

Transfert de pesticides en parcelles drainées : Relation pratiques agricoles et exportations par les eaux de drainage (2012-2019)

Julien Tournebize^{1*}, Cédric Chaumont¹

¹ UR HYCAR, INRAE-Université Paris-Saclay

* Adresse mail de la personne à contacter : julien.tournebize@inrae.fr

Résumé

Le transfert de pesticides dans le secteur de la Brie centrale en Seine-et-Marne menace la qualité de la ressource en eau aussi bien en surface qu'en milieu souterrain par le biais de la karstification. Un sous-bassin versant de 355 ha entièrement drainé a été suivi de 2012 à 2019 pour quantifier les flux mensuels et annuels de pesticides au regard des pratiques agricoles. Ce sous-bassin versant est représentatif d'une agriculture conventionnelle basée sur un assolement moyen de blé, betterave, maïs et autres cultures de printemps. La pression moyenne des applications s'élève à 2,2 kgMA/ha/an. Sur l'ensemble des pratiques, 200 molécules ont été analysées sur l'ensemble de la période, recoupant en moyenne 90 % des molécules appliquées (70 molécules appliquées pour 60 molécules suivies). Le flux moyen annuel mesuré est de 2,1 g/ha/an, soit moins de 0,1 % des quantités appliquées au champs. Une saisonnalité forte des exportations est mise en évidence avec une période hivernale (décembre-février, 16 % des usages annuels) caractérisée par 66% des flux annuels avec des concentrations plutôt faibles mais des flux hydriques importants ; et une période printanière mai-juin, concentrant la période des applications, avec des concentrations plus élevées que le reste de l'année et des flux hydriques réduits, limitant l'effet de dilution.

Points clefs

- ✓ Les applications de pesticides dans le secteur de la Brie centrale s'élèvent à 2,2 kg/ha/an de matières actives
- ✓ 0,1% des quantités de pesticides appliqués sont exportées par drainage
- ✓ Les exportations se répartissent en 68% d'herbicides, 9.5% de fongicides, 6.2% d'insecticides, 15,2% de métabolites et 0,5% de régulateurs de croissance

Abstract

The transfer of pesticides in the Central Brie sector in Seine-et-Marne threatens the quality of the water resource both on the surface and groundwater through karstification. A sub-catchment of 355ha fully subsurface drained was monitored from 2012 to 2019 to quantify the monthly and annual flows of pesticides with regard to agricultural practices. This sub-catchment is representative of a conventional agriculture based on an average crop rotation of wheat, beet, maize and other spring crops. The average application pressure is 2.2 kgMA/ha/year. For all practices, 200 molecules were analysed over the entire period, covering on average 90% of the molecules applied (70 molecules applied for 60 molecules monitored). The average annual flow measured was 2.1 g/ha/year, i.e., less than 0.1% of the quantities applied to the field. A strong seasonality of the exports is highlighted with a winter period (Dec-Feb, 16% of the annual uses) characterised by 66% of the annual flows with rather low concentrations but important water flows; and a spring period (May-June), concentrating the period of the applications, with higher concentrations than the rest of the year and reduced water flows limiting the dilution effect.

Key points

- ✓ Pesticides' applications was quantified to 2.2kg/ha/year
- ✓ 0.1% of applied amounts were transfered by subsurface drainage
- ✓ Pesticides'exportations were distributed according to 68% herbicides, 9.5% fongicides, 6.2% insecticides, 15.2% metabolites, 0.5% growth regulators.

Introduction

Le drainage agricole est une technique agricole pour évacuer les excédents d'eau hivernaux des sols hydromorphes (présence d'un horizon moins perméable dû au lessivage des argiles à 1 m de profondeur). Cette technique permet de limiter les contraintes pédologiques et climatiques afin de stabiliser les rendements des cultures d'hiver, principalement. Il existe différents types de drainage :

- Le drainage de surface pour gérer les eaux de ruissellement par saturation, obtenu en façonnant la surface du sol (ados et rigoles) ;
- Le drainage par tuyaux enterrés (soit poterie pour les plus anciens, soit des tuyaux PVC perforés annelés) ;
- Le drainage taupe, par passage mécanique en profondeur dans les sols argileux ;
- Le drainage par fossé.

Les sols drainés, majoritairement par tuyaux enterrés à plus de 90%, représentent environ 3 Mha (source RG2010), pour 80% des sols limoneux de plateau (de type luvisol), soit 10% de la surface agricole utilisée (SAU) ou 20% des sols en grandes cultures.

La région Ile-de-France, et plus particulièrement la Seine-et-Marne, présentent les caractéristiques pédologiques de sol hydromorphes drainés sur 30 et 40% respectivement (78% des sols drainés en Ile-de-France se retrouvent en Seine-et-Marne). Dans ce secteur de grande culture, le drainage agricole est donc une composante à la fois du système de production agricole mais aussi du fonctionnement hydrologique des bassins versants. Or, les eaux de drainage sont conduites dans le réseau hydrographique de surface et souvent dans le secteur de la Brie, connectées directement et préférentiellement aux aquifères par un système karstique comme la nappe de Champigny.

Le drainage est caractérisé par une profondeur de tuyau (90 cm en général) et un écartement entre ligne de drain (entre 10 et 15 m) contrôlant une nappe perchée temporaire. Le dimensionnement est basé sur l'évacuation d'une pluie hivernale annuelle de durée 3 jours, soit une pluie de 15 mm/j et un débit de projet de 1,2 L/s/ha (Tournebize et al. 2020). Le fonctionnement hydrologique est saisonnier (environ 160 mm en

moyenne par an), avec une amorce des écoulements à l'automne (10 mm), une intensification des écoulements en hiver pendant la saison de drainage intense (150 mm), et sporadique au printemps (5 mm). Le drainage agricole présente la particularité de transformer une pollution diffuse en pollution ponctuelle par connexion directe des exutoires (tuyaux ou collecteurs) dans le milieu aquatique. Ainsi, la notion de lysimètre géant introduite par Klavivko et al (2001) contribue à mieux étudier les transferts de contaminants dans les sols agricoles. En ce sens, la présence d'un système de drainage et les écoulements induits pointent les pratiques agricoles comme déterminant des transferts (drainage témoin de la pollution diffuse, agissant comme une sentinelle de l'environnement). Les mécanismes de transfert des pesticides (rapportés dans les références : Gramlich et al., 2018 Kobierska et al 2020, Willkommen et al 2019) sont répartis en 2 groupes :

1) *les transferts préférentiels liés à la macroporosité* (de type ver de terre, galerie racinaire...) connectant la surface du sol où sont appliqués les pesticides, avec le tuyau de drainage situé en général à 90 cm de profondeur. Ces transferts sont très rapides (100 à 400 fois plus rapides que les écoulements dans la matrice du sol), en condition de sol saturé, quelques heures après application selon la pluviométrie. L'origine de ces macropores sont soit des biopores naturels générés par l'activité biologique (racine, ver de terre), soit des fissures ou fentes de retrait dans le cas des sols argileux consécutif aux phénomènes de retrait de gonflements. Ces écoulements préférentiels influencent le comportement des pesticides depuis la surface :

- Leur infiltration est accélérée au droit du drain ;
- Du fait de la vitesse élevée de transfert, les processus de sorption sont fortement limités. Ainsi, les pesticides mobiles et les pesticides ayant une forte affinité avec les substrats se retrouvent dans les eaux de drainage.

2) *des transferts lents de nappe* (toujours en période de sol saturé), suivant les mécanismes d'hydraulique des milieux poreux (loi de Darcy), proportionnels à la hauteur de nappe. Ces écoulements contribuent au signal de rémanence de certains polluants (par exemple l'atrazine et ses métabolites, toujours détectés en 2020, malgré son interdiction en 2003).

L'objectif pour l'axe Pesticides du PIREN-Seine phase 8 est d'apporter des éléments de connaissance sur les quantités appliquées et transférées à l'échelle d'un sous-bassin versant drainé. Ainsi, il s'agit de caractériser les transferts de pesticides en condition réelle d'usage sur un bassin versant drainé en Seine-et-Marne doté d'un *monitoring* continu de 2012 à 2019, en fonction de leur dose, de leur période d'application ainsi que de leurs propriétés physico-chimiques.

1. Matériel et méthodes

1.1. Le bassin versant de Rampillon

Situé dans le secteur de Nangis à 70 km à l'est de Paris, le site pilote de Rampillon dans la Brie Nangissienne est représentatif des systèmes agricoles drainés sur limon des plateaux. Ce territoire est caractérisé par de grandes cultures, principalement de céréales et de betteraves pratiquées sur des sols de type luvisol hydromorphe, très souvent drainés artificiellement (Figure 1). La surface cultivée connectée à l'exutoire a été évaluée à partir des plans de recollement des travaux de drainage (1950-2005) à 355 ha. Les surfaces autres que celles cultivées représentent moins de 1 ha.

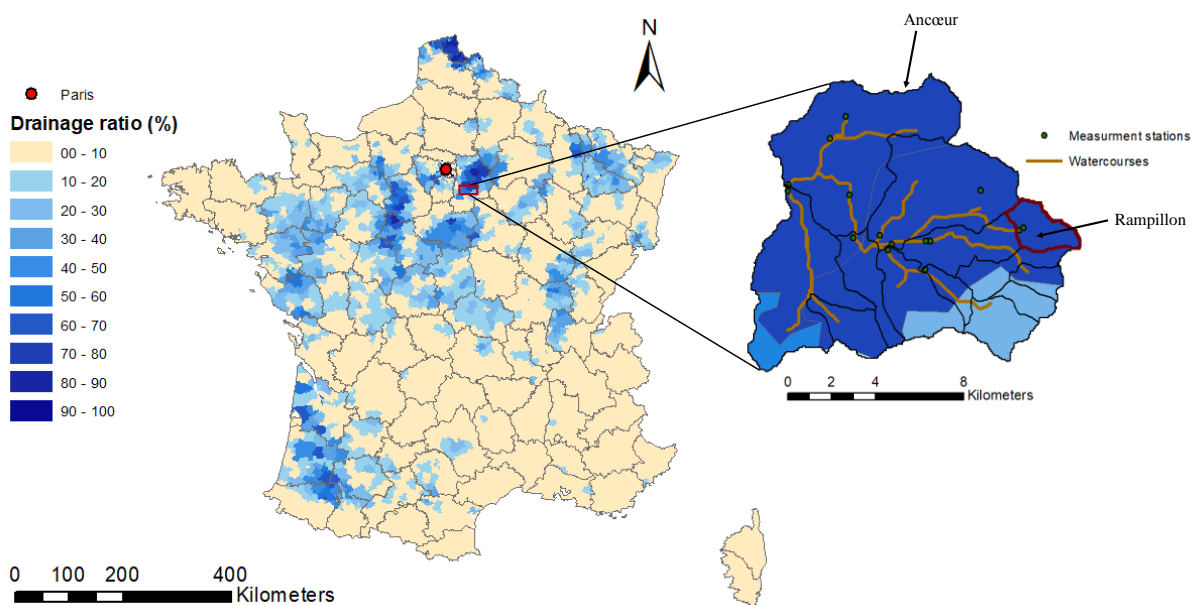


Figure 1. Distribution du drainage agricole à l'échelle nationale et localisation du sous bassin versant de Rampillon en Seine-et-Marne.

La Brie Nangissienne est soumise à un climat tempéré avec une température moyenne de 10.6°C et 647 mm de précipitation par an. L'intensité parfois élevée des précipitations qui tombent sur ce territoire agricole entraîne d'importantes réponses hydrologiques. En effet, les sols hydromorphes (luvisol dégradé) sont drainés par tuyaux enterrés à 90 cm de profondeur et 12 m d'écartement sur l'ensemble du territoire. Les écoulements moyens interannuels des eaux de drainage provenant de l'excédent hydrique hivernal s'élèvent à 180 mm, s'échelonnant de novembre à juin.

1.2. Le suivi continu

Le protocole de suivi pour l'évaluation du transfert de pesticides repose sur une approche basée sur la mesure des flux sur une station hydrologique équipée en débitmétrie (Doppler) et échantillonnage automatique par préleveur automatique (Isco) qui assure le suivi des flux sortants à l'échelle du bassin versant de Rampillon (355 ha). L'échantillonnage composite est de type monoflacon asservi au volume passé, de sorte que la concentration de ces deux échantillons reflète bien celle de la moyenne des écoulements entre 2 périodes de relève sur le terrain. La périodicité de récupération est généralement de 15 jours et l'échantillon composite réalisé peut comporter jusqu'à 250 prélèvements élémentaires de 100 mL. En outre, le pilotage de l'asservissement est modulé selon la saison pour assurer le meilleur criblage de l'hydrogramme.

