



HAL
open science

Les pesticides dans le bassin de la Seine

Hélène Blanchoud, Enrique Barriuso, Marc Chevreuil, Bénédicte Guery,
Elodie Moreau-Guigon, Céline Schott, Sylvain Théry, Julien Tournebize

► **To cite this version:**

Hélène Blanchoud (Dir.). Les pesticides dans le bassin de la Seine : Comprendre les origines et le transfert des pesticides pour en évaluer l'impact sur l'homme et l'environnement. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 14, 66 p., 2011, Programme Piren - Seine, 978-2-918251-13-2. hal-01192340

HAL Id: hal-01192340

<https://hal.science/hal-01192340>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



eau
seine
NORMANDIE

PROGRAMME PIREN-SEINE

Programme Interdisciplinaire de Recherche
sur l'Environnement de la Seine



Les pesticides dans le bassin de la Seine

Comprendre les origines et
le transfert des pesticides
pour en évaluer l'impact sur
l'homme et l'environnement

Sous la direction d'Hélène Blanchoud

ENSEMBLE
DONNONS
vie à l'eau

Agence de l'eau

#14

L'Agence de l'eau Seine-Normandie a pour mission, conjointement avec les acteurs de l'eau, de conduire les eaux du bassin de la Seine vers le bon état écologique.

Depuis 1989, le Programme de Recherche Interdisciplinaire sur l'Environnement de la Seine (PIREN-Seine) nous aide à mieux comprendre le fonctionnement du bassin et contribue aux décisions de l'Agence.

Ce programme de recherche a apporté un éclairage décisif sur la manière dont les rivières et les zones humides participent à l'épuration de nos effluents, sur la nécessité de réduire nos rejets en phosphore pour limiter l'eutrophisation, sur l'impact attendu du changement de pratiques culturales afin de réduire la contamination des eaux par les nitrates, etc.

Partenaire du PIREN-Seine, l'Agence de l'eau souhaite valoriser l'important travail accompli et soutenir les recherches futures en contribuant à la publication de ces travaux.

C'est l'objet de cette collection que de faire partager au plus grand nombre ces connaissances longuement mûries.

Michèle Rousseau

Directrice générale de l'Agence de l'eau Seine-Normandie

Le programme de recherche PIREN-Seine est né en 1989 de la volonté du CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique) de faire se rencontrer les chercheurs de diverses disciplines (une centaine de personnes appartenant à une vingtaine d'équipes) et les acteurs qui ont en charge la gestion des ressources en eau (une dizaine d'organismes publics et privés) dans cet espace de 75 000 km² constituant le bassin hydrographique de la Seine. En s'inscrivant dans la durée, tout en redéfinissant périodiquement ses objectifs et ses orientations, le programme, basé sur la confiance et le dialogue, a permis l'émergence d'une culture scientifique partagée entre gestionnaires et scientifiques. Les recherches à caractère appliqué sont menées dans un cadre coordonné privilégiant le développement de notre capacité à analyser, à comprendre et à prévoir le fonctionnement de cet ensemble régional d'écosystèmes qu'est le bassin de la Seine : comment ce territoire, avec sa géologie, son climat, sa végétation, mais aussi avec ses activités agricoles, domestiques et industrielles, fabrique-t-il à la fois le milieu aquatique lui-même et la qualité de l'eau de nos rivières et de nos nappes ?

Par un pilotage souple et participatif, le programme a su concilier, au sein d'une même démarche, les exigences d'une recherche fondamentale qui vise à fournir les clés pour comprendre, avec celles de la demande sociale qui attend des outils pour guider l'action.

Mais la demande sociale ne s'exprime pas seulement par le questionnement technique des gestionnaires. Elle passe aussi par le débat public avec les élus, les associations, les citoyens. L'état présent du milieu aquatique résulte de l'action millénaire de l'homme sur son environnement. Sa qualité future dépendra de ce que nous en ferons ; ce qui appelle un débat sur la manière dont nous voulons vivre sur le territoire qui produit l'eau que nous buvons, compte tenu des contraintes que nous imposent la nature et la société. L'ambition du PIREN-Seine, en tant que programme de recherche publique engagé, est aussi d'éclairer un tel débat. C'est dans cet esprit que nous avons entrepris la publication de cette collection de travaux. Elle veut offrir aux lecteurs, sur les sujets porteurs d'enjeux en matière de gestion de l'eau, les clés de la compréhension du fonctionnement de notre environnement.



