essentiel de conserver la possibilité de décomposer la valeur globale en sous-indicateurs plus spécifiques, afin de garantir la flexibilité nécessaire pour répondre à des questions détaillées à différents niveaux et éclairer la prise de décision.</p>
F. Lebellec	<p>Je recommanderais de le faire évoluer de manière transparente et d'avoir la possibilité de le désagréger, ou d'avoir des indicateurs complémentaires sous la forme d'un « tableau de bord ». Il faudrait déterminer avec différents acteurs/experts un socle commun de variables de risque à considérer dans l'indicateur. En revanche, il sera probablement trop compliqué d'arriver à un consensus sur la méthode d'agrégation pour l'indicateur final (la pondération dépendra des sensibilités de chacun).</p> <p>Il faut rester vigilant quant à la manière de construire l'indicateur : il doit reposer sur des informations disponibles et doit être calculable pour tous les États-Membres. Par exemple, il ne faudrait pas développer un indicateur basé sur les pratiques agricoles au champ qui est une information quasi-impossible à obtenir (cf. PestLCI, Dijkman et al, 2012 ; USEtox, Rosenbaum et al et Hauschild et al, 2008). Il conviendrait de choisir une ou deux variables de toxicité/écotoxicité (<i>e.g.</i> DJA, DL50), qui sont des dénominateurs communs mesurés pour toutes les molécules. Il faudrait intégrer des informations liées au transfert des molécules dans les milieux (<i>e.g.</i> GUS ; Gufstason, 1989). Enfin, il faudrait prendre en compte la toxicité aiguë et chronique, et ne pas oublier les applicateurs et riverains (<i>e.g.</i> modèle BROWSE, Ellis et al, 2017).</p>
R. Horgan G. Rennick	<p>Au sein du groupe « Utilisation durable des pesticides » de la Commission européenne, nous avons discuté d'options potentielles actionnables à court terme. Il s'agit notamment d'intégrer les doses d'application et les zones traitées dans l'indicateur. En outre, les données relatives à l'utilisation des PPP pourraient être envisagées après la mise en œuvre du règlement SAIO. Si les données relatives à l'utilisation des PPP permettraient de mieux comprendre où et quand les PPP sont appliqués, les données relatives aux ventes de PPP restent suffisantes pour saisir les tendances à long terme. Les quatre groupes de risque pourraient être affinés et se voir attribuer des pondérations différentes. Il est important</p>

	<p>de mieux différencier les SA au-delà de leur statut d'autorisation, car les propriétés des SA restent inchangées. Toutefois, l'élaboration de pondérations fondées sur des connaissances scientifiques pourrait prendre plusieurs années.</p>
J. Strassmeyer	<p>Il faudrait <i>a minima</i> mieux prendre en compte la toxicité réelle des substances, même si c'est sous forme de groupes de substances, et considérer à la fois les organismes aquatiques et terrestres. L'approche du Pesticide Load Index semble pertinente. Elle permet un classement continu de chaque substance active entre 0 et 1 selon sa toxicité. Chaque « branche » (écotoxicité, devenir dans l'environnement, impact sur la santé humaine) peut être analysée séparément de manière flexible et complémentaire. La question de la méthode d'agrégation en un seul indicateur final n'est cependant pas évidente et nécessiterait plus de réflexion. D'un point de vue scientifique, aucune pondération ne pourrait être justifiée pour l'agrégation. C'est une question politique. Il serait important d'avoir la possibilité de revenir sur les éléments non agrégés qui expliquent le résultat final. Par ailleurs, il semblerait pertinent d'élargir le panel des organismes non cibles considérés dans cet indicateur : les arthropodes, des plantes non aquatiques, d'autres organismes du sol et des sédiments. A ce niveau, un point crucial est la disponibilité des données.</p>
V. Van Bol	<p>L'indicateur ATAT est une solution intéressante, mais il manque l'intégration d'un volet spécifique sur la santé humaine (même s'il intègre la toxicité envers le rat comme proxy de l'humain), et sur la persistance environnementale des substances.</p> <p>Ensuite, la pondération des différents groupes d'organismes considérés dans l'ATAT doit être débattue au niveau européen pour créer un consensus politique.</p> <p>Pour conclure, l'atteinte des objectifs doit reposer sur des mesures concrètes (e.g. qualités eau, air, alimentation, nombre de licences et de formations sur les pesticides), et non uniquement sur l'indicateur choisi par la politique publique, car finalement ce sont ces mesures qui sont essentielles et attendues par la population.</p>

**Tableau A2.6. Quelles sources de données sont disponibles pour construire un nouvel HRI ?**

M. Dermine	<p>La source principale de données sont les données de vente recueillies au niveau des États-Membres. En ce qui concerne les pratiques agricoles, le règlement SAIO permettra de mieux connaître les utilisations des pesticides. Néanmoins, sa mise en œuvre demandera du temps et les données ne devraient pas être disponibles avant 2029 ou 2030. Les dossiers d'homologation des SA au niveau européen fournissent des paramètres d'écotoxicité. La PPDB fournit des données complémentaires issues d'autres bases de données. Le problème ces bases de données c'est qu'elles sont dynamiques. Il faudrait mettre en place un système de mise à jour régulier et réactif, notamment pour les CMR. Un tel système existe dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, notamment pour les espèces aquatiques. Ce serait bien que ça ne passe pas par un niveau politique. Il faudrait avoir une mise à jour en temps réel pour certaines données toxicologique, notamment pour les CMR. Actuellement, il faut parfois attendre 5 ans pour que l'UE prenne une décision d'interdiction d'une substance active après sa classification en tant que CMR, alors que le niveau de risque est établi scientifiquement.</p>
A. Gumbert	<p>Les données de ventes de pesticides sont actuellement collectées au niveau européen par la DG Eurostat. À l'avenir, le règlement « <i>Statistics on Agricultural Inputs and Outputs</i> » (SAIO) facilitera la collecte de données sur l'utilisation des pesticides. Les rapports d'évaluation disponibles sur le site web de l'EFSA (<i>peer review risk assessment</i>) constituent une autre source d'information importante.</p>
P. Kudsk	<p>La base de données PPDB est une source fiable pour les propriétés des pesticides. En ce qui concerne la quantité de pesticides libérés dans l'environnement, le fait de disposer de données fiables sur l'utilisation réelle des pesticides (ce qui sera encouragé par le nouveau règlement de l'UE sur les statistiques agricoles, SAIO, qui vise à couvrir au moins 85 % de l'utilisation des pesticides sur 75 % des terres) améliorerait considérablement l'évaluation des risques. Les données d'utilisation sont préférables aux données de vente en raison de problèmes tels que les restrictions sur les pesticides et du fait que les données de vente sont rapportées annuellement, tandis que les données d'utilisation pourraient être rapportées par saison culturale. Toutefois, la première étape, avant la mise en œuvre complète du SAIO, consiste à garantir la disponibilité de données de qualité sur les ventes.</p>
F. Lebellec	<p>Je n'ai pas de connaissances particulières concernant les données sur les PPP en dehors de la France. Concernant les caractéristiques des molécules, la PPDB est la base de données la plus pertinente (même si parfois il peut y avoir des manques, notamment pour les molécules à faible risque).</p>
R. Horgan G. Rennick	<p>Eurostat est la plus grande source de données sur les ventes et l'utilisation des PPP. En outre, il existe de nombreuses sources pour les critères d'évaluation des risques liés aux pesticides. Certains États-Membres gèrent leurs propres bases de données. Le site web de l'EFSA fournit déjà</p>

	<p>des données sur le processus d'homologation des substances actives (SA). L'enquête sur l'utilisation des sols et la couverture végétale (<i>Land Use and Cover Area Survey ; LUCAS</i>) pourrait également s'avérer utile. L'EFSA pourrait jouer un rôle clé dans le développement d'une base de données sur laquelle l'indicateur est basé. Néanmoins, la maintenance et la mise à jour annuelle de ces informations nécessiteraient beaucoup de ressources. En outre, la disponibilité des données est plus limitée pour les molécules plus anciennes. La question de savoir si les données fournies par les industriels au cours de la procédure d'homologation devraient être utilisées ou pas fait l'objet d'un débat constant. L'indicateur TAT, développé au niveau global et en Allemagne, repose sur plusieurs bases de données, ce qui introduit certains risques méthodologiques. En outre, certains groupes d'espèces de l'indicateur TAT sont caractérisés à l'aide d'une seule espèce représentative, qui n'est pas toujours la plus pertinente (par exemple, <i>Apis mellifera</i> pour les abeilles).</p>
J. Strassmeyer	<p>Il faut les données sur ventes de substances qui sont assez facilement disponibles. Pour les données de toxicité et de propriétés physico-chimiques des substances actives, la PPDB, bien qu'elle puisse être critiquée (origine de certaines données, manque d'harmonisation des méthodes d'acquisition des données notamment) semble cependant une des plus pertinentes et complètes. La base de l'EFSA semble moins complète. Dans tous les cas, un point important est de savoir comment on gère les données manquantes (par exemple, en réalisant des extrapolations entre espèces d'un même taxon ?) selon une méthode validée au niveau européen.</p>
V. Van Bol	<p>Pour évaluer l'exposition des milieux aux PPP, l'indicateur doit s'appuyer à court terme sur les données de ventes, mais à moyen et long terme, il serait préférable de le baser sur des données d'utilisation réelles par les agriculteurs. Concernant les seuils de toxicité, bien que la PPDB soit actuellement la meilleure source disponible, la mise en place d'une base de données centralisée par l'EFSA serait souhaitable. Par ailleurs, davantage d'informations sur les risques environnementaux globaux et les toxicités chroniques des PPP seraient nécessaires.</p>

**Tableau A2.7. Avez-vous d'autres réflexions relatives à un indicateur de risque harmonisé au niveau européen ?**

C. Barbu	Le groupe de risque n°4 a été construit pour pénaliser fortement les usages dérogatoires (souvent utilisés par certains États-Membres). Dans la proposition d'amélioration de l'indicateur, il faudra tenir compte de cette volonté politique initiale. De plus, il est important de rester dans le cadre de la saisine : l'objectif est d'améliorer le HRI-1, et non de le reconstruire ou de proposer un autre indicateur. En cas d'abandon des quatre groupes de risque (e.g. proposition du TAT), cela pourrait être perçu comme un changement trop drastique pour être accepté par les décideurs publics.
I. Bouchem	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Il faudrait disposer d'un indicateur sur les alternatives (toute action qui remplace un traitement phytopharmaceutique, au niveau Substitution ou Reconception du concept ESR de Hill et McRae, 1995), y compris le biocontrôle.</li> <li>- Un indicateur unique est pertinent pour le pilotage d'une politique publique.</li> <li>- Il est essentiel que l'indicateur soit stable dans le temps. « Il ne faut pas changer fréquemment de thermomètre !</li> </ul>
M. Dermine	L'important pour HRI est de refléter la philosophie de la directive SUD, qui vise au déploiement d'alternatives aux PPP, et au remplacement des pesticides les plus toxiques par des pesticides moins toxiques ou des mesures préventives. L'indicateur développé ne devrait pas être spécifique de l'AB. Il ne faudrait pas remplacer des pesticides de synthèse par des substances naturelles tout aussi toxiques. L'indicateur ATAT, développé par la FAO, est un indicateur plus simple et bien meilleur que HRI-1. Il est plus adapté à tous les pays du monde. A moyen terme (ca. 2030), l'indicateur de risque harmonisé, pourra être calculé par culture et par pays sur base des données fournies via le règlement SAIO. Il permettra d'alerter sur les cultures sur lesquelles il faudra agir en priorité.
A. Gumbert	Le choix d'un indicateur harmonisé est une décision politique, car il détermine l'orientation et les objectifs de la politique. Pour que l'indicateur HRI1 actuel soit plus pertinent, il doit être amélioré. Des indicateurs complémentaires sont nécessaires pour caractériser le niveau de contamination de l'environnement. Les co-formulants devraient être pris en compte dans le processus d'homologation au niveau des États-Membres, bien qu'il s'agisse d'une tâche difficile en raison du grand nombre de produits. En outre, l'effet cocktail des combinaisons de pesticides doit être pris en compte, bien que sa modélisation constitue un défi méthodologique important.
P. Kudsk	Par exemple, il serait idéal d'intégrer également des mesures de mitigation, telles que des zones tampons, mais cela ajouterait une complexité considérable. Il est possible de développer des modèles pour évaluer l'impact réel des pesticides sur l'environnement, mais cela sort probablement du champ d'application du HRI-1. HRI-1 est conçu pour

	illustrer une tendance générale (augmentation, stabilité ou diminution), et non pour fournir une évaluation précise des risques.
R. Horgan G. Rennick	<p>Il est essentiel de garder à l'esprit que c'est la dose qui fait le poison, de sorte que les doses appliquées devraient probablement être prises en compte lors de la conception d'une nouvelle version de HRI-1. Bien que l'indicateur ATAT ait été mentionné dans notre discussion, il convient de noter que son développement au niveau de l'UE pourrait prendre plusieurs années. Plutôt que de remplacer le HRI-1, l'ATAT serait plus approprié en tant qu'indicateur complémentaire.</p> <p>La pertinence du TAT dépend fortement du compartiment environnemental considéré, car le risque est influencé non seulement par la SA considérée, mais aussi par l'exposition des organismes, tels que les pollinisateurs. C'est pourquoi il n'est pas toujours pertinent en tant qu'indicateur de risque. Pour développer un indicateur de risque vraiment précis, des données plus détaillées seraient nécessaires, en particulier des informations sur les endroits où la substance est appliquée, sur quelles cultures, avec quel équipement et à quelle distance des masses d'eau.</p> <p>Enfin, pour votre information, l'EFSA peut se saisir d'une question de trois manières : i) de son propre chef ; ii) par sollicitation de la Commission Européenne ; iii) par sollicitation d'un État membre.</p>
J. Strassmeyer	<p>- Le NODU est plus pertinent que HRI1 car il intègre les taux d'application, qui indirectement peuvent être liés à la toxicité même si ce n'est pas si simple (par exemple, des substances présentant une même toxicité peuvent être appliquées à des taux parfois différents de plusieurs ordres de grandeur). C'est l'une des propositions de l'agence de protection de l'environnement allemande : prendre en compte le taux d'application pour améliorer le calcul du HRI1 (i.e. : calculer un NODU par catégorie). Par ailleurs, elle propose de fusionner le groupe de risque 4 avec le groupe de risque 3 en conservant un coefficient de 16. Toutefois, le recours au taux d'application pourrait tout aussi bien conduire à l'abandon des catégories, avec un calcul du NODU sur toutes les substances sans facteur de pondération. Le calcul du taux d'application, même s'il paraît complexe dans la méthode française, pourrait être simplifié pour son application par tous les États-Membres.</p> <p>- SYNOPS a été développé à l'échelle de la parcelle en prenant en compte les applications, les sols, la proximité aux cours d'eau pour calculer l'exposition sur le milieu aquatique. Son application à l'échelle nationale implique beaucoup de travail et d'hypothèses pour définir des scénarios (50) supposés couvrir les principales situations agro-environnementales de l'Allemagne. <i>In fine</i>, les valeurs calculées sont agglomérées en une valeur unique d'indicateur par substance active. La lourdeur de ce travail incite l'Allemagne à considérer des approches plus simples pour l'échelle nationale comme le PLI.</p> <p>- PLI et TAT sont assez similaires dans leurs approches. Une des particularités du TAT par rapport au PL est de présenter les résultats de manière distincte pour chaque taxon considéré, sans faire d'agrégation finale. Cela est intéressant pour avoir une vision spécifique sur des taxons</p>

	<p>d'intérêt. Cela pose la question de l'agrégation si on doit se limiter à une seule valeur d'indicateur. Il serait intéressant de réaliser une comparaison des tendances de chacun de ces deux indicateurs à partir de jeux de données similaires.</p> <p>En conclusion, il serait nécessaire qu'un ensemble d'experts européens soit mandaté pour élaborer des propositions et donner des orientations pour le développement d'une approche harmonisée au niveau européen.</p>
V. Van Bol	<p>L'évaluation du risque lié aux polluants émis dans l'environnement devrait être adaptée aux spécificités des territoires, qui varient en résilience (<i>e.g.</i> zones côtières, montagnes, plaines). Une approche pourrait consister à définir une « limite de métabolisation », représentant la capacité d'un écosystème à absorber les polluants sans altérer son fonctionnement, puis d'évaluer, à l'échelle nationale, la surface des zones dépassant cette limite.</p>

## Annexe 3. Résultats de l'enquête en ligne.

Une enquête en ligne a été réalisée entre le 16 décembre 2024 et le 17 janvier 2025. L'objectif principal de cette enquête était d'élargir l'analyse conduite à d'autres acteurs afin d'identifier des idées, des réflexions méthodologiques, ou des références qui nous auraient échappé. **En aucun cas cette enquête n'avait pour objectif d'être représentative de la diversité des avis sur les indicateurs.**

Outre trois questions préliminaires relatives à l'identité des répondants, leur Institution de rattachement, et à la possibilité de rester anonyme, dix questions ouvertes sur les indicateurs utilisés pour évaluer l'impact des plans nationaux de réduction de PPP ont été largement diffusées. L'enquête a été rédigée en anglais uniquement, mais il était indiqué qu'il était possible de répondre en anglais ou en français (les réponses obtenues ont été rédigées majoritairement en anglais, mais quelques réponses ont été rédigées en français ou en espagnol). Les questions de l'enquête en ligne sont présentées dans le Tableau A3.1.

Au niveau français, le questionnaire a été diffusé au réseau [Protection Intégrée des Cultures](#) (INRAE/Cirad), à l'[Académie d'Agriculture](#), et aux acteurs qui avaient été enquêtés dans le cadre du stage de fin d'étude de Tanguy Landrieu. Au niveau européen, le questionnaire a été diffusé auprès des partenaires de l'Alliance Européenne de Recherche '[Towards chemical pesticide-free agriculture](#)', des projets [Agrowise](#) et [IPMworks](#), du réseau [ENDURE](#), et des participants de l'atelier « Strengthening Pesticide Risk Indicators: Bridging Data, Policy, and EU Collaborations » (19-20 novembre 2024, Bruxelles ; cf. Annexe 4). Le Tableau A3.2 présente la liste des personnes ayant participé à l'enquête.

Parmi les 192 réponses recueillies, seules 34 étaient exploitables (*i.e.* avec au moins une question traitée parmi les questions 1 à 10). Pour chacune des questions relatives aux indicateurs, une synthèse a été réalisée à l'aide de <https://notebooklm.google/>.

**Tableau A3.1. Liste des trois questions préliminaires (PQ1-PQ3) et des dix questions (Q1-Q10) de l'enquête en ligne relative aux indicateurs pour évaluer les effets de la Directive 2009/128/CE dans les États-Membres (copie d'écran de l'interface administrateur LimeSurvey, version 3.24.3+201027).**

Code	Question
PQ1	Could you please provide your first name, last name, organization, email address, and phone number?
PQ2	May we include your name in the final report, or would you rather remain anonymous?
PQ3	What are your areas of expertise?
Q1	What indicators are used in your country to assess the implementation of the Sustainable Use of Pesticides Directive (Directive 2009/128/EC)? Were the objectives of your National Action Plan (NAP) for the sustainable use of pesticide achieved? How have the indicators evolved since the beginning of the implementation of your NAP?
Q2	What were and are the national priorities and objectives in defining and using this/these indicator(s), such as reducing pesticide use, minimizing impact, preserving production, and achieving the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive (Directive 2009/128/EC)?
Q3	Which databases are used to calculate the indicators? Are they publicly accessible?
Q4	Are the indicators broken down at the local or farm level?
Q5	What are the strengths and weaknesses of the main indicator used in your country? How does it compare to HRI-1 if that is not the indicator used in your country?
Q6	How is this indicator perceived by different stakeholder groups?
Q7	How could the main indicator used in your country be improved?
Q8	Can progress toward the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive (Directive 2009/128/EC) be effectively monitored using a single indicator, or do we need multiple indicators—some for assessing risk/impact and others for measuring volume or dependency?
Q9	Is there a complementary approach in your country to evaluate how much farmers are using alternative practices to plant protection products?
Q10	Do you have any proposal for a Harmonized Risk Indicator that we could consider?

**Tableau A3.2. Tableau de contingence présentant les pays d'origine et les types de structure des personnes ayant répondu à l'enquête en ligne.**

		Recherche	Agence nationale	Association	Agence régionale	Entreprise	Organisation professionnelle	Syndicat agricole	Anonyme	
UE	France	4	1	3			2	1		11
	Belgique	1	1		1					3
	Espagne	1			1	1				3
	Italie	3								3
	Allemagne	1	1							2
	Croatie	1								1
	Danemark	1								1
	Irlande		1							1
Hors UE	Bengladesh	1								1
	Sainte-Lucie					1				1
	Suisse	1								1
Inconnu									6	6
		14	4	3	2	2	2	1	6	

**Q1. Quels sont les indicateurs utilisés dans votre pays pour évaluer la mise en œuvre de la Directive sur l'utilisation durable des pesticides (directive 2009/128/CE) ? Les objectifs de votre plan d'action national pour l'utilisation durable des pesticides ont-ils été atteints ? Comment les indicateurs ont-ils évolué depuis le début de la mise en œuvre de votre plan d'action national ?**

#### **France**

- **Indicateurs Principaux** : La France a utilisé le **NODU** (Nombre de Doses Unités) comme indicateur principal depuis 2008 jusqu'à récemment, avec une transition vers le **HRI1** (Harmonized Risk Indicator n°1) en 2024. D'autres indicateurs comme l'**IFT** (Indice de Fréquence de Traitement) et la **QSA** (Quantité de Substances Actives) ont également été utilisés.
- **Objectifs du plan national** : L'objectif initial du plan Ecophyto était de réduire de 50 % l'utilisation des pesticides en 10 ans. Les objectifs n'ont pas été atteints. La stratégie Ecophyto 2030 vise à réduire de 50 % les risques et usages de pesticides par rapport à la moyenne triennale 2011-2013, en utilisant le HRI1.
- **Évolution des indicateurs** : Le **NODU** a augmenté dans les premières années du plan, puis a baissé avant de se stabiliser. Le HRI1 montre une diminution de presque 40 % en 2019 par rapport à 2011. Une diminution des substances CMR1 et CMR2 a été observée. Le HRI1 a remplacé le **NODU** en 2024.
- **Forces et faiblesses des indicateurs** : Le **NODU** est un indicateur de vente, utile pour suivre les tendances, mais ne reflète pas l'utilisation réelle ni les risques. Le HRI1 est critiqué pour son manque de base scientifique, en revanche il permet de comparer les Etat-membres entre-eux.

#### **Belgique**

- **Indicateurs principaux** : Au niveau fédéral, la Belgique utilise le **HRI1**. Au niveau de la Wallonie, l'indicateur **ISAC** (indicateur permettant de suivre le recours aux pesticides en travaillant avec les substances actives) et l'**ISAC+** (indicateur pour évaluer les risques des pesticides sur différents compartiments d'intérêt) sont en développement, ainsi que le **Phytoscore**. Le **PRIBEL** (indicateur basé sur POCER) a été abandonné car trop complexe.
- **Objectifs du plan national** : L'objectif global est de réduire les risques pour la santé et l'environnement. Les plans sont déclinés au niveau régional. La Belgique vise à atteindre l'objectif Farm to Fork avant 2030 en utilisant le HRI1. Un système d'indicateurs **DPSIR** est utilisé.
- **Évolution des indicateurs** : La Belgique a proposé des améliorations aux indicateurs F2F1 et F2F2 en tenant compte des aspects écotoxicologiques.
- **Forces et faiblesses des indicateurs** : Le HRI1 est utilisé faute de mieux. La Belgique cherche à améliorer les indicateurs pour mieux prendre en compte l'écotoxicologie. Le système DPSIR offre une vue d'ensemble.

#### **Allemagne**

- **Indicateurs principaux** : L'Allemagne utilise l'indicateur **SYNOPS** pour surveiller le risque des produits phytosanitaires. D'autres indicateurs sont utilisés pour les eaux souterraines et de surface, les bandes tampons, etc.
- **Objectifs du plan national** : Le plan national vise à réduire les risques liés à l'utilisation des pesticides. Certains objectifs ont été atteints, mais la plupart ne l'ont pas été.
- **Évolution des indicateurs** : Le SYNOPS montre des tendances contrastées pour les organismes aquatiques et terrestres.
- **Forces et faiblesses des indicateurs** : SYNOPS est un indicateur complexe, basé sur l'écotoxicité, mais manque de transparence et ne couvre pas tous les aspects du risque.

## Danemark

- **Indicateurs principaux** : Le Danemark utilise le **PLI** (Pesticide Load Indicator), qui a remplacé l'**IFT** (Indice de Fréquence de Traitement).
- **Forces et faiblesses des indicateurs** : Le PLI utilise des échelles continues pour l'écotoxicologie, mais ne tient pas compte des mesures d'atténuation.

## Espagne

- **Indicateurs principaux** : L'Espagne utilise les indicateurs **HRI1** et **HRI2**.
- **Objectifs du plan national** : L'Espagne cherche à atteindre les objectifs fixés par la directive européenne.
- **Évolution des indicateurs** : Le HRI1 est en baisse de 65 points par rapport à la période de référence, et le HRI2 de 60 points.

## Italie

- **Indicateurs principaux** : L'Italie utilise les **HRI1** et **HRI2**. Des indicateurs sont également définis par un décret interministériel, incluant la distribution et l'utilisation des produits, les intoxications, le contrôle des pulvérisateurs, etc.

## Autres pays

- **Lettonie** : Utilise un indicateur de réalisation des tâches listées dans le Plan d'Action National. Les objectifs ont été en grande partie atteints.
- **Croatie** : Les indicateurs comprennent le nombre d'agriculteurs formés, la quantité de pesticides sur le marché et le contrôle des pulvérisateurs. La plupart des objectifs ont été atteints.
- **Suisse** : Les objectifs de réduction des risques ont été atteints. Utilise l'IFT, le NODU en se basant sur les données de ventes.
- **Sainte-Lucie** : Suivi de l'utilisation des pesticides et des maladies liées aux PPP.