1.3. Analyse et liste des molécules

Les échantillons sont ensuite congelés et envoyés, bruts, au laboratoire en sous-traitance, pour une analyse multi-résidus soit en LCMS-MS, soit en dérivation, soit en GCMS-MS selon la famille de molécules. 200 déterminations par échantillon sont ainsi obtenues, comprenant 10 métabolites. La liste des molécules est présentée en annexe.

1.4. Les pratiques agricoles

Après chaque année culturale, une enquête directe auprès des agriculteurs a été menée principalement par l'association des usagers des nappes de Brie et Champagne AQUI'Brie (www.aquibrie.fr) et complétée par l'INRAE. Les données transmises sont celles que chaque agriculteur a bien voulu partager. Nous faisons l'hypothèse que les données sont fiables et complètes.

Dans un premier temps, le traitement des données a fait l'objet d'analyse simple (quantité, flux). Des essais statistiques sur les relations flux et doses ou propriétés des molécules ont été effectués sous R, par analyse de données (ACP, PLS). Toutefois, aucune relation fiable ne peut être présentée. Seuls les bilans sont donc présentés dans la partie Résultats. Une analyse plus poussée sera nécessaire pour intégrer le degré de saturation du sol au moment de l'application comme déterminant majeur des mécanismes de transfert de pesticides (voir discussion).

2. Résultats

2.1. Hydrologie

Le réseau de drainage évacue un excès d'eau hivernal dès que l'humidité du sol est proche de la saturation. La pluviométrie et l'ETP (évapotranspiration potentielle) moyennes annuelles sont de 790 et 666 mm, respectivement. Les saisons de drainage débutent entre septembre et décembre selon les années et en moyenne après le 17 octobre. Elles se finissent entre mai et juillet et en moyenne avant le 17 juin. Les saisons de drainage intense durent en moyenne 110 jours (entre le 15 décembre et le 2 avril). Les volumes écoulés pendant la saison totale et dite intense (SDI) sont de 232 et 154 mm, ce qui signifie que 66% des écoulements ont lieu pendant la SDI (11% en amorce et 19% au printemps). La période de 2012 à 2019 peut être caractérisée comme humide, sauf pour la saison 2016-2017, avec 88 mm et l'année 2017-2018, très humide avec 490mm (figure 2).

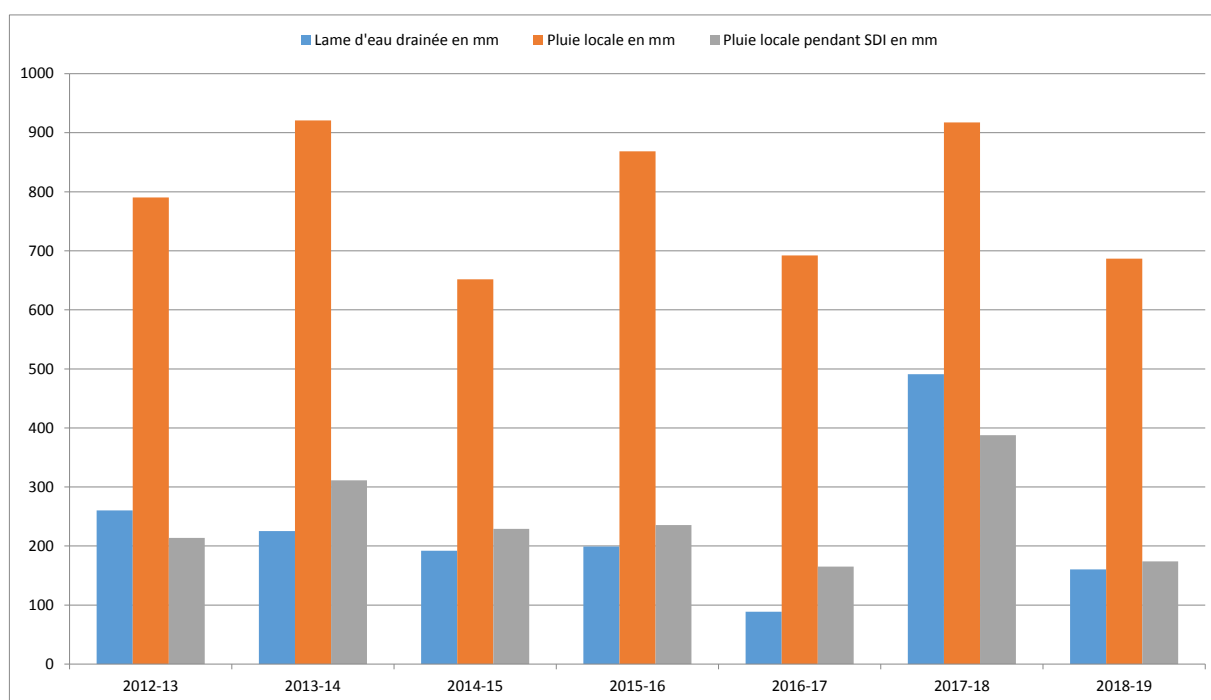


Figure 2. Cumul annuel climatique (P, ETP et lame drainée en mm), mesuré sur le site de Rampillon (77).

2.2. Assolement

Le bilan des assolements sur le bassin versant de 355 ha entre 2012 et 2019 montre que la sole est majoritairement composée de blé d'hiver (50% en moyenne, figure 3). Le maïs a tendance à augmenter, de 8 à 22 % pour une moyenne de 14%, au détriment de la féverole, de 19 à 2 %. La betterave varie autour de 12 à 20 % pour une moyenne de 18% (présence de la sucrerie à Nangis). A noter aussi la réapparition du colza en 2014-2015 avec 8 %. Les autres cultures concernent le lin, l'orge et l'avoine (moins de 10 %).

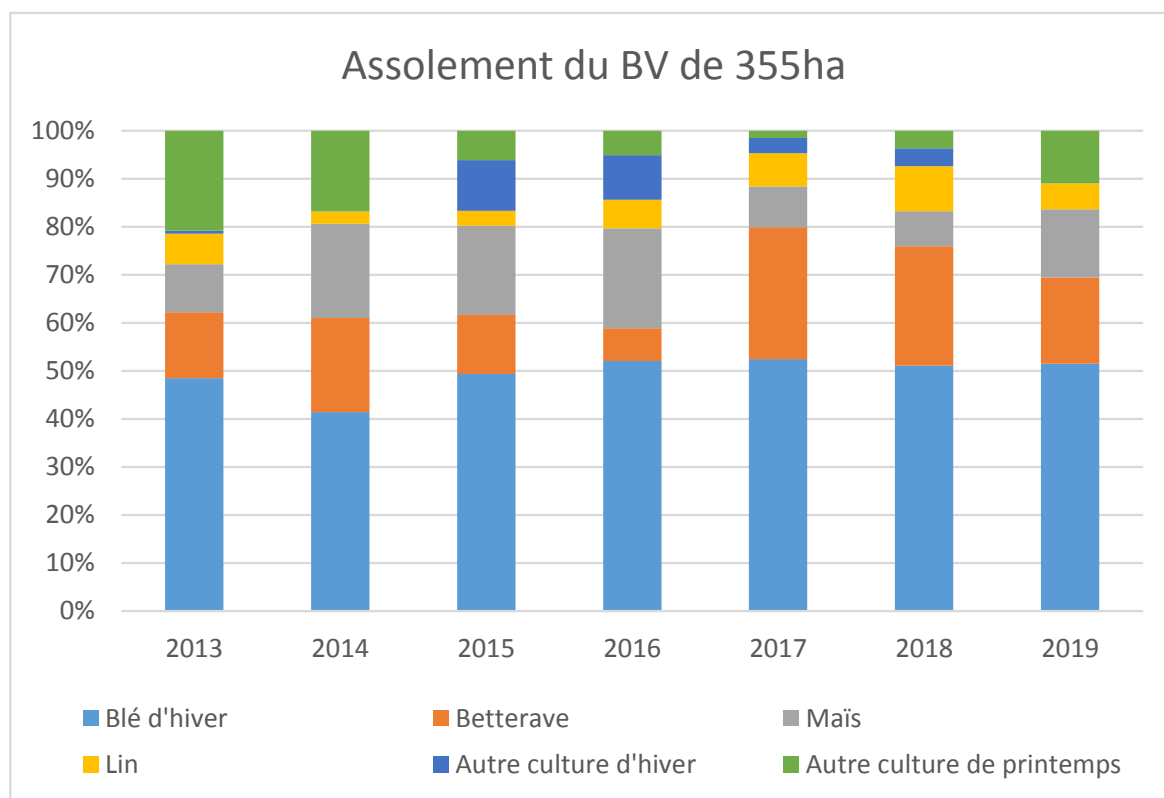


Figure 3. Répartition de la sole sur le bassin versant de Rampillon sur la période 2012-2019.

2.3. Application par type de produits

Dans l'ordre décroissant d'utilisation, herbicides (H), fongicides (F), régulateurs de croissance (RC) et insecticides (I) sont les produits phytosanitaires les plus appliqués sur les cultures du bassin versant. La quantité de pesticides appliquée sur le bassin versant de Rampillon est en moyenne de 1,87 kg/an/ha hors régulateurs de croissance et 2,2 kg/ha/an en les incluant. Au total (figure 4), 862 kg/an de produits phytosanitaires sont répandus sur les sols répartis en H 56%, F 19%, I 10%, R 15% (moyennes sur la période). La saison 2016-2017 est celle qui reçoit le moins de produits (en lien avec la pluviométrie faible) et la saison 2017-2018 le plus (pluviométrie forte). De manière générale, aucune diminution des applications ou tendance à la diminution n'est observée, malgré le plan Ecophyto 2.

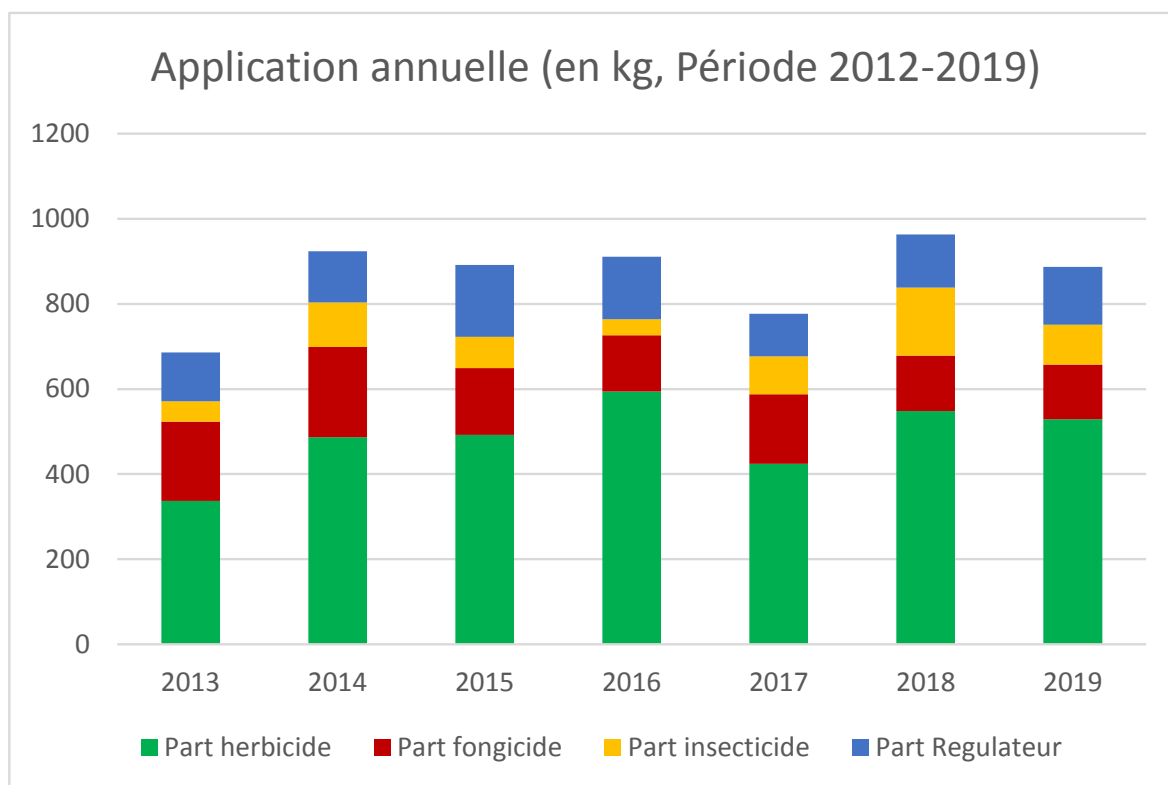


Figure 4. Evolution des quantités de produits appliqués sur le bassin versant de 355ha (Rampillon, 77).