Jean-Marie Mouchel et Gilles Billen

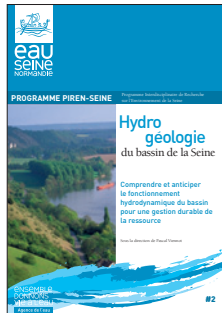
Direction du Programme PIREN-Seine

La collection du programme PIREN-SEINE

Cette collection analyse différents aspects du **fonctionnement du bassin de la Seine** et de ses grands affluents, soit 75 % du territoire d'intervention de l'Agence de l'eau Seine-Normandie. D'autres programmes, en liaison avec le PIREN-Seine, s'intéressent à des régions ou des problématiques différentes. Ainsi Seine-Aval se focalise sur l'estuaire de la Seine et édite une collection similaire depuis 1999.



#1 - Le bassin de la Seine



#2 - L'hydrogéologie



#3 - La pollution par les nitrates



#4 - Le peuplement de poissons



#5 - L'agriculture



#6 - L'eutrophisation des cours d'eau



#7 - Les métaux



#8 - La contamination microbienne



#9 - La micropollution organique



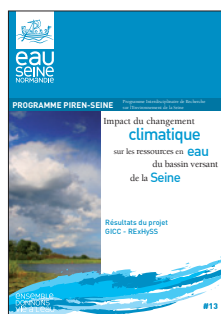
#10 - L'eau dans les campagnes avant l'ère industrielle



#11 - Les petites rivières urbaines



#12 - Le risque écotoxicologique



#13 - Impact du changement climatique sur les ressources en eau



#14 - Les pesticides



#15 - La cascade de l'azote

La couleur de chaque fascicule renvoie à l'un des quatre objectifs principaux de l'Agence de l'eau :



Développer la gouvernance, informer et sensibiliser sur la thématique de l'eau

Satisfaire les besoins en eau, protéger les captages et notre santé

Reconquérir les milieux aquatiques et humides, favoriser la vie de la faune et de la flore

Dépolluer, lutter contre les pollutions de l'eau et des milieux aquatiques

Les pesticides

dans le bassin de la Seine

Auteurs :

HÉLÈNE BLANCHOU¹, ENRIQUE BARRIUSO², MARC CHEVREUIL¹, BÉNÉDICTE GUERY³, ELODIE MOREAU-GUIGON¹, CÉLINE SCHOTT⁴,
SYLVAIN THÉRY⁵, JULIEN TOURNEBIZE⁶.

4

Numéro ISBN : 978-2-918251-13-2

Numéro ISSN : 1968-5734

Dépôt légal : décembre 2011

(1) Ecole Pratique des Hautes Etudes, UMR Sisyphe 7619, Paris

(2) INRA, UMR EGC, Thiverval Grignon

(3) SEDIF, Paris

(4) INRA SAD, Mirecourt

(5) UPMC, UMR Sisyphe 7619, Paris

(6) CEMAGREF HBAN, Antony

RÉSUMÉ

La contamination de l'environnement par les pesticides est une problématique majeure du XXI^e siècle. Les produits de synthèse développés pour protéger les cultures sont devenus indispensables pour maintenir les rendements agricoles. Leurs usages se sont répandus jusque dans nos villes et nos jardins pour l'entretien des allées et trottoirs. Chaque année, de nouvelles matières actives sont homologuées : en 2011, 580 substances actives sont autorisées. Dans le bassin versant* de la Seine où se mêlent terres agricoles et zones périurbaines, il est difficile d'identifier ces sources.

Le constat est préoccupant : les suivis de la qualité des eaux de surface montrent une contamination récurrente par les pesticides sur l'ensemble du territoire. La rémanence* de certains produits comme l'atrazine explique également la contamination des eaux souterraines malgré leur interdiction, ce qui a conduit à l'abandon des captages d'eau potable les plus contaminés. Or, seulement 1 à 5 % des quantités appliquées sont effectivement transférées dans les cours d'eau.