## Éléments transversaux

- **Objectifs de réduction** : La plupart des pays cherchent à réduire l'utilisation des pesticides. Les objectifs varient, avec une cible fréquente à - 50 %.
- **Transition vers le HRI1** : Plusieurs pays ont adopté ou envisagent d'adopter le HRI1 pour se conformer à la directive européenne.
- **Limites des indicateurs** : Les indicateurs de vente comme le NODU ne reflètent pas l'utilisation réelle ni les risques. Le HRI1 est critiqué pour son manque de base scientifique.
- **Nécessité de multiples indicateurs** : Il est souvent noté qu'il est nécessaire d'utiliser plusieurs indicateurs pour avoir une vision plus complète. Les systèmes DPSIR (Belgique) sont des tentatives de mise en place d'indicateurs croisés.
- **Importance de l'écotoxicologie** : Certains pays mettent l'accent sur l'importance de prendre en compte directement des valeurs mesurées d'écotoxicologie dans les indicateurs (Belgique, Danemark).
- **Complexité des systèmes** : Le développement d'indicateurs pertinents est complexe et nécessite de prendre en compte des facteurs multiples.
- **Pression des agriculteurs** : La pression des agriculteurs peut influencer le choix des indicateurs et le rythme de réduction des pesticides.

En résumé, les pays utilisent divers indicateurs, souvent en lien avec les exigences de la directive européenne. Malgré des efforts pour réduire l'utilisation des pesticides, de nombreux objectifs n'ont

pas été atteints. Les indicateurs sont perfectibles et leur interprétation doit tenir compte de leurs limites.

**Tableau A3.3. Réponses « brutes » obtenues à la question Q1**

What indicators are used in your country to assess the implementation of the Sustainable Use of Pesticides Directive (Directive 2009/128/EC)? Were the objectives of your National Action Plan (NAP) for the sustainable use of pesticide achieved? How have the indicators evolved since the beginning of the implementation of your NAP?	
R1	IFT
R2	<p>Initialement, 2 indicateurs ont été utilisés à partir des données de vente : QSA, NoDU. Le NoDU a été l'indicateur de référence du plan Ecophyto de 2008 à 2024.</p> <p>L'objectif du NAP était la réduction de l'utilisation des PPP de 50 % en 10 ans (Ecophyto 1 de 2008 ; Ecophyto 2 de 2015) puis à partir de 2024 la réduction de 50% de l'usage et des risques à l'échéance 2030 par rapport à la période de référence 2011-2013. Dans tous les cas les objectifs n'ont pas été atteints.</p> <p>La Stratégie Ecophyto 2030 vise à réduire de 50% les risques et usages de pesticides par rapport à la moyenne triennale 2011-2013, sur la base de l'indicateur européen harmonisé HRI-1.</p> <p>Le NoDU a commencé par augmenter lors des premières années du plan puis a baissé entre 2017 et 2022 et il s'est stabilisé à son niveau de 2009.</p> <p>Par contre les NoDU CMR1 et CMR2 ont fortement chuté.</p>
R3	<p>My country is France... so you know the answers !</p> <p>Indicator at the country level until February 2024 : NODU; HRI-1 since then. Indicator at the farm level : TFI. These indicators are excluding 'low impact pesticides' (so-called "Biocontrol")</p> <p>No, the objectives of the NAP were not achieved</p> <p>Since 2010 (and the launching of the first ECOPHYTO plan), the NODU has increased until 2018, and then seemed to decrease to reach more or less the level of 2010</p>
R4	<p>Au niveau fédéral, l'indicateur utilisé est le Harmonized Risk Indicator (HRI), et un plan d'action est établi depuis de nombreuses années : le Nationaal Actie Plan d'Action National (NAPAN). Les objectifs du NAPAN sont définis dans des rapports d'activité qui peuvent être consultés via ce lien : <a href="https://fytoweb.be/fr/plan-de-reduction/nationaal-actie-plan-daction-national-napan">https://fytoweb.be/fr/plan-de-reduction/nationaal-actie-plan-daction-national-napan</a></p> <p>Le NAPAN se décline en plans régionaux. Au niveau de la Wallonie, il s'agit du Programme Wallon de Réduction des Pesticides (PWRP). Le PWRP III (2023-2027) soutient financièrement différentes actions et notamment une cellule intégrative des indicateurs wallons (CIIW) pour développer des outils supplémentaires. Dans ce cadre nous développons l'ISAC : un indicateur permettant de suivre le recours aux pesticides en travaillant avec les substances actives (S.A.), et l'ISAC+ : un indicateur pour évaluer les risques des pesticides sur différents compartiments d'intérêt.</p> <p>D'autres indicateurs sont également mobilisés dans le cadre du PWRP III : le Phytoscore, un indicateur pour évaluer l'impact potentiel des PPP (<a href="https://www.corder.be/fr/phytoscore">https://www.corder.be/fr/phytoscore</a> &amp; <a href="https://www.corder.be/fr/crp">https://www.corder.be/fr/crp</a>), ainsi qu'un indicateur pour quantifier l'exposition des résidents aux PPP (Institut Scientifique de Service Public - ISSeP sur LinkedIn : <a href="https://www.linkedin.com/company/issp-belgium/">https://www.linkedin.com/company/issp-belgium/</a> "Quantifying residents' exposure to agricultural pesticides using..."). Pour la suite du questionnaire, nous allons nous concentrer sur l'ISAC et l'ISAC+ étant donné que ce sont les indicateurs que nous développons.</p>
R5	the NODU was the indicator of the Ecophyto plan in France since 2008 ...until prime Minister Attal decided to get rid of it for HRI1 beginning of 2024.
R6	<p>Main indicator with national goal to monitor the risk of plant protection products is the SYNOPSIS indicator. SYNOPSIS differentiates risk indication by mode of action (insecticide, herbicide and fungicide), time-span (acute and chronic risk) and ecosystem (aquatic, terrestrial). Within this differentiation, some SUD objectives have just been met, but most have not.</p> <p>Other indicators relate, for example, to pesticide residues in groundwater or surface waters (small catchments), buffer strips, High Nature Value Farmland, occurrence of selected bird species, area under organic farming or farming according to IPM.</p> <p>These other indicators only shed light on partial aspects, are snapshots or are not covered with data and will not be discussed further below (for the overview, see also: <a href="https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex#:~:text=Im%20Deutschen%20Pflanzenschutzindex%20(PIX)%20werden,in%20einer%20zusammenfassenden%20%C3%9Cbersicht%20dargestellt">https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex#:~:text=Im%20Deutschen%20Pflanzenschutzindex%20(PIX)%20werden,in%20einer%20zusammenfassenden%20%C3%9Cbersicht%20dargestellt</a> ).</p>
R7	Nodu et IFT depuis le début du plan Ecophyto
R8	<p>IFT et NODU.</p> <p>Ayant travaillé 27 ans dans des îles (sur 37 de carrière), le 2nd est très pertinent sous réserve qu'il n'y ait pas trop de trafic inter-îles (ce qui est malheureusement le cas de celle où je suis désormais affecté)</p>
R9	In Denmark we are now using the Pesticide Load Indicator (PLI). The PLI has replaced the TFI which is still calculated to be able to compare the current pesticide use to the use before the PLI was introduced. The PLI and TFI are calculated on basis of the sales data (1/1 to 31/12) and use date uploaded by the farmers (1/8-31/7).
R10	<p>SYNOPSIS-Trend</p> <p>(Strassemeyer, Jörn (2023): Risikoindikator SYNOPSIS. Jahresbericht 2022. (Jahresbericht / Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln). Bonn, 31-34. <a href="https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/erfassung-der-realen-pflanzenschutzmittelnanwendungen/risikoanalyse-synops">https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/erfassung-der-realen-pflanzenschutzmittelnanwendungen/risikoanalyse-synops</a> <a href="https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/synops">https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/synops</a>)</p> <p>SYNOPSIS-Trend for aquatic organisms:</p> <p>Decrease in chronic and acute aquatic risk for fungicides. Increase in insecticides and herbicides in relation to the previous three-year period.</p> <p>(<a href="https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex-2023/synops-risikoindex-fuer-aquatische-nichtzielorganismen">https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex-2023/synops-risikoindex-fuer-aquatische-nichtzielorganismen</a>)</p> <p>SYNOPSIS-Trend for terrestrial organisms:</p> <p>Decrease in risk for insecticides for soil organisms and for non-target arthropods and in risk for fungicides for non-target arthropods. Increase in risk for fungicides and herbicides for soil organisms. For herbicides, the risk for non-target arthropods remains the same in relation to the previous three-year period.</p> <p>(<a href="https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex-2023/synops-risikoindex-fuer-terrestrische-nichtzielorganismen">https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatorenen-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex-2023/synops-risikoindex-fuer-terrestrische-nichtzielorganismen</a>)</p>

R11	In our country, the implementation of the tasks included in the NAP is used as indicators. Most of the NAP tasks have been achieved, but the implementation of some tasks has been postponed to a later date. The indicators have not changed since the introduction of the NAP.
R12	The data are collected at regional base, hence, to have a clear idea they need to be merged
R13	I am not aware of any specific indicators used to assess implementation. It is difficult to determine if the objectives have been achieved as the NAP is relatively vague
R14	The main indicators are number of farmers that completed education on sustainable use of pesticides, the quantity of the pesticides placed on the market, data on the regular technical survey of sprayers and other equipment for pesticide application. As far as I know in Croatia the objectives were mostly achieved. The indicators were set up at the beginning of implementation and were not changed.
R15	At EU level, HRI1 and HRI2 are used, and pesticides sales. There is no NAP at EU level.
R16	In France, 2 indicators have been used: NODU and HRI-1. More, France is collecting sales data (commercial products, in tons) at farmers level (BNVD). La Sustainable Use Directive (SUD) n'inclue pas d'objectifs chiffrés de réduction d'utilisation des pesticides. Toutefois la France s'est fixé un objectif de diminution de l'usage des produits phytopharmaceutiques de 50 %, si possible, en 10 ans (2008-2018). Selon les chiffres communiqués par le ministère de l'agriculture (COS Ecophyto 2023), en 2022 par rapport à la période 2015-2017, les quantités de substances CMR1 ont diminué de 96 % et les CMR 2 de 22 %. Selon les chiffres du ministère de l'Agriculture, le HRI-1 pour la France, en 2019, présente une diminution de 40 % comparé à 2011 (indice 60 vs 100).
R17	Each project in the National Action Plan is equipped with one or more success indicators, enabling the implementation of the plan to be assessed. The overall objective assigned to the plan is to reduce the risks to health and the environment. This objective is not yet measurable. We had initially expected to measure it by means of a global indicator called POCER (a simplified version of the HAIIR indicator), but the abundance of data required to operate it and the accumulation of uncertainties generated by the use of models have ruled out this approach. We have since tried to set up a dashboard that includes a set of indicators classified according to the DPSIR system. Driving forces (D) are documented in particular by the characteristic statistics of agricultural productions that consume PPP. Pressure (P) is documented in particular by PPP sales statistics as well as treatment frequency indices and load indices. State (S) is demonstrated by measurements of residues in water, soil, food, air, etc. Impact (I) is described by measurements of the effect on the organisms affected (epidemiology, etc.). Responses (R) are illustrated by information on policies implemented (IPM implementation rate, HRIs, PPP packaging harvest rate, success of National Action Plan projects, spraying equipment compliance rate, etc.).
R18	Corresponde al Gobierno Central el cálculo de los indicadores armonizados de riesgo. Si se han conseguido los objetivos del PNA La tendencia en el indicador HRI1 es decreciente y los datos reflejan el esfuerzo realizado que se manifiesta a través de una reducción más que significativa, de 65 puntos, con respecto al periodo de referencia. La evolución del indicador HRI2 en este periodo, y con especial hincapié durante los últimos años, se han reducido significativamente las autorizaciones excepcionales concedidas. En este caso, el dato de 2022 nuestra una reducción de 60 puntos con respecto al periodo de referencia 2011-2013.
R19	Regional directive, production protocols
R20	In Spain, the indicator is HRI1 (the proposed by the European Directive). Statistics can be seen here: <a href="https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fitosanitarios.aspx">https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fitosanitarios.aspx</a> Last published values indicates that the reduction on the HRI1 is about 50% compared to the reference period (2011-2013)
R21	HR1 and HR2
R22	Au niveau national, nous utilisons actuellement le HRI1 et HRI2, faute de mieux ( <a href="https://fytoweb.be/fr/guides/plan-de-reduction/indices-pour-produits-phytopharmaceutiques-en-belgique">https://fytoweb.be/fr/guides/plan-de-reduction/indices-pour-produits-phytopharmaceutiques-en-belgique</a> ). La Belgique a fait une proposition d'amélioration des indicateurs F2F1 et F2F2 proposés par la Commission dans le cadre du projet de Règlement SUR. L'amélioration visait une meilleure pondération et une prise en compte des aspects écotoxicologiques (actuellement absents des indicateurs HRI et F2F). Au niveau wallon, nous estimons depuis plusieurs années les quantités utilisées via un travail d'extrapolation à partir des données de vente nationales et des données issues des comptabilités agricoles du Réseau Intégré de Comptabilités Agricoles (RICA). L'organisme en charge de ce travail développe également un indicateur de risque basé sur l'exemple danois. Il développe aussi un PhytoScore qui permet de caractériser chaque produit phytopharmaceutique par rapport à son impact sur la santé et l'environnement et ainsi favoriser la substitution vers des produits moins impactants ou des méthodes alternatives. Si on utilise le HRI1 comme référence, la Belgique devrait atteindre l'objectif Farm to Fork avant le délai de 2030 (avec les faiblesses liées à cet indicateur). Avant la Directive-cadre Pesticides, la Belgique avait déjà développé un indicateur (PRIBEL), basé sur POCER mais qui s'est révélé trop complexe à mettre en oeuvre compte tenu des nombreuses données nécessaires pour le construire.
R23	Ecophyto a conduit à développer en France de nombreuses dynamiques, notamment la recherche d'alternatives, le renforcement de la formation des agriculteurs et des conseillers, la mise en place d'un réseau de fermes pilotes (DEPHY), le déploiement de bulletins de santé du végétal ou encore la création de Certificats d'Economie de Produits Phytosanitaires. Son impact porte à la fois sur la réduction des usages et des impacts des produits phytosanitaires. L'indicateur le plus repris au niveau médiatique était le NODU (nombre de doses unités), mais d'autres indicateurs étaient aussi suivis, par exemple la QSA ou la qualité de l'eau des cours d'eau. Depuis la nouvelle stratégie Ecophyto 2030, en 2024, a été retenu un indicateur harmonisé au niveau européen, le HRI1. Selon le site du Ministère de l'agriculture, entre les périodes 2018-2020 et 2015-2017, le NODU est en baisse de 5 %. Concernant le HRI1, entre les périodes 2011-2013 et 2020-2022, la baisse serait de l'ordre de 35 %.
R24	The main indicator used so far was the NODU, which was decomposed in several categories, regarding the pest families (herbicides, insecticides, and so on). The last objectives we had for our previous version of our NAP was a reduction of 25% of

	the NODU for the year 2020, and 50% for the year 2025. The first step of 25% reduction was not achieved in 2020, because the NODU was a little bit higher than the mean level of 2009/2010/2011 (88,5 VS 83,3).
R25	<p>En France, les plans Ecophyto, dont le premier fut lancé en 2008, visaient à réduire de 50% l'usage des pesticides en 10 ans comme prévu par l'engagement dédié du Grenelle de l'environnement qui s'est déroulé en 2007 et qui a réuni les parties prenantes y compris des représentants de la profession agricole.</p> <p>Les principaux indicateurs retenus pour le suivi des plans (Ecophyto I, II, II+) sont l'IFT, la QSA et le NODU. La QSA évalue la consommation de pesticides par les quantités vendues sur un territoire. Sa principale limite provient du fait que la mise sur le marché de molécules actives efficaces à des doses toujours plus faibles pour une même action biocide induit mécaniquement une baisse des tonnages qui ne correspond à aucune réduction de la dépendance de l'agriculture à ces produits. L'IFT est calculé sur les pratiques déclarées des agriculteurs. Il est fondé sur une normalisation des produits commerciaux par leur dose d'homologation qui permet de sommer dans un même programme des produits aux caractéristiques très différentes et ainsi éviter l'écueil de la QSA. Enfin le NODU, indicateur de référence d'Ecophyto, calculé à partir des déclarations annuelles des ventes de pesticides par les distributeurs, est dérivé de l'IFT. Il repose sur la même logique de normalisation, mais appliquée aux substances actives, ce qui permet de sommer des substances employées à des doses très différentes. Le NODU corrige le problème de la grande diversité des doses auxquelles sont utilisées les substances actives, en divisant chaque quantité de substance commercialisée par une dose de référence à l'hectare, appelée « dose unité ». Pour en savoir plus, consulter le bilan des plans Ecophyto de la Cour des Comptes (<a href="https://www.ccomptes.fr/fr/publications/le-bilan-des-plans-ecophyto">https://www.ccomptes.fr/fr/publications/le-bilan-des-plans-ecophyto</a>), le rapport au Premier ministre de Dominique Potier en 2014 (<a href="https://agriculture.gouv.fr/rapport-de-dominique-potier-pesticides-et-agro-ecologie-les-champs-du-possible">https://agriculture.gouv.fr/rapport-de-dominique-potier-pesticides-et-agro-ecologie-les-champs-du-possible</a>), le rapport de la commission de l'Assemblée nationale de 2023 (<a href="https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/16/rapports/cepestici/16b2000-t1_rapport-enquete#">https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/16/rapports/cepestici/16b2000-t1_rapport-enquete#</a>).</p>
R26	HRI-1, HRI-2. Se han alcanzado, todos los objetivos.
R27	Integrated Pest Management techniques have been used, we are working in this subject. Another steps have been evolved as Good Agricultural Practices as Bangla GAP. New approaches ave been addressed.
R28	<p>En France, jusqu'à 2024, nous avons le NODU (Nombre de doses unité) depuis le début de la mise en place du plan Ecophyto. Les objectifs n'ont pas été atteints.</p> <p>Récemment, nous avons changé d'indicateur, le HRI1 (Harmonised risk indicator for pesticides) a remplacé le NODU</p>
R29	Monitoring and evaluation of pesticides use. Level of pesticides related illnesses.
R30	NODU
R31	<p>The indicators used in our country were identified with an inter-ministerial decree (Minister of the Environment in agreement with the Ministry of Agriculture and the Minister of Health) of 15 July 2015 (published in the official journal of 27 July 2015 n. 172). They concern the monitoring of the main activities envisaged by the NAP and are:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>The distribution of plant protection products</li> <li>The use of plant protection products</li> <li>The issuing of qualification and refresher certificates for Consultants, Distributors and Professional Users of plant protection products</li> <li>Acute intoxication by plant protection products</li> <li>Functional control of spraying machines</li> <li>Frequency and concentration of specific active substances in water</li> <li>The presence of buffer strips for the protection of water bodies</li> <li>The implementation of voluntary integrated pest management</li> <li>Measures relating to the management of plant protection products in Natura 2000 areas and in protected natural areas</li> <li>Bee mortality caused by plant protection products</li> <li>The presence of residues of plant protection products in food matrices</li> <li>Sustainability of cropping systems</li> </ol> <p>Following the publication by the European Commission of the harmonized risk indicators, our country has annually developed the HRI1 and HRI2 risk indicators, also providing for their assessment pursuant to Article 15 of Directive 2009/128/EC</p>
R32	<p>The federal office adopted an intermediate report on the objectives of the NAP in Switzerland (BLW., 2024. Aktionsplan PSM und Bundesgesetz (87492.pdf)). The objectives to reduce 30% of the risks for groundwater, surface water and natural habitats were achieved. The evaluation of residues in food was achieved and is still on going since 2019 using EFSA monitoring program. Some objectives related to copper can not be reached if no alternatives to copper are available. The NAP is on good way (governmental opinion), and next steps will be to put in practice the measures at larger scale in Switzerland. 10 of 13 of the objectives will be reached.</p> <p>Current indicators (BLW., 2017. Aktionsplan zur Risikoreduktion. (49600.pdf)):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- PPP use: industry reports on sales data to BLW, IFT (Behandlungsindex), NODU (Nbr doses unites)</li> <li>- List of PPP authorized</li> <li>- Monitorings</li> <li>- Surface water, groundwater indicators Agroscope: riskindicators</li> </ul> <p>Project ENDURE: SustainOS strategies to compare sustainability of practices in apple orchards 2011_0708_f_1685.pdf Project SUPPORT (Horizon 2020): SUPPORT – Ein neues Forschungsprojekt zum integrierten Pflanzenschutz in der europäischen Landwirtschaft – Agrarpolitik-Blog</p>
R33	SSA et NODU. Objectifs de baisse de 50% NON atteints. Indicateurs globalement stables ou en légère baisse.
R34	IFT, Nodu, QSA. Mon expertise concerne à la fois la France (Antilles), mais aussi l'international (Pays du Sud). Comme la réglementation des différents états varie, j'ai développé des indicateurs (IFT ou Nodu) qui font référence à une dose d'efficacité de référence et pas à la dose homologuée. Par ailleurs, j'ai développé ces indicateurs en considérant les matières actives et pas les produits commerciaux pour éviter également les biais liés aux mélanges de matières actives

**Q2. Quels étaient et sont encore les priorités et les objectifs nationaux dans la définition et l'utilisation de cet/ces indicateur(s), tels que la réduction de l'utilisation des pesticides, la minimisation de l'impact, la préservation de la production et la réalisation des objectifs de la directive sur l'utilisation durable des pesticides (directive 2009/128/CE) ?**

- **Réduction de l'utilisation des pesticides** : De nombreux pays ont comme priorité la réduction de l'utilisation des pesticides, souvent avec des objectifs chiffrés. La France, par exemple, poursuit son objectif de réduire de 50 % l'utilisation et les risques globaux des produits phytosanitaires. La Belgique vise également une réduction de 50 % des quantités et des risques liés à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques. L'Espagne avait aussi cet objectif, mais il semble que la pression des agriculteurs ait ralenti cette tendance.
- **Minimisation des impacts sur la santé et l'environnement** : Plusieurs pays mettent l'accent sur la nécessité de minimiser l'impact des pesticides sur la santé humaine et l'environnement. L'Allemagne, par exemple, utilise l'indicateur SYNOPS pour évaluer le risque pour la biodiversité et la protection de l'eau. La Belgique s'intéresse particulièrement aux risques pour la santé humaine (perturbation endocrinienne, immunité, effets neurologiques) et les pollinisateurs. La France vise également à préserver la santé et l'environnement.
- **Respect des objectifs de la Directive 2009/128/CE** : Les pays membres de l'Union Européenne doivent se conformer à la Directive 2009/128/CE sur l'utilisation durable des pesticides.
- **Maintien de la production agricole et de la compétitivité** : Certains pays cherchent à concilier la réduction des pesticides avec le maintien de la production agricole et la compétitivité des exploitations. La France insiste sur le principe de "pas d'interdiction sans solution" et souligne la nécessité de solutions alternatives pour les agriculteurs. L'Espagne fait état de pertes économiques dues à la réduction des produits phytosanitaires disponibles.
- **Suivi de la dépendance aux pesticides** : En France, l'objectif initial du NODU était de suivre la diminution de la "dépendance" aux pesticides.
- **Objectifs spécifiques à certaines régions** : La Belgique, par exemple, a des objectifs spécifiques pour ses régions, comme l'interdiction des pesticides dans les espaces publics, la protection des groupes vulnérables, et la protection de la nature et des écosystèmes.
- **Utilisation des indicateurs pour le suivi et l'évaluation** : L'objectif principal des indicateurs, selon certains pays, est de suivre et évaluer la réduction de l'utilisation des pesticides et de leurs impacts. En Lettonie, les indicateurs servent à prouver que le pays respecte les exigences de l'UE.
- **Pression des agriculteurs** : La pression de certains acteurs du monde agricole est un facteur non négligeable dans la définition des priorités et le choix des indicateurs (notamment en France et en Espagne).
- **Prise en compte des aspects économiques** : La France précise dans son plan national qu'il est nécessaire de prendre en compte les aspects économiques et d'assurer une viabilité pour les agriculteurs.

En résumé, les priorités nationales se concentrent sur la réduction des pesticides, la protection de l'environnement et de la santé, tout en essayant de maintenir une agriculture viable et compétitive.

Cependant, les choix précis des indicateurs et les objectifs chiffrés varient d'un pays à l'autre, en fonction des contraintes et des priorités spécifiques. La pression des agriculteurs joue également un rôle important dans ces décisions.