En moyenne, le nombre de molécules se situe autour de 70 molécules appliquées par an (avec un minimum de 58 en 2012 et un maximum de 81 en 2018). Le protocole analytique a permis de suivre en moyenne 60 molécules, soit 88% en nombre, mais 91% et 98% en masse appliquée sur les périodes 2012-2015 et 2016-2019.

2.4. Application par culture

La culture du blé a reçu en moyenne 52% de pesticides en masse par an, suivi de la betterave avec 26% et du maïs 9%. Les autres cultures de printemps (lin, féverole, orge) et autres cultures d'hiver représentent 9 et 3% (figure 5).

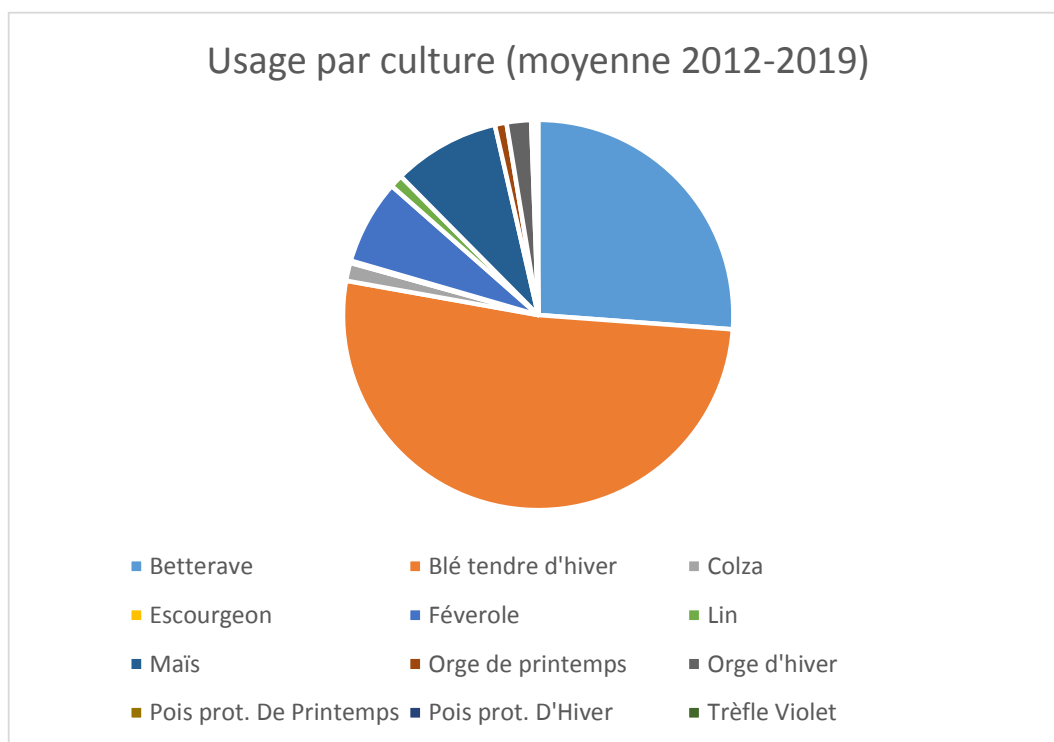


Figure 5. Répartition des usages de pesticides selon la culture (période 2012-2019, BV de Rampillon, 77).

La figure 6 hiérarchise les molécules selon la quantité moyenne appliquée par an. En premier, les régulateurs de croissance (sous forme hormonale) de chlorméquat de chlorure, suivi du glyphosate (118kg/an en moyenne). Un groupe de 3 molécules sont appliquées à plus de 40 kg/an (métamitronne, chlorothalonil et S-métolachlor). Dans les molécules appliquées à plus de 10 kg/an se trouvent beaucoup d'herbicides (pendiméthaline, prosulfocarbe, chlortoluron, éthofumésate, chloridazone...) et quelques fongicides (tébuconazole, prothioconazole).

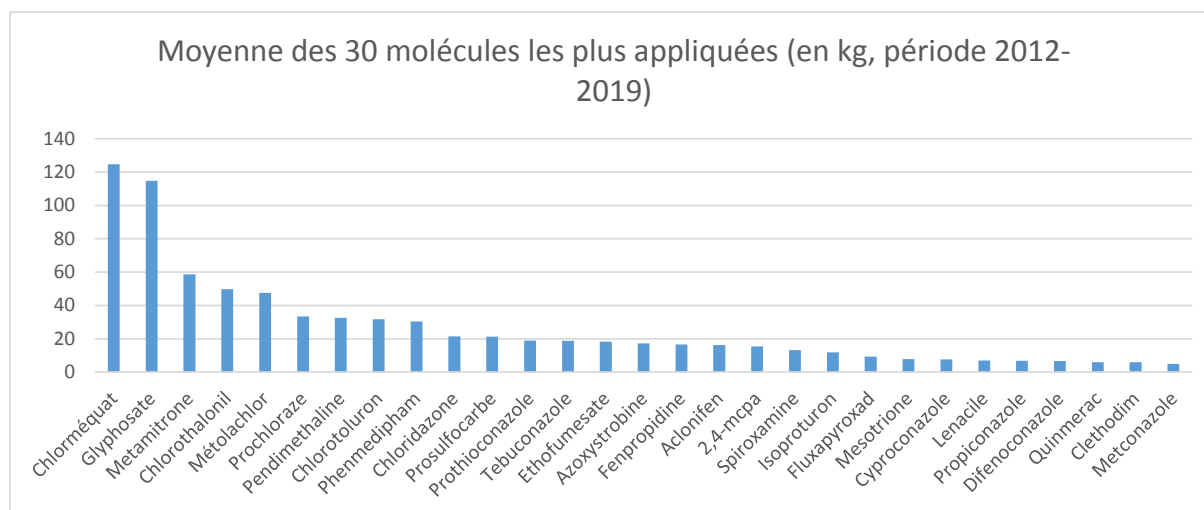


Figure 6. Classification des molécules selon la quantité moyenne appliquée par an (période 2012-2019, BV de Rampillon, 77).

2.5. Application mensuelle

Au-delà de l'aspect comptable des applications, leur saisonnalité (Figure 7) est importante à croiser avec le fonctionnement hydrologique du bassin versant marqué par la présence du drainage agricole. 66% de la masse totale des produits utilisés est appliquée au printemps (herbicides, notamment sur les cultures de betterave, et fongicides). Les désherbages d'automne ne comptent que pour 8% des quantités annuelles. Les applications d'août et septembre correspondent principalement au glyphosate.

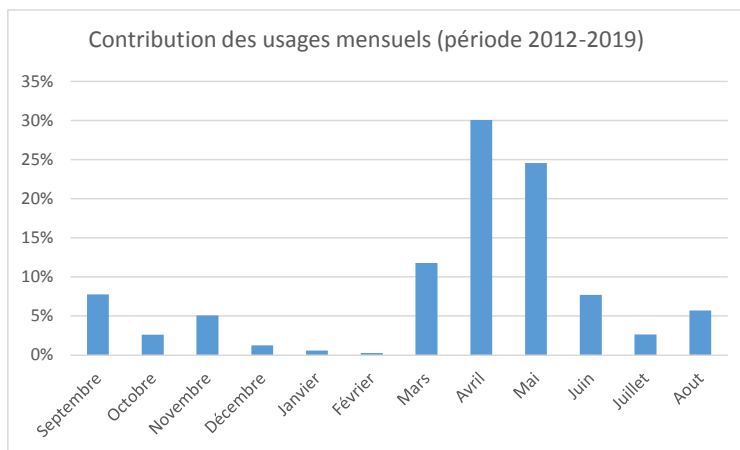


Figure 7. Répartition mensuelle des applications de pesticides sur la période 2012-2019 sur le bv de Rampillon (77).

2.6. Transfert de pesticide en sortie de collecteur de drainage.

Les suivis à l'exutoire du bassin versant de Rampillon (355 ha) quantifient une exportation moyenne de 841 g/an (figure 8) incluant les métabolites, soit 0.1% de la quantité moyenne appliquée. L'année la moins humide (2016-2017) exporte le moins avec 439 g et l'année la plus humide (2017-2018) 2638g, sans qu'il y ait une corrélation généralisable entre lame d'eau drainée et flux annuel exporté. Cette exportation moyenne correspond aussi à 2,1g/ha/an. La répartition se fait entre 68% d'herbicides, 9,5% de fongicides, 6,2% d'insecticides, 15,2% de métabolites et 0,5% de régulateurs de croissance (figure 9). Cependant, ce faible ratio entraîne parfois des dépassements de concentrations maximales autorisées par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et les normes françaises.

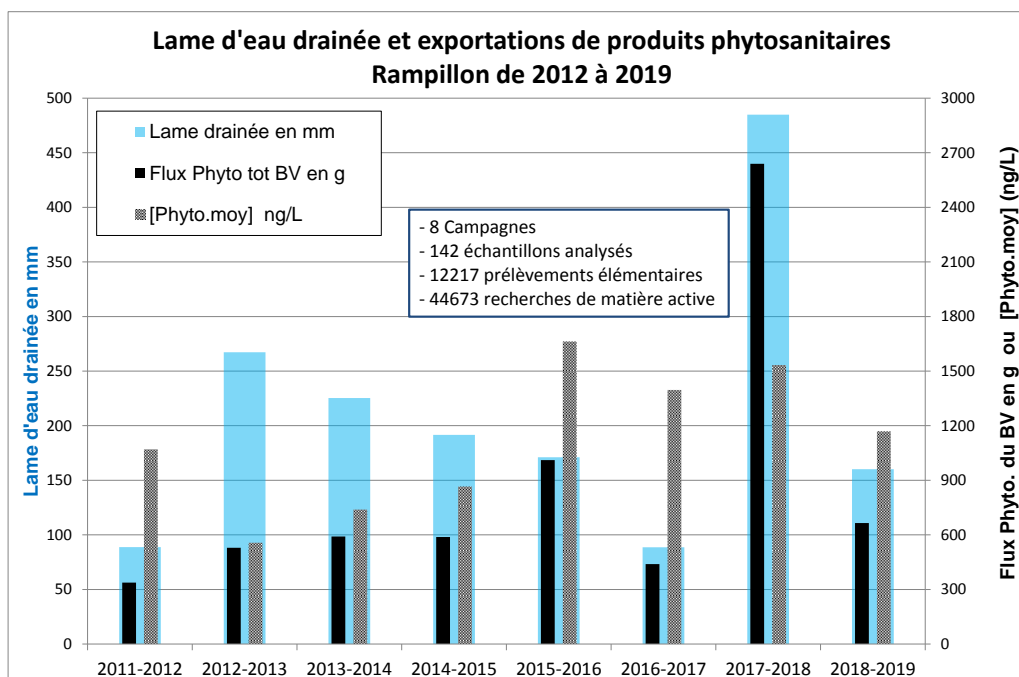


Figure 8. Evolution des lames d'eau drainée et des flux de pesticides entre 2012 et 2019 quantifiés à l'exutoire du BV de Rampillon (77).