Dans un contexte où la réglementation sur les usages et sur les seuils de contamination dans l'environnement évolue en continu, il devient indispensable de comprendre le devenir des pesticides dans le bassin versant. Cela passe par l'analyse du comportement des produits depuis leur application jusqu'à leur transfert dans les cours d'eau ou les eaux souterraines, en tenant compte des interactions possibles dans le sol, le sous-sol et l'atmosphère.

Enfin, la modélisation est l'étape indispensable pour évaluer le risque de contamination future par des nouveaux produits actuellement utilisés. L'étude des anciennes molécules toujours présentes dans l'environnement permet d'établir les paramètres à prendre en compte. Les quantités utilisées et le taux de détection dans les milieux facilitent la calibration. Cela ne sera peut-être pas le cas des molécules plus récentes ayant un effet à des doses plus infimes et devenant donc difficiles à détecter dans le milieu naturel par des techniques d'analyse chromatographique classiques.

Ces analyses amènent tant à rechercher de nouvelles pratiques culturales qu'à concevoir des programmes de réduction du recours aux produits phytosanitaires en milieu urbain, avec pour objectif une moindre contamination des milieux par les pesticides.

SOMMAIRE

7 Introduction

 QU'EST-CE QU'UN PESTICIDE ?

ANALYSER

10 L'utilisation des pesticides

- 11 Les indicateurs de suivi des usages de pesticides
- > Les substances actives
 - > Le cas du bassin de la Seine

13 Une utilisation fortement liée à l'agriculture

- > Les limites de l'analyse des tonnages
- > L'indicateur de fréquence de traitement

17 Le milieu urbain également concerné

 LA RÉGLEMENTATION CONCERNANT LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

CONNAÎTRE

22 Le devenir des résidus dans l'environnement

23 Le sol, un lieu de transformations complexes et de stockage

- > La disponibilité
- > L'adsorption
- > Les modes de dégradation
- > De multiples interdépendances
- > L'évaluation des risques

 L'ADSORPTION DES PESTICIDES

25 La zone non saturée, une zone de transit limitant la vulnérabilité des nappes

- > Les substances actives
- > Le cas du bassin de la Seine

27 L'air, vecteur de contamination transfrontalière

- > Des études récentes
- > L'évolution des pesticides dans l'atmosphère
- > Le cas du bassin de la Seine

 RÔLE DES ORGANISMES DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR

34 L'eau, une ressource à protéger

- > Le milieu souterrain fragilisé
- > Quelles normes pour l'eau

41 L'exposition humaine, une réalité à multiples facettes

- > L'ingestion de l'eau
- > Le contact direct
- > L'inhalation
- > L'alimentation

 LES PESTICIDES ET LA SANTÉ

MODÉLISER

44 Pour comprendre et anticiper

45 Comprendre la situation actuelle

- > Une première approche globale
- > La dynamique spatio-temporelle des pesticides à l'échelle du bassin versant
- > Une conséquence des usages passés

50 Évaluer le risque futur


AGIR

52 Pour limiter la contamination par les pesticides

53 Améliorer les pratiques pour réduire les intrants

- > Principes de catégorisation des méthodes de lutte contre les bioagresseurs
- > Le cas de la culture du blé tendre dans le bassin versant d'Orgeval

56 Sensibiliser et accepter la présence d'adventices

 LE PROGRAMME PHYT'EAUX CITÉS

58 Intervenir sur les paysages

62 Conclusion

Les produits phytosanitaires, ou pesticides, ont essentiellement pour objet de lutter contre les bioagresseurs des cultures (tels que les adventices*, ravageurs, maladies) et ainsi de sécuriser les rendements agricoles. C'est en partie grâce au recours aux intrants (pesticides, engrais de synthèse, etc.) que l'agriculture des pays développés a permis d'atteindre au XX^e siècle les objectifs de sécurité alimentaire et sanitaire des aliments.