**Tableau A3.4. Réponses « brutes » obtenues à la question Q2 :**

	<b>What were and are the national priorities and objectives in defining and using this/these indicator(s), such as reducing pesticide use, minimizing impact, preserving production, and achieving the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive (Directive 2009/128/EC)?</b>
R1	cf.plan ecophyto
R2	la France poursuit son objectif d'une réduction de 50% de l'utilisation et des risques globaux des produits phytosanitaires, tout en se plaçant dans le respect d'un principe : « pas d'interdiction sans solution ».
R3	In accordance with these indicators, the objectives were to reduce pesticide use, consistently with the idea that reducing pesticide use is the best way to reduce pesticide impacts. As far as I know, other objectives such as 'preserving production' (production of what ?) were never expressed. Implicitly, the objective is to maintain or improve the farming profitability.
R4	Au niveau de la Région Wallonne, avec le soutien du service public de Wallonie, l'objectif de l'ISAC est de suivre le recours aux pesticides. Il s'agit d'un indicateur d'usage qui est basé sur les S.A., qui travaille avec les quantités appliquées de S.A., et qui présente une normalisation des quantités via une dose de référence nationale. L'ISAC est égal au ratio des quantités appliquées de S.A. (g/ha) sur les doses maximales autorisées (DMA) des S.A. par culture. L'ISAC+ a pour objectif de compléter l'ISAC afin de prendre en compte les risques pour l'environnement et la santé humaine associés à l'utilisation de PPP au sein de l'exploitation. Il s'agit donc d'un indicateur de risque des pesticides, qui évaluera le risque pour différents compartiments d'intérêt de l'environnement et la santé humaine. Les objectifs de ces deux indicateurs sont donc de suivre le recours aux PPP et les risques liés au niveau de l'exploitation, et d'évaluer la réduction de leur usage et de leurs impacts sur l'environnement. Il s'agit d'outils d'encadrement des agriculteurs et ils ne sont pas utilisés dans le cadre du reporting pour la Directive 2009/128/EC.
R5	The aim of NODU was clearly to help measure the dependency of french agriculture to pesticides in order to help measure improvements brought by the Ecophyto plan. It was a robust indicator independent of the evolution of formulations over time. The replacement by HRI1 was clearly pushed by the farmers pressure in january 2024 and the aim of the government then was to satisfy them with an european indicator that was not more demanding than the 'worst' indicators used in other EU countries. So I would say the priority at the time of the change of indicator was 'buying social peace with farmers'... not getting a better indicator for a pesticide reduction use plan...
R6	While the German NAP includes more objectives and goals corresponding to the SUD, our answers in the questionnaire mainly focus on the use of direct pesticide indicators, such as SYNOPSIS or HRI1.
R7	Objectif initial toujours repoussé, de 2018 à 2030, de réduire les pesticides de 50%
R8	minimizing impact : améliorer la formation des acteurs, contrôler les producteurs (particulièrement les maraîchers) et distributeurs ; "ne pas commencer" pour les filières aujourd'hui sans pesticides (banane, manioc, taro)
R9	The reason for developing the PLI and replace the TFI by the PLI was to be able to assess the potential impact of pesticide use, as requested in the SUD, rather than just pesticide use. The previous targets for TFI was replaced by targets for PLI. In 2022, the target for 2026 was almost reached. A restructuring of the pesticide tax from a value-based tax to tax based on PLI has led to significant changes in pesticide use pattern contributing significantly to reaching the TFI-based target.
R10	The aim of the NAP is to further reduce potential risks and impacts on human health and the environment that may be associated with the use of plant protection products. The "SYNOPSIS" indicator is used to illustrate the risk development in the area of biodiversity and water protection, which is intended to record the risk that the use of plant protection products can pose to the ecosystem. The aim is to reduce the risk to aquatic and terrestrial organisms by 20 % and 30 % respectively by 2018 and 2023 compared to the baseline value (average value for the years 1996 - 2005).
R11	I cannot answer this question, because it is the competence of state administrative institutions. I represent a scientific institute.
R12	
R13	
R14	I work in HEI and I am not involved in definition of national priorities and I represent my own opinion. The legislator wants to use indicators to prove that the country has met the requirements set out in the EU documents with regard to reducing the use of pesticides. So far, it has not been sufficiently recognised that good indicators can show what opportunities and what problems exist in the implementation of SUR. In addition, there are always problems with the collection, analysis and interpretation of data.
R15	The HRIs were used to quantify progress in the F2F targets, and targets under the Biodiversity Strategy to reduce the use and risk of pesticides by 50% by 2030.
R16	NODU (France) : l'objectif était de suivre la diminution de la "dépendance" aux pesticides. Rappelons que la SUD ne prévoyait pas d'objectifs quantitatifs de réduction. HRI-1 (UE) : l'objectif était de suivre la réduction du risque lié à l'utilisation des produits phytos, sur la base d'un indicateur commun à tous les pays.
R17	The objectives are defined as follows: Federal authority 1) Risks for endocrine disruption, immunity impairment, and neurological effects for operators, workers, bystanders, consumers, and residents. 2) Besides this, overall threats to pollinators are to be considered.

	<p>Region A</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Pesticides must no longer be used in any areas open to the public;</li> <li>2) The use of pesticides in private gardens and fields must be strictly limited;</li> <li>3) Protection of vulnerable groups, including professional users, must be reinforced;</li> <li>4) Nature and ecosystem services must be protected;</li> <li>5) Urban agriculture compatible with the preservation of ecosystems must be developed.</li> </ol> <p>Region B</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Further reduce the impact of pesticide use on the aquatic organisms (SEQ+)</li> <li>2) Stop the use of pesticide in open air by public services</li> <li>3) Further reduce the use of pesticides by non-professional users</li> <li>4) See to it that principles of IPM are adopted by all pesticide users</li> <li>5) Make the three-step approach of prevention, alternatives and as the last step the use of pesticides common practice.</li> </ol> <p>Region C</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) Risks for aquatic organisms, drinking water, biodiversity.</li> <li>2) Implementation of Integrated Pest Management (IPM).</li> </ol>
R18	Las prioridades del Gobierno Central son sin duda el logro de los objetivos establecidos en la Directiva 2009/128/CE, sin embargo este planteamiento está produciendo distorsiones en la producción puesto que empiezan a aparecer pérdidas económicas como consecuencia de la reducción de productos fitosanitarios disponibles suficientemente eficaces.
R19	It is not clear, it change according to sigle regional law
R20	Past objectives were reducing pesticide use. However, due to pressure from farmers, it seems that the use of these indicators to reduce the use of phytosanitary products has stopped.
R21	I don't know
R22	<p>Pour le Programme Wallon de Réduction des Pesticides (PWRP), partie wallonne du Plan d'action national belge selon la Directive-cadre Pesticides, l'objectif repris dans le PWRP 3 (qui couvre la période 2023-2027) est celui de la Stratégie Farm to Fork à savoir une réduction de 50% des quantités et des risque liés à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques.</p> <p>Le PWRP 3 est décliné en 6 objectifs stratégiques (voir aussi <a href="http://www.pwrp.be">www.pwrp.be</a>) :</p> <p>Réduire les impacts sur l'environnement (OS. 1)  Réduire les impacts sur la santé (OS. 2)  Diminuer la dépendance aux produits phytopharmaceutiques de synthèse (OS. 3)  Renforcer les connaissances et compétences (OS. 4)  Diffuser les connaissances et compétences (OS. 5)  Évaluer et suivre (OS. 6)</p> <p>Au niveau wallon, l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (PPP) est interdite dans les espaces publics depuis juin 2019 et dans les espaces fréquentés par des groupes vulnérables depuis juin 2018. Il est interdit de pulvériser des PPP à moins de 6 mètres d'un cours d'eau et des techniques de réduction de la dérive d'au moins 50% sont obligatoires depuis septembre 2018 (le pourcentage va bientôt passer à 75%).</p>
R23	<p>Les priorités de la stratégie Evophyto 2030 sont à la fois de préserver la santé et l'environnement, soutenir les performances économiques et environnementales des exploitations agricoles et maintenir un haut niveau de protection des cultures. Le Gouvernement français maintient son objectif de réduction des utilisations et des risques de produits phytosanitaires, en insistant également sur l'enjeu du "pas d'interdiction sans solutions".</p> <p>L'indicateur premier retenu pour le suivi de l'objectif de la stratégie est le HRI1, qui remplace le NODU.</p> <p>La profession agricole sera attentive en parallèle à la disponibilité de solutions alternatives viables économiquement et techniquement efficaces et à la préservation de notre souveraineté alimentaire.</p>
R24	In France, the main objectives were, and still are (in the last NAP called "ECOPHYTO 2030") a 50% reduction of use and global risks in 2030 regarding to 2011-2013. But in the same time the NAP precises a need of new solutions for farmers, to allow them to produce and to maintain their competitiveness. A very important point also which is quote in the French NAP is the need to get mirror clauses on this topic on imported products.
R25	L'objectif national étant la diminution de 50% de l'usage des pesticides, il est essentiel qu'un indicateur d'usage fasse référence pour mesurer la diminution réelle de l'utilisation des pesticides, et donc l'atteinte de l'objectif. En effet, la stratégie des fabricants et des distributeurs est de conserver leur situation très rémunératrice le plus longtemps possible. Or la réduction d'usages matérialisée par un indicateur dédié entre en conflit avec leur stratégie. Or le suivi des produits et leur devenir dans l'environnement ont révélé deux écueils majeurs : les métabolites issus de la dégradation des molécules et l'effet indésirable dit « cocktails » lié à la présence simultanée de plusieurs molécules ou métabolites dans le milieu et/ou les organismes. Leurs combinaisons s'avèrent alors quasi innombrables car, à titre d'exemple le nombre de métabolites est souvent méconnu voire inconnu. Ces nouvelles contraintes amplifient la complexité de la réglementation conduisant à l'AMM et font mathématiquement exploser le nombre des tests nécessaires, leurs coûts et donc, les délais d'obtention d'AMM. Cette poursuite du Graal de l'exhaustivité d'évaluation des risques et d'indicateurs dédiés à leur gestion supposée apporter une sécurité s'inscrit donc dans la stratégie de certains acteurs liés à l'agro-industrie qui en acceptent les contraintes car elle assure la pérennité d'une situation hautement rémunératrice sans intention réelle, sans doute, de diminution des usages. La science et la fuite en avant associée des « études » deviennent un moyen, pour ne pas dire un alibi, dont les coûts sont sans commune mesure avec les profits dégagés. Mais paradoxalement, en mettant en avant l'évaluation et la gestion des risques, cette stratégie se déploie au détriment de la santé des écosystèmes et donc de l'Humanité qui en fait partie. Les conséquences et les coûts associés sont supportés matériellement et physiquement par les citoyens via les collectivités (potabilisation de l'eau) et les atteintes à la santé (cancers...). De plus, elle occulte soigneusement le traitement à la source du problème c'est-à-dire la réduction progressive puis la suppression d'usage des pesticides et, bien sûr, l'abandon inéluctable du modèle dont ils sont un support majeur et sa substitution par des alternatives qui ont fait leurs preuves et constituent sans doute aussi une réponse à la situation actuelle des agriculteurs.
R26	La gestión integrada de plagas, Formación de profesionales y vendedores, Inspección de maquinaria, Gestión de envases, Prohibición de aplicaciones aéreas.

R27	IPM practices, safe uses of pesticide and GAP have been introduced.
R28	
R29	National priorities are to ensure the careful use and management of pesticides. Supervision and record
R30	
R31	The objectives of the indicators identified by Italy with the Ministerial Decree of 15 July 2015 concern the verification of the achievement of the sustainability objectives set out in Directive 2009/128/EC, as identified in the National Action Plan (NAP) which concern the reduction of the risk associated with the use of plant protection products. Each of the indicators identified measures the level of results achieved through the implementation of the measures of the NAP
R32	At national level, the objective would be that farmers report their PPP use, but this is not yet implemented. That will allow to have a farm level overview on PPP use and this data could be used to calculate state of art situation of pesticide risks.
R33	Maintenir les pratiques agro-chimiques actuelles sauf l'élimination des molécules les plus dangereuses CMR1
R34	priorité = 1) établir un diagnostic et 2) réduction des usages de pesticides

### Q3. Quelles sont les bases de données utilisées pour calculer les indicateurs ? Sont-elles accessibles au public ?

#### France

- La base de données principale est la **BNVD** (Banque Nationale des Ventes Distributeurs), qui compile toutes les ventes de produits phytopharmaceutiques (PPP) sur le territoire français. Elle est **publique**, et accessible à l'échelle de la commune. Depuis 2022, les données de ventes (quantité de substances et de produits vendus) et d'achats (quantité de substances et de produits achetés par code postal) sont accessibles.
- Les données d'utilisation des produits phytosanitaires proviennent des déclarations des distributeurs et des acheteurs.
- Les données sur la composition, les usages, la toxicité et l'autorisation des PPP proviennent de la base de données nationale sur la protection des végétaux gérée par l'Anses, qui est également **publiquement accessible**.
- Les surfaces agricoles utiles annuelles pour chaque culture sont accessibles via le site Agreste (statistique agricole annuelle).
- La base de données IFT est issue de l'enquête nationale "Pratiques culturales" tous les 4 ans.

#### Belgique

- Les quantités appliquées pour l'indicateur ISAC sont calculées à partir des informations renseignées par les agriculteurs via une récolte de données directement à l'échelle de la l'exploitation agricole.
- Les DMA (doses maximales autorisées) sont calculées sur base des doses approuvées de PPP par culture, disponibles dans les actes d'autorisation des PPP. Ces actes sont **tous disponibles sur le site fédéral des PPP et des fertilisants** (<https://fytoweb.be/fr>) et sont donc **accessibles au public**.
- Pour l'ISAC+, les données toxicologiques et physico-chimiques sont issues des actes d'inclusion et/ou des conclusions des peer reviews concernant l'autorisation des substances actives (S.A.). Ces documents sont disponibles via la base de données des pesticides de l'UE ([https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database\\_en](https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en)) et via l'EFSA (<https://www.efsa.europa.eu/fr>). Ces données sont comparées avec celles de la Pesticide Property Database (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>).
- Les données de vente nationales sont **disponibles en ligne** (<https://fytoweb.be/fr/nouvelles/donnees-de-vente-des-produits-phytopharmaceutiques-en-belgique-maintenant-en-ligne>).
- Les données des comptabilités agricoles ne sont **pas accessibles en ligne**.

#### Allemagne

- Les données de vente au niveau des substances sont **publiquement disponibles** via le BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit).
- Les données de risque proviennent de la PPDB (Pesticide Property Database) (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>), qui est également **publiquement accessible**.
- Les données de vente des ingrédients actifs des produits de protection des plantes sont disponibles sur ([https://gis.bvl.bund.de/datenportal/workbooks/TznTUSol-r5juRVyYGB3,hash=sKdjk9FCMEBg3gctLf6Zxv6lAb\\_0jKEpmlcT1T3OgTCzgnQwhfFmSpluV8=/worksheets/qSg07tgm7rg6wIXt24Iy](https://gis.bvl.bund.de/datenportal/workbooks/TznTUSol-r5juRVyYGB3,hash=sKdjk9FCMEBg3gctLf6Zxv6lAb_0jKEpmlcT1T3OgTCzgnQwhfFmSpluV8=/worksheets/qSg07tgm7rg6wIXt24Iy)).
- La base de données d'enregistrement des produits allemands est également accessible ([https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04\\_Pflanzenschutzmittel/01\\_Aufgaben/02\\_ZulassungPSM/01\\_ZugelPSM/01\\_OnlineDatenbank/psm\\_onlineDB\\_node.html](https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/01_OnlineDatenbank/psm_onlineDB_node.html)).

### Danemark

- Le PLI est basé sur les valeurs disponibles dans la Pesticide Property Database et sur les mentions de danger figurant sur les étiquettes. L'information est **publiquement disponible**.

### Espagne

- Les statistiques sur les ventes et l'utilisation des produits phytosanitaires sont **publiques** sur le site du MAPA (<https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fitosanitarios.aspx> et <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/>).
- Les statistiques sur la commercialisation des produits phytosanitaires et le nombre d'autorisations sont **publiées annuellement** par le MAPA.

### Italie

- Les données sont disponibles sur le site (<https://indicatori-pan-fitosanitari.isprambiente.it/indicatori-di-rischio-armonizzato>), mais avec un **accès restreint**.
- Les bases de données utilisées sont gérées par différentes institutions nationales comme ISTAT, les ministères, les régions, l'Istituto Superiore di Sanità, ISPRA, CREA etc.
- Tous les indicateurs sont publiés sur le site de l'ISPRA et sont **accessibles au public**.

### Autres pays

- **Lettonie** : Les indicateurs sont visibles dans les rapports de mise en œuvre du PAN (Plan d'Action National) et sont **publiquement disponibles**.
- **Irlande** : Il existe un système d'information (FIS) pour collecter les données, mais il n'est pas **accessible au public**. Les rapports du ministère sont **publiquement accessibles**.
- **Croatie** : Les rapports du ministère sont **publiquement accessibles**.
- **Suisse** : Certaines données sont collectées via digiFLUX, mais ce n'est pas systématique. D'autres bases de données sont disponibles, comme PSM Verzeichnis BLV Pflanzenschutzmittelverzeichnis.

En résumé, de nombreuses données sont **publiquement accessibles**, notamment les données de ventes et les données sur les propriétés des pesticides. Cependant, certaines données (par exemple, les données d'utilisation des agriculteurs ou les données des comptabilités agricoles) ne sont pas toujours disponibles au public ou ne le sont que via des rapports officiels. L'accessibilité des données peut varier selon les pays et les indicateurs utilisés.

**Tableau A3.5. Réponses « brutes » obtenues à la question Q3**

Which databases are used to calculate the indicators? Are they publicly accessible?	
R1	<a href="https://alim.agriculture.gouv.fr/ift/">https://alim.agriculture.gouv.fr/ift/</a>
R2	La BNVD, qui est publique
R3	"NODU : database BNVD, compiling all sales of PPPs in the French territory
R4	TFI : Database of the national survey 'Pratiques culturales' every 4 years."
R5	"Pour calculer l'ISAC, les quantités appliquées sont calculées à partir des informations renseignées par les agriculteurs (PPP utilisés) via une récolte de données directement en ferme. Les DMA sont calculées sur base des doses approuvées de PPP par culture, disponibles dans les actes d'autorisation des PPP. Ces actes sont tous disponibles sur le site fédéral des PPP et des fertilisants : <a href="https://fytowebe.be/fr">https://fytowebe.be/fr</a> , ils sont donc accessibles au public.
R6	Pour calculer l'ISAC+, les données concernant la toxicologie et les propriétés physico-chimiques des S.A. sont utilisées. Ces données sont récoltées via les actes d'inclusion et/ou les conclusions des peer review concernant l'autorisation des S.A.. Ces documents sont disponibles via la base de données des pesticides de l'UE : <a href="https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en?prefLang=fr&amp;etrans=fr">https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en?prefLang=fr&amp;etrans=fr</a> et via l'EFSA : <a href="https://www.efsa.europa.eu/fr">https://www.efsa.europa.eu/fr</a> . Les données sont comparées avec celles disponibles via la base de données sur les propriétés des pesticides : <a href="https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/">https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/</a> ."
R7	figures publicly accessible in France as you know...
R8	"-
R9	-
R10	je ne travaille pas sur les bases de données
R11	A construire pour Mayotte
R12	The PLI is based on the values available in the Pesticide Property Database (ecotoxicity and fate in the environment) plus hazard statements on the labels (human health=operator exposure). The information is publicly available.
R13	"Sales Data of active ingredients in plant protection products
R14	( <a href="https://gis.bvl.bund.de/datenportal/workbooks/TznTUSol-r5juRVyYGB3,hash=sKdjK9FCMEBg3gctLf6Zxv6IbAb_0jKEpmlcT1T3OgTCzgnQwhfFmSpluV8=/worksheets/qSg07tgm7rg6wlXt24ly">https://gis.bvl.bund.de/datenportal/workbooks/TznTUSol-r5juRVyYGB3,hash=sKdjK9FCMEBg3gctLf6Zxv6IbAb_0jKEpmlcT1T3OgTCzgnQwhfFmSpluV8=/worksheets/qSg07tgm7rg6wlXt24ly</a> )
R15	
R16	German Product registration database.
R17	( <a href="https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/01_OnlineDatenbank/psm_onlineDB_node.html;jsessionid=541CBDB394BE12CFA2F57B38AB98C31F.internet951">https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/01_OnlineDatenbank/psm_onlineDB_node.html;jsessionid=541CBDB394BE12CFA2F57B38AB98C31F.internet951</a> )
R18	(
R19	
R20	Pesticide Property Database (PPTB)
R21	( <a href="https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/">https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/</a> )"
R22	The indicators are visible in the NAP implementation reports. They are publicly available.
R23	
R24	
R25	There is an information system (FIS) which is aimed to collect the data but it is not publicly accessible to collect the data. It is used by Ministry to prepare reports. Reports provided by Ministry are publicly accessible.
R26	The indicators are calculated by ESTAT on the basis of nationally reported data. This information is not public.
R27	La base de données est la BNVD (Banque de données nationale des ventes distributeurs) qui est publique.
R28	The information needed for the NAPAN dashboard is already publicly available in various official publications. The dashboard will also be published.

R29	Desconozco la respuesta puesto que la elaboración de los indicadores, como ya se ha dicho, corresponde al Gobierno Central. Por supuesto los indicadores están publicados.
R30	???
R31	"Statistics on sales and use of phytosanitary products. yes, they are public here:
R32	<a href="https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fitosanitarios.aspx">https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fitosanitarios.aspx</a>
R33	<a href="https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/">https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/</a> "
R34	Data are avariable here with restricted access

#### Q4. Les indicateurs sont-ils déclinés au niveau local ou au niveau de l'exploitation ?

##### France

- L'**IFT (Indice de Fréquence de Traitement)** peut être calculé à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, du territoire ou au niveau national.
- Le **NODU (Nombre de Doses Unités)** est utilisable de la ferme au pays.

##### Belgique

- L'**ISAC** peut être calculé à différentes échelles, y compris au niveau de la parcelle et de l'exploitation. L'objectif de l'**ISAC+** est de fournir un diagnostic au niveau de l'exploitation. Certains indicateurs sont mesurés au niveau de la ferme (mise en œuvre de la lutte intégrée, conformité du matériel d'application) et d'autres pourraient l'être (indice de charge, indice de fréquence de traitement). L'**ISACeau** peut être appliqué à l'exploitation.
- Cependant, l'estimation quantitative de l'utilisation des PPP (produits phytopharmaceutiques) se fait généralement à l'échelle du territoire ou des régions agricoles, pour des raisons de représentativité statistique.
- L'indicateur **ISAC** est établi à l'échelle de la ferme.

##### Allemagne

- L'indicateur **SYNOPS-GIS**, en combinaison avec des données d'utilisation de pesticides recueillies sur le terrain, permet une évaluation au niveau de la ferme ou de la région. L'indicateur **SYNOPS-Trend**, basé sur les données de ventes nationales, ne peut pas être appliqué à l'échelle de la ferme ou de la région.

##### Danemark

- Le **PLI (Pesticide Load Indicator)** peut être appliqué à tous les niveaux, du champ à la région en passant par la ferme et au niveau national.

##### Espagne

- Les indicateurs sont généralement calculés au niveau national. Cependant, les indicateurs sont déclinés à des échelles infranationales. L'objectif était d'avoir des données au niveau de l'exploitation après la mise en place d'un carnet de ferme numérique obligatoire, mais cette mise en place a été interrompue.

##### Italie

- La plupart des indicateurs mentionnés dans le décret ministériel du 15 juillet 2015 sont divisés au niveau régional. L'analyse spécifique de l'évolution des indicateurs au fil des ans est réalisée en se référant aux détails régionaux. Les indicateurs HRI1 et HRI2 sont basés sur des données nationales.

##### Suisse

- Les indicateurs sont disponibles au niveau local.

##### Sainte-Lucie

- Les indicateurs sont disponibles au niveau de la ferme.

En résumé, plusieurs indicateurs comme l'IFT, le NODU, l'ISAC et le PLI peuvent être utilisés au niveau de la ferme ou localement, tandis que d'autres, comme le SYNOPS-Trend, sont limités à un niveau national.

**Tableau A3.6. Réponses « brutes » obtenues à la question Q4**

Are the indicators broken down at the local or farm level?	
R1	
R2	
R3	The database BNVD is available at the local level of ZIP code
R4	<p>L'ISAC correspond à la somme des ratios des quantités appliquées de S.A. sur leur DMA par culture. Cette somme peut être réalisée à différentes échelles : au niveau de la parcelle, de l'exploitation, ou même d'une région. Le but de l'ISAC+ est de fournir un diagnostic au niveau de l'exploitation, cet indicateur sera donc établi à l'échelle de la ferme.</p> <p>Concernant l'ISAC, ses forces sont qu'il présente une normalisation des quantités, ce qui permet de comparer des S.A. ayant des doses d'efficacité différentes. Il est basé sur les S.A., ce qui permet d'éviter les biais des indicateurs d'usage basés sur les produits comme l'IFT. Les calculs de l'ISAC et des DMA sont relativement simples, ce qui permet une compréhension facile et une utilisation par divers acteurs de terrain. Par contre, les DMA ne sont pas calculées au niveau fédéral, mais par des organismes régionaux, ce qui est chronophage. Les forces de l'IAC+ sont qu'il présente une complexité modérée, ce qui permettra son utilisation par divers acteurs de terrain. Il fournira des résultats séparément pour chaque compartiment d'intérêt, ce qui évite la perte d'informations. L'usage sera intégré dans son calcul de manière normalisée. Une faiblesse de l'ISAC+ que l'on peut citer et qu'il n'intègre pas les mesures de réduction du risque, ni les données pédoclimatiques, qui permettent pourtant de produire des résultats plus fiables. Ceci est un choix afin de fournir un indicateur accessible aux divers acteurs de terrain, et de ne pas demander trop de données aux agriculteurs.</p>
R5	IFT usable at local level...
R6	Not for the NAP indices. Unlike other member states (e.g. Denmark with IT system SJI, Croatia with FIS, Lithuania with PPIS, Spain with RETO), Germany does not have an electronic recording of pesticide applications, yet.
R7	oui, IFT et NODU sont les références en agronomie, de la ferme au pays
R8	?
R9	The PLI consist of three sub-indicators, one for ecotoxicity, one for fate in the environment and one for human health. It can be applied at any level from field, crop, farm, region to national level.
R10	<p>When SYNOPSIS-Trend is used with national sales data the indicator can not be applied on farm or regional level.</p> <p>With the indicator SYNOPSIS-GIS in combination with surveyed pesticide use data on field level an assessment on farm or regional level is possible.</p>
R11	Partly yes.
R12	
R13	
R14	No
R15	no
R16	Oui. Les déclarations de vente de produits phytopharmaceutiques étant associées au code postal du siège social de l'exploitation agricole, la compilation des données et leur publication sont faites au niveau départemental.
R17	That's not the purpose of the dashboard. However, some indicators are already measured at farm level (implementation of IPM, compliance of application equipment) and others could be (Index of load, Treatment frequency index).
R18	No. Los indicadores lo son a nivel nacional.
R19	Yes and No
R20	No, it was an objective after the implementation of the digital and mandatory farm-notebook for farmers. Its implementation is stopped by now
R21	I don't know
R22	<p>Pour l'instant, le travail d'estimation quantitative de l'utilisation des PPP en Wallonie se fait à l'échelle du territoire entier voire à l'échelle des régions agricoles pour des raisons de représentativité statistique de l'échantillon de comptabilités disponibles.</p> <p>Certains autres indicateurs (notamment l'ISACeau développé par le Centre wallon de Recherche Agronomique - <a href="https://www.cra.wallonie.be/fr/indiceau">https://www.cra.wallonie.be/fr/indiceau</a>) peuvent s'appliquer à l'exploitation.</p>
R23	?
R24	

R25	Le NODU peut être agrégé par ensemble de substances actives (NODU CMR, NODU glyphosate...), par secteurs (agricole, jardins et espaces végétalisés...), par fonctions (fongicides...).
	L'IFT peut être calculé à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, du territoire ou au niveau national.
R26	Se desglosan, a nivel de todas las Comunidades Autónomas.
R27	Exactly not found, little modifications are observed.
R28	
R29	Farm level
R30	
R31	Most of the indicators indicated in the aforementioned Ministerial Decree of 15 July 2015 are divided at regional level. In Italy there are 19 Regions and two autonomous Provinces. The HRI1 and HRI2 indicators are based on national data. However, the specific analysis of the trend of the indicators over the years is carried out by referring to regional details.
R32	So far only local
R33	Local
R34	oui

**Q5. Quelles sont les forces et les faiblesses de l'indicateur principal utilisé dans votre pays ? Comment se compare-t-il à HRI1 si ce n'est pas l'indicateur utilisé dans votre pays ?**

**HRI1 (Harmonized Risk Indicator) - Europe**

- **Forces :**
  - Permet des comparaisons entre les États membres de l'UE.
  - Intègre des informations liées à l'utilisation des PPP et aux risques.
- **Faiblesses :**
  - Ne prend pas suffisamment en compte la variabilité de la toxicité mesurée pour les différentes substances actives. La quantification du danger n'est pas basée sur des connaissances scientifiques, mais sur des catégories arbitraires. Notamment, le choix arbitraire des coefficients de danger (X1, X8, X16, X64).
  - Ne tient pas compte des doses et des taux d'application.
  - Peut diminuer rapidement même lorsque l'usage des pesticides ne diminue pas.
  - **Peut être trompeur :** L'indicateur peut se augmenter si des surfaces passent en AB, en raison des quantités plus élevées de PPP utilisées, même si la toxicité appliquée est moindre. Notamment, du fait que l'indicateur est sensible à la perte d'autorisations des substances actives, ce qui peut donner une fausse impression d'amélioration de la situation.
  - **Risque de résistance :** Les herbicides avec un faible HRI1 sont les plus susceptibles de générer des problèmes de résistance.
  - La classification des produits phytopharmaceutiques est basée sur leur dangerosité, alors que la directive 2009/128/CE met l'accent sur la réduction du risque.