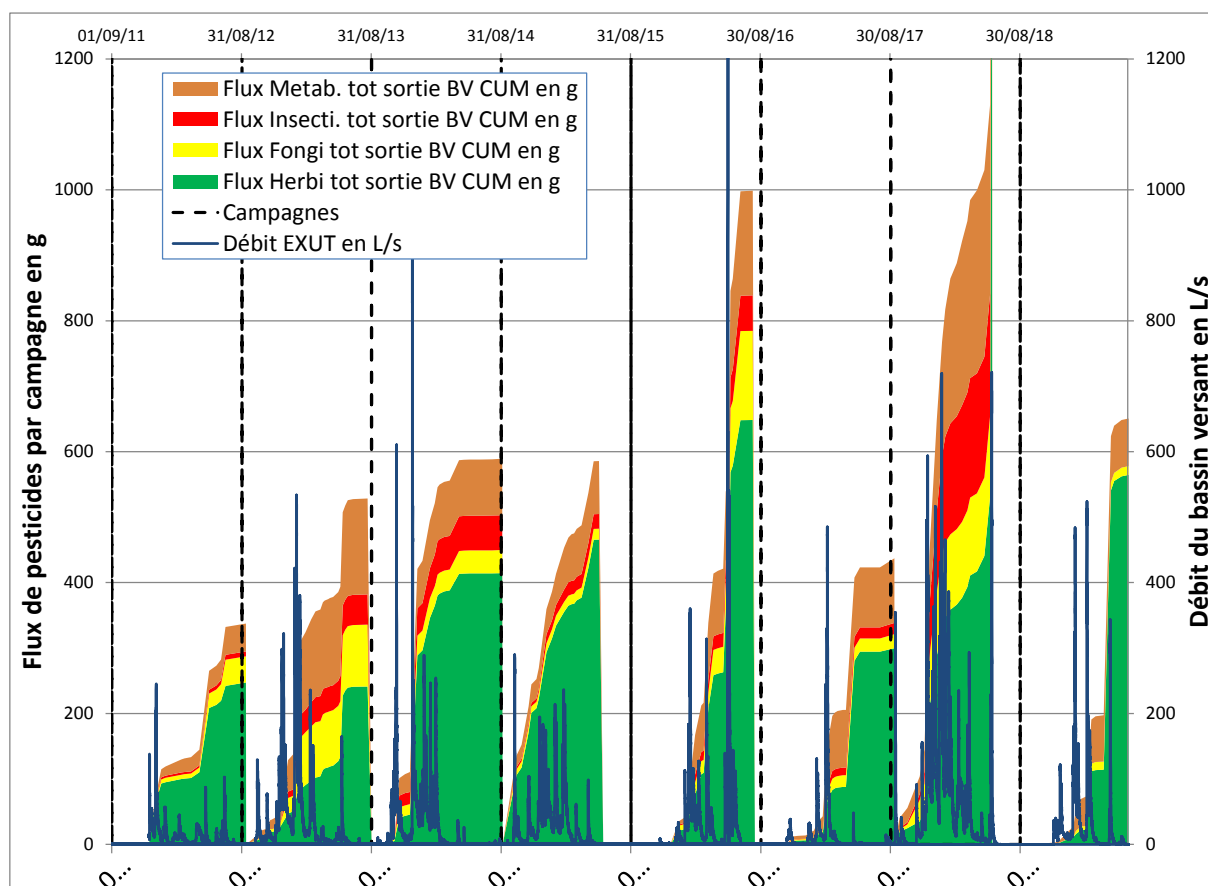


Figure 9. Répartition des flux de pesticides selon leur type (Herbicide, Fongicide, Insecticides et Métabolites).

Parmi les 70 molécules appliquées en moyenne, toutes ne sont pas détectées dans les eaux de drainage sur l'ensemble de la période de suivi. Le tableau 1 présente la liste des molécules appliquées et non détectées toutes les années. Ainsi, ne sont pas répertoriées dans ce tableau les molécules appliquées pouvant ne pas être détectées une année, mais détectées d'autres années. Plusieurs raisons peuvent expliquer l'absence de détection de certaines molécules : soit elles ne se transfèrent réellement pas, soit elles sont appliquées en dehors des périodes d'écoulement et ne présentent pas de rémanence dans le sol, soit leur taux d'application est trop faible pour être détecté après dilution par les autres eaux de drainage des parcelles adjacentes.

Pour les molécules détectées sans données d'application, différentes sources d'explication sont possibles : soit omission de renseignement, soit agent d'enrobage comme pour les néonicotinoïdes, soit anciennes molécules persistantes comme l'atrazine encore détecté malgré son interdiction d'usage en 2003 ou la terbutylazine plus récemment, soit autres usages agricoles, soit des métabolites comme l'AMPA (métabolite du glyphosate).

La figure 10 présente le classement des molécules les plus détectées sur la période 2012-2019. Ainsi, la bentazone (herbicide appliqué sur les cultures de maïs) est quantifiée dans plus de 90% des échantillons, aussi bien pendant la période d'application qu'en dehors. La chloridazone est également proche des 90%. Le S-métolachlore et l'imidaclopride sont aussi très souvent détectés (>66% du temps). Les autres molécules sont généralement détectées consécutivement à leur période d'application. On retrouve principalement des herbicides, notamment ceux d'automne (diflufenicanil, chlortoluron, isoproturon). Enfin, au printemps, on retrouve l'ensemble des fongicides appliqués sur l'ensemble des cultures, et les herbicides de la betterave appliqués très régulièrement entre mai et juillet.

Tableau 1. Liste des molécules appliquées, non détectées dans les eaux de drainage et liste des molécules détectées et sans usage inventorié (période 2012-2019).

Molécules appliquées non détectées	Pression moyenne à l'échelle BV (g/ha)	Molécules non appliquées, détectées
Betacyfluthrine	2	<i>Atrazine (et métabolites)</i> <i>Metalaxyl, Clothianidine</i> <i>Benthiavalicarbe-isopropyl</i> <i>2,4-DP (Dichlorprop), Oxadixyl,</i> <i>Thiamethoxam, Bioresméthrine,</i> <i>Dinoterb, Pentachlorophénol,</i> <i>Imidaclopride, Linuron,</i> <i>Propamocarbe,</i> <i>Phosphate de tributyle</i> <i>Metribuzine, Oryzalin</i> <i>Propazine 2-hydroxy</i> <i>Simazine 2-hydroxy</i> <i>Terbutylazine (et métabolites)</i> <i>AMPA</i>
Chlorothalonil	90	
Clethodim	30	
Cloquintocet mexyl	3	
Cycloxydime	1	
Deltaméthrine	0.5	
Difenoconazole	30	
Fenpropridine	70	
Lambda cyhalothrine	1	
Metsulfuron méthyl	1	
Phenmedipham	150	
Prothioconazole	60	
Pyroxsulam	2	
Spiroxamine	50	
Tau-fluvalinate	5	
Trifloxystrobine	1	

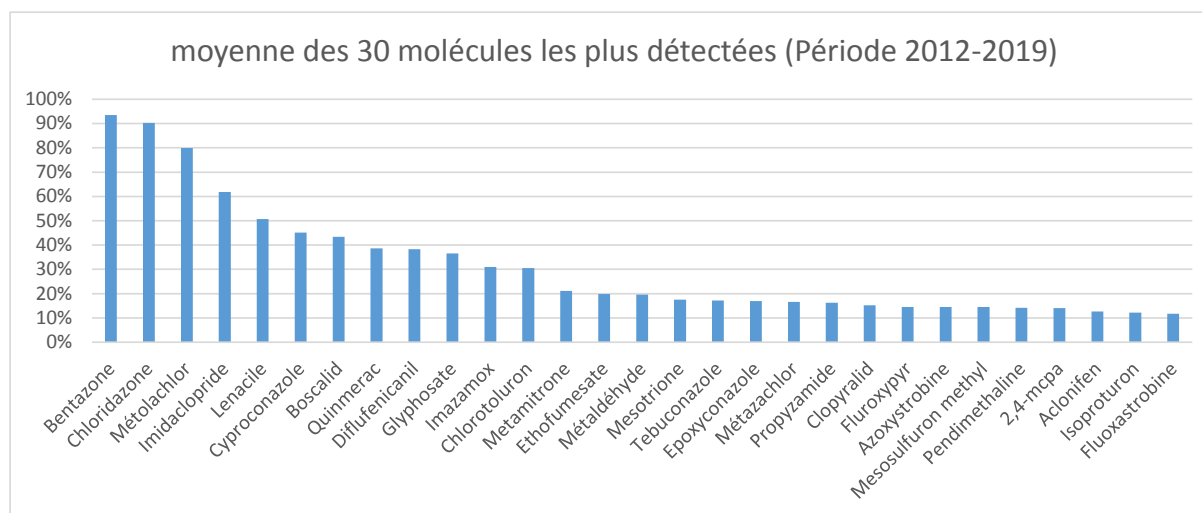


Figure 10. Moyenne des fréquences de détections des molécules détectées à l'exutoire du BV de Rampillon (période 2012-2019).

2.7. Contributions mensuelles

Deux périodes de transfert se détachent (figure 11) : les transferts d'hiver (décembre-mars) liés au fort flux hydrique avec des concentrations plutôt faibles, et majoritairement des herbicides (d'automne) et les transferts de printemps en lien avec les fortes périodes de traitement, avec un flux plus élevé en mai-juin par de fortes concentrations en herbicides, fongicides pour des écoulements en général inférieurs à 20% de la lame d'eau drainée annuelle. On note un décalage de 1 mois entre le pic des applications en mai et le pic des flux en juin. De façon similaire, un décalage est marqué pour les pics de flux hivernaux en janvier par rapport au pic d'application en novembre. Dans les deux cas, ces pics sont liés au fonctionnement hydrologique du bassin versant drainé.

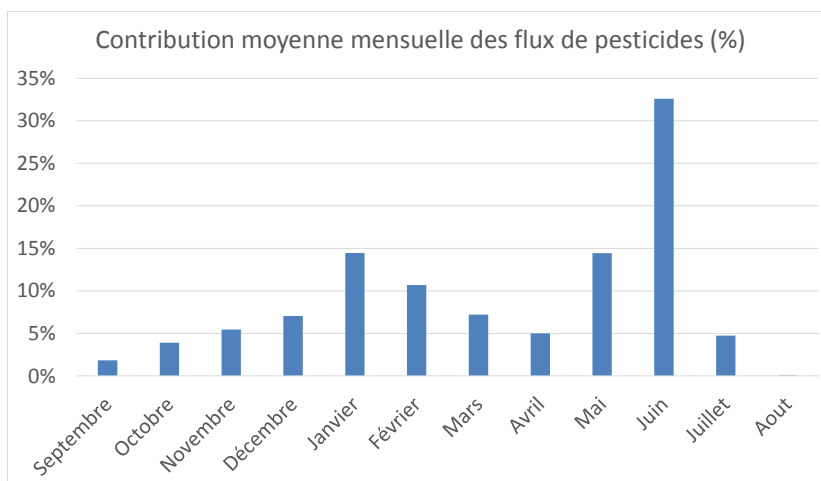


Figure 11. Répartition mensuelle des exportations de pesticides sur la période 2012-2019 (BV de Rampillon, 77).

Sans surprise, ce sont les herbicides qui constituent la plus grande partie du flux mensuel exporté durant toute l'année (figure 12). En revanche, les fongicides contribuent au flux mensuel pendant leur période d'application. Les métabolites présentent leur plus forte contribution pendant l'hiver et les forts flux de lame drainée.

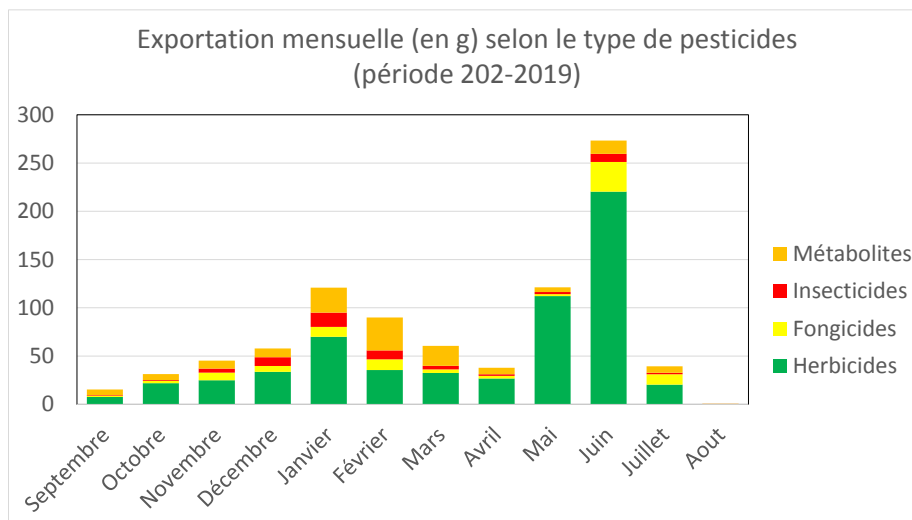


Figure 12. Répartition en masse des différents types de pesticides selon le mois (période 2012-2019, BV de Rampillon, 77).