L'intensification des cultures a engendré la diversification des pesticides mis sur le marché. De plus en plus spécifiques et toxiques à des doses infimes, ces produits appelés aussi produits phytosanitaires ou phytopharmaceutiques n'en restent pas moins préoccupants. Ils font partie des rares produits à être intentionnellement dispersés dans l'environnement pour la protection des cultures, l'entretien des voiries ou l'esthétique paysagère. Cependant, l'utilisation des pesticides peut engendrer des risques directs ou indirects pour l'homme et les écosystèmes. Aussi, constitue-t-elle un enjeu de société majeur, comme le montrent les principaux rapports d'expertise scientifique collective conduite par l'INRA et le CEMAGREF (Aubertot, J.N. et al., 2007), le plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides (PIRRP 2006-2009) et le plan Ecophyto 2018 (Baschet, J.F. et Pingault N., 2009 ; Pingault, N. et al., 2009 ; Tréguët, B. et al., 2010).

Quatre principaux points ont été mis en évidence par différentes études.

- **La généralisation de la contamination des eaux par les pesticides** : on note la présence de pesticides sur 91% des points de suivi de la qualité des cours d'eau et 59% pour les eaux souterraines en 2007. Dans le bassin Seine-Normandie, la moyenne annuelle de la somme des pesticides était supérieure à 0,5 µg/L dans 30% des stations de prélèvement.

- **La présence de certains pesticides dans d'autres compartiments de l'environnement** : l'air ou les sols (avec par exemple une rémanence forte de résidus d'organochlorés interdits depuis plus de 10 ans comme les produits de dégradation du DDT, le lindane ou encore le chlordécone). Les fruits et légumes directement traités sont également des compartiments biologiques qui peuvent être contaminés. Ces produits se retrouvent jusque dans le sang humain et le lait maternel.

- **Les effets potentiels des pesticides sur la santé humaine** : ces effets peuvent être chroniques (malformations génitales, cancers, lymphomes...) ou bien aigus, mais sans qu'il soit systématiquement possible de prouver le lien de causalité. À titre d'exemple, on constate que les agriculteurs ont moins de cancers que les autres catégories de population, mais sont exposés à un risque accru pour certains cancers spécifiques.

- **Les effets sur les écosystèmes**, notamment sur les abeilles dans les zones d'agriculture intensive. Aussi, est-il fortement déconseillé de traiter les cultures pendant la période de pollinisation surtout aux heures et températures de butinage. La présence de pesticides

dans les eaux peut également causer des déséquilibres marqués sur les populations d'invertébrés et rendre plus longue la restauration des écosystèmes aquatiques.

Ces constats justifient à eux seuls les objectifs de réduction de l'utilisation des pesticides, amenant ainsi à se concentrer tant sur la détection des pesticides, que sur l'identification des usages et la compréhension de leur devenir dans l'environnement.

Détecter la présence des pesticides dans l'environnement

C'est à partir des années 1960 que la persistance des pesticides dans l'environnement a été démontrée. Les organochlorés tels que le DDT, le toxaphène furent alors détectés tant dans les compartiments physiques (sédiments, rivières, estuaires) que biologiques (crustacés, poissons, sang ou lait humain). La mise en évidence de leurs effets toxiques et perturbateurs endocriniens* a conduit à leur interdiction dans de nombreux pays et ils sont inscrits sur la liste des Polluants Organiques Persistants (POP) définie par la convention internationale de Stockholm comme les substances prioritaires à interdire. Pourtant, des métabolites* de ces molécules se retrouvent encore dans le sang humain des français : 120 ng/g de lipides pour le DDE, métabolite du DDT (INVS, 2011). Depuis les années 1970, un grand nombre de molécules a été mis sur le marché français. Moins toxiques et plus spécifiques sur les cibles à atteindre, ces pesticides restent néanmoins préoccupants.

Par manque de connaissance de leurs effets réels sur la santé et l'environnement, les premiers seuils ont été établis selon les limites de quantification des principales matières actives sur les appareils chromatographiques. C'est ainsi que la norme concernant l'eau potable a été établie en 1980 à 0,1 µg/L pour chaque molécule et 0,5 µg/L pour la somme des pesticides retrouvés. Elle a souvent servi de référence pour qualifier l'état chimique des cours d'eau sans pour autant considérer la potentialité toxique des substances. Le milieu aquatique n'est pas le seul compartiment environnemental à être concerné. Des produits souvent utilisés en France comme l'atrazine ont également été mesurés dans l'air et le sol. Afin de répondre rapidement à l'inquiétude sociétale sur le sujet de la contamination par les pesticides, les molécules les plus fréquemment détectées dans les eaux ont été interdites. Parallèlement, des indices de qualité des eaux ont été mis en place afin d'établir de nouvelles normes répondant au mieux à la protection de la ressource en eau.