**NODU (Nombre de Doses Unités) - France**

- **Forces :**
  - Permet un suivi de l'évolution des pesticides depuis 14 ans.
  - Permet de corriger l'effet de l'évolution de l'efficacité des substances actives (effaces à plus faible dose), qui ne constitue pas intrinsèquement une réduction des effets non intentionnels.
  - L'agrégation par fonctions ou sous-ensemble de substances actives permet une analyse fine des tendances. Notamment, le NODU peut être calculé en fonction du classement CMR permettant de montrer une baisse effective des substances les plus dangereuses pour l'humain, en particulier les CMR1.
  - Calculé par les services de l'État, ce qui limite les risques de dérive méthodologique.
- **Faiblesses :**
  - Indicateur de ventes et non d'utilisation, sensible aux à-coups du marché (stockage - déstockage) et ne sont stabilisées qu'au bout de 3 ans.
  - N'apporte pas d'information pertinente pour comprendre les évolutions de l'utilisation des produits par les agriculteurs, et reste corrélé à la QSA nationale.
  - Ne reflète pas la diminution du risque lié aux substitutions des substances actives insecticides depuis 2008.
  - Ne prend pas en compte les coformulants épandus, ni les enrobages de semences, ni les changements de pratique vers le biocontrôle.
  - Le NODU est un indicateur franco-français qui ne tient pas compte du risque, car aucun paramètre toxicologique n'est pris en compte dans son calcul.
  - Des biais importants existent si le NODU est calculé à des échelles infranationales, car les données concernent les points de vente et non les parcelles.

## SYNOPS - Allemagne

- **Forces :**
  - Utilise des données sur l'écotoxicité et des modalités de traitements.
  - Tient compte des propriétés environnementales et de la toxicité de toutes les substances actives.
  - L'évaluation pour différents compartiments environnementaux est possible.
  - L'évaluation des expositions est basée sur des scénarios environnementaux représentatifs pour l'Allemagne.
- **Faiblesses :**
  - Indicateur complexe avec peu de transparence.
  - Le risque global n'est pas indiqué.
  - Intensif en données et méthodologie complexe.
  - Peu convivial et n'évalue pas le risque pour l'humain.

## PLI (Pesticide Load Index) - Danemark

- **Forces :**
  - Basé sur des valeurs réelles et utilise des mesures réelles pour quantifier l'écotoxicologie et le devenir environnemental des substances actives.
- **Faiblesses :**
  - Basé sur les propriétés intrinsèques des substances actives et ne prend pas en compte les mesures d'atténuation.

## Autres indicateurs et observations

- **Indicateurs de la Lettonie :** Faiblesse : ils ne sont pas comparables au HRI1 car les statistiques d'utilisation des pesticides dans les fermes ne sont pas précises.
- **Comparaison entre PLI et HRI1 (Danemark) :** La tendance générale est similaire, mais c'est une coïncidence car les procédures de calcul sont très différentes.
- **Force d'un système d'indicateurs DPSIR (Belgique) :** Fournit une vue d'ensemble tout en conservant le détail et la complexité des informations ; les indicateurs simples sont faciles à comprendre.
- **Comparaison entre NODU et HRI1 (France) :** Le NODU est un indicateur de vente et non d'utilisation, alors que le HRI1 prend en compte les risques. Le HRI1 reflète mieux le risque.

## En résumé :

- Le **HRI1** est critiqué pour son manque de base scientifique dans l'évaluation du danger et sa tendance à diminuer même sans réduction réelle de l'utilisation des pesticides. Il a l'avantage de permettre des comparaisons entre pays.
- Le **NODU** est un indicateur de vente, utile pour suivre les tendances et les quantités de substances, mais il ne reflète pas l'utilisation réelle ni les risques. Il est surtout utile pour analyser des groupes de substances spécifiques.
- L'indicateur **SYNOPS** est scientifiquement solide mais complexe, peu transparent et non convivial.
- Le **PLI** est basé sur des valeurs réelles mais ne tient pas compte des mesures d'atténuation.
- Il est important de que se baser uniquement sur les ventes ne suffit pas, il faudrait pouvoir utiliser les données d'utilisation réelle des PPP pour bien quantifier le risque sur l'environnement et la santé. Enfin, l'idéal serait de combiner plusieurs indicateurs pour avoir une vision plus holistique.

**Tableau A3.7. Réponses « brutes » obtenues à la question Q5**

What are the strengths and weaknesses of the main indicator used in your country? How does it compare to HRI1 if that is not the indicator used in your country?	
R1	
R2	
R3	Strength of NODU & TFI : these indicators measure the reliance of agriculture on chemical pesticides Weakness : they are not measuring PPP impacts... but is there an indicator able to measure PPP impacts, considering all possible impacts (water, air, soil, biodiversity, human health...) As far as I know, there is no study of correlation between TFI and HRI-1. This correlation is supposed to be very weak at the treatment level, and to increase at the cropping/farming system level.
R4	L'indicateur utilisé au niveau fédéral est bien le HRI. Il n'y a pas d'autres indicateurs développés dans le but d'un reporting.
R5	....well HRI1 is now officially THE indicator used in France. Générations Futures and PAN Europe denounced the weaknesses of this indicator as early as 2022 : <a href="https://www.generations-futures.fr/wp-content/uploads/2022/06/hri-1-un-indicateur-de-risque-pour-promouvoir-les-pesticides-toxiques.pdf">https://www.generations-futures.fr/wp-content/uploads/2022/06/hri-1-un-indicateur-de-risque-pour-promouvoir-les-pesticides-toxiques.pdf</a> and again in 2023 ...with a video dedicated to these criticisms : <a href="https://www.generations-futures.fr/actualites/reglement-pesticide-indicateur-2/">https://www.generations-futures.fr/actualites/reglement-pesticide-indicateur-2/</a> and again in 2024 : <a href="https://www.generations-futures.fr/actualites/ecophyto-nodu/">https://www.generations-futures.fr/actualites/ecophyto-nodu/</a> . The main criticism is that HRI1 decreases rapidly even when the usage of pesticides doesn't decrease at all ! Too bad if you want to measure pesticide use reduction :-)
R6	-SYNOPSIS is our main indicator regarding the use/sales of pesticides next to sales data and HRI1. Compared to the HRI1, the SYNOPSIS uses data on the ecotoxicity and use patterns. However, SYNOPSIS is a complex indicator with little transparency and the overall risk is not indicated. Currently, NAP indicators are still planned to be revised.
R7	Alors que les limites planétaires tombent les unes après les autres, que l'effondrement de la biodiversité est attesté par les scientifiques [Ziesche et al, 2023 sur la perte de 95% des insectes dans les zones de grandes cultures en Allemagne (dépasse les -75% de l'article C. Hallmann en 2017)], le moment est mal choisi pour se priver de l'indicateur NODU qui trace le suivi des pesticides depuis 14 ans. L'INRA avait beaucoup œuvré en 2008 et 2009 à l'adoption du NODU en lieu et place de l'indicateur QSA de quantité de substance active poussé par les partisans des pesticides. Certes, cet indicateur est imparfait et le suivi des pesticides sera mieux assuré en l'associant à l'indicateur HRI1, mais il donne une visibilité sur la durée. Substituer l'un à l'autre nous priverait d'un outil essentiel.
R8	
R9	The strength is clearly that the PLI is based on actual values and uses continuous scales for ecotoxicology and fate in the environment in contrast to the EQI. The weakness is that it is based on the inherent properties of the active ingredients and does not take into account any mitigation measures. Besides this would complicate the indicator, the reason is that the PLI is used for calculation of the tax on a pesticide and to be able to that no subjective assessments can be accepted (e.g. how is the deposition in a nearby fresh water reservoir reduced if you impose a 20 m buffer zone or make the use of low-drift nozzles compulsory.  The overall trend in PLI and HRI-1 using the national pesticide sales data in Denmark is very similar but this at least partly a coincidence because the procedures for calculating the PLI and the HRI-1 are very different. Of course, candidates for substitution tend to have a higher PLI and a shift from a candidate for substitution to a 'regular' pesticide will in most cases reduce the TFI as it will reduce the HRI-1 but differently for different products. However, in contrast to the HRI-1, the baseline will not increase when a product is banned or re-classified. For example, had glyphosate been banned it would have reduced HRI-1 much more than the PLI.
R10	Strength: scientific soundness, consideration of environmental properties and toxicity of all used active ingredients, exposure assessment based on representative environmental scenarios for Germany, evaluation for different environmental compartments is possible.  Weakness: data intensive, complex methodology, not very user friendly, no assessment of human risk
R11	Weakness - we still do not have accurate statistics on pesticide use on farms. Therefore, our indicators are not comparable to HRI1, as they are not calculable values.
R12	
R13	
R14	To general, doesn't provide complete picture.
R15	The HRI1 does not consider the actual toxicity of the active substance. The quantification of the hazard is not science based, but according to arbitrarily chosen categories. Dose and application rates are not considered. The indicator tends to develop negatively if land is converted to organic farming due to the higher volumes used of the plant protection products (even though the applied toxicity may be lowered).

R16	<p>NODU : l'indicateur reste un indicateur de ventes et non pas d'utilisation (il est soumis aux à-coups de marché comme en 2018-2019, liés au changement de mode de calcul de RPD du 1er janvier 2019). Pris dans sa valeur globale, il n'apporte pas d'information pertinente pour comprendre les évolutions de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques par les agriculteurs et reste très corrélé à la quantité de substance active. français depuis 2008. De même, il ne rend pas compte de la forte évolution de l'utilisation du Soufre en remplacement de substances fongicides de synthèse... On peut s'interroger sur la pertinence d'un calcul particulièrement complexe qui, au final, n'apporte aucune information supplémentaire par rapport à un simple suivi des quantités de substances puisque les deux données sont étroitement corrélées.</p> <p>Le NODU calculé en fonction du classement CMR des substances est beaucoup plus intéressant et montre clairement la forte diminution de l'utilisation des CMR1 et des CMR2.</p> <p>Le HRI-1 reflète mieux la diminution du risque.</p> <p>Les indicateurs devraient mieux prendre en compte la pression parasitaire de l'année qui peut expliquer le recours plus ou moins important aux produits phytopharmaceutiques. Par ailleurs, un indicateur de production devrait également être calculé : si la diminution de la protection des cultures se traduit par une chute de la production, ou l'abandon de certaines cultures au profit d'importations, est-ce un objectif souhaitable ?</p>
R17	<p>The strength of a DPSIR indicator system is that it provides an overview of the issue while retaining the detail and complexity of the information. The indicator system is made up of simple indicators that are relatively easy to understand. The HR1 indicator is just one of a number of data items. If it were not used officially (Dir 2009/128), it would not be part of the scorecard, as its interpretation is so open to question.</p>
R18	<p>El indicador HRI-1 como ya se ha dicho ha caído de una manera muy importante, probablemente esta disminución era inevitable y derivada de la pérdida de autorizaciones de sustancias activas que se viene produciendo. El problema muy importante surge cuando esta pérdida de herramientas no se ve compensada a la vez por la existencia de métodos alternativos de control (biológicos, culturales, etc.) que sean eficaces y viables desde el punto de vista agronómico y económico.</p> <p>El indicador HRI-1 si se utiliza en España.</p>
R19	<p>???</p>
R20	<p>In my opinion, the main weakness is that this indicator difficults weed resistance problems because the herbicides with low HRI1 are the most prone to generating resistance problems. In addition, it is difficult to compare within simmilar products with differences on their ecotoxicology but belonging to the same group</p>
R21	<p>I don't know</p>
R22	
R23	<p>Le NODU était un indicateur franco-français, qui ne tenait pas compte du risque.</p> <p>HRI1 a l'avantage de mixer utilisations et risques et de permettre des comparatifs entre Etats Membres... dès lors que les données des achats de produits phytosanitaires par les agriculteurs sont fiables.</p>
R24	
R25	<p>Le NODU est calculé par les services de l'Etat, ce qui limite les risques de dérive par rapport à un indicateur qui serait calculé par des acteurs de terrain. Le NODU permet de corriger l'effet de l'évolution de l'efficacité des produits à plus faible dose, qui ne constitue pas un changement des effets potentiels sur la santé ou la biodiversité (et inversement, le recours à des substances moins actives à faible dose ne constituant pas une augmentation du risque). Une des forces du NODU est également son agrégation par fonctions ou ensemble de substances. Par exemple, on est en mesure de constater que le NODU pour les CMR1, les substances les plus dangereuses, a baissé de 88% entre 2009 et 2020. Cette analyse fine par groupe de substances est extrêmement précieuse pour évaluer les tendances.</p> <p>Le NODU tient compte des quantités de produits vendues au cours de l'année et non des quantités effectivement appliquées ; en effet, des stocks peuvent être réalisés ; c'est pourquoi cet indicateur doit préférentiellement être analysé sur plusieurs années. Par ailleurs, les données de vente sont stabilisées au bout de 3 ans ; les données utilisées ne sont donc pas définitives avant 3 ans.</p> <p>Cependant, il existe des biais importants si le NODU est calculé à des échelles infranationales puisque les données concernent les points de ventes et qu'il n'y a pas de données à la parcelle.</p> <p>Pendant que le NODU triennal augmentait de 14% entre 2009-2011 et 2018-2020, le HRI-1 a diminué de près de 33% entre 2011 et 2021.</p>
R26	<p>HRI-2</p>
R27	
R28	
R29	<p>Strength - Recording keeping, monitoring and supervision of pesticides use.</p>
R30	
R31	<p>The main indicator used in Italy is the HRI1. Its strength is the possibility of comparison with other Member States. Among its weaknesses is that it fails to capture the sustainability of the use of plant protection products and, in particular, the risk associated with it. In fact, the classification of plant protection products based on their dangerousness shifts the interest to danger, contrary to what is provided for by Directive 2009/128/EC, where the attention is more oriented to reducing the risk associated with use.</p>

R32	Strengths: risk scores of pesticides were well calculated including toxicity data. And weaknesses, It only takes into account pesticide sales data instead of real use.
R33	Son ancienneté Ne prend pas en compte les coformulants épandus Le NODU ne prend pas en compte les enrobages de semences Pas comparable car pas de paramètre toxicologique dans son calcul
R34	c'est le débat entre IFT, Nodu et QSA

## Q6. Comment cet indicateur est-il perçu par les différentes parties prenantes ?

### France :

- **HRI1 (Harmonized Risk Indicator 1) :**
  - Les **syndicats agricoles** perçoivent favorablement le HRI1, car il diminue avec le temps en raison de l'interdiction de certaines substances actives. Ils estiment que cela démontre les efforts de la communauté agricole.
  - **Les agriculteurs en AB** perçoivent négativement le HRI1, car l'utilisation de substances minérales, souvent utilisées avec des grammages plus élevés à l'hectare, tendent à augmenter sa valeur. Cela est contre-intuitif, puisque les systèmes en AB visent en partie à réduire les risques liés aux PPP.
  - La **communauté de recherche** perçoit négativement le HRI1 car il diminue "artificiellement" avec le temps à cause de l'interdiction des substances actives, que les facteurs sont perçus comme arbitraires, et qu'il est facile à diminuer par une simple substitution de PPP.
  - Les **ONG**, telles que Générations Futures, ne soutiennent pas du tout le HRI1.
  - La **FNSEA** est favorable au HRI1, car il permet de valoriser les efforts des agriculteurs pour réduire l'utilisation et les risques de produits phytosanitaires et de se comparer aux autres États membres de l'UE.
  - L'**industrie de la protection des cultures** est favorable à un indicateur harmonisé au niveau européen.
  
- **NODU (Nombre de Doses Unités) :**
  - Les **ONG** ont fortement soutenu le NODU, ainsi qu'une majorité des acteurs du plan Écophyto depuis 2008.
  - Les **experts et scientifiques du CST Ecophyto** considèrent le NODU comme robuste.
  - Certains acteurs de l'agro-industrie cherchent à délégitimer le NODU, car ses valeurs ont augmenté depuis le lancement du premier plan Ecophyto.
  
- **IFT (Indice de Fréquence de Traitement) :**
  - L'indicateur IFT est parfaitement compris par les acteurs des filières comparé à d'autres indicateurs.

### Belgique :

- Les différentes parties prenantes sont incluses dans les comités de pilotage pour le développement de l'**ISAC+** et son développement suscite de l'intérêt de la part des différentes parties prenantes.
- La **CIIW** (Cellule Interdépartementale des Indicateurs Wallons) rassemble les experts pour améliorer les indicateurs présentant des faiblesses.

### Allemagne :

- L'indicateur **SYNOPS-Trend** a été approuvé et mis en œuvre dans le plan d'action allemand, sur la base de discussions avec toutes les parties prenantes.

### Danemark :

- La plupart des parties prenantes ont considéré le remplacement de l'**IFT** (Traitement Frequency Index) par le **PLI** (Pesticide Load Index) comme une amélioration.
- Les agriculteurs ont bien accueilli le fait que le PLI traduisait mieux leurs efforts que l'IFT.
- Récemment, les ONG ont souligné la nécessité de considérer un indicateur d'usage complémentaire au PLI étant donné la différence de trajectoire observée entre l'indicateur PLI et IFT sur les 6 à 8 dernières années.

**Espagne :**

- Le gouvernement central est satisfait des indicateurs.
- Certains gouvernements régionaux sont préoccupés par le fait que les indicateurs cachent une réalité que l'on ne souhaite pas voir.
- Les conseillers en gestion intégrée sont préoccupés par le manque de solutions.
- Les producteurs ne connaissent pas ces indicateurs.

**Italie :**

- En général, les agriculteurs et les conseillers n'ont pas connaissance de cet indicateur.
- Il n'y a pas trop vraiment de débat à ce sujet.
- Certaines parties prenantes environnementales estiment que le poids excessif accordé au quatrième groupe de produits de protection des cultures (coefficient de multiplication 64) empêche de constater la tendance des ventes et de l'utilisation des trois autres groupes. Elles souhaitent donc une modification de la structure de l'indicateur.

**Autres pays :**

- **Lettonie** : Les agriculteurs n'apprécient pas l'indicateur.
- **Irlande** et **Croatie** : Les agriculteurs se sentent frustrés par les demandes de remontée de données, car ils n'en voient souvent pas l'intérêt. En Croatie, les agriculteurs cultivent de très petites parcelles, ce qui rend les suivis très chronophages.
- **Suisse** : Les indicateurs IFT, NODU et QSA sont parfaitement compris par les acteurs de la filière.
- **Sainte Lucie** : L'indicateur est perçu comme relativement acceptable.

En résumé, les agriculteurs, les ONG, les chercheurs, et les industriels ont des perceptions très différentes des mêmes indicateurs. Il est clair que le choix de l'indicateur peut avoir des conséquences importantes sur la manière dont les efforts de réduction des pesticides sont perçus et mesurés.

**Tableau A3.8. Réponses « brutes » obtenues à la question Q6**

How is this indicator perceived by different stakeholder groups?	
R1	
R2	
R3	<p>HRI-1 is very well perceived by the farming syndicates, because it is decreasing over time (by construction, as an effect of the banning of active substances, in spite of the substitution by other active substances), which seems to demonstrate the benefits of the efforts of the farming community.</p> <p>HRI-1 is badly perceived by the Organic farmers, because Organic cropping systems have potentially very bad HRI-1 values (because of the heavy loads of copper-based and sulphur-based PPPs, not compensated by the [1-64] factor of HRI)</p> <p>HRI-1 is badly perceived by the research community, because (i) it is "artificially" decreasing over time as an effect of the banning of active substances, (ii) the [1-64] factors are perceived as arbitrary, (iii) HRI-1 is easy to decrease by a mere substitution of PPPs with high dosage by PPPs with low dosages, but potentially high impacts. HRI-1 can be improved without any trend to adopt agroecological practices.</p>
R4	<p>Nous avons décidé d'inclure les différentes parties prenantes liées aux indicateurs et/ou potentiellement intéressées par l'ISAC+. Nous organisons ainsi des comités de pilotage qui rassemblent ces acteurs. Ces comités sont l'occasion de présenter les avancées réalisées dans le développement de l'ISAC+, mais aussi de recueillir l'avis des différentes parties prenantes. Ainsi elles sont incluses dans le processus et peuvent valider les grandes étapes du développement de l'indicateur. Pour le moment, étant donné le nombre de personnes ayant participé au premier comité de pilotage, nous pouvons dire que le développement de l'ISAC+ suscite l'intérêt.</p> <p>D'autre part, dans le cadre du PWRP III se déroule la CIW, qui rassemble les experts en la matière au niveau wallon. Cette cellule permet aux différentes parties prenantes d'échanger sur les indicateurs développés en Wallonie, de revenir sur les méthodologies établies et ainsi d'améliorer les indicateurs lorsque ceux-ci présentent des faiblesses.</p>
R5	<p>NODU was strongly supported by NGOs but also by a majority of stakeholders of the Ecophyto plan since 2008 ( even if attacked by UIPP ( at the time) and FNSEA since the beginning of the plan). HRI1 is not supported at all by NGOs like Générations Futures....but there was no real consultation of the Ecophyto stakeholders on the change of indicator in 2024 as Mr Attal's official statements on the adoption of HRI1 as THE indicator of the plan were made prior to the Ecophyto COS ( Comité Opérationnel de Suivi) meeting that formally adopted the decision. That's why the NGOs like Générations Futures decided to boycott this COS ( see : <a href="https://www.lemonde.fr/planete/article/2024/02/12/plan-ecophyto-agriculteurs-et-associations-environnementales-s-opposent-sur-les-indicateurs-pour-mesurer-l-usage-de-pesticides_6216136_3244.html">https://www.lemonde.fr/planete/article/2024/02/12/plan-ecophyto-agriculteurs-et-associations-environnementales-s-opposent-sur-les-indicateurs-pour-mesurer-l-usage-de-pesticides_6216136_3244.html</a> )</p>
R6	We can only make a statement on the UBA-point of view (see previous response).
R7	Le Nodu est la référence pour les partisans de la réduction des pesticides et l'indicateur abattre pour les tenants du statu quo qui se sont largement félicités du passage au HRI1
R8	
R9	It was seen by most stakeholders as an improvement compared to the TFI. The fact that the TFI shows that Danish farmers are closer to reaching the target compared to when then TFI was used was very well received in the farming community. Recently, NGOs have started to talk about that also pesticide use should be considered following a 6-8 year period where TFI has increased while PLI was reduced.
R10	SYNOPS-Trend was agreed on and implemented in the German NAP on the basis of discussions with all stakeholder groups.
R11	Farmers don't like it.
R12	
R13	
R14	Farmers feel frustrated by the request for reporting. Very often they don't see the point. Farmers in Croatia cultivate very small fields. Sometimes they farm 200 ha on more than 100 fields. Therefore, reporting is very time-consuming.
R15	The HRI1 is criticized by various stakeholders for the reasons mentioned earlier.
R16	L'industrie de la protection des cultures est favorable à un indicateur harmonisé au niveau européen permettant de suivre l'évolution des risques liés à l'utilisation des produits de protection des cultures. Il doit permettre de suivre de façon équitable et transparente l'évolution des pratiques des agriculteurs dans les différents pays européens.
R17	At this stage, the dashboard has not yet been presented in its entirety.
R18	<p>Por parte del Gobierno Central por supuesto con satisfacción.</p> <p>Por parte, al menos de algunos gobiernos regionales, con preocupación porque esconden una realidad que parece que no se desea ver.</p> <p>Por parte de los asesores en gestión integrada con una preocupación ante la carencia de soluciones.</p> <p>Los productores no conocen estos indicadores, por lo tanto no tienen percepciones al respecto.</p>
R19	According to the services received
R20	farmers and advisors are not aware, in general, about this indicator

R21	There is not too much debate about that.
R22	
R23	La FNSEA est favorable à l'indicateur HRI1 qui permet de valoriser les efforts des agriculteurs pour réduire les utilisations et les risques de produits phytosanitaires et de se comparer avec les autres Etats-Membres.
R24	
R25	Le NODU est considéré comme robuste par les experts et scientifiques du CST Ecophyto (voir cet article dans The Conversation - <a href="https://theconversation.com/plan-ecophyto-tout-comprendre-aux-annonces-du-gouvernement-223571?utm_term=Autofeed&amp;utm_medium=Social&amp;utm_source=Twitter#Echobox=1708532635">https://theconversation.com/plan-ecophyto-tout-comprendre-aux-annonces-du-gouvernement-223571?utm_term=Autofeed&amp;utm_medium=Social&amp;utm_source=Twitter#Echobox=1708532635</a> ; et cette publication scientifique sur la plateforme HAL - <a href="https://hal.science/hal-04564733">https://hal.science/hal-04564733</a> ). Les valeurs du NODU ayant augmenté depuis le lancement du premier plan Ecophyto, des acteurs liés à l'agro-industrie cherchent à délégitimer un objectif initial de réduction d'usage pour mettre en avant un objectif d'impact et de risques sanitaires. Pourtant, le choix de prendre comme cible la réduction des usages avait été fait en prenant en compte les constats suivants : la limite de l'évaluation scientifique a priori pour évaluer l'ensemble des risques (effets des faibles doses, effets à long terme, effets d'accumulation, effets cocktails...), la rémanence des molécules dans l'environnement, la faible puissance des dispositifs de biovigilance pour détecter a posteriori des effets non prévus. Pour ces différentes raisons, nous soutenons le NODU comme indicateur de référence de la stratégie française de diminution de l'usage des pesticides.
R26	Corresponde al MAPA, el cálculo de los indicadores armonizados de riesgo, el cual se hace público anualmente a través de esta página web.
R27	
R28	
R29	Relatively OK
R30	
R31	There has not been much criticism in this regard. Some environmental stakeholders argue that the excessive weight given to the fourth group (multiplication coefficient 64) effectively prevents recording the trend in sales and use of the other three groups of plant protection products. In this sense, they hope for a change in the structure of the indicator.
R32	No data
R33	Accepté par toutes les parties prenantes
R34	les indicateurs IFT, Nodu et QSA sont parfaitement compris par les acteurs de la filière

## Q7. Comment l'indicateur principal utilisé dans votre pays pourrait-il être amélioré ?

### Harmonisation et Transparence

- Plusieurs acteurs soulignent la nécessité d'un indicateur harmonisé au niveau européen.
- Il est crucial que le calcul de l'indicateur soit transparent et public. Actuellement, il est difficile, voire impossible, de généraliser le calcul de certains indicateurs à l'échelle de l'UE, même si les données de ventes étaient disponibles.