Ces dynamiques de flux se traduisent en concentration. Nous rappelons que le protocole de mesure est basé sur un échantillon composite représentatif d'une période de 15 jours en général. La concentration mesurée est donc une concentration moyenne de flux sur cette période d'échantillonnage. Elle ne montre pas les variations ponctuelles liées aux variations de débit. La concentration maximale n'est donc pas accessible avec ce protocole, mais elle sera supérieure à la concentration moyenne de flux mesurée. Partant de cela, la figure 13 présente les concentrations moyennes mesurées par mois, toutes molécules confondues. Tous les mois, les

concentrations cumulées en pesticides dépassent les 0,5 µg/L en incluant les métabolites. Toutes les années, des pics sont observées au printemps, même si ce ne sont pas toujours les mêmes pesticides qui ressortent, dépendant étroitement des applications et des événements pluvieux. Comme évoqué précédemment, les périodes printanières de mai et juin présentent des concentrations très supérieures aux autres périodes, avec une concentration cumulée de tous les pesticides détectés supérieure à 4 µg/L, donc supérieures à la limite de potabilité des eaux brutes (seuil à 2 µg/L).

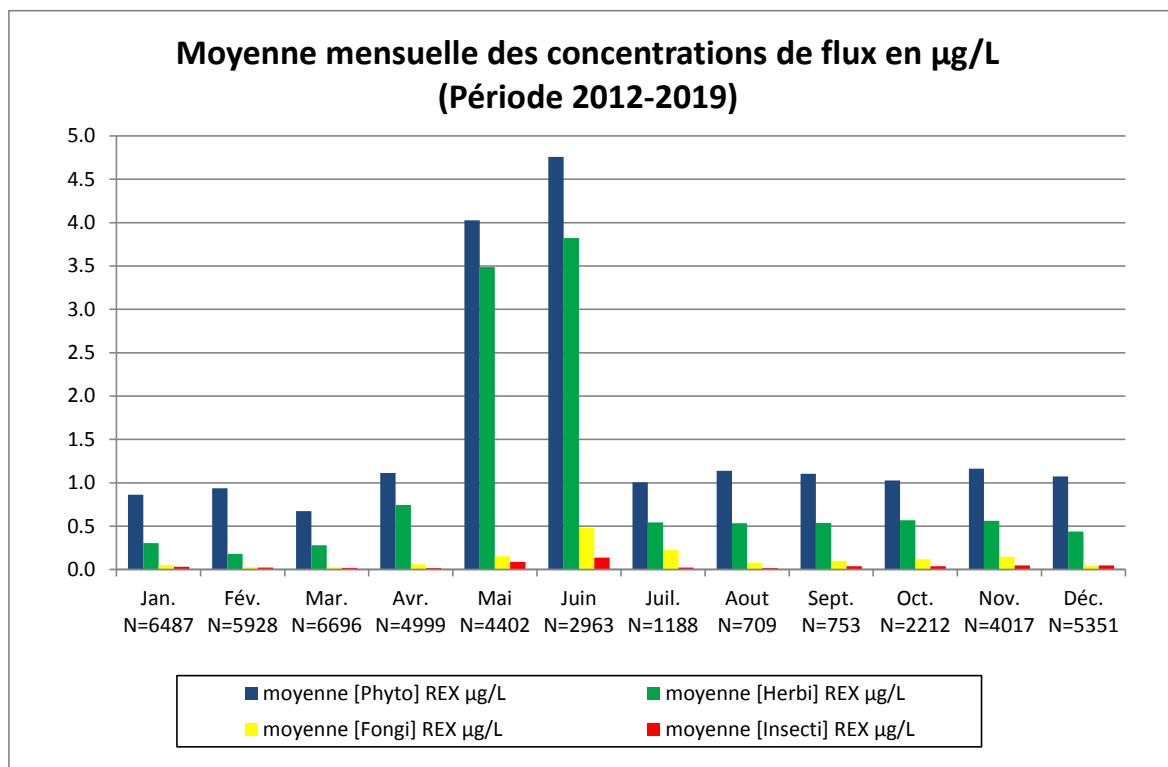


Figure 13. Concentrations moyennes de flux mensuelles (période de 15 jours) cumulées pour les pesticides détectées (BV de Rampillon, 77).

2.8. Focus sur les néonicotinoïdes

Les néonicotinoïdes font l'objet de débat sur leurs effets sur la biodiversité. Ils se retrouvent principalement dans les eaux de drainage, non pas à la suite d'une application, mais à un traitement des semences, insérant directement la molécule dans le sol. Un des enseignements du suivi est le taux de détection élevé de l'imidaclopride dans les eaux de drainage lors de son usage (100% les années d'usage). Cependant, à la suite de son interdiction pour la saison culturale 2019, l'imidaclopride n'a plus été détecté. Ceci montre d'une part que cette molécule est très mobile en parcelle drainée du fait de sa proximité avec le drain, mais que sa rémanence est faible, puisqu'elle n'est pas retrouvée après l'interdiction. Le thiametoxam n'a été suivi qu'à partir de 2016, où il a régulièrement été détecté, mais de façon moins importante que l'imidaclopride.

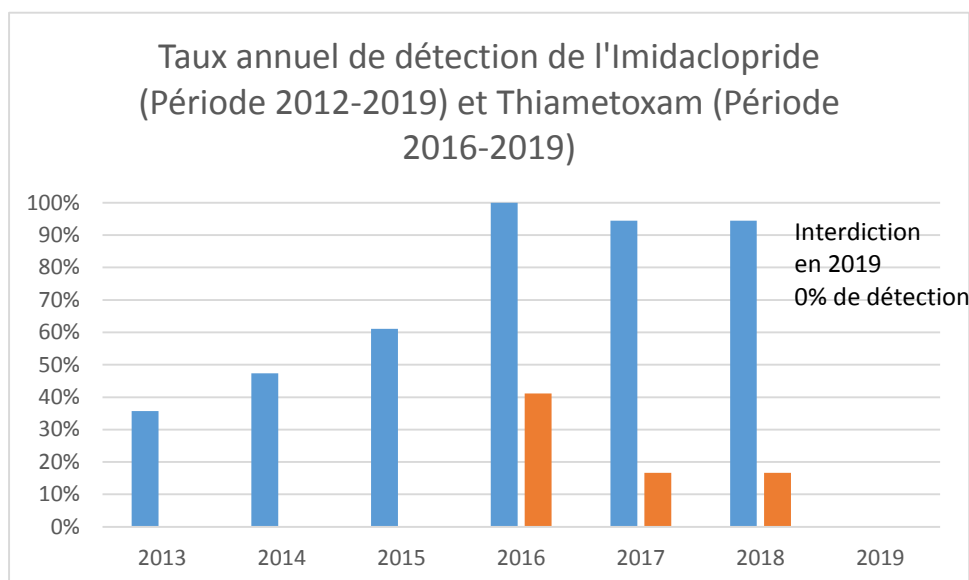


Figure 14. Evolution du taux de détection de l'imidaclopride (de 2012 à 2019) et du thiametoxam (de 2016 à 2019) sur le BV de Rampillon (77).

Discussion et conclusions

Du fait de la prépondérance des écoulements préférentiels, le temps de contact entre la surface des sols et les pesticides est très réduit. C'est pourquoi la force d'adsorption des PP a un impact beaucoup plus faible sur les principales pertes par les systèmes de drainage qu'elle ne l'aurait avec un transport plus lent à travers la matrice du sol. D'un autre côté, la demi vie (DT50) peut avoir un impact sur les pertes maximales de PP en combinaison avec le temps écoulé entre l'application du pesticide et l'épisode suivant de pluie intense. D'un point de vue du synchronisme, les applications de pesticides ont lieu en dehors de la saison de drainage intense (déc-mars), à des périodes de moindre contribution en débit (amorce et printemps).

Ainsi, sur les données mesurées de transfert en parcelle drainée, cette dualité des écoulements (lents et rapides) conduit à mesurer des pics de pesticides consécutivement aux applications et premiers épisodes drainant, principalement de molécules mères, et à des bruits de fond à des niveaux plus ou moins élevés de métabolites pour une période plus longue. Les études sur la répartition entre les flux particuliers et dissous classent la phase dissoute comme majoritaire à plus de 90% du flux annuel (Le Cor et al., 2021). Les gammes d'exportation rapportées dans les suivis de terrain varient autour de 1 g de MA/ha et en général moins de 0,1% de la quantité appliquée au champ, mais générant ponctuellement des concentrations supérieures à 0,1 µg/L (pic maximal observé de 200 µg/L). En général, 80% du flux annuel s'observent en 2 voire 3 crues, (Wilkommen et al. 2019, Tournébiz et al., 2017). Les pluies juste après application sont les plus exportatrices. Le chevauchement des périodes d'application et d'écoulement des eaux de drainage constitue la période la plus à risque de transfert de pesticides. Ainsi ce sont l'automne et le printemps qui représentent les deux périodes les plus à risque, et l'été la période présentant le risque le plus faible. Ce qui explique que certaines molécules appliquées à la fin du printemps sont rarement détectées contrairement aux herbicides céréales appliqués à l'automne. Les plus récents suivis en sortie de drainage (Le Cor et al 2021, Ulrich et al., 2018) mettent en évidence deux nouveaux points : 1) l'émergence des métabolites dont ceux du flufenacet, S-metolachlore et metazachlore dont les formes ESA sont persistantes et mobiles, 2) le transfert privilégié des néonicotinoïdes (thiametoxam, imidaclopride) en traitement de semence par rapport aux pesticides appliqués en surface (en restant inférieur à 1% de la dose appliquée, Wettstein et al 2016). Les métabolites précédemment cités se forment dans le sol avant d'être transférés par le drainage. Le bilan des exportations, des métabolites est important (parfois >1%), même si celui de la molécule mère reste faible (<0,1%), avec une fréquence de détection élevée. Cela confirme que les molécules mères se transfèrent préférentiellement par la macroporosité du sol au-dessus du drain, et les métabolites, en plus de la macroporosité, se transfèrent par la matrice poreuse après leur transformation dans le sol.

En dehors des périodes de saturation du profil de sol, donc en période estivale (de mai à octobre), les écoulements sont verticaux, et les exportations de pesticides par le réseau ne se font que si le drain est connecté directement à un macropore (sur la zone au-dessus du drain). Les processus individuels conduisant à des pertes

de PPP par drainage sont relativement bien compris, mais les diverses interactions entre les processus dans des contextes de sols et d'exploitations agricoles hétérogènes, tels que la conception des systèmes de drainage, les cultures, les techniques de travail du sol et l'utilisation de pesticides, rendent difficile l'estimation de l'importance quantitative de chaque paramètre. Cependant, les auteurs (Gramlich et al 2018, Kladvko et al 2001) conviennent que les pertes de pesticides par les systèmes de drainage, quoique non négligeables, sont en moyenne inférieures aux pertes dues au ruissellement et à l'érosion, mais supérieures aux pertes dues à la lixiviation vers les aquifères.

Plusieurs éléments interviennent dans le transfert (période, dose, couvert, nature du pesticide, climatologie), mais aussi le travail/gestion du sol. Ainsi, une teneur élevée en carbone organique dans le sol tend à augmenter la conductivité hydraulique à saturation, mais aussi à diminuer l'écoulement préférentiel. L'adsorption a tendance à augmenter, d'où une diminution des pertes totales de pesticides (Kobierska et al 2020). Cependant, le facteur de contrôle principal mentionné dans les publications fait référence au temps entre l'application et les premiers écoulements drainant, mais aussi avec un niveau de saturation du profil de sol. En effet, à partir d'un certain seuil d'humidité des sols, la porosité est connectée entre la surface et le tuyau de drainage, favorisant les transferts.

A partir de la connaissance des transferts, Kobierska et al. (2020) proposent et discutent une série de mesures typiques visant à atténuer les pertes de PP dues au drainage. La plupart des mesures visant à atténuer les pertes par lixiviation réduiront également les pertes par les systèmes de drainage. Les mesures recommandées pour atténuer les pertes par ruissellement et par érosion sont généralement également efficaces contre les pertes par drainage.