Les grilles de qualité du SEQ-eau initialement réalisées en 1971 dans ce but sont maintenant abandonnées pour laisser la place aux Normes de Qualité Environnementale (NQE). Les NQE sont définies pour chaque substance pour les polluants prioritaires et dangereux. Elles sont basées sur le risque écologique pour l'évaluation des cours d'eau au regard de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Ces normes portent sur deux critères : soit sur la moyenne annuelle (appliquée pour 5 pesticides), soit sur la moyenne annuelle et la concentration maximale lors d'un prélèvement (appliquée pour 13 pesticides). Ainsi, en France en 2007, pour au moins 29 pesticides, 17 stations d'eau de surface sur 1781 dénotaient une concentration moyenne supérieure à 5µg/L, dont 11 dans le bassin de la Seine (Trégouet et al., 2010). Le dépassement de la NQE est constaté sur 200 stations pour au moins une substance en 2007, dont 51 pour la seule région Ile-de-France. En 2008 et 2009, respectivement 29 et 23 stations ne répondent pas aux NQE pour au moins un pesticide.

De par leur diversité d'actions et leurs caractéristiques physiques et chimiques, aucun milieu n'est épargné. Les pesticides les plus solubles vont rejoindre les eaux de surface et souterraines alors que les plus volatiles vont contaminer l'atmosphère et être transportés à de longues distances. Les molécules ayant la capacité de s'accumuler dans les tissus comme les organochlorés ont été progressivement interdites. Les plus persistantes comme le lindane sont parfois encore décelées dans les sols ou les sédiments et constituent un stock susceptible d'être remobilisé. En France, le réseau de suivi de la contamination de l'air, des rivières et des nappes* montre une contamination récurrente par l'atrazine, un herbicide largement employé sur les cultures de maïs, jusqu'à son interdiction en 2003. Plus localement, la contamination du milieu est directement corrélée avec les usages actuels pour l'atmosphère et les rivières, et avec les usages passés pour les nappes. L'intensité de la contamination et le décalage dans le temps dépendront de la vulnérabilité des milieux.

Identifier les usages pour les réduire

Ces constats ont motivé un encadrement de plus en plus contraignant au plan européen et national, qui ne pouvait se limiter à l'évaluation même renforcée des pesticides eux-mêmes, mais devait s'étendre à l'évaluation de leurs pratiques d'utilisation. Il fallait donc d'une part, disposer des éléments scientifiques concernant ces produits et leurs impacts pour mieux connaître leurs effets potentiels et contribuer à les prévenir, et d'autre part, agir sur les produits et les pratiques agricoles pour diminuer l'usage, la présence et les impacts des pesticides.

Cet objectif de limiter les impacts néfastes de l'agriculture sur l'environnement et la santé impose notamment de rendre les exploitations agricoles moins dépendantes des pesticides. C'est l'objectif du plan Ecophyto 2018, dévoilé à la presse en septembre 2008. Ce plan comporte huit grands axes couvrant un large éventail d'actions relevant de la recherche, de l'expérimentation, du conseil aux exploitants, de politiques réglementaires

et incitatives, etc. Il vise à réduire de moitié l'usage des pesticides en France à l'horizon 2018. Cependant, la réduction de l'usage des pesticides est un dossier complexe à plus d'un titre. Cela résulte en premier lieu du nombre important de substances actives et de produits commerciaux qui peuvent s'utiliser à des doses très différentes, de quelques grammes à plusieurs dizaines de kilos par hectare. Le nombre d'acteurs concernés est également très élevé, qui par leur décisions influent directement ou indirectement sur ces usages : exploitants agricoles, transformateurs et distributeurs, consommateurs, etc. D'autres usagers ont également été identifiés ces dernières années. C'est le cas de l'usage urbain fait par les services techniques municipaux et de voirie ou encore par les particuliers, usage qui était négligé jusqu'alors. Pourtant, leur rôle dans la contamination des eaux superficielles a été démontré. Cela met en évidence les lacunes concernant la connaissance des différents impacts et l'importance des usages. Ces usages s'ajoutent à un relargage diffus des biocides utilisés dans les peintures et crépis des façades. La question de la mesure, c'est-à-dire des indicateurs de suivi, est donc essentielle (Baschet, J.F. et Pingault N., 2009).