### Amélioration du calcul des indicateurs existants

- **NODU (Nombre de Doses Unités)**
  - Il est suggéré de définir la dose unité d'une substance comme la médiane de toutes ses doses homologuées, plutôt que la moyenne des maxima des doses homologuées par culture, pondérée par la surface relative de chaque culture. Cette modification simplifierait le calcul sans remettre en cause le principe général du NODU.
  - Le NODU pourrait être enrichi en intégrant les traitements de semences et les produits de biocontrôle. Il est également proposé de calculer différents types de NODU (biocontrôle, substances minérales, etc.).
  - Des experts recommandent de calculer le NODU en fonction des utilisations réelles, et non uniquement des ventes.
- **HRI1 (Harmonized Risk Indicator 1)**
  - Plusieurs répondants critiquent l'indicateur HRI actuel, notamment les coefficients de danger (X1, X8, X16, X64) qui seraient arbitraires.
  - Il est proposé de diviser le volume des ventes par la médiane des doses d'application.
  - Il est suggéré d'abandonner le coefficient rétroactif X64, qui donne une fausse impression de réduction des pesticides.

### Nouvelles approches et indicateurs

- **Combinaison d'indicateurs** : L'idée de combiner l'IFT/NODU avec le HRI1 est évoquée. Ceci en divisant la quantité utilisée par une dose de référence puis en multipliant le résultat par un facteur proportionnel à la toxicité.
- **Pesticide Load Index** : Une adaptation du Pesticide Load Index est citée comme un bon indicateur potentiel, car il se base sur les propriétés des substances actives.
- **Intégration de mesures réelles de toxicité et d'écotoxicité** : La toxicité des substances actives devrait être quantifiée de manière scientifique, en tenant compte des seuils réglementaires, idéalement en distinguant les différents groupes d'organismes.
- **Prise en compte de la persistance** : La persistance des substances dans les milieux devrait être prise en considération.

### Données et facteurs supplémentaires

- **Données d'utilisation** : Il est fortement conseillé d'utiliser les données d'utilisation réelles plutôt que les données de vente.
- **Impacts environnementaux et sanitaires** : Les indicateurs doivent intégrer les effets sur les organismes non-cibles et la santé humaine, notamment les maladies professionnelles des agriculteurs. Les impacts sur l'air, le sol, l'eau, la biodiversité et l'alimentation humaine devraient également être pris en compte.
- **Classification des produits** : Une meilleure classification des produits en groupes homogènes est nécessaire, avec des coefficients de multiplication différenciés selon les classes de danger.
- **Pression parasitaire et performance agricole** : La pression parasitaire qui justifie le recours aux traitements doit être intégrée dans le calcul. De même l'indicateur devrait être balancé par les performances de l'agriculture (rendement, qualité des produits).

- **Disponibilité des solutions alternatives** : Un indicateur devrait suivre la disponibilité des solutions alternatives, l'évolution des pratiques et l'économie des exploitations.
- **Suivi régulier** : L'indicateur devrait intégrer un suivi régulier de l'utilisation des pesticides.
- **Données infranationales** : Des réflexions sont nécessaires pour améliorer le calcul des indicateurs à des échelles infranationales.
- **Enregistrements précis** : Il faut améliorer la tenue des registres d'utilisation des pesticides, notamment avec une assistance technique et financière pour les agriculteurs, et par des contrôles aléatoires.

En résumé, les propositions convergent vers des indicateurs plus précis, transparents et basés sur des données d'utilisation réelles, intégrant les impacts sur la santé et l'environnement, et adaptés aux différents types de produits et aux spécificités régionales.

**Tableau A3.9. Réponses « brutes » obtenues à la question Q7**

How could the main indicator used in your country be improved?	
R1	
R2	
R3	<p>One idea (supported by IFOAM if I am correct) could be to combine TFI/NODU and HRI-1, i.e. to divide the treatment dose (PPP or active substance) by a reference dose (like in the NODU/TFI approach)... AND to multiply the result by a factor proportionnal to toxicity.</p> <p>This modified TFI/NODU would be a rough estimate of Pesticide impact. It could be improved by substituting chemicals by active substance with low risk, but not by substituting with active substance applied at low amounts.</p>
R4	L'indicateur utilisé au niveau fédéral est le HRI. Les conseils pour améliorer cet indicateur sont développés au point 13.
R5	<p>Of course Générations Futures would like to get back to NODU as it has been used from 2008 on and would give an historical view of the evolution of pesticide use since then. But if HRI1 would have to be corrected we would advise to change the calculation mode and divide the volume of sales (by active substance) ( in kg) by the average application rate (in kg/ha) ( see at 4min30 in the video <a href="https://www.youtube.com/watch?v=-2a2nhHrYyk">https://www.youtube.com/watch?v=-2a2nhHrYyk</a> ). The hazard coefficients ( X1 , X 8, X 16, X 64) are also to be totally dropped because they were set in a non scientific way ( why X 64 and not X 20 or X 100 ?) . And also the retroactive X64 coefficient should be abandoned as it gives a false impression of pesticide reduction when old substances are abandoned ( examples in the above video) . These criticisms and propositions are moreless shared by the scientific experts in charge of advising the government on indicators ( see for example : <a href="https://theconversation.com/pesticides-le-nouvel-indicateur-du-plan-ecophyto-compromet-la-protection-de-la-sante-234135">https://theconversation.com/pesticides-le-nouvel-indicateur-du-plan-ecophyto-compromet-la-protection-de-la-sante-234135</a> ). So this indicator is not good for measuring usage or risk as it is...Too bad as we could have kept NODU alongside HRI1 ( Dir 2009/128 makes the calculation of HRI1 compulsory but you can keep as many other indicators as you want !)</p>
R6	<p>- For the national scale: Reducing complexity and increasing transparency, stronger focus on use intensity and application rates as proxy for PPP risks. The focus should be also set on the overall reduction of pesticide use instead of shifting the use to different pesticides in order to assess a progress / transformation to a more sustainable plant protection with lower pesticide dependency.</p> <p>- For the regional/local scale: Inclusion of more data, for example for terrestrial organisms</p>
R7	<p>Pour faciliter la compréhension et le calcul du NoDU, tant au niveau régional qu'eupéen, des experts (« Plan Ecophyto : tout comprendre aux annonces du gouvernement », The Conversation, 21 février 2024) recommandent de définir la dose unité d'une substance comme la médiane de toutes ses doses homologuées – plutôt que la moyenne des maxima des doses homologuées par culture, pondérée par la surface relative de chaque culture. Cette modification ne remettrait pas en cause le principe général du NoDU pour caractériser les ventes des pesticides en tenant compte des doses homologuées. Enfin, les variations du NoDU en fonction l'année de calcul des doses unités deviendrait indétectables. De plus, ils ont montré que l'indicateur résultant est extrêmement corrélé au NoDU actuel. De sorte que même si les valeurs absolues sont différentes, les évolutions restent identiques.</p>
R8	
R9	Standardization of the parameters where the values are not evenly distributed along a 0 to 1 scale and the weighing factors introduced to highlight specific Danish concerns but also the fact that each sub-indicator consists of a different number of parameters.
R10	<p>When using sales data as input of pesticide use for risk assessment on national level, the approach as used in SYNOPSIS-Trend wir exposure assessment based on representative environmental scenarios is work intensiv, complicated to apply and very data intensive.</p> <p>Therefore we are aiming for indicators which solely base on the properties of the active ingredients.</p> <p>A excellent example for such an indicator would be the a modified Pesticide Load Index (<a href="https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/pli_modified">https://sf.julius-kuehn.de/pesticide-dbx/pli_modified</a>)</p>
R11	We should probably introduce HRI1 or some other correctly calculated indicator.
R12	
R13	
R14	Better connection between Ministry and agencies, improvements in information system.
R15	The toxicity of active substances should be quantified in a science based manner (relating to regulatory thresholds), ideally segregated for different groups of organisms. Application rates should be considered. Ideally, use data rather than sales data should be used. Persistence should be considered as well.
R16	<p>NODU :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 le calcul de l'indicateur devrait être transparent et public : il est impossible aujourd'hui de calculer le NODU, même avec les données de vente et les coefficients du Ministère de l'Agriculture.</li> <li>2 le calculer en fonction des utilisations</li> <li>3 intégrer la typologie des substances en calculant par exemple un NODU Biocontrôle, un NODU substances minérales, un NODU produits UAB, etc.</li> <li>4 intégrer la pression parasitaire qui justifie le recours aux traitements.</li> <li>5 lier cet indicateur aux performances de l'agriculture (rendement, qualité des produits...)</li> </ol>

R17	The current indicator system is particularly lacking in indicators of effects on non-target organisms and human health. The available information is currently too fragmented or simply lacking.
R18	El indicador es válido, la cuestión podría ser fijar objetivos más realistas y ajustados a la realidad de las producciones
R19	Are in function of technical assistance
R20	I prefer to use different indicators such as Pesticide Load Indicator
R21	I think they should be publicly available
R22	
R23	Pour la FNSEA, un enjeu fort est de disposer d'un indicateur harmonisé au niveau européen. Il pourrait être intéressant de le compléter par un indicateur de suivi intégrateur de la disponibilité et du déploiement des solutions alternatives, de l'évolution des changements de pratiques et de l'économie des exploitations.
R24	
R25	Pour faciliter la compréhension et le calcul du NODU, tant au niveau régional qu'europpéen, le CST Ecophyto a déjà proposé de définir la dose unité d'une substance comme la médiane de toutes ses doses homologuées – plutôt que la moyenne des maxima des doses homologuées par culture, pondérée par la surface relative de chaque culture. Cette modification ne remettrait pas en cause le principe général du NODU pour caractériser les ventes des produits phytopharmaceutiques en tenant compte des doses homologuées. Par ailleurs, les traitements de semences et les produits de biocontrôle ne sont pas intégrés au calcul du NODU. Cela enrichirait d'autant plus les analyses de pouvoir disposer de ces types de NODU.  Des réflexions sont à mener pour pouvoir mieux calculer le NODU à des échelles infranationales.
R26	Con la obligación, mejora y actualización del cuaderno de campo.
R27	
R28	
R29	Can be improved by offering cash and technical assistance to farmers for keeping good and accurate records. - periodic random checks on farms for compliance
R30	
R31	One of the possible changes concerns a better classification of products into homogeneous groups. For example, group 2, which includes most plant protection products, could be further subdivided in order to identify homogeneous hazard classes to which differentiated multiplication coefficients could be attributed
R32	By performing regular and yearly monitoring and reports on pesticide use data (as with didiFLUX but it has to be done consistently).
R33	En prenant en compte la toxicité humaine sur les agriculteurs et notamment les maladies professionnelles déjà reconnues en France et les impacts environnementaux sur l'air, le sol, l'eau, la biodiversité et l'alimentation humaine
R34	

**Q8. Les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs de la directive sur l'utilisation durable des pesticides (directive 2009/128/CE) peuvent-ils être contrôlés efficacement à l'aide d'un seul indicateur, ou avons-nous besoin de plusieurs indicateurs - certains pour évaluer le risque/l'impact et d'autres pour mesurer le volume ou la dépendance ?**

**Complexité des enjeux :** Un seul indicateur ne peut pas rendre compte de la complexité de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (PPP). Il est nécessaire de considérer à la fois l'intensité de l'utilisation, les risques pour la santé humaine et l'environnement, et les services agronomiques rendus par ces produits.

**Différents objectifs :** La directive a des objectifs multiples. Les indicateurs doivent donc être spécifiques à chaque objectif. Un indicateur unique ne saurait couvrir tous les aspects pertinents. Par exemple, il faudrait au minimum un indicateur pour les risques environnementaux, un pour la santé humaine, et un pour les quantités de produits utilisées.

**Évaluation plus précise :** L'utilisation de plusieurs indicateurs permet une évaluation plus précise des résultats obtenus grâce à la mise en œuvre de la directive 2009/128/EC. Il est utile de prendre en compte à la fois le risque/impact et la quantité de produits phytopharmaceutiques utilisés.

**Suivi de la dépendance aux PPP :** Un indicateur de la dépendance aux PPP est nécessaire, par exemple le NODU ou l'IFT, pour mesurer les progrès vis-à-vis de la réduction de l'utilisation des pesticides.

**Indicateurs complémentaires :** Il est important de compléter les indicateurs de risque et d'utilisation par des indicateurs qui prennent en compte les solutions alternatives, l'évolution des pratiques et l'économie des exploitations. Il est également nécessaire d'analyser les mesures prises par les États dans des zones spécifiques et/ou sensibles, comme les sites Natura 2000.

**Importance de la transparence :** Les indicateurs doivent être pertinents et transparents.

**Exemples d'indicateurs complémentaires :**

- **NODU/IFT** pour la dépendance aux PPP.
- Des indicateurs de risque, potentiellement complexes, pour évaluer les impacts sur l'environnement et la santé.
- Des indicateurs de suivi intégrateur des solutions alternatives.
- Des indicateurs de performance socio-économiques et environnementales des alternatives.
- Des indicateurs pour des groupes spécifiques d'organismes non ciblés.
- Des indicateurs pour les zones spécifiques.

En résumé, l'utilisation d'un ensemble d'indicateurs est essentielle pour suivre de manière complète et précise les progrès vers les objectifs de la directive sur l'utilisation durable des pesticides. Un seul indicateur ne saurait refléter la complexité de la situation et les différents enjeux à prendre en compte.

**Tableau A3.10. Réponses « brutes » obtenues à la question Q8**

	Can progress toward the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive (Directive 2009/128/EC) be effectively monitored using a single indicator, or do we need multiple indicators—some for assessing risk/impact and others for measuring volume or dependency?
R1	
R2	
R3	<p>Good question, difficult to answer.</p> <p>My feeling is that it will be really difficult to have a robust indicator of impacts, considering all aspects of PPP impacts. This is the reason why I would find it more reasonable to consider that the progress towards sustainability should be measured by indicators of the reliance on PPP (hence with TFI/NODU).</p> <p>However, this position is probably difficult to defend by policy makers facing the protests of farmers.</p> <p>This is the reason why we might need to monitor the progress towards sustainability with two indicators, namely (i) an indicator of reliance on PPPs (NODU/TFI) and (ii) a rough indicator of PPP impact. Having the two indicators should confirm that decreasing the impacts is best achieved by decreasing the reliance.</p>
R4	<p>D'après nos recherches, il nous semble nécessaire d'utiliser deux types d'indicateurs pour suivre les progrès dans le cadre de la Directive SUD : un indicateur d'usage pour suivre la dépendance/le recours aux pesticides, et un indicateur de risque pour suivre les impacts des pesticides.</p> <p>Toujours d'après nos recherches, nous avons identifié que la meilleure option est d'utiliser un indicateur d'usage présentant une normalisation des données, afin de pouvoir comparer des produits et/ou des S.A. ayant des doses d'efficacité différentes. Il est également préférable d'utiliser un indicateur basé sur les S.A. pour éviter les biais des indicateurs basés sur les produits.</p> <p>Concernant les indicateurs de risque, les méthodes sont très diverses et il n'y a pas d'indicateur parfait. Les indicateurs de risque simplifiés (tel que le Environmental Impact Quotient) prennent en compte un nombre limité de données afin de rendre l'indicateur accessible et transparent, mais cela peut mener à des résultats moins représentatifs et présentant des lacunes. A l'inverse, les indicateurs de risque complexes (tel que le SYNOPS) intègrent un grand nombre de données afin de produire des résultats fiables et complets, mais cela les rend complexes et difficiles à utiliser par les acteurs de terrain.</p> <p>L'important est donc de développer un indicateur qui sera bien adapté aux objectifs et contexte de son utilisation future.</p>
R5	<p>The Ecophyto plan had adopted several indicators ( un bouquet d'indicateurs) for several usages. We could continue this way with an historical usage main indicator ( NODU) and other indicators as a reformed risk indicator to be developed. But still Générations Futures advises to keep NODU as the main indicator as reducing use ( or dependency on pesticides) should remain the main goal of the plan because it also adresses the growing concern of resistances to pesticides building up quickly as hardly any new mode of action for pesticides is discovered nowadays...</p>
R6	<p>We suggest the following combination of main indicators:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- For the national scale: NODU or TFI to indicate the use intensity and as a proxy for the risk of PPP sales/ uses local to national scale: Share of refuge areas in-field and off-field to indicate the recovery potential of agricultural ecosystems.</li> <li>- For the regional/local scale: More differentiated risk indicators for selected groups of non-target organisms with special political relevance (e.g. pollinators) or/and for diagnoses</li> <li>- For further details, please see also our suggestion regarding the SUR draft in 2022: <a href="https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/towards-sustainable-plant-protection">https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/towards-sustainable-plant-protection</a>.</li> </ul>
R7	<p>Il apparaît difficile d'embrasser la complexité de la question de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques avec un unique indicateur. Idéalement, il faudrait que le plan Ecophyto se dote d'un panel d'indicateurs complémentaires permettant de décrire :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>l'intensité de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques ;</li> <li>les services agronomiques rendus par les produits phytopharmaceutiques ;</li> <li>les risques pour la santé humaine ;</li> <li>les risques pour la biodiversité.</li> </ul> <p>Donc utiliser plusieurs indicateurs : NODU + HRI1+ ?</p>
R8	
R9	<p>If reducing pesticide impact is the final goal the PLI works fine although certain aspects such as the impact of biodiversity is really not considered. Because substitution from one pesticide to another can have a significant impact on the PLI it is less suited to assess the uptake of IPM defined as reducing the reliability (use) of pesticides. Using both the PLI and TFI provides a better picture of the uptake of IPM. Would be optimum to have a suite of indicators but they should be relevant and transparent.</p>
R10	<p>It certainly it makes sense to use more than one indicator to document the progress toward the objectives of the Sustainable Use of pesticides Directive.</p> <p>E.G. implementation of IPM measures, pesticide use intensity (Treatment frequency index), indices based on monitoring of pesticides ....</p> <p>Two separate indicators for environmental risk and human health risk would make sense.</p>
R11	It's hard to say.
R12	
R13	
R14	For sure we need multiple indicators.
R15	If the indicator includes the modifications as described before, this would be largely sufficient.

R16	Il est illusoire de vouloir décrire une évolution d'utilisation des produits phytopharmaceutiques au travers d'un seul indicateur. Il faut une série d'indicateurs, harmonisés au niveau européen.
R17	Given the objectives of the SUD, it is not possible to summarize the risks to human health and the environment in a single indicator. In the future, such indicators could be impact indicators to be developed. At this stage, it is preferable to manage risks using a set of relatively simple indicators that nevertheless cover all the parameters of the problem.
R18	Sin duda debería meditarase sobre la necesidad de que implementar otros indicadores.
R19	It depends by regional assistance
R20	I think we need diferent indicator to compare country-level use and farm-level use of plant protection products
R21	I think more than an indicators are needed.
R22	
R23	La stratégie Ecophyto 2030 ayant plusieurs objectifs, il serait intéressant de compléter HR11 par un indicateur de suivi intégrateur de la disponibilité et du déploiement des solutions alternatives, de l'évolution des changements de pratiques et de l'économie des exploitations. Par ailleurs, il serait intéressant de disposer d'indicateurs permettant une prise de recul sur les performances socio-économiques et environnementales des alternatives.
R24	
R25	Des indicateurs complémentaires sont nécessaires notamment pour analyser les mesures prises par les Etats concernant la réduction de l'utilisation des pesticides ou des risques dans des zones spécifiques, en particulier les sites Natura 2000, en application de l'article 12 de la Directive 2009/128/EC.
R26	Creo que se necesitan varios indicadores, para evaluar con mas exactitud.
R27	
R28	
R29	We need multiple indicators
R30	
R31	In order to be able to more carefully evaluate and monitor the results achieved with the application of Directive 2009/128/EC, it could be useful to use more indicators that take into account both the risk/impact and the quantity of plant protection products used.
R32	Using multiple indicators is necessary, because one single indicator cannot take into account different risk areas and objectives are multiple and therefor indicators need to be objective specific.
R33	Plusieurs indicateurs au moins UN pour les risques en santé humaine et environnementaux et au moins un pour les volumes incluant les coformulants pétroliers dangereux et les nanoparticules
R34	on a besoin de plusieurs indicateurs au delà des IFT, NODU et QSA il manque des indicateurs qui permettent de discriminer les différents pesticides entre eux sur différentes dimensions : méthodes d'application, effets sur la santé, effets sur l'environnement : relier ces effets aux pratiques d'usage (ce n'est pas la même chose si un produit est appliqué une fois ou plus de 50 fois par an comme c'est parfois le cas)

## Q9. Existe-t-il une approche complémentaire dans votre pays pour évaluer dans quelle mesure les agriculteurs utilisent des pratiques alternatives aux produits phytopharmaceutiques ?

### France

- Le système **CEPP** (Certificats d'Économie de Produits Phytopharmaceutiques) tente de mesurer comment les détaillants de PPP soutiennent le développement d'approches alternatives non chimiques pour la protection des cultures. Cependant, il n'est pas certain que le système CEPP soit efficace pour surveiller toutes les pratiques alternatives.
- Des enquêtes sur les "**pratiques culturelles**" sont menées sous l'égide des pouvoirs publics.
- L'initiative **Contrat de Solutions**, lancée par la profession agricole, vise à identifier et déployer des solutions alternatives aux produits phytosanitaires. Le déploiement de différentes solutions est suivi avec des indicateurs spécifiques.
- Il existe un indicateur concernant l'**agriculture biologique** qui mesure le pourcentage de Surface Agricole Utile (SAU) exploitée en agriculture biologique.
- Beaucoup de données peuvent être disponibles sur l'utilisation des pratiques alternatives au niveau de filières (instituts techniques), mais elles sont parfois difficile d'accès.

### Belgique

- Plusieurs projets ont été développés pour évaluer l'application de pratiques alternatives en agriculture en Wallonie, notamment **Phytoré** (développement d'un réseau d'exploitants/producteurs exemplaires), **Terraé** (diffusion des savoirs et savoir-faire en agroécologie), et **Natagriwal** (conseil et accompagnement des agriculteurs pour les programmes agroenvironnementaux et climatiques).
- La mise en œuvre de la **Protection Intégrée des cultures (IPM)** est régulièrement contrôlée par des organismes d'inspection indépendants. Ces inspections sont basées sur la mise en œuvre effective des mesures obligatoires dans les exploitations, définies dans des cahiers des charges sectoriels. Les rapports d'inspection sont transmis annuellement aux autorités.

### Espagne

- Il peut exister des données sur l'utilisation du **contrôle biologique**, des techniques de **confusion sexuelle** ou des méthodes « *attract and kill* », mais ces données ne sont pas formellement prises en compte par le gouvernement.
- Dans certaines communautés autonomes, comme les **îles Baléares**, la surveillance et les inspections sont très strictes et efficaces.

### Autres pays

- En **Italie**, **Lettonie**, **Danemark** et **Allemagne** il n'y a pas de données consolidées sur l'utilisation de pratiques alternatives aux PPP.
- En **Suisse**, il existe des indicateurs qui suivent les surfaces sur lesquelles l'agriculture durable est pratiquée, y compris l'agriculture biologique.