L'optimisation de la date d'application est la mesure qui présente le plus grand potentiel en termes de réduction des pertes (Willkommen et al 2019). Dans la pratique, la fenêtre de traitement possible est toutefois limitée. Le choix du moment de l'application des pesticides en automne constitue une gestion du risque et, plus que le choix du moment, la prise en compte de la teneur en eau est une mesure plus efficace pour limiter l'application dans des conditions humides, et réduire fortement les pertes de pesticide dans les parcelles drainées (réduction jusqu'à 10 fois pour Willkommen et al. 2019, ou par 2 ou 3 pour Kobierska et al. 2020). En effet, les auteurs ont souligné que la restriction au moment de l'application pourrait nuire à l'efficacité des pesticides, alors que la gestion de l'application des pesticides pendant la période sans débit en tenant compte de la teneur en eau serait plus précise, même si cela est difficile à mettre en pratique. Au printemps, en gérant les applications ou traitement aux périodes sans pluie (ou inférieure à 10 mm) sur les 5 jours suivants, il est possible de réduire d'un facteur 2 à 3 les flux exportés (Kobierska et al. 2020). En outre, la restriction de l'application basée sur la teneur en eau serait plus acceptable pour les agriculteurs que l'interdiction ou la restriction du calendrier.

Une étude ciblée sur la relation entre les précipitations, le débit, la teneur en eau antécédente du sol, l'application de pesticide et les exportations devrait apporter des indications ou recommandations pour optimiser les calendriers d'application, considérés par ces auteurs comme la seule stratégie d'atténuation pratique aidant les agriculteurs à réduire le risque de transfert de pesticide. Des outils d'aide à la décision pourraient s'avérer utiles dans ce sens. Les modifications apportées à l'évaluation des risques aquatiques au cours du processus de délivrance des autorisations de mise sur le marché (AMM) en France ont conduit à une meilleure prise en compte de la contamination des eaux de surface par le réseau de drainage.

Bibliographie

- Gramlich, A., S. Stoll, C. Stamm, T. Walter and V. Prasuhn (2018). "Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields - A review." *Agriculture Ecosystems & Environment* 266: 84-99.
- Kladvko E.J., Brown L.C., Baker J.L. (2001) Pesticide Transport to Subsurface Tile Drains in Humid Regions of North America, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31:1, 1-62
- Kobierska, F., U. Koch, R. Kasteel, C. Stamm and V. Prasuhn (2020). "Plant protection product losses via tile drainage: A conceptual model and mitigation measures." *Agrarforschung Schweiz* 11(6): 115-123.
- Le Cor, F., S. Slaby, V. Dufour, A. Iuretig, C. Feidt, X. Dauchy and D. Banas (2021). "Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations." *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 788.
- Tournebize, J., C. Chaumont and Ü. Mander (2017). "Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide

pollution in agricultural drained watersheds." *Ecological Engineering* 103: 415-425.

Ulrich, U., G. Hörmann, M. Unger, M. Pfannerstill, F. Steinmann and N. Fohrer (2018). "Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns." *Science of The Total Environment* 618: 26-38.

Wettstein, F. E., R. Kasteel, M. F. Garcia Delgado, I. Hanke, S. Huntscha, M. E. Balmer, T. Poiger and T. D. Bucheli (2016). "Leaching of the Neonicotinoids Thiamethoxam and Imidacloprid from Sugar Beet Seed Dressings to Subsurface Tile Drains." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 64(33): 6407-6415.

Willkommen S., Pfannerstill M., Ulrich U., Guse B., Fohrer N., 2019. How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 278 (2019) 107–116

Annexe : Liste des molécules analysées

Libellé Paramètre	LD	LQ	Unité	Incertitude %
Glyphosate (incluant le sulfosate)	0.03	0.1	µg/l	50
AMPA	0.03	0.1	µg/l	50
Ethephon	0.08	0.25	µg/l	
Glufosinate	0.03	0.1	µg/l	50
Clopyralid	0.17	0.5	µg/l	
Prothioconazole	0.08	0.25	µg/l	
Amétryne	0.008	0.03	µg/l	43
Atrazine déséthyl 2-hydroxy	0.008	0.03	µg/l	49
Atrazine déisopropyl 2-hydroxy	0.17	0.5	µg/l	41
Atrazine	0.008	0.03	µg/l	40
Atrazine hydroxy	0.03	0.1	µg/l	45
Clofentezine	0.008	0.03	µg/l	47
Cyanazine	0.008	0.03	µg/l	40
Cybutryne (irgarol)	0.008	0.03	µg/l	43
Cyromazine	0.03	0.1	µg/l	38
Atrazine déséthyl	0.008	0.03	µg/l	40
Atrazine déisopropyl (Simazine déséthyl)	0.03	0.1	µg/l	35
Desmétryne	0.008	0.03	µg/l	37
Dimethametryne	0.008	0.03	µg/l	37
Hexazinone	0.008	0.03	µg/l	36
Metamitron	0.008	0.03	µg/l	40
Metribuzine	0.008	0.03	µg/l	38
Prometon	0.008	0.03	µg/l	30
Prométryne	0.008	0.03	µg/l	42
Propazine	0.03	0.1	µg/l	30
Propazine 2-hydroxy	0.008	0.03	µg/l	40
Pymétrozine	0.008	0.03	µg/l	30
Sebuthylazine déséthyl	0.008	0.03	µg/l	35
Sebuthylazine 2-hydroxy	0.008	0.03	µg/l	30
Sebuthylazine	0.008	0.03	µg/l	40
Secbuméton	0.008	0.03	µg/l	42
Simazine	0.008	0.03	µg/l	35
Simazine hydroxy	0.008	0.03	µg/l	37
Simetryne	0.008	0.03	µg/l	35
Terbutylazine déséthyl	0.008	0.03	µg/l	30
Terbutylazine déséthyl 2-hydroxy	0.008	0.03	µg/l	44
Terbutylazine 2-hydroxy	0.03	0.1	µg/l	35
Terbuméton déséthyl	0.008	0.03	µg/l	30
Terbuméton	0.008	0.03	µg/l	39
Terbutryne	0.008	0.03	µg/l	35
Terbutylazine	0.008	0.03	µg/l	30
Triétazine déséthyl	0.008	0.03	µg/l	40
Trietazine (chlortriazine)	0.008	0.03	µg/l	40
Trietazine 2-hydroxy	0.008	0.03	µg/l	35
Amidosulfuron	0.008	0.03	µg/l	44
Azimsulfuron	0.008	0.03	µg/l	43
Bensulfuron-méthyl	0.008	0.03	µg/l	43
Buturon	0.008	0.03	µg/l	49
Chlorbromuron	0.008	0.03	µg/l	47
Chlorimuron-éthyl	0.03	0.1	µg/l	46
Chlorotoluron (chlortoluron)	0.008	0.03	µg/l	45
Chloroxuron	0.008	0.03	µg/l	45
Chlorsulfuron	0.008	0.03	µg/l	50
Cinosulfuron	0.008	0.03	µg/l	45
CMPU 1-(3-chloro-4-methylphenyl) uree	0.08	0.25	µg/l	46
Cycluron	0.008	0.03	µg/l	41
Daimuron	0.008	0.03	µg/l	44
DCPMU 1-(3,4-dichlorophényl) 3-méthyl urée	0.008	0.03	µg/l	45
DCPU 1-(3,4-dichlorophényl) urée	0.03	0.1	µg/l	49
Difenoxuron	0.008	0.03	µg/l	46
Diflubenzuron	0.03	0.1	µg/l	46
Dimefuron	0.008	0.03	µg/l	48
Diuron	0.008	0.03	µg/l	43
Ethametsulfuron-méthyl	0.008	0.03	µg/l	48
Ethidimuron	0.008	0.03	µg/l	46
Ethoxysulfuron	0.008	0.03	µg/l	43
Fenuron	0.03	0.1	µg/l	49
Flazasulfuron	0.008	0.03	µg/l	40
Fluometuron	0.008	0.03	µg/l	46
Flupyrsulfuron méthyl	0.008	0.03	µg/l	50

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Foramsulfuron	0.008	0.03	µg/l	46
Forchlorfenuron	0.008	0.03	µg/l	40
Halosulfuron-méthyl	0.03	0.1	µg/l	46
Iodosulfuron méthyl	0.008	0.03	µg/l	47
IPPMU (isoproturon-desméthyl)	0.008	0.03	µg/l	44
IPPU (1-(4-isopropylphényl)-urée)	0.008	0.03	µg/l	48
Isoproturon	0.008	0.03	µg/l	47
Linuron	0.008	0.03	µg/l	40
Mesosulfuron méthyl	0.008	0.03	µg/l	42
Methabenzthiazuron	0.008	0.03	µg/l	48
Metobromuron	0.008	0.03	µg/l	49
Metoxuron	0.008	0.03	µg/l	42
Metsulfuron méthyl	0.03	0.1	µg/l	40
Monolinuron	0.008	0.03	µg/l	40
Monuron	0.008	0.03	µg/l	42
Neburon	0.008	0.03	µg/l	46
Nicosulfuron	0.008	0.03	µg/l	42
Oxasulfuron	0.008	0.03	µg/l	46
Pencycuron	0.008	0.03	µg/l	46
Prosulfuron	0.008	0.03	µg/l	47
Pyrazosulfuron-ethyl	0.008	0.03	µg/l	55
Rimsulfuron	0.008	0.03	µg/l	46
Siduron	0.008	0.03	µg/l	45
Sulfometuron-méthyl	0.008	0.03	µg/l	44
Sulfosulfuron	0.008	0.03	µg/l	44
Tebuthiuron	0.008	0.03	µg/l	46
Thiazafluron (thiazasulfuron) (thiazfluron)	0.08	0.25	µg/l	49
Thidiazuron	0.008	0.03	µg/l	35
Thifensulfuron méthyl	0.008	0.03	µg/l	50
Triasulfuron	0.008	0.03	µg/l	43
Tribenuron-méthyl	0.03	0.1	µg/l	46
Triflumuron	0.008	0.03	µg/l	48
Triflurosulfuron méthyl (trisulfuron-méthyl)	0.008	0.03	µg/l	44
2,4,5-T	0.03	0.1	µg/l	48
2,4-D	0.008	0.03	µg/l	42
2,4-DB	0.08	0.25	µg/l	50
2,4-DP (Dichlorprop)	0.03	0.1	µg/l	43
2,4-MCPA	0.008	0.03	µg/l	43
2,4-MCPB	0.008	0.03	µg/l	49
Acifluorène	0.03	0.1	µg/l	36
Bentazone	0.03	0.1	µg/l	41
Bromadiolone	0.08	0.25	µg/l	41
Bromoxynil	0.008	0.03	µg/l	40
Chlorophacinone	0.17	0.5	µg/l	49
Dicamba	0.08	0.25	µg/l	46
Dichlorophene	0.008	0.03	µg/l	49
Dinocap	0.08	0.25	µg/l	45
Dinoseb	0.008	0.03	µg/l	49
Dinoterb	0.05	0.15	µg/l	42
DNOC (dinitrocrésol)	0.03	0.1	µg/l	46
Fenoprop (2,4,5-TP)	0.03	0.1	µg/l	42
Fluazinam	0.008	0.03	µg/l	45
Fludioxonil	0.008	0.03	µg/l	42
Fluroxypyr	0.03	0.1	µg/l	43
Haloxypop	0.08	0.25	µg/l	50
Hexaflumuron	0.008	0.03	µg/l	40
Ioxynil	0.008	0.03	µg/l	37
MCPB (Mecoprop)	0.008	0.03	µg/l	45
Oryzalin	0.008	0.03	µg/l	37
Pentachlorophénol	0.1	0.3	µg/l	45
Teflubenzuron	0.008	0.03	µg/l	40
Triclopyr	0.03	0.1	µg/l	46
Azaconazole	0.008	0.03	µg/l	40
Bitertanol	0.008	0.03	µg/l	43
Bromuconazole	0.008	0.03	µg/l	46
Cyproconazole	0.008	0.03	µg/l	49
Difenoconazole	0.008	0.03	µg/l	41
Diniconazole	0.008	0.03	µg/l	41
Epoxiconazole	0.008	0.03	µg/l	47
Etioazole	0.008	0.03	µg/l	42
Fenbuconazole	0.008	0.03	µg/l	49
Fenchlorazole-ethyl	0.17	0.5	µg/l	41