Comprendre pour agir

L'occurrence de la contamination des nappes par des molécules interdites depuis plusieurs années nous oblige à réfléchir aux mécanismes de transfert et de dégradation des pesticides dans l'environnement : comment ils se dissipent, se dégradent, s'accumulent dans les sols, l'air, l'eau. Quel va être le risque d'exposition d'un produit qui sera mis sur le marché demain alors qu'on n'arrive pas encore à expliquer le devenir des molécules actuelles ? Tel est l'enjeu majeur de la recherche.

En s'aidant des connaissances sur les anciens pesticides, il faut définir les processus de transfert et de transformation pour savoir comment une nouvelle molécule qui sera efficace à des doses infimes se comportera, alors qu'il est encore impossible de mettre en place des moyens analytiques pour les détecter en deçà de sa NQE. Cela conduit à associer tant les recherches pour l'amélioration de la caractérisation de la contamination du milieu que celles permettant de modéliser le devenir des pesticides dans l'environnement.

Le modèle* parfait n'existe pas. Le choix est donc à faire entre un modèle général de transfert des pesticides (qui aura un système de fonctionnement simple mais générique) et des modèles précis pour un nombre limité de molécules ou nécessitant une connaissance accrue sur un territoire limité.

Qu'est-ce qu'un pesticide ?

Un pesticide est une substance utilisée pour éliminer une espèce nuisible.

L'origine du mot pourrait provenir du terme anglais « pest » signifiant insecte nuisible ou alors du français « peste », ces deux termes provenant du latin « pestis » désignant le fléau au sens général. Le suffixe « -cide » qui a pour origine le verbe latin « caedo, cadere » signifie « tuer ».

Les pesticides peuvent être classés selon leur mode d'action : insecticides*, fongicides*, herbicides* ou selon leur appartenance à des familles chimiques : triazines, phénylurées, carbamates. Leur utilisation a permis de limiter le développement de maladies et a révolutionné l'agriculture. Pourtant, la mise en évidence de leurs effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement a progressivement rendu ces substances impopulaires. Le mot pesticide a donc fait place progressivement à d'autres termes comme les produits phytosanitaires ou phytopharmaceutiques destinés à soigner ou protéger les espèces végétales cultivées et détruire les végétaux indésirables afin d'en améliorer le rendement.

Pourtant, quel que soit le nom qu'on leur donne ou la définition de leurs usages, les pesticides sont bien présents dans tous les compartiments de l'environnement.

DEUX FAÇONS D'APPRÉHENDER LES PESTICIDES

Les produits phytopharmaceutiques sont définis par la directive 91/414/CEE abrogée par le règlement n° 1107/2009 du 21/10/09, comme les substances actives et les préparations contenant une ou plusieurs substances actives destinées à :

- protéger les végétaux ou les produits végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action, pour autant que ces substances ou préparations ne soient pas autrement définies ci-après ;
- exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, pour autant qu'il ne s'agisse pas de substances nutritives (par exemple, les régulateurs de croissance) ;
- assurer la conservation des produits végétaux, pour autant que ces substances ou produits ne fassent pas l'objet de dispositions particulières du Conseil ou de la Commission concernant les agents conservateurs ;
- détruire les végétaux ou les parties des végétaux indésirables ;
- freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux.

Les pesticides sont également inclus dans **les biocides**, terme désignant l'ensemble des substances destinées à détruire ou rendre inoffensif tout organisme nuisible. Outre les pesticides, les biocides intègrent les antibiotiques, médicaux ou vétérinaires, les désinfectants ou encore les produits contenus dans les matériaux. Ils dépendent de la directive 98/8/CE du 16 février 1998. Ainsi, les charpentes traitées contre les termites, les peintures antifouling, les vêtements ou meubles contenant des antifongiques ou encore les boules antimites ou autres traitements antipuces et antipoux sont considérés comme des biocides. Ces formulations ne sont pas incluses dans les produits phytosanitaires, même si la substance active est la même.