Il est important de noter que, dans plusieurs pays, il n'existe pas de système formel ou de données consolidées au niveau national pour évaluer l'ensemble des pratiques alternatives. Cependant, des initiatives existent au niveau régional ou sectoriel, comme le montre les exemples de la Belgique et de l'Espagne. En outre, certains pays utilisent des indicateurs pour mesurer le déploiement de l'agriculture biologique, mais ces derniers ne tiennent pas compte de l'ensemble des pratiques agroécologiques.

En résumé, l'évaluation des pratiques alternatives aux pesticides est un domaine en développement. Plusieurs pays mettent en œuvre des initiatives spécifiques, mais il n'existe pas encore d'approche

uniforme ou globale. L'harmonisation des indicateurs et des méthodes d'évaluation au niveau européen pourrait être une voie à explorer pour améliorer le suivi de ces pratiques.

**Tableau A3.11. Réponses « brutes » obtenues à la question Q9**

	Is there a complementary approach in your country to evaluate how much farmers are using alternative practices to plant protection products?
R1	
R2	
R3	In France, we have the CEPP system, which is an attempt to measure how PPP retailers are supporting the development of non-chemical crop protection approaches. Not sure that CEPP are efficient to monitor all alternative practices.
R4	En effet, plusieurs projets ont été développés pour évaluer l'application de pratiques alternatives dans l'agriculture en Wallonie. Voici une liste non exhaustive de ces projets : - Phytoré <sup>2</sup> : Développer un réseau d'exploitants/producteurs exemplaires dans le domaine de la réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques : <a href="https://www.cra.wallonie.be/fr/phytore2">https://www.cra.wallonie.be/fr/phytore2</a> - Terraé : Diffusion des savoirs et savoir-faire en agroécologie : <a href="https://www.terrae-agroecologie.be/">https://www.terrae-agroecologie.be/</a> - Natagriwal : conseille et accompagne les agriculteurs, forestiers et propriétaires pour les programmes agroenvironnementaux et climatiques : <a href="https://www.natagriwal.be/">https://www.natagriwal.be/</a>
R5	
R6	Not to our knowledge.
R7	oui des études existent
R8	
R9	No
R10	No, there is no information surveyed which allows evaluation of alternative practices to PPP.
R11	Nope.
R12	
R13	
R14	Unfortunately not
R15	not at EU level
R16	Nous n'avons pas connaissance de données consolidées sur l'utilisation des pratiques alternatives. Il est probable que des données soient disponibles au niveau de filières (instituts techniques...).
R17	Yes, the implementation of IPM is regularly checked by independent inspection bodies. Inspections are based on the actual implementation of mandatory measures on the farm. These mandatory measures are defined in sector specifications agreed with stakeholders. These specifications are reviewed on a regular basis. Inspections carried out by independent bodies are reported annually to the authorities.
R18	Pueden existir datos sobre el uso del control biológico, de las técnicas de confusión sexual o los métodos de atracción y muerte, por ejemplo; pero esos datos no son contemplados de manera formal por el Gobierno Central.
R19	National Scientific Associations
R20	no, there isn't
R21	no to my knowledge
R22	
R23	En France, des enquêtes "Pratiques culturelles" sont réalisées sous l'égide des Pouvoirs Publics. Parallèlement, la profession agricole a lancé l'initiative Contrat de Solutions, visant à identifier et déployer des solutions alternatives aux produits phytosanitaires. Dans ce cadre, elle suit le déploiement de différentes solutions avec différents indicateurs - <a href="https://contratsolutions.fr/">https://contratsolutions.fr/</a>
R24	
R25	Il existe un indicateur concernant l'agriculture biologique : 10,7 % de la Surface Agricole Utile (SAU) est exploitée en agriculture biologique (ONB : <a href="https://naturefrance.fr/indicateurs/agriculture-biologique">https://naturefrance.fr/indicateurs/agriculture-biologique</a> ) même si la métrique concerne les surfaces et non le nombre d'agriculteurs.  Par ailleurs, cet indicateur ne prend pas en compte certaines alternatives (agroécologie...).

R26	En según que comunidades autónomas, como la de las Islas Baleares la vigilancia y las inspecciones son muy estrictas y eficaces.
R27	
R28	
R29	No
R30	
R31	Yes. There are two indicators (voluntary integrated integrated pest management and sustainability of cropping systems) that record the trend of the surfaces on which sustainable agriculture is practiced, including organic farming.
R32	No
R33	La SAU en agriculture biologique par ex
R34	oui

## Q10. Avez-vous une proposition d'indicateur de risque harmonisé ?

**Prise en compte des doses d'application spécifiques aux substances :** Plusieurs répondants soulignent la nécessité d'intégrer les doses d'application spécifiques à chaque substances actives, comme le font déjà d'autres indicateurs tels que le NODU ou l'IFT.

**Révision des facteurs de pondération :** Les coefficients de pondération actuellement utilisés (1, 4, 16 et 64) sont considérés comme arbitraires et sans justification scientifique solide. Il est proposé de les réviser pour assurer une évaluation plus juste des risques. En particulier, il est suggéré de supprimer le groupe 4, car il est uniquement lié au statut réglementaire des SA.

**Affiner la catégorisation des substances actives :** La répartition actuelle des substances actives en quatre groupes est jugée peu pertinente face à la diversité des substances. Une meilleure classification des substances actives est nécessaire pour refléter plus fidèlement les risques associés à leur utilisation. Il est suggéré de tenir compte des profils écotoxicologiques sur plusieurs organismes non cibles, toxicologiques et les propriétés physico-chimiques des substances actives issues de la procédure d'approbation européenne.

**Amélioration de l'indicateur pour la santé humaine :** L'indicateur actuel devrait être amélioré pour mieux refléter les risques pour la santé humaine. L'intégration des profils toxicologiques basés sur les phrases de risque pertinentes est une approche suggérée.

**Considérer un indicateur de pression :** L'idée d'un indicateur de pression basé sur les profils écotoxicologiques des substances actives pour les organismes non ciblés et les profils toxicologiques pour la santé humaine est proposée. Cet indicateur serait la somme des pressions spécifiques exercées par chaque substance active sur l'environnement et les organismes vivants, pondérée par des facteurs spécifiques.

**Simplicité et accessibilité des données :** Un indicateur doit être simple, compréhensible et basé sur des données facilement accessibles et recalculables.

**Prendre en compte la résistance :** Il est aussi suggéré d'intégrer le risque de développement de résistances pour chaque substance active.

**Utilisation de données fiables :** L'accès à des données d'utilisation fiables de tous les pays de l'UE est essentiel pour un calcul précis d'un indicateur de risque.

**Conserver un indicateur basé sur les doses d'usage :** En France, il est essentiel de conserver un indicateur tel que le NODU, qui prend en compte les doses d'usage, en complément de l'HRI. Cet indicateur doit être appliqué à toutes les ventes pour caractériser la quantité totale de traitement, mais aussi aux substances les plus préoccupantes pour quantifier l'effort d'arrêt de ces substances.

**Harmonisation avec d'autres indicateurs :** Il pourrait être intéressant de considérer l'indicateur ATAT (agrégation de scores TAT exprimés pour différents organismes) comme base pour un nouvel indicateur.

En résumé, les améliorations proposées pour le HRI1 incluent une meilleure prise en compte des doses d'application, une révision des facteurs de pondération, une classification plus fine des substances actives, l'intégration de données écotoxicologiques et toxicologiques, et une plus grande simplicité et accessibilité des données. Plusieurs répondants suggèrent d'hybrider l'indicateur HRI1 avec d'autres

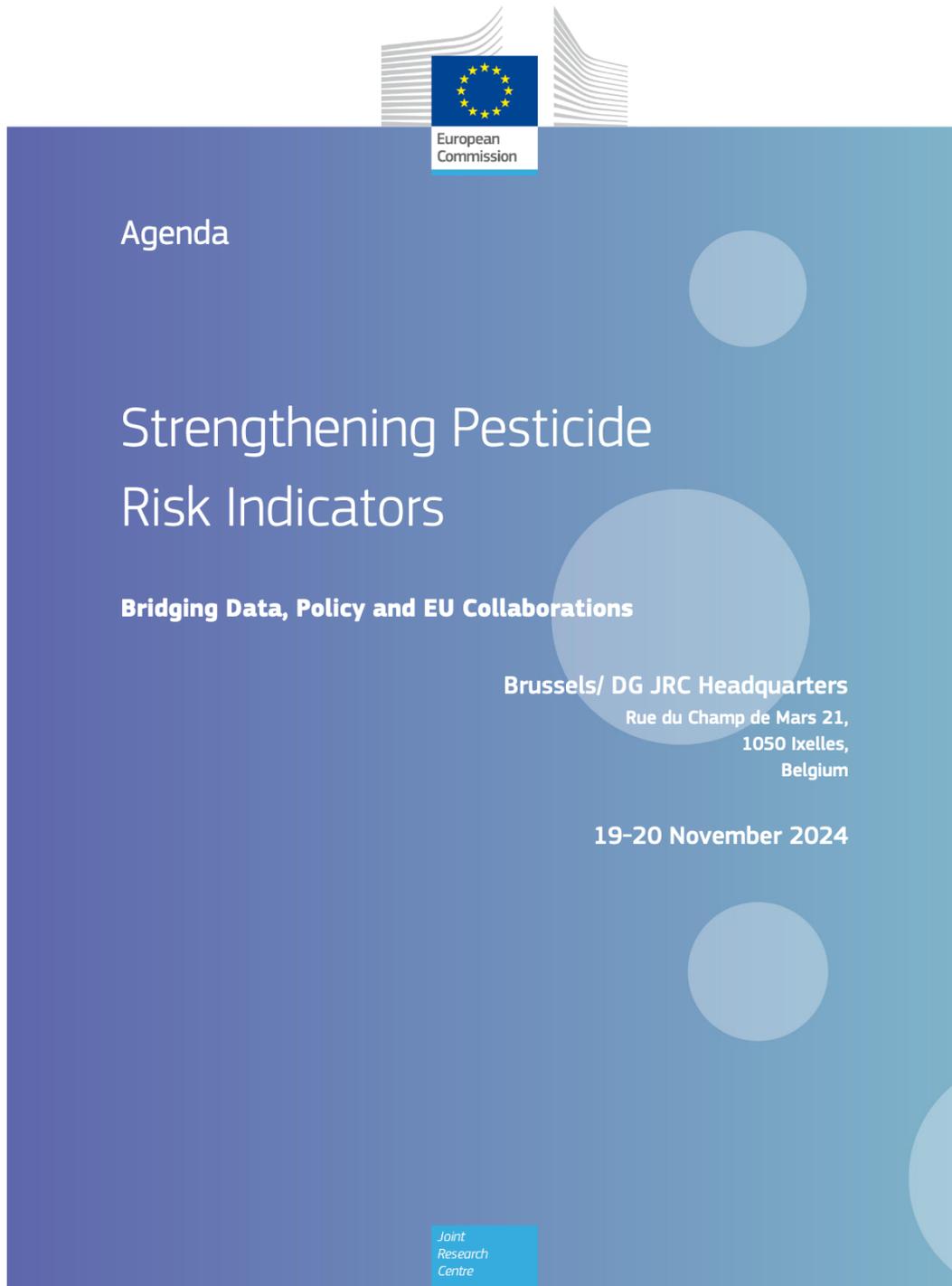
indicateurs comme le NODU et l'IFT pour une évaluation plus complète des risques liés à l'utilisation des pesticides.

**Tableau A3.12. Réponses « brutes » obtenues à la question Q10**

Do you have any proposal for a Harmonized Risk Indicator that we could consider?	
R1	
R2	
R3	Cf. one of my previous answer. Combine TFI and HRI approaches, by using a reference dose for each PPP/Crop/target AND a risk factor as a function of the PPP toxicity.
R4	Le HRI présente plusieurs faiblesses auxquelles il serait intéressant de remédier pour assurer une utilisation sûre de cet indicateur. Premièrement, il ne normalise pas les quantités de S.A.. Ensuite, la répartition en quatre groupes n'est pas pertinente face à la diversité des substances. Les groupes formés sont donc hétérogènes et la majorité des S.A. se retrouve dans le groupe 2 par défaut. De plus, les coefficients de pondération ont été attribués aux groupes de manière arbitraire et sans justification scientifique. En outre, le HRI est fortement influencé par la régulation, notamment par l'augmentation constante de S.A. candidates à la substitution, et par l'ajout de nouvelles S.A., souvent classées dans le groupe 1, ce qui rend l'indicateur instable. Et enfin, la comparaison entre années n'est pas possible car les révisions des données gonflent les chiffres des années précédentes à cause de la reclassification des S.A. en CFS et de leur retrait du marché. Cela induit une réduction artificielle du HRI au cours du temps, qui ne correspond pas à une réelle réduction de la dépendance aux PPP.
R5	see above
R6	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Inclusion of substance specific application rates (as done in existing indicators, such as NODU or TFI);</li> <li>- Revision of weighting factors, especially remove weighting factor for group 4 that is only related to the approval status of pesticides;</li> <li>- More differentiation with subsequent, additional indicators focusing on selected groups of non-target organisms and using e.g. data on ecotoxicity and/ or physico-chemical properties from EU approval procedure to manage the use of pesticides in specific regions/ cultures or groups of non-target organisms with specific public interest (e.g. pollinators, aquatic organisms, groundwater).</li> <li>- For more details please refer to <a href="https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/towards-sustainable-plant-protection">https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/towards-sustainable-plant-protection</a>.</li> </ul>
R7	Comme je l'ai exprimé à maintes reprises des les commissions Ecophyto en Bretagne où je représente l'INRAE, quelles que soient les options choisies, il y a nécessité de conserver un indicateur prenant en compte les doses d'usage, tel que le NoDU. Cet indicateur doit continuer d'une part d'être appliqué à l'ensemble des ventes pour caractériser la quantité totale de traitement et d'autre part d'être appliqué aux substances les plus préoccupantes pour quantifier l'effort d'arrêt des substances les plus dangereuses. Ce point de vue est par de nombreuses parties prenantes en Bretagne.
R8	
R9	Get access to reliable use data from all EU countries and start all over again. I think the PLI could be a good starting point for developing a common EU indicator.
R10	I would suggest an indicator similar to the approach of the Danish PLI but with the following modifications: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. No factors for weighting of certain toxicity value or parameters</li> <li>2. Include more organisms for which toxicity values are available</li> <li>3. Improve the indicator for human health</li> </ol>
R11	Nope.
R12	
R13	
R14	Farmers are using the funds from CAP to implement interventions that support IMP and contribute to the pesticide reduction. We can use these data and asses what is the level of the implementation of IPM principles.
R15	As described before. The ATAT indicator developed under the Global Biodiversity Framework is a good basis.
R16	Voir réponses précédentes. L'indicateur doit être simple et compréhensible, les données facilement accessibles. Les indicateurs doivent pouvoir être recalculés aisément. Il doit être sensible aux changements de pratiques agricoles et être représentatif.
R17	<p>Yes, a pressure indicator could be considered by including ecotoxicological profiles of active substances for non-target organisms considered relevant and toxicological profiles based on the relevant risk phrases.</p> <p>In principle, the proposed indicator is the sum of the specific pressures exerted by each active substance on the environment and living organisms. This specific pressure depends on the quantity sold and a weighting factor specific to the active substance in the context of the objectives pursued.</p> <p>As the objectives of the F2F strategy are to protect public health and the environment, the specific weighting factors should take this into account.</p> <p>In particular, the indicator</p>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>- concerns the active substances listed in section 2.2.b-e of Annex IV of Dir 2009/128;</li> <li>- requires annual sales data for each active substance; <ul style="list-style-type: none"> <li>- includes a specific weighting factor for each active substance, consisting of: <ul style="list-style-type: none"> <li>- the toxicological profile which determines the human health weighting factor</li> <li>- the ecotoxicological profile determining the ecotoxicity weighting factor;</li> <li>- the physicochemical parameters determining its penetration and persistence in the environment, which determine the environmental fate weighting factor;</li> </ul> </li> </ul> </li> <li>- is the sum of the sales according to the specific weighting factors for a given year.</li> </ul>
R18	Necesitaría bastante tiempo, mucho más del que dispongo, para responder a esta cuestión.
R19	Increase number of services on the territory. Open market to products
R20	To integrate the risk of generating resistances for each active ingredient
R21	no
R22	
R23	Le premier enjeu porte sur la capacité de tous les Etats Membres de produire de la donnée de qualité (fiable) pour le calcul du HRI1.
R24	
R25	<p>Le HRI-1 présente plusieurs limites critiques pour le suivi de l'évolution de l'utilisation des pesticides. Tout d'abord, il se base sur la seule évaluation a priori des risques, évaluation dont nous avons indiqué précédemment combien il lui était difficile de prendre en compte de nombreux facteurs (effets des faibles doses, effets à long terme, effet cocktail...). Ensuite il repose sur les QSA, et présente donc les mêmes risques d'artefact que les QSA : à l'intérieur d'une catégorie, la substitution par un produit plus actif à faible dose fera baisser le HRI, sans qu'il s'agisse pour autant d'une diminution des risques (et inversement). Si le principe d'utilisation de coefficients croissants selon les risques supposés des produits est légitime, le choix de ces coefficients (1, 4, 16 et 64) n'a pas de fondements scientifiques solides et une autre pondération (par exemple 1, 2, 3 et 4 ou 1, 10, 100, 1000) pourrait conduire à des résultats sensiblement différents, voir inverses. Mais surtout, son évolution n'est pas liée à des efforts de réduction des usages par les agriculteurs mais au retrait progressif des produits les plus préoccupants, suite à leur réévaluation. Autrement dit, si les plans ECOPHYTO successifs n'ont pas réussi à faire baisser le NODU, on ne peut pas leur attribuer non plus la diminution du HRI. Il en sera sans doute de même à l'avenir, dès lors que de nombreux produits de la catégorie 3 (candidats à la substitution) vont être réévalués dans les prochaines années et ne seront sans doute pas tous réautorisés. L'utilisation de cet indicateur HRI-1 remet en cause l'existence des plans Ecophyto, qui visaient une réduction des usages. Se positionner sur une réduction des risques serait très dangereux vis-à-vis des différents problèmes liés à l'évaluation a priori de ceux-ci, et l'identification des impacts a posteriori.</p> <p>Il est important que le NODU reste l'indicateur principal même si le HRI-1 peut faire partie d'un panel d'indicateurs complémentaires.</p>
R26	No, me parece que los que hay son adecuados.
R27	
R28	
R29	No
R30	
R31	As mentioned above, it could be useful to improve the classification of active substances in order to capture the shift in the use of less dangerous active substances. Another objective could be to measure the trend in sales and use of plant protection products authorized in organic farming.
R32	Risikoindikatoren Agroscope developed (Indicateurs de risque des produits phytosanitaires)
R33	Un indicateur de RISQUE (SA+coformulants) combinant les atteintes environnementales et à la santé humaine ( nombre de maladies professionnelles des pesticides déclarées par an )
R34	Non

# Annexe 4. Programme du workshop “Strengthening Pesticide Risk Indicators: Bridging Data, Policy, and EU Collaborations” (19-20 novembre 2024, DG JRC Bruxelles).



European Commission

Agenda

## Strengthening Pesticide Risk Indicators

**Bridging Data, Policy and EU Collaborations**

Brussels/ DG JRC Headquarters  
Rue du Champ de Mars 21,  
1050 Ixelles,  
Belgium

19-20 November 2024

Joint Research Centre

## Workshop by DG JRC: "Strengthening Pesticide Risk Indicators: Bridging Data, Policy, and EU Collaborations"

Brussels, DG JRC Headquarters, 19-20 November 2024

### **Background**

The reduction of pesticide use and risk by 50% by 2030 is a key objective of several EU strategies, such as the Zero Pollution Ambition, Biodiversity, and Farm to Fork strategy. According to currently used indicators, the use and risk of chemical pesticides is decreasing, however, these indicators have been known to have a limited ability to measure actual environmental and human health risks. Developing a scientifically robust indicator is essential but requires data that is not yet fully available.

The Joint Research Centre (JRC) has been closely monitoring developments in this area and has been actively exploring the design of future indicators focusing on both environmental and human health. This workshop aims to offer greater insight into our activities, such as the progress in the development of human health risk indicators for both dietary and non-dietary exposure. We will also explore data and indicators that allow monitoring of risk to aquatic and soil organisms. Together we will examine datasets that contributed to these indicators and discuss their potential for further exploration.

This workshop will gather scientists presenting activities under leading EU projects focused on monitoring pesticide risk in Europe. EU member state experts will provide insights into activities developed at the national level. Lastly, policymakers will join us to set the context.

### **Objectives of the workshop**

The primary objectives of this workshop are to share advancements in EU research initiatives related to pesticide risk indicators, to fortify connections with other relevant European projects, and to cultivate future collaboration on this subject. This workshop emphasizes how comprehensive pesticide use data, coupled with cutting-edge Earth observation information and EU-wide pesticide monitoring, can enhance risk indicators to assess progress towards policy objectives.

## Workshop – Final agenda

19 November 2024

From 12:00 till 13:30	<b>Registration</b> Welcome coffee
From 13:30 till 13:45	<b>Welcome and Introduction</b> <b>Kayitakire F.</b>
From 13:45 till 14:40	<b>Chair: Van Der Velde M.</b> <b>Pesticide Risk Indicators: the current policy framework and possible future perspectives</b> <b>Rennick G. (DG SANTE):</b> 'Sustainable use of pesticides: current policy and risk indicators and stakeholder demands for new or improved indicators' (13:45 – 13:55) <b>Gumbert A. (DG ENV):</b> 'Addressing pesticide risks for biodiversity – DG ENV perspective' (13:55 – 14:05) <b>Berling A. and Aguglia L. (DG AGRI):</b> 'CAP and sustainable use of pesticides' (14:05 – 14:15) <b>Pop I. (DG EUROSTAT):</b> 'SAIO Regulation, future perspectives and data availability' (14:15 – 14:25) <b>Questions and Answers</b>
From 14:45 till 16:00	<b>Chair: Galimberti F.</b> <b>Data driven assessments and relevant thematic layers</b> <b>Pistocchi A.:</b> 'Legacy of 2019 workshop: Pesticide emissions at EU level' (14:45 – 14:55) <b>Claverie M.:</b> 'EUCROP/ HRL VLCC / GSA - fundamental crop layers for modelling' (14:55 – 15:05) <b>Florio P.:</b> 'GHSL - fundamental human population layer for modelling' (15:05 – 15:15) <b>Vieira D.:</b> 'LUCAS Pesticide residues in soils' (15:15 – 15:25) <b>Olvedy M.:</b> 'Impact of pesticide use restrictions near urban areas in the EU' (15:25 – 15:35) <b>Van den Berg S.:</b> 'EESE Project - EU Environmental Scenarios for ERA of Non-Target Organisms' (15:35 – 15:45) <b>Questions and Answers</b>

<p>From 16:00 till 16:30</p>	<p>Coffee break</p>
<p>From 16:30 till 17:45</p>	<p><b>Chair: D'Andrimont R.</b>  <b>JRC's current work on pesticide risk indicators</b>  <i><b>Human health Indicators</b></i>  <b>Galimberti F.:</b> 'A spatial pesticide risk indicator: non-dietary exposure assessment over France' (16:30 – 16:40)  <b>Carletti A.:</b> 'Dietary Exposure Trend indicator' (16:40 – 16:50)  <i><b>Environmental Indicators</b></i>  <b>Catarino R.:</b> 'Exploring the Pesticide Load Index (PLI) to potentially characterize pesticide impact in the EU' (16:50 – 17:00)  <b>Franco A.:</b> 'Pesticide indicator in soils' (17:00 – 17:10)  <b>Schneider K.:</b> 'Pesticide Use Data in Andalusia' (17:10 – 17:20)    <b>Questions and Answers</b></p>
<p>From 17:45 till 18:00</p>	<p><b>Summary of the day</b>  <b>D'Andrimont R.</b></p>
<p>After 18:00 till 20:30</p>	<p>Social aperitivo and dinner buffet</p>

20 November 2024

From 09:00 till 09:15	<b>Recap of the previous day</b> Coffee
From 09:15 till 10:30	<b>Chair: Vieira D.</b> <b>Keynote speakers – Pesticide related EU projects</b> <b>Buddendorf B.:</b> 'INSIGNIA – monitoring and modelling of pollutants and pollen in the EU' (9:15 – 9:30) <b>Roy D.:</b> 'Using pollinator monitoring data for pesticide risk indicators' (9:30 – 9:45) <b>Hofman J.:</b> 'The SPRINT project toolbox: Modelling pesticide emissions and their environmental distribution with the utilization of PPP-related regulatory data' (9:45 – 10:00) <b>Lammel G.:</b> 'Long-range atmospheric transport of currently used pesticides' (10:00 – 10:15)  <b>Questions and Answers</b>
From 10:30 till 10:50	Coffee break
From 10:50 till 12:45	<b>Chair: Pistocchi A.</b> <b>National indicators</b> <b>Progress on pesticide indicators at MS level</b> Examples of national indicators to track risk from pesticides  <b>Besenhofer G. (AT):</b> 'The experience gained so far with the HRI in Austria' <b>Van Bol V. (BE):</b> 'Indicators for Plant Protection Products risk management' <b>Habran S. (BE):</b> 'Pesticide exposure metric around vulnerable human settlements based on geospatial approaches' <b>Martensen K. (DK):</b> 'The Danish pesticide load indicator' <b>Veyrac C. (FR):</b> 'Indicators for monitoring PPP use in France' <b>Aubertot JN. (FR):</b> 'Thoughts for a new HRI' <b>Bremmer J. (NL):</b> 'Environmental Indicator Crop Protection: Concept, methodology, data, application and current status' <b>Strassemeyer J. (DE):</b> 'National risk trends based on sales data of pesticide active ingredients in Germany - A comparison of different indicators'