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Fluquinconazole	0.008	0.03	µg/l	40
Flusilazole	0.008	0.03	µg/l	50
Flutriafol	0.008	0.03	µg/l	48
Hexaconazole	0.008	0.03	µg/l	49
Imazalil	0.008	0.03	µg/l	46
Imibenconazole	0.008	0.03	µg/l	46
Ipconazole	0.03	0.1	µg/l	41
Metconazole	0.008	0.03	µg/l	44
Myclobutanil	0.008	0.03	µg/l	50
Paclobutrazole	0.03	0.1	µg/l	43
Penconazole	0.008	0.03	µg/l	42
Prochloraze	0.008	0.03	µg/l	46
Propiconazole	0.03	0.1	µg/l	50
Pyrazoxyfen	0.008	0.03	µg/l	45
Tebuconazole	0.008	0.03	µg/l	44
Tetraconazole	0.008	0.03	µg/l	47
Thiophanate éthyl	0.08	0.25	µg/l	47
Thiophanate méthyl	0.08	0.25	µg/l	41
Triadimefon	0.008	0.03	µg/l	44
Triadimenol	0.008	0.03	µg/l	44
Tricyclazole	0.008	0.03	µg/l	49
Triforine	0.008	0.03	µg/l	48
Uniconazole	0.008	0.03	µg/l	50
Acetamipride	0.008	0.03	µg/l	49
Azoxystrobine	0.008	0.03	µg/l	43
Bensulide	0.008	0.03	µg/l	50
Carbosulfan	0.008	0.03	µg/l	46
Chlorbufame	0.08	0.25	µg/l	40
Clodinafop-propargyl	0.008	0.03	µg/l	42
Coumafène (warfarin)	0.008	0.03	µg/l	41
Coumatétralyl	0.008	0.03	µg/l	37
Cycloxydime	0.008	0.03	µg/l	47
Cyhalofop butyl	0.08	0.25	µg/l	43
Diclofop méthyl	0.08	0.25	µg/l	49
Difenacoum	0.008	0.03	µg/l	40
Difethialone	0.03	0.1	µg/l	49
Dimethomorphe	0.008	0.03	µg/l	41
Dioxacarb	0.008	0.03	µg/l	42
Fenazaquin	0.008	0.03	µg/l	44
Fenoxaprop éthyl	0.03	0.1	µg/l	40
Flamprop-isopropyl (Flufenprop-isopropyl)	0.008	0.03	µg/l	48
Flamprop-méthyl (Flufenprop-méthyl)	0.008	0.03	µg/l	47
Florasulam	0.008	0.03	µg/l	47
Fluazifop	0.008	0.03	µg/l	42
Fluazifop butyl	0.08	0.25	µg/l	42
Flufénacet (fluthiamide)	0.008	0.03	µg/l	44
Fluridone	0.008	0.03	µg/l	48
Flurtamone	0.008	0.03	µg/l	39
Flutolanil	0.008	0.03	µg/l	40
Furathiocarbe	0.03	0.1	µg/l	45
Haloxyp 2-ethoxyethyl	0.03	0.1	µg/l	40
Haloxyp P méthyl	0.008	0.03	µg/l	45
Hexythiazox	0.03	0.1	µg/l	48
Imazamethabenz	0.008	0.03	µg/l	50
Imazaquin	0.008	0.03	µg/l	30
Imidacloprid	0.008	0.03	µg/l	40
Isazofos	0.008	0.03	µg/l	43
Isoxaben	0.008	0.03	µg/l	38
Isoxaflutol (IFT)	0.008	0.03	µg/l	40
Kresoxim méthyl	0.03	0.1	µg/l	43
Mefluidide	0.008	0.03	µg/l	40
Mésotrione	0.08	0.25	µg/l	49
Metalaxyl	0.008	0.03	µg/l	42
Metosulam	0.008	0.03	µg/l	30
Picolinafen	0.008	0.03	µg/l	44
Picoxystrobine	0.008	0.03	µg/l	48
Propaquizafop	0.03	0.1	µg/l	45
Pyracllostrobine	0.008	0.03	µg/l	50
Pyroxsulam	0.008	0.03	µg/l	42
Quinmerac	0.008	0.03	µg/l	50
Quizalofop	0.08	0.25	µg/l	42
Quizalofop éthyl	0.008	0.03	µg/l	42

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Spiroamine	0.008	0.03	µg/l	49
Sulcotrione	0.08	0.25	µg/l	40
Tebufenozide	0.008	0.03	µg/l	37
Thiacloprid	0.008	0.03	µg/l	45
Thiofanox sulfone	0.008	0.03	µg/l	42
Thiofanox sulfoxyde	0.008	0.03	µg/l	42
Trifloxystrobine	0.008	0.03	µg/l	40
Triticonazole	0.03	0.1	µg/l	48
Zoxamide	0.008	0.03	µg/l	41
3,4,5-trimethacarbe	0.008	0.03	µg/l	48
Aldicarbe	0.008	0.03	µg/l	43
Aldicarbe sulfone	0.03	0.1	µg/l	49
Aldicarbe sulfoxyde	0.03	0.1	µg/l	43
Allyxycarbe	0.008	0.03	µg/l	40
Aminocarbe	0.008	0.03	µg/l	44
Bendiocarbe	0.008	0.03	µg/l	41
Benthiocarbe	0.008	0.03	µg/l	45
Bufencarbe	0.03	0.1	µg/l	47
Butilate	0.008	0.03	µg/l	40
Carbaryl	0.008	0.03	µg/l	44
Carbendazime	0.008	0.03	µg/l	41
Carbetamide	0.008	0.03	µg/l	44
Carbofuran 3 hydroxy	0.008	0.03	µg/l	41
Carbofuran	0.008	0.03	µg/l	40
Cycloate	0.03	0.1	µg/l	44
Diallate	0.03	0.1	µg/l	48
Diethofencarb	0.008	0.03	µg/l	43
Dimepiperate	0.008	0.03	µg/l	50
Dimetilan	0.008	0.03	µg/l	47
EPTC	0.03	0.1	µg/l	50
Ethiofencarb	0.008	0.03	µg/l	46
Ethiofencarbe sulfone	0.008	0.03	µg/l	42
Ethiofencarbe sulfoxyde	0.03	0.1	µg/l	47
Fenobucarbe	0.008	0.03	µg/l	42
Fenothiocarbe	0.008	0.03	µg/l	43
Fénoxycarbe	0.008	0.03	µg/l	43
Iodocarbe	0.008	0.03	µg/l	42
Iprovalicarbe	0.008	0.03	µg/l	46
Isoprocarbe	0.008	0.03	µg/l	45
Karbutilate	0.008	0.03	µg/l	45
Mecarbam	0.008	0.03	µg/l	41
Mercaptodimethur (Methiocarb)	0.008	0.03	µg/l	47
Methomyl	0.008	0.03	µg/l	40
Metolcarbe	0.008	0.03	µg/l	47
Mexacarbate	0.008	0.03	µg/l	48
Oxamyl	0.03	0.1	µg/l	49
Pirimicarbe	0.008	0.03	µg/l	48
Pirimicarbe desmethyl	0.008	0.03	µg/l	45
Pirimicarbe formamido desmethyl	0.008	0.03	µg/l	49
Promecarbe	0.008	0.03	µg/l	41
Propamocarb	0.008	0.03	µg/l	40
Propoxur	0.008	0.03	µg/l	45
Prosulfocarb	0.008	0.03	µg/l	40
Proximpham	0.008	0.03	µg/l	50
Pyributicarbe	0.008	0.03	µg/l	47
Thiodicarbe	0.03	0.1	µg/l	49
Tiocarbazil	0.008	0.03	µg/l	44
Triallate	0.008	0.03	µg/l	41
Acephate	0.008	0.03	µg/l	45
Anilophos	0.008	0.03	µg/l	43
Azaméthiphos	0.03	0.1	µg/l	45
Azinphos éhyl	0.03	0.1	µg/l	50
Azinphos méthyl	0.03	0.1	µg/l	44
Benthiavalicarbe-isopropyl	0.008	0.03	µg/l	46
Boscalid	0.008	0.03	µg/l	43
Butamifos	0.008	0.03	µg/l	41
Cadusafos	0.03	0.1	µg/l	48
Chlorfenvinphos (chlorfenvinphos-éthyl)	0.008	0.03	µg/l	49
Clothianidine	0.008	0.03	µg/l	44
Coumaphos	0.03	0.1	µg/l	43
Cymoxanil	0.008	0.03	µg/l	41
Atrazine déséthyl déisopropyl	0.03	0.1	µg/l	40

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Demeton S méthyl sulfone	0.008	0.03	µg/l	48
Demeton S méthyl sulfoxyde (Oxydemeton methyl)	0.008	0.03	µg/l	40
Desmedipham	0.008	0.03	µg/l	45
Dichlorvos	0.008	0.03	µg/l	40
Dicrotophos	0.008	0.03	µg/l	42
Dimethoate	0.008	0.03	µg/l	41
Diméthylvinphos (chlorvenvinphos-méthyl)	0.008	0.03	µg/l	49
Edifenphos	0.008	0.03	µg/l	47
Ethion	0.03	0.1	µg/l	42
Ethoprophos	0.008	0.03	µg/l	44
Famphur	0.008	0.03	µg/l	45
Fenamidone	0.008	0.03	µg/l	46
Fenamiphos (Phenamiphos)	0.008	0.03	µg/l	46
Fenthion	0.008	0.03	µg/l	45
Fonofos	0.008	0.03	µg/l	45
Fosthiazate	0.008	0.03	µg/l	42
Furilazole	0.008	0.03	µg/l	40
Hepténophos	0.008	0.03	µg/l	41
Imazamox	0.008	0.03	µg/l	41
Isofenphos	0.008	0.03	µg/l	49
Malaoxon	0.008	0.03	µg/l	44
Malathion	0.008	0.03	µg/l	46
Mephosfolan	0.008	0.03	µg/l	46
Merphos	0.03	0.1	µg/l	41
Méthacrifos	0.03	0.1	µg/l	46
Méthamidophos	0.008	0.03	µg/l	48
Methiocarbe sulfoxyde	0.008	0.03	µg/l	48
Mevinphos	0.008	0.03	µg/l	47
Monocrotophos	0.008	0.03	µg/l	43
Naled	0.008	0.03	µg/l	40
Ométhoate	0.008	0.03	µg/l	47
Paraoxon éthyl (paraoxon)	0.008	0.03	µg/l	44
Phenmedipham	0.03	0.1	µg/l	40
Phenthoate	0.008	0.03	µg/l	41
Phorate	0.008	0.03	µg/l	43
Phosalone	0.008	0.03	µg/l	40
Phosphamidon	0.008	0.03	µg/l	40
Phoxime	0.008	0.03	µg/l	42
Piperophos	0.008	0.03	µg/l	42
Pirimiphos éthyl	0.03	0.1	µg/l	40
Pirimiphos méthyl	0.008	0.03	µg/l	50
Profenofos	0.008	0.03	µg/l	43
Propaphos	0.008	0.03	µg/l	45
Proquinazid	0.008	0.03	µg/l	47
Pyraclofos	0.008	0.03	µg/l	41
Pyraflufen éthyl	0.008	0.03	µg/l	45
Pyrazophos	0.03	0.1	µg/l	50
Pyridaphenthion	0.008	0.03	µg/l	40
Quinalphos	0.008	0.03	µg/l	45
Silthiopham	0.008	0.03	µg/l	43
Sulfotep	0.008	0.03	µg/l	50
Tetrachlorvinphos	0.008	0.03	µg/l	41
Thiabendazole	0.008	0.03	µg/l	40
Toclophos-méthyl	0.008	0.03	µg/l	42
Triazophos	0.008	0.03	µg/l	44
Trichlorfon (Métrifonate)	0.008	0.03	µg/l	48
Vamidothion	0.008	0.03	µg/l	49
Acibenzolar-S-Méthyl	0.03	0.1	µg/l	40
Amidithion	0.008	0.03	µg/l	42
Amiprofosme	0.008	0.03	µg/l	46
Carboxine	0.008	0.03	µg/l	44
Chlorthiophos	0.03	0.1	µg/l	41
Crotoxyphos	0.008	0.03	µg/l	45
Crufomate	0.008	0.03	µg/l	47
Cyanofenphos	0.008	0.03	µg/l	43
Cythioate	0.03	0.1	µg/l	50
Ditalimfos	0.08	0.25	µg/l	46
EPN	0.008	0.03	µg/l	50
Etrimfos	0.008	0.03	µg/l	49
Fluroxypyr meptyl	0.03	0.1	µg/l	42
Imazapyr	0.008	0.03	µg/l	41
Indoxacarbe	0.03	0.1	µg/l	50