	<p><b>Schulz R. (DE):</b> 'Total Applied Toxicity of Pesticides in Germany'</p> <p><b>Denneman A. (NL):</b> 'Pesticides statistics in the Netherlands; sales, agricultural use, and emissions to environment'</p> <p><b>Skarbova B. (SK):</b> 'National action plan on pesticides and national indicators in Slovakia'</p> <p><b>Haldaś W. (PL):</b> 'The risk indicator used in Poland for the National Action Plan'</p> <p><b>Questions and Answers</b></p>
<p>From 12:45 till 13:00</p>	<p><b>Conclusion and farewell</b> <b>Kayitakire F. / Olvedy M.</b></p>
<p>From 13:00 till 13:45</p>	<p>Light lunch with sandwiches and salads</p>



# Science for policy

The Joint Research Centre (JRC) provides independent, evidence-based knowledge and science, supporting EU policies to positively impact society



**EU Science Hub**  
[Joint-research-centre.ec.europa.eu](http://Joint-research-centre.ec.europa.eu)

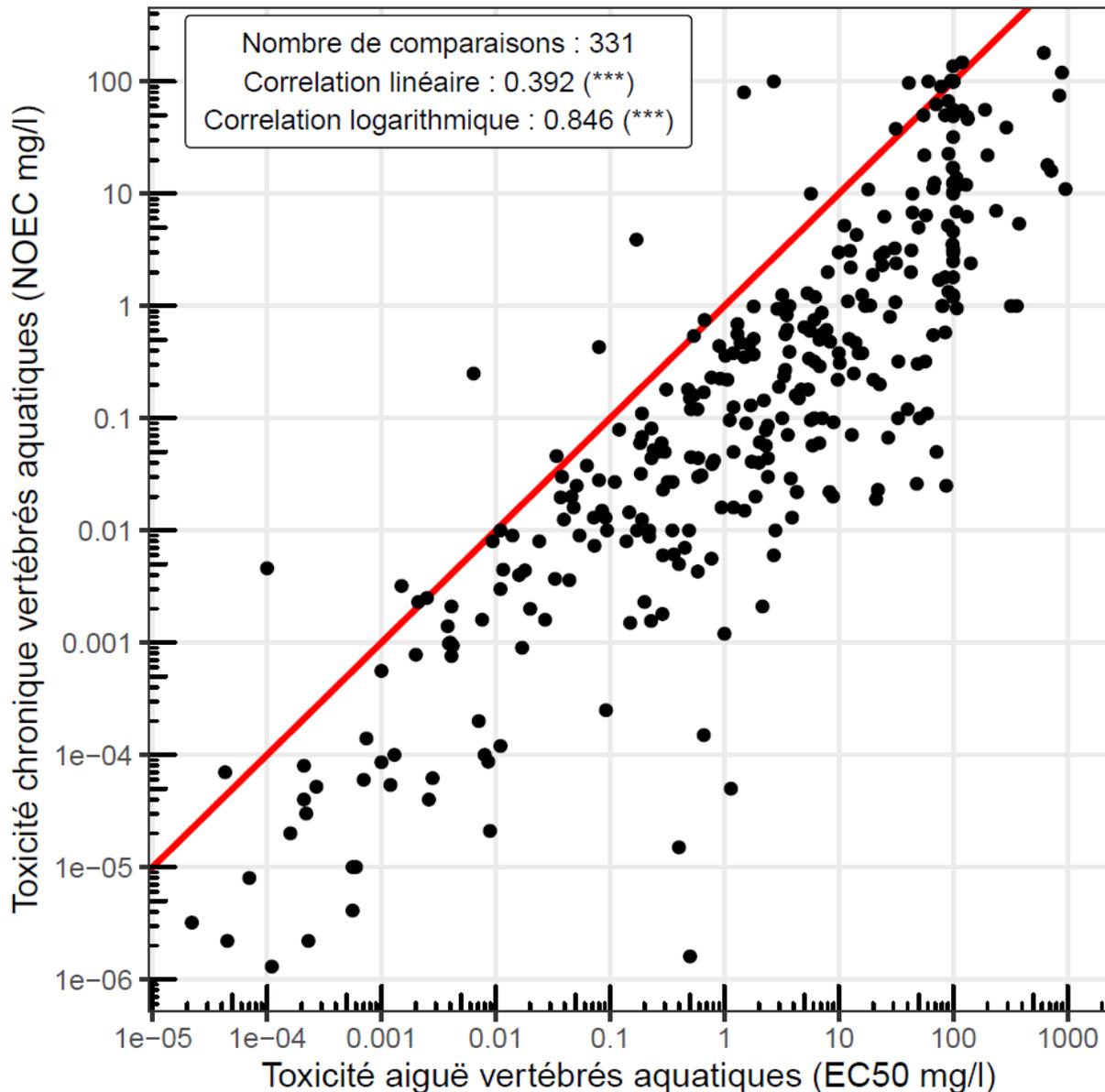
## Annexe 5. Caractéristiques de quelques indicateurs d'évaluation de NAP (1/2)

Indicateur	Objectif	Formalisme	Compartiments évalués	Caractéristiques d'usage et pratiques agricoles	Caractéristiques environnementales	Caractéristiques chimiques	Caractéristiques d'effet	Résolution spatiale	Résolution temporelle
<b>NODU</b>	suivre les évolutions d'usage (dépendance aux PPP) en s'affranchissant des éventuelles substitutions de substances ayant des doses d'application moindres	QSA/Dose unité	aucun	données de ventes et dose unité	aucune	aucune	aucune	nationale	année civile
<b>HRI-1</b>	suivre les tendances en matière de réduction des risques liés à l'utilisation de pesticides au niveau de l'Union européenne et possiblement des états membres en application de la directive SUD	QSA par groupes de risque affectés de facteurs de pondération	aucun	données de ventes	aucune	aucune	groupes de risque basés sur le règlement (CE) n° 1107/2009	européenne ou nationale	année civile
<b>Synops-Trends</b>	suivre les tendances des risques liés à l'utilisation de pesticides pour différentes espèces au niveau national	chaîne de modèles mécanistes (ruissellement, drainage) et tables de dérive de pulvérisation et ratio de risque	terrestre, eau de surface	données de ventes ou d'utilisation annuelle, type de formulation pour évaluer l'impact sur les transferts	modélisation d'un pire cas réaliste : une parcelle adjacente à un fossé type, sol type (texture, porosité, taux de MO, ... fixés), pluie de 30 mm 3 jours après application, pente 3%	demi-vie, Koc, pression de vapeur, solubilité	C50, NOEC pour 7 taxons (5 pour le milieu aquatique : algues, lentilles d'eau, daphnies, poisson, chironomes) et 2 pour le milieu terrestre (abeille, ver de terre)	- de calcul : la parcelle agricole, - de sortie : agrégation à l'échelle nationale en considérant les surfaces des cultures associées aux substances	Pire cas réaliste annuel

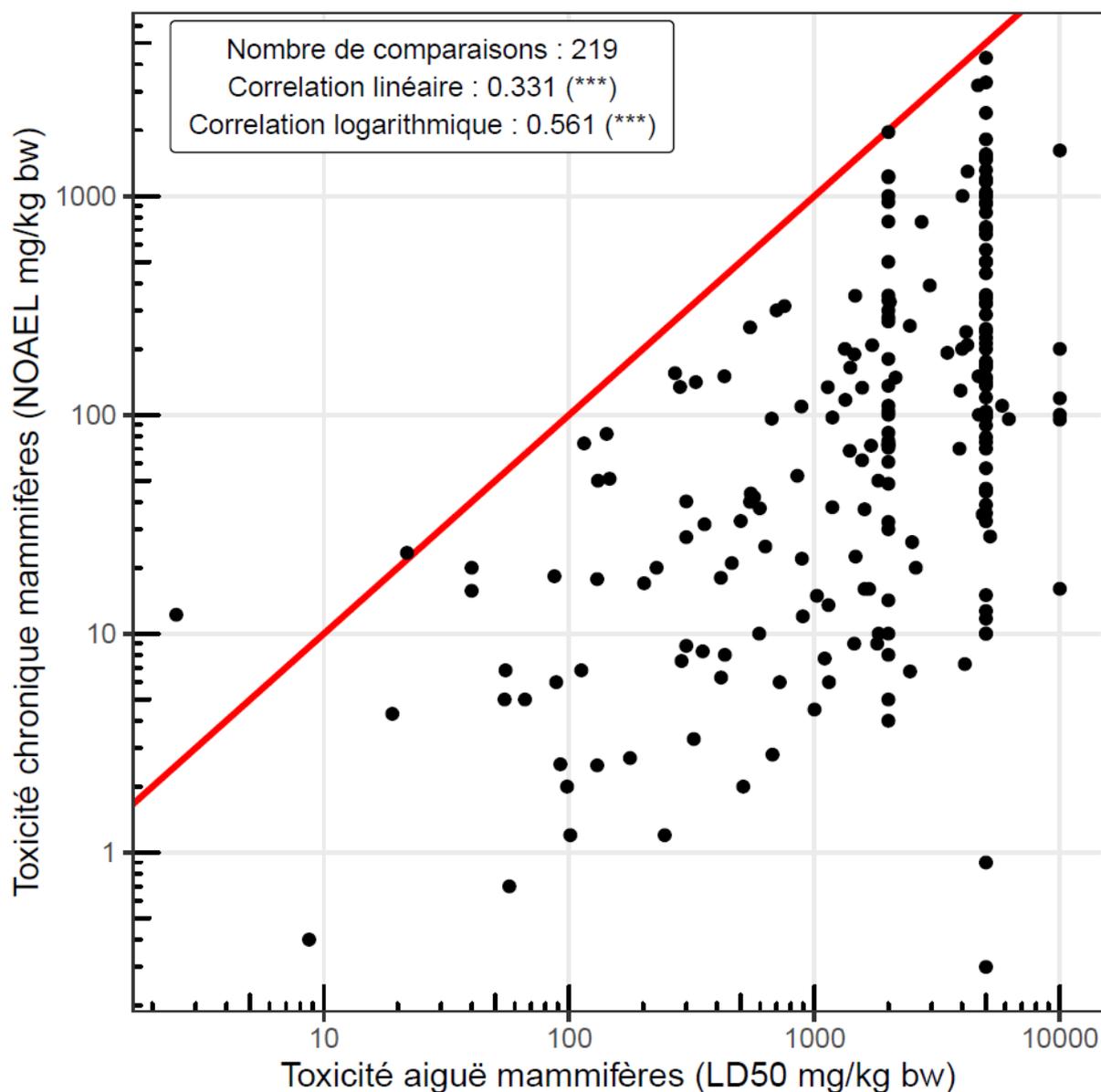
## Annexe 5. Caractéristiques de quelques indicateurs d'évaluation de NAP (2/2)

Indicateur	Objectif	Formalisme	Compartiments évalués	Caractéristiques d'usage et pratiques agricoles	Caractéristiques environnementales	Caractéristiques chimiques	Caractéristiques d'effet	Résolution spatiale	Résolution temporelle
<b>PL</b>	suivre la pression et le risque liés aux pesticides pour différentes espèces et la santé humaine, fixer des objectifs quantitatifs de réduction	combinaison de sous-indicateurs (PL-ECO : risque écotoxicologique, PL-HH : risque santé humaine et PL-FATE : devenir dans l'environnement) - le PL est complété par l'indicateur TFI (Treatment Frequency Index) considérant les quantités utilisées pondérées par les doses d'application pour suivre la pression d'usage	terrestre, eau de surface	données d'utilisation (enregistrement annuel obligatoire par les agriculteurs depuis 2011 - à défaut données de ventes), type de formulation pour évaluer l'impact sur la santé humaine	aucune	bioaccumulation, demi-vie et Koc pour le calcul du SCI-GROW* index (indice de potentiel de lixiviation vers les nappes), demi-vie prise en compte pour moduler le risque écotoxicologique (plus faible si faible DT50) * <a href="https://archive.epa.gov/epa/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/sci-grow-description.html">https://archive.epa.gov/epa/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/sci-grow-description.html</a>	- CL50, NOEC pour abeille, oiseau, ver de terre, daphnies, poissons, algues, autres plantes aquatiques, phrases de risque des produits pour la santé humaine	nationale ou régionale (pondération par culture, maille d'environ 10 km <sup>2</sup> ), visualisation possible par sous-indicateur, taxon, et mode d'action des substances	par saison culturale au sein d'une année civile
<b>TAT</b>	suivre le risque lié aux pesticides pour différents groupes d'espèces et identifier les régions cibles pour les actions infranationales de réduction des risques	ratio de risque	terrestre, eau de surface	données de ventes annuelles	aucune	aucune	toxicités aiguës et chroniques selon différents taxons liés au milieu aquatique (invertébrés, poissons, plantes) ou terrestre (arthropodes, organismes du sol, plantes, vertébrés, pollinisateurs)	nationale ou régionale (pondération par culture, maille de 1 km <sup>2</sup> ), visualisation possible par taxon et mode d'action des substances	année civile

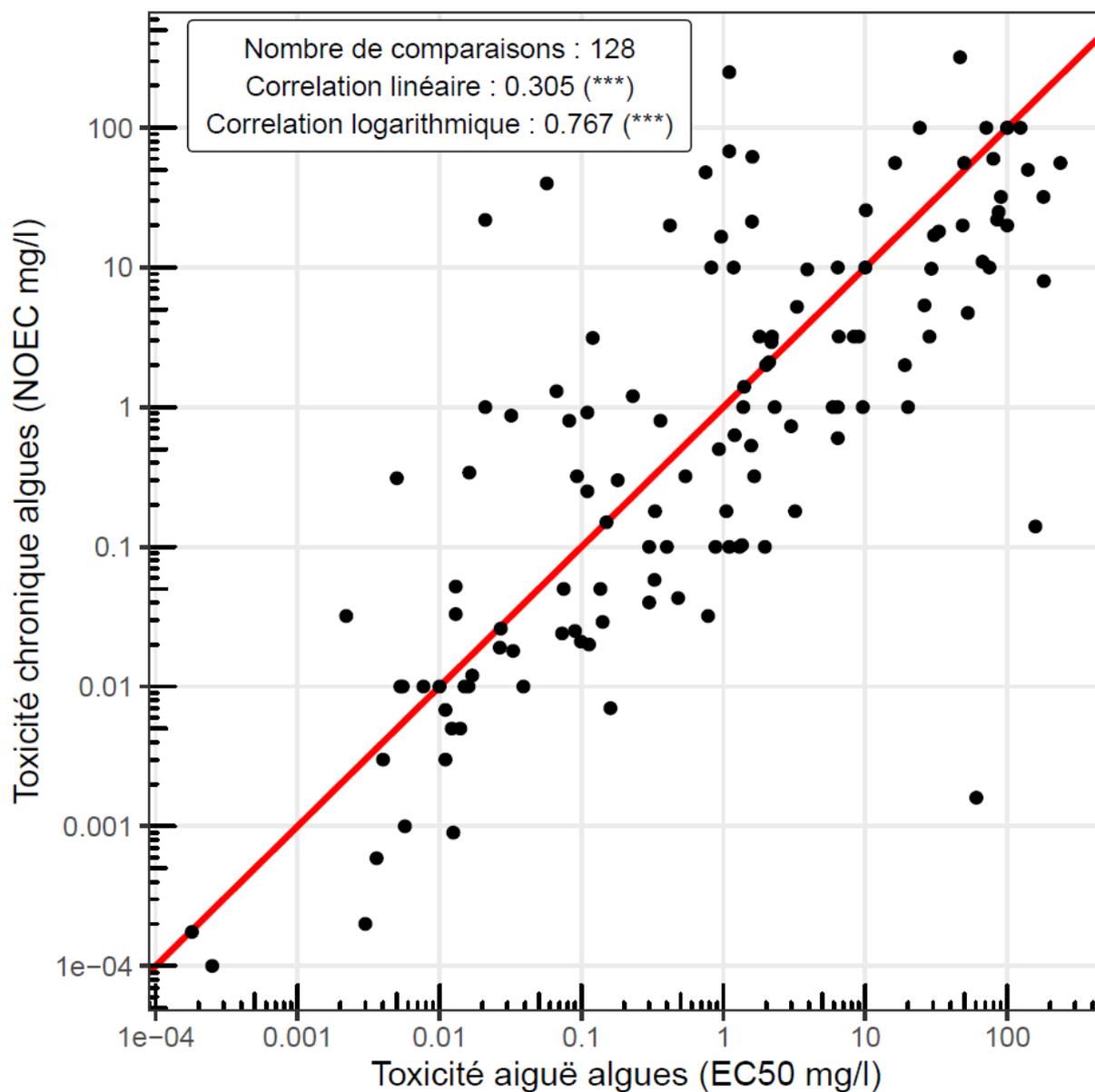
## Annexe 6. Analyses supplémentaires relatives aux données d'écotoxicité disponibles.



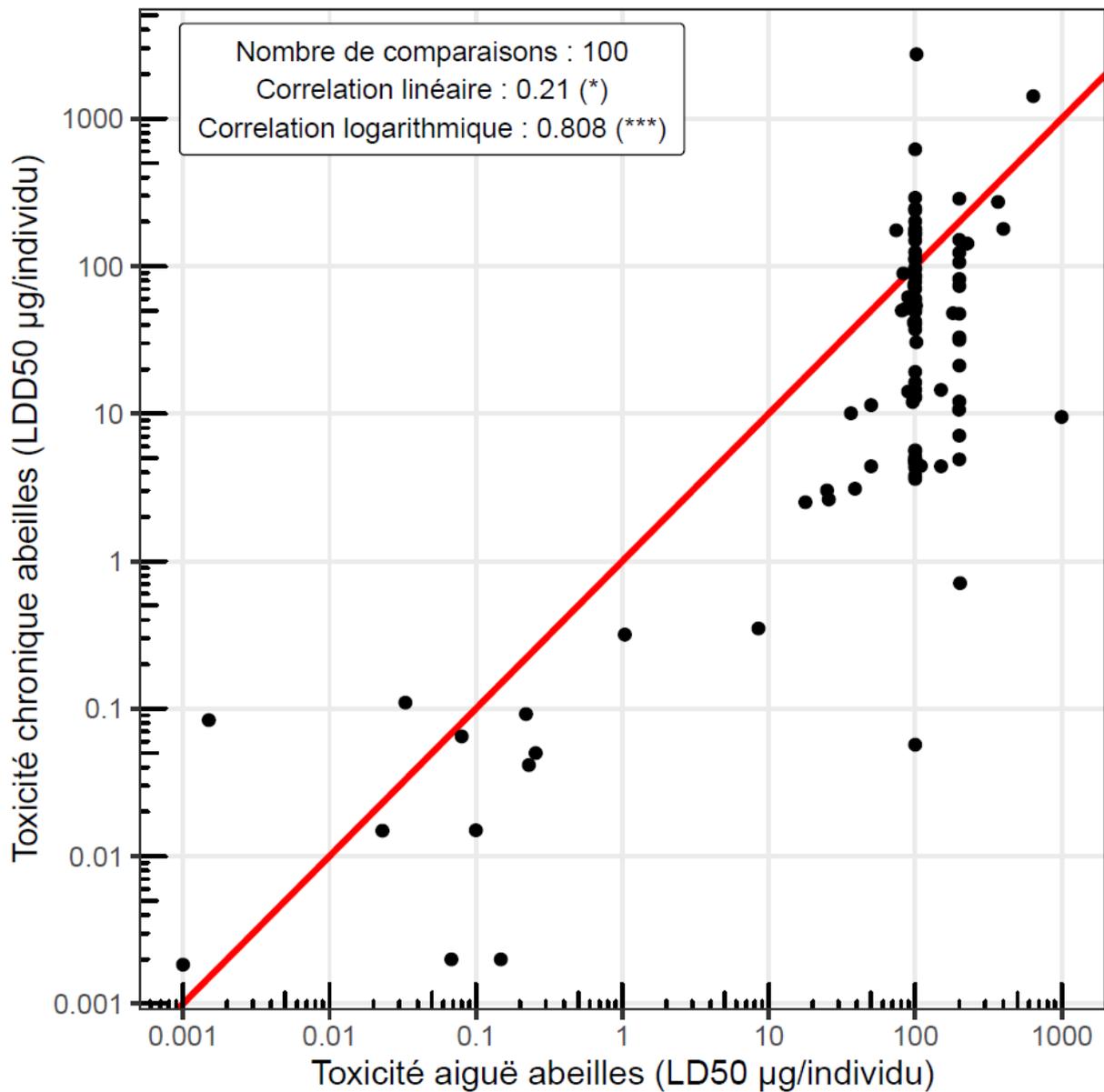
**Figure A6.1. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les vertébrés aquatiques.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



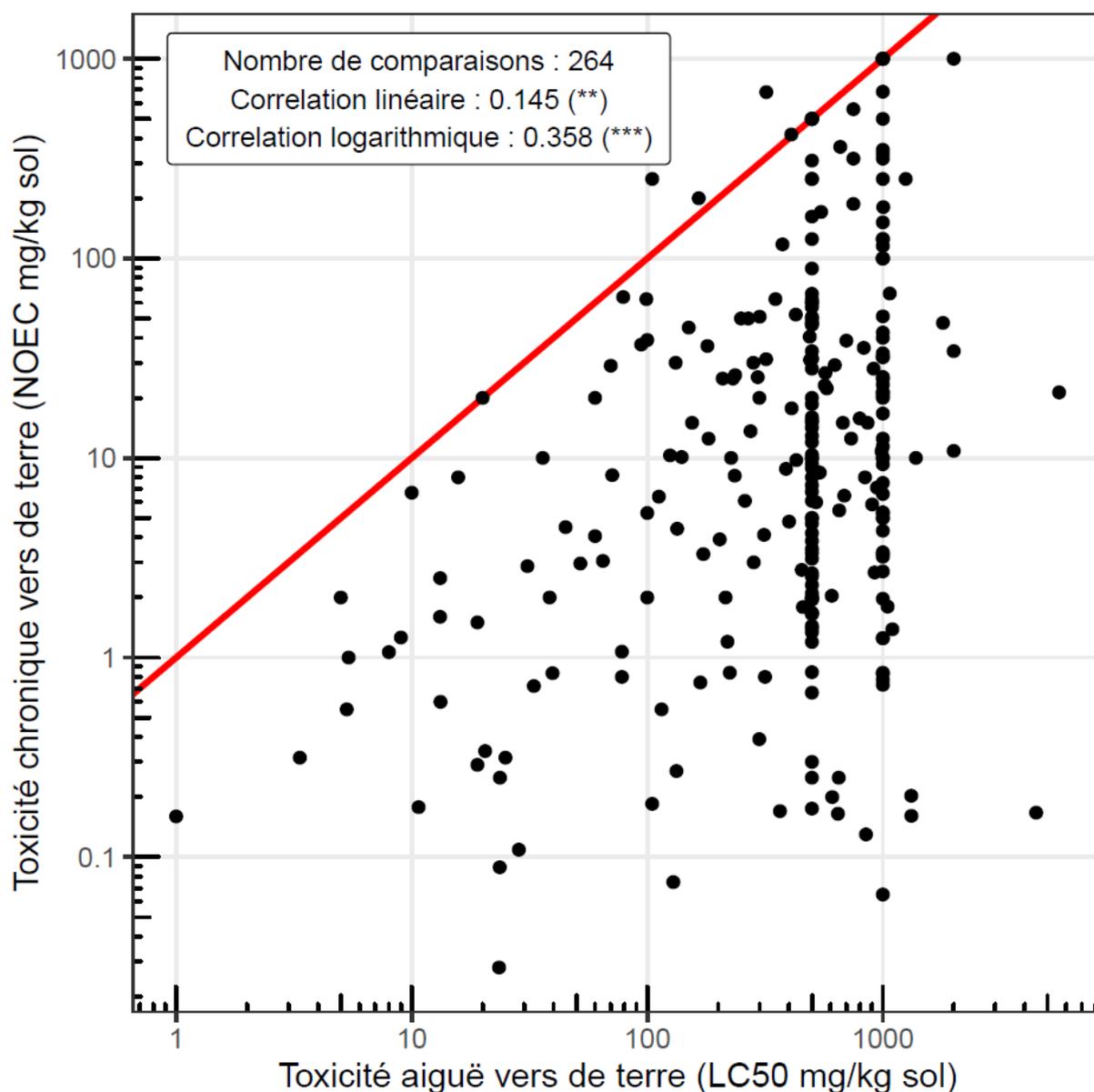
**Figure A6.2. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les mammifères.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



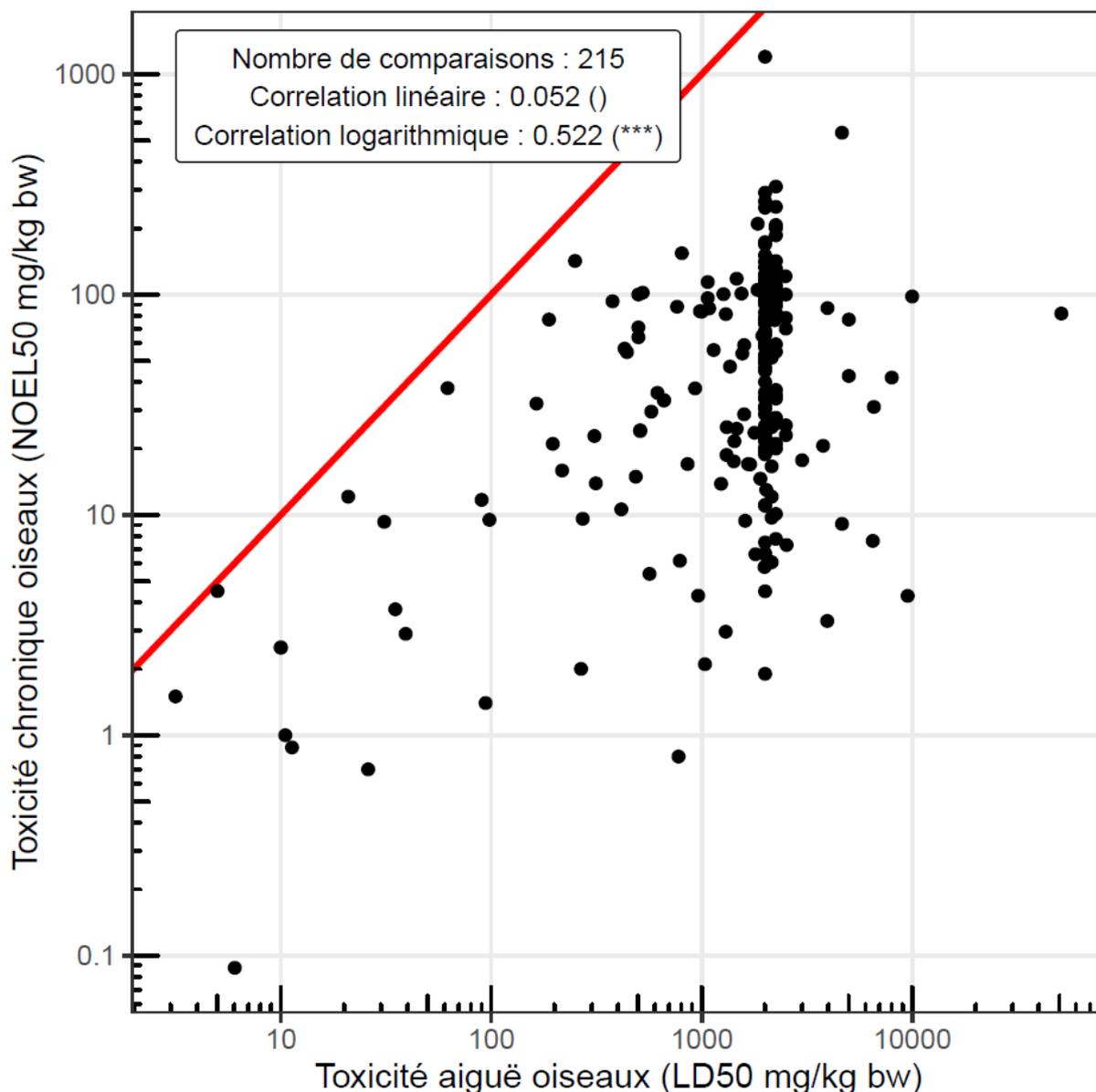
**Figure A6.3. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les algues.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre de substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



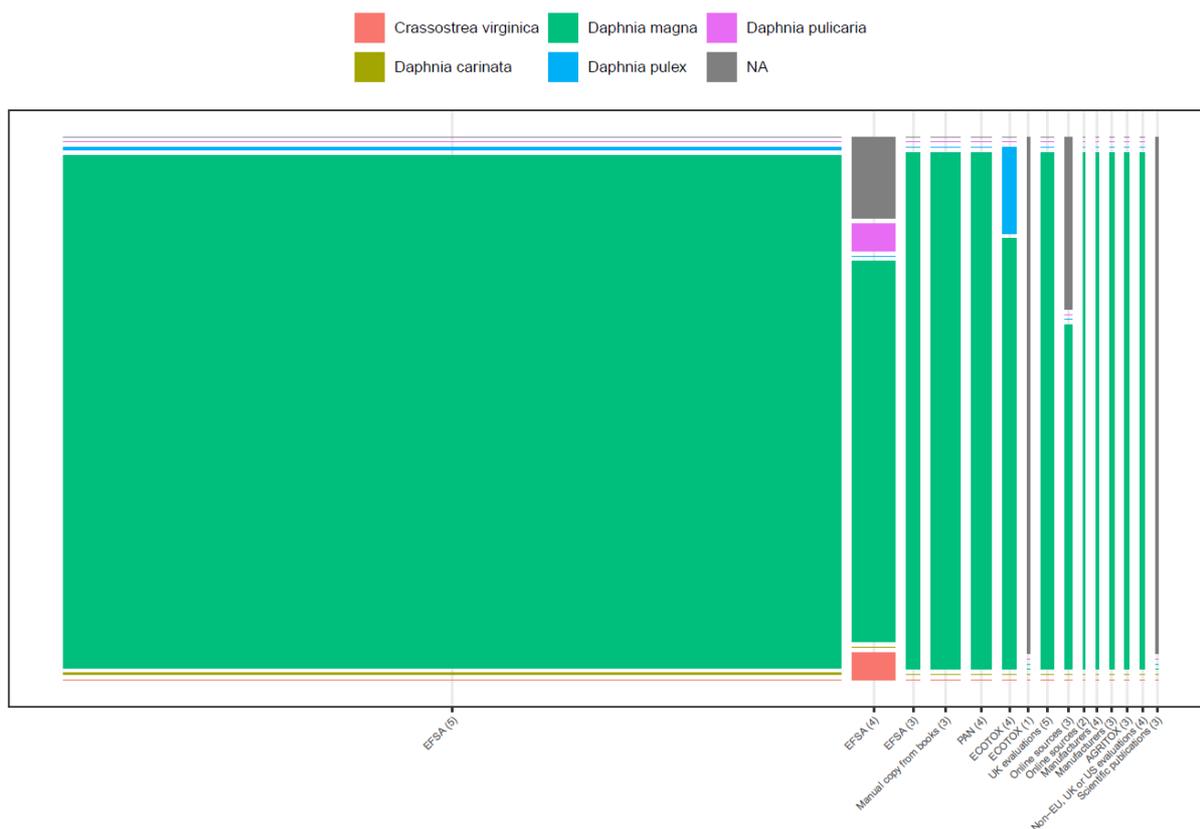
**Figure A6.4. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les abeilles.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



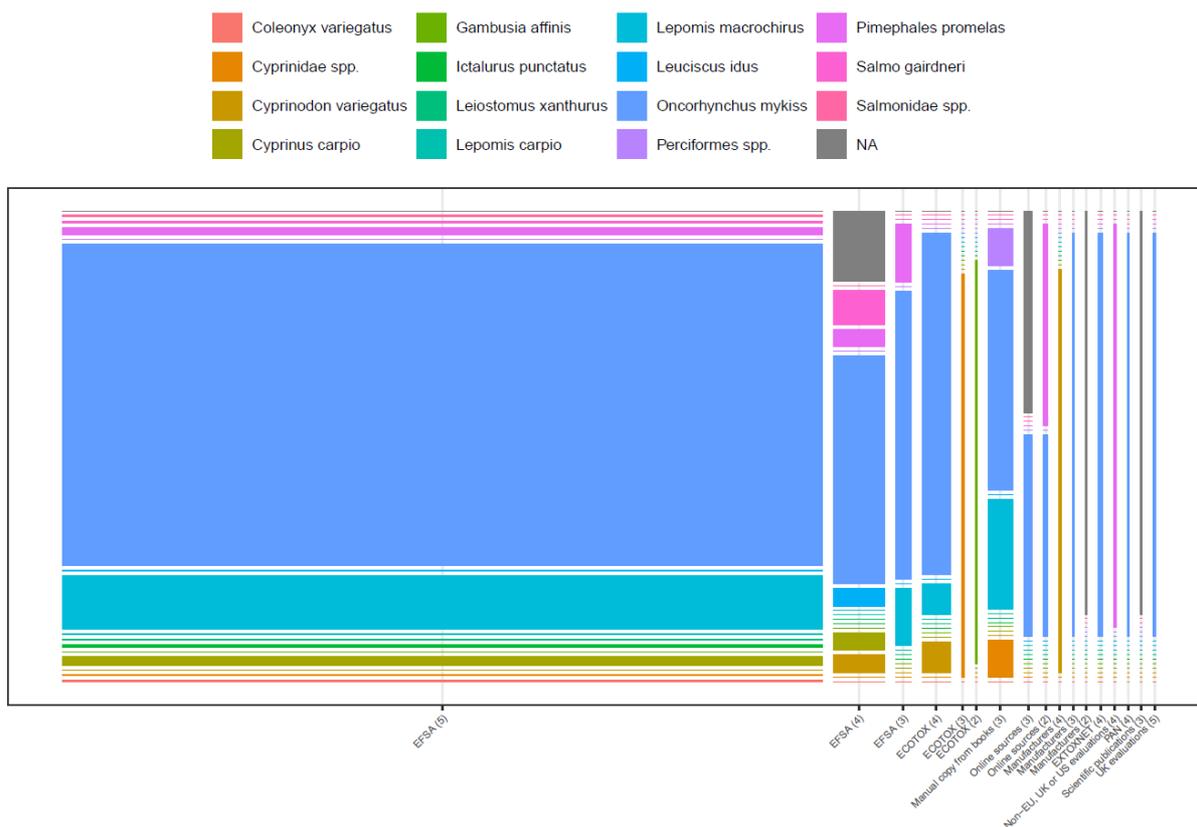
**Figure A6.5. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les vers de terre.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



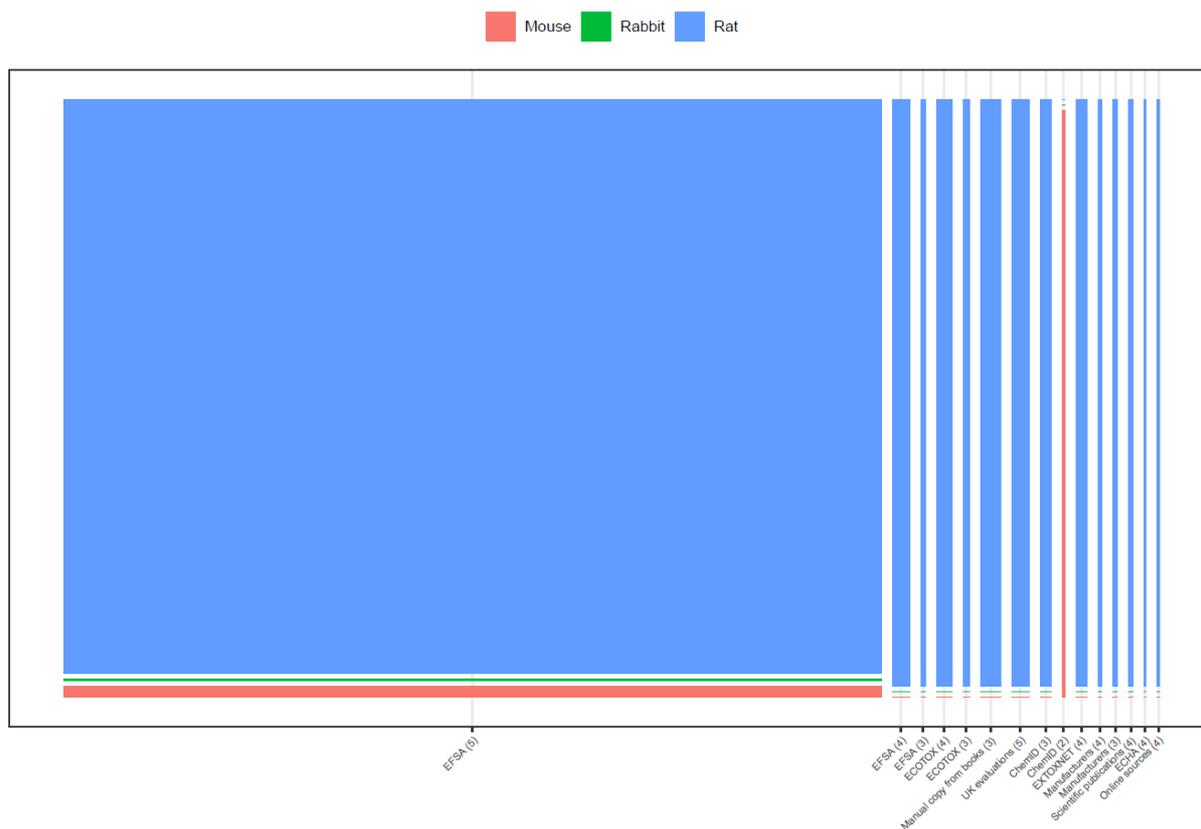
**Figure A6.6. Corrélation entre toxicité aiguë et chronique chez les oiseaux.** Les valeurs ont été transformées au préalable à l'aide de la fonction  $\log_{10}$ , bien que les étiquettes présentes en abscisses et ordonnées soient exprimées dans l'échelle de base des variables. La courbe affine rouge correspond à la fonction identité. En haut à gauche figurent, de haut en bas : le nombre substances actives ayant permis la comparaison des deux variables ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées dans leur échelle de base ; le coefficient de corrélation de Pearson et sa p-valeur lorsque les deux variables sont exprimées en échelle  $\log_{10}$ . Les seuils de significativité des p-valeurs sont : \* :  $p < 0,05$  ; \*\* :  $p < 0,025$  ; \*\*\* :  $p < 0,001$  ; · :  $p < 0,01$ .



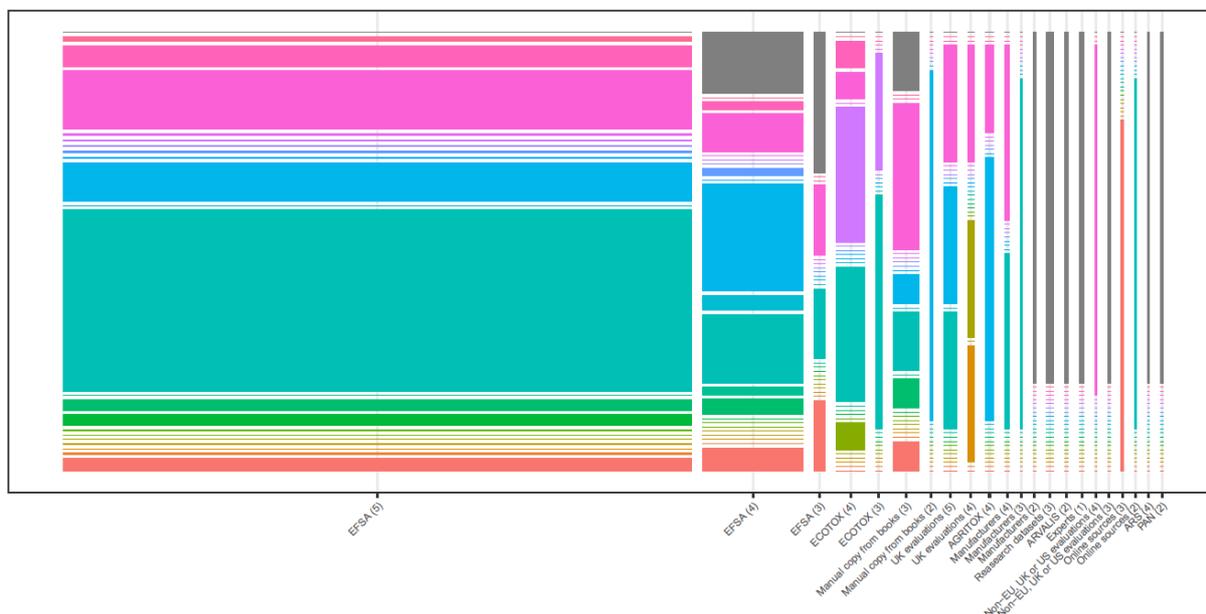
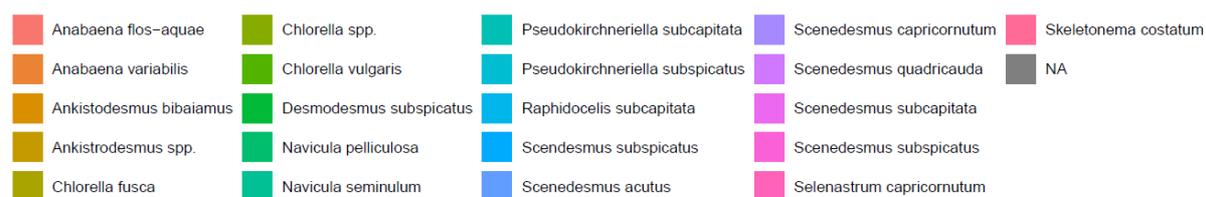
**Figure A6.7. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les invertébrés aquatiques.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



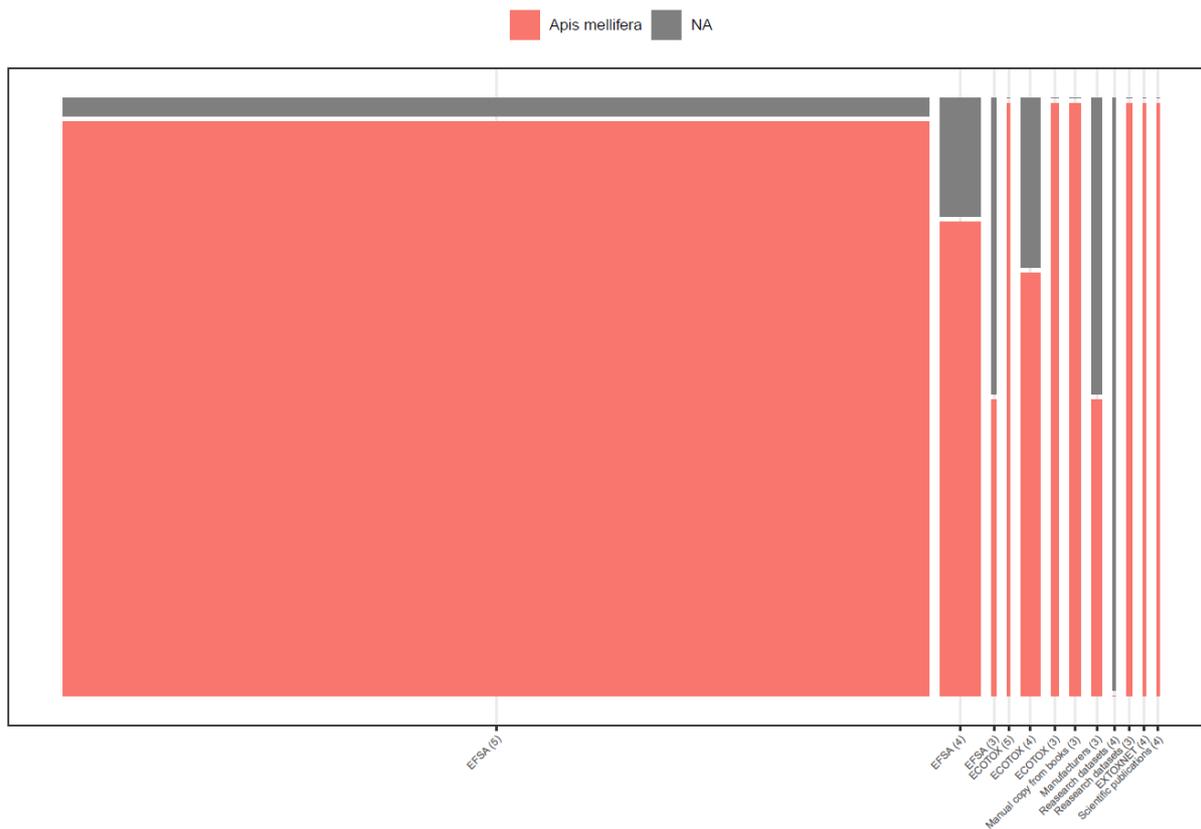
**Figure A6.8. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les poissons.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



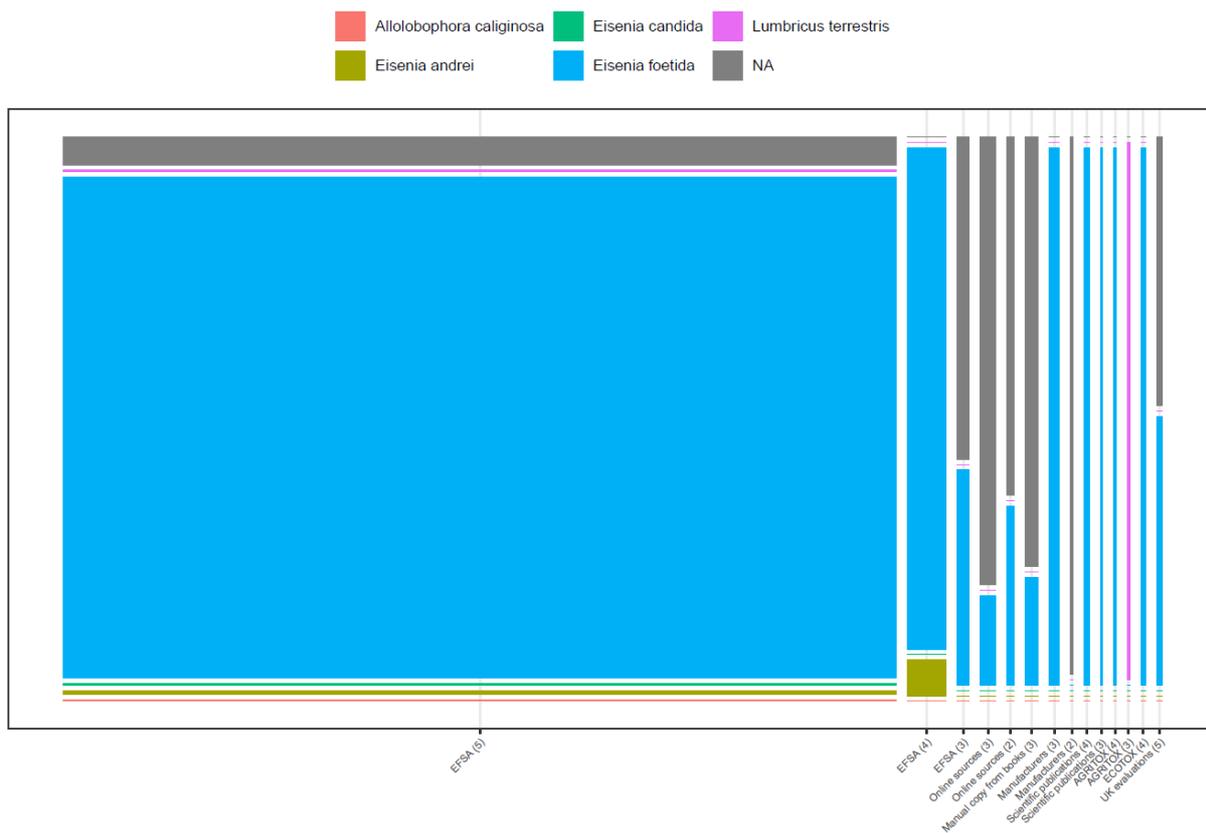
**Figure A6.9. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les poissons.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



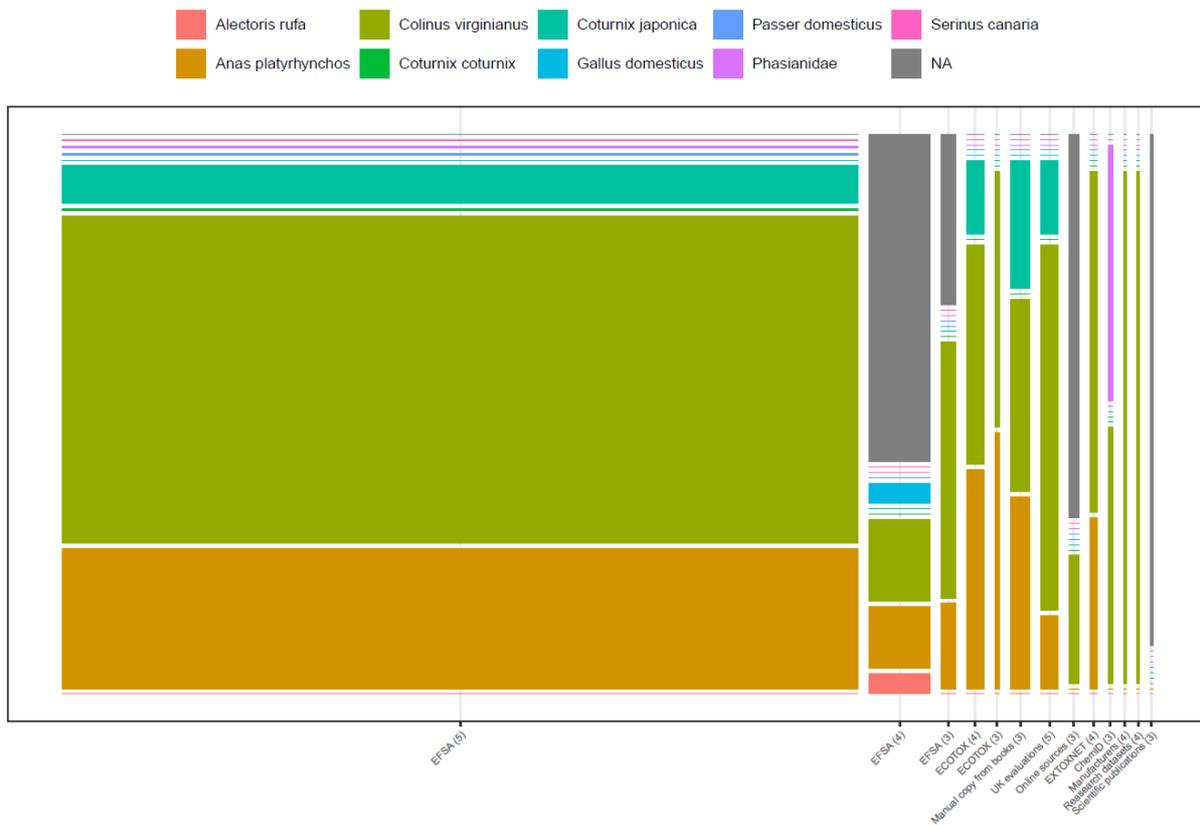
**Figure A6.10. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les algues.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



**Figure A6.11. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les abeilles.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



**Figure A6.12. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les vers de terre.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.



**Figure A6.13. Graphique mosaïque de contingence des données disponibles dans la PPDB pour les données de toxicité envers les oiseaux.** En abscisses : la source de la donnée et sa note de qualité indiquée entre parenthèse (1 : données estimées avec peu ou pas de vérification ; 2 : données non vérifiées dont la source précise est inconnue ; 3 : données non vérifiées dont la source précise est connue ; 4 : données vérifiées ; 5 : données vérifiées et utilisées à des fins réglementaires). Les couleurs représentent les différentes espèces testées lors de l'évaluation du risque de la substance active. La surface de chaque carreau est proportionnelle au nombre de substances actives présentes dans la PPDB dont la valeur de toxicité est relative au couple source\*espèce.