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Iprobenfos (IBP)	0.008	0.03	µg/l	42
Isoxathion	0.008	0.03	µg/l	43
Penoxsulam	0.008	0.03	µg/l	40
Propoxycarbazone sodium	0.03	0.1	µg/l	49
Roténone	0.008	0.03	µg/l	43
Sethoxydim	0.03	0.1	µg/l	44
Sulprofos	0.03	0.1	µg/l	40
Tebupirimfos	0.03	0.1	µg/l	43
Thiamethoxam	0.008	0.03	µg/l	43
Triazamate	0.008	0.03	µg/l	41
Trinexapac éthyl	0.03	0.1	µg/l	45
Aminotriazole (Amitrole)	0.08	0.25	µg/l	45
Chlorméquat	0.08	0.25	µg/l	
Chlorméquat chlorure	0.11	0.32	µg/l	
Diquat	0.08	0.25	µg/l	
Mepiquat	0.08	0.25	µg/l	
Mepiquat chlorure	0.11	0.33	µg/l	
Paraquat	0.08	0.25	µg/l	
Chloridazone (Pyrazon)	0.008	0.03	µg/l	
Chlorothalonil (TCNP)	0.017	0.05	µg/l	
Fenpropidine	0.017	0.05	µg/l	
PCB 101 (penta)	0.008	0.03	µg/l	46
PCB 105 (penta)	0.008	0.03	µg/l	44
PCB 118 (penta)	0.017	0.05	µg/l	49
PCB 138 (hexa)	0.017	0.05	µg/l	43
PCB 149	0.017	0.05	µg/l	41
PCB 153 (hexa)	0.017	0.05	µg/l	48
PCB 170 (hepta)	0.017	0.05	µg/l	46
PCB 18	0.008	0.03	µg/l	40
PCB 180 (hepta)	0.017	0.05	µg/l	49
PCB 194 (octa)	0.008	0.03	µg/l	46
PCB 209 (déca)	0.008	0.03	µg/l	50
PCB 28 (tri)	0.008	0.03	µg/l	43
PCB 31	0.008	0.03	µg/l	40
PCB 35	0.008	0.03	µg/l	45
PCB 44 (tétra)	0.008	0.03	µg/l	50
PCB 52 (tétra)	0.008	0.03	µg/l	45
Somme des 7 PCB	0.075	0.23	µg/l	47
24' DDD	0.008	0.03	µg/l	40
24' DDE	0.008	0.03	µg/l	41
24' DDT	0.017	0.05	µg/l	45
2,4D-isopropyl ester	0.008	0.03	µg/l	40
2,4-D méthyl ester	0.008	0.03	µg/l	47
2,6-dichlorobenzamide (métabolite du dichlobenil)	0.008	0.03	µg/l	40
44' DDD	0.008	0.03	µg/l	42
44' DDE	0.017	0.05	µg/l	48
44' DDT	0.017	0.05	µg/l	46
Acetochlore	0.008	0.03	µg/l	43
Acronifen	0.008	0.03	µg/l	46
Acrinathrine	0.008	0.03	µg/l	45
Alachlore	0.008	0.03	µg/l	48
Aldrine	0.008	0.03	µg/l	42
Alphamethrine (Alpha cypermethrine)	0.008	0.03	µg/l	50
Amitraze	0.008	0.03	µg/l	42
Anthraquinone	0.008	0.03	µg/l	45
Benalaxyl	0.008	0.03	µg/l	41
Benfluraline	0.008	0.03	µg/l	40
Benoxacor	0.008	0.03	µg/l	43
Bétacyfluthrine	0.017	0.05	µg/l	48
Bifenox	0.008	0.03	µg/l	42
Bifenthrine	0.008	0.03	µg/l	48
Bioresméthrine	0.008	0.03	µg/l	47
Biphényle	0.008	0.03	µg/l	47
Bromacile	0.008	0.03	µg/l	50
Bromophos éthyl	0.008	0.03	µg/l	44
Bromophos méthyl	0.008	0.03	µg/l	44
Bromopropylate	0.008	0.03	µg/l	41
Bupirimate	0.017	0.05	µg/l	44
Buprofézine	0.008	0.03	µg/l	47
Butraline	0.008	0.03	µg/l	42
Carbophenothion	0.008	0.03	µg/l	41
Carfentrazone éthyl	0.008	0.03	µg/l	41

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

Chinomethionate	0.008	0.03	µg/l	48
Chlordane (cis + trans)	0.008	0.03	µg/l	46
Chlordane cis (alpha)	0.008	0.03	µg/l	48
Chlordane gamma	0.008	0.03	µg/l	41
Chlordane trans (beta)	0.008	0.03	µg/l	46
Chlorfenson	0.008	0.03	µg/l	43
Chlormephos	0.008	0.03	µg/l	48
Chloroneb	0.008	0.03	µg/l	50
Chlorprophame	0.008	0.03	µg/l	45
Chlorpyrifos éthyl	0.008	0.03	µg/l	48
Chlorpyrifos méthyl	0.008	0.03	µg/l	50
Chlorthal-diméthyl	0.008	0.03	µg/l	40
Clethodim	0.008	0.03	µg/l	47
Clomazone	0.008	0.03	µg/l	41
Cloquintocet mexyl	0.008	0.03	µg/l	44
Cyfluthrine	0.008	0.03	µg/l	49
Cypermethrine	0.008	0.03	µg/l	43
Cyprodinil	0.008	0.03	µg/l	40
Deltamethrine	0.008	0.03	µg/l	49
Demeton O+S (systox)	0.017	0.05	µg/l	47
Demeton S méthyl (méthyl demeton)	0.008	0.03	µg/l	41
Diazinon	0.008	0.03	µg/l	43
Dichlobenil	0.008	0.03	µg/l	41
Dichlofenthion	0.008	0.03	µg/l	40
Dichlofluanide	0.008	0.03	µg/l	41
Dichlormide	0.08	0.25	µg/l	44
Dieldrine	0.008	0.03	µg/l	41
Diflufenican	0.008	0.03	µg/l	41
Dimetachlor	0.008	0.03	µg/l	43
Dimethenamid	0.008	0.03	µg/l	42
Disulfoton (Disyston)	0.008	0.03	µg/l	47
Endosulfan alpha	0.008	0.03	µg/l	44
Endosulfan total (alpha + bêta)	0.025	0.08	µg/l	49
Endosulfan bêta	0.008	0.03	µg/l	49
Endosulfan sulfate	0.008	0.03	µg/l	44
Endrine aldéhyde	0.008	0.03	µg/l	45
Endrine	0.008	0.03	µg/l	44
Esfenvalerate	0.008	0.03	µg/l	47
Ethofumesate	0.008	0.03	µg/l	41
Fenarimol	0.008	0.03	µg/l	41
Fenchlorphos	0.008	0.03	µg/l	42
Fenhexamid	0.008	0.03	µg/l	47
Fenitrothion	0.008	0.03	µg/l	45
Fenpropathrine	0.008	0.03	µg/l	45
Fenpropimorphe	0.008	0.03	µg/l	46
Fenson (Fenizon)	0.008	0.03	µg/l	41
Fenvalérate	0.017	0.05	µg/l	48
Fipronil	0.008	0.03	µg/l	50
Flonicamid	0.008	0.03	µg/l	41
Flumioxazine	0.008	0.03	µg/l	49
Flurochloridone	0.008	0.03	µg/l	50
Flurprimidol	0.008	0.03	µg/l	48
Furalaxyl	0.008	0.03	µg/l	46
Hexachlorobenzène (HCB)	0.008	0.03	µg/l	46
HCH alpha	0.008	0.03	µg/l	50
HCH bêta	0.008	0.03	µg/l	43
HCH delta	0.008	0.03	µg/l	41
HCH epsilon	0.008	0.03	µg/l	50
Heptachlore	0.008	0.03	µg/l	44
Heptachlore époxyde (cis+trans)	0.008	0.03	µg/l	42
Heptachlore époxyde endo trans	0.008	0.03	µg/l	43
Heptachlore époxyde exo cis	0.008	0.03	µg/l	45
Imazamethabenz méthyl	0.017	0.05	µg/l	43
Iodofenphos	0.008	0.03	µg/l	49
Ioxynil-méthyl	0.008	0.03	µg/l	41
Iprodione	0.008	0.03	µg/l	46
Isodrine	0.008	0.03	µg/l	47
Isoxadifen -éthyl	0.008	0.03	µg/l	45
Lambda cyhalothrine	0.008	0.03	µg/l	50
Lenacil	0.008	0.03	µg/l	42
Lindane (HCH gamma)	0.008	0.03	µg/l	40
MCPA-1-butyl ester	0.008	0.03	µg/l	49

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2021 – Transfert de pesticides en parcelles drainées

MCPA-butoxyéthyl ester	0.008	0.03	µg/l	47
MCPA-éthyl ester	0.017	0.05	µg/l	50
MCPA-2-éthylhexyl ester	0.008	0.03	µg/l	40
MCPA-méthyl ester	0.008	0.03	µg/l	47
MCP-1-octyl	0.008	0.03	µg/l	42
MCP-2,4,4-triméthylpentyl ester	0.008	0.03	µg/l	42
MCP-2-butoxyéthyl ester	0.008	0.03	µg/l	42
MCP-2-éthylhexyl ester	0.008	0.03	µg/l	42
MCP-2-octyl ester	0.008	0.03	µg/l	47
MCP-méthyl ester	0.008	0.03	µg/l	48
MCP-n isobutyl ester	0.008	0.03	µg/l	48
Mefenacet	0.008	0.03	µg/l	48
Mefenpyr diethyl	0.008	0.03	µg/l	42
Mepanipirim	0.008	0.03	µg/l	48
Mepronil	0.008	0.03	µg/l	49
Metazachlor	0.008	0.03	µg/l	48
Methidathion	0.008	0.03	µg/l	42
Methoxychlor	0.008	0.03	µg/l	48
Metolachlore	0.008	0.03	µg/l	48
Métrafenone	0.008	0.03	µg/l	49
Molinate	0.008	0.03	µg/l	47
Napropamide	0.008	0.03	µg/l	46
Nitrofen	0.008	0.03	µg/l	41
Norflurazon	0.008	0.03	µg/l	47
Norflurazon désméthyl	0.008	0.03	µg/l	41
Nuarimol	0.008	0.03	µg/l	42
Ofurace	0.008	0.03	µg/l	47
Oxadiazon	0.008	0.03	µg/l	44
Oxadixyl	0.008	0.03	µg/l	48
Oxyfluorène	0.017	0.05	µg/l	41
Parathion éthyl	0.017	0.05	µg/l	40
Parathion méthyl	0.008	0.03	µg/l	44
Pendimethaline	0.008	0.03	µg/l	50
Perméthrine	0.017	0.05	µg/l	46
Phosphate de tributyle	0.008	0.03	µg/l	42
Piperonyl butoxyde	0.008	0.03	µg/l	49
Prétilachlore	0.008	0.03	µg/l	43
Procymidone	0.008	0.03	µg/l	46
Propachlore	0.017	0.05	µg/l	45
Propanil	0.008	0.03	µg/l	50
Propargite	0.008	0.03	µg/l	45
Propetamphos	0.008	0.03	µg/l	47
Propyzamide	0.008	0.03	µg/l	45
Pyridaben	0.008	0.03	µg/l	41
Pyridate	0.017	0.05	µg/l	44
Pyrifénos	0.017	0.05	µg/l	50
Pyrimethanil	0.008	0.03	µg/l	45
Pyriproxyfen	0.008	0.03	µg/l	45
Quinoxifène	0.008	0.03	µg/l	50
Quintozène	0.017	0.05	µg/l	48
Tau fluvalinate	0.008	0.03	µg/l	40
Tebufenpyrad	0.008	0.03	µg/l	49
Tebutam	0.008	0.03	µg/l	40
Tecnazène	0.017	0.05	µg/l	41
Tefluthrine	0.008	0.03	µg/l	43
Terbacile	0.008	0.03	µg/l	40
Terbufos	0.008	0.03	µg/l	44
Tetradifon	0.008	0.03	µg/l	50
Tetrasul	0.017	0.05	µg/l	42
Thiocyclam hydrogen oxalate	0.017	0.05	µg/l	46
Thiometon	0.008	0.03	µg/l	49
Tolylfluamide	0.008	0.03	µg/l	43
Trifluraline	0.008	0.03	µg/l	48
Vinchlozoline	0.008	0.03	µg/l	41
Métaldéhyde	0.03	0.1	µg/l	