Un même produit peut donc dépendre de deux réglementations différentes. Un nouveau règlement devrait remplacer l'ancienne directive sur les biocides. Ainsi, seulement 11 biocides seront bientôt autorisés dans les peintures antifouling.



L' utilisation des pesticides

La contamination du milieu par les pesticides du bassin de la Seine est la résultante de nombreux usages et des spécificités du bassin. Aussi, la question de la définition d'indicateurs de suivi pertinents se pose-t-elle avec acuité pour cerner la nature de ces usages et l'évolution de la consommation de pesticides. Or, si l'agriculture est la principale source d'utilisation des pesticides, les usages en milieu urbain ne doivent pas être négligés.



La compréhension des processus de transfert nécessite de réaliser des zooms sur des zones précises. Dans le cadre du PIREN-Seine, plusieurs sous bassins ont fait l'objet d'études spécifiques, les trois principaux étant localisés sur la *figure 1*.

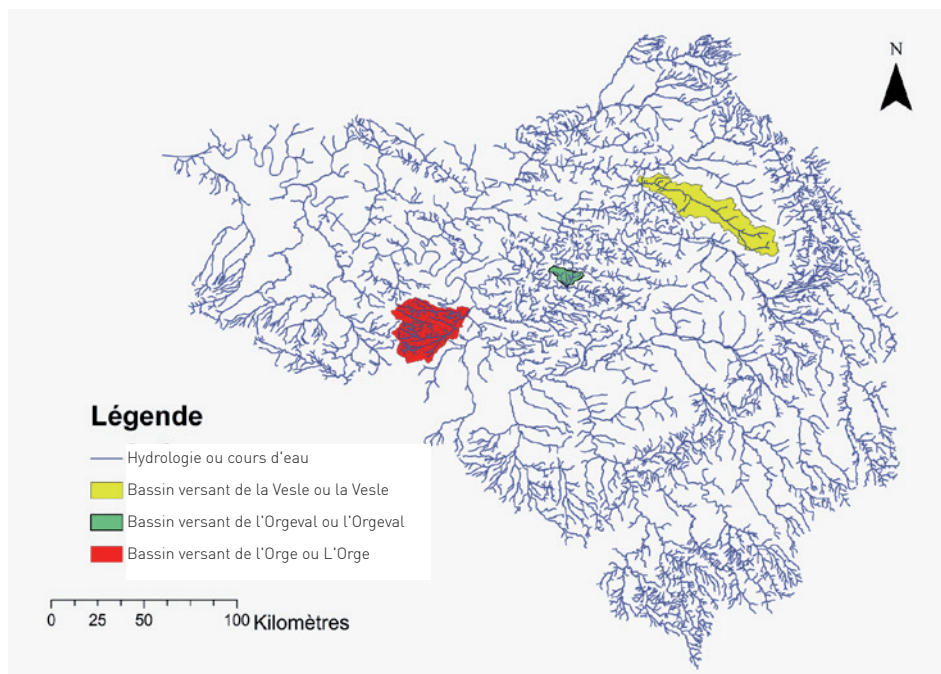


Figure 1 : Localisation des sites d'étude du PIREN-Seine pour la compréhension du transfert des pesticides.

Les indicateurs de suivi des usages de pesticides

Du fait même de l'objectif principal du plan Ecophyto 2018 qui est quantifié, les indicateurs de suivi occupent une place centrale. Pour mettre en œuvre ce plan, il faut disposer d'indicateurs permettant de suivre l'évolution de la consommation de pesticides en France. Parmi ceux-ci, l'indicateur « **Tonnage de substances actives** » est le plus répandu car il est le seul qui existe au niveau de l'ensemble des pays de l'Union européenne et de l'OCDE. Il est obtenu essentiellement à partir des ventes annuelles déclarées par les principales firmes phytosanitaires, ces données étant diffusées en France par l'UIPP (Union des industries de la protection des plantes).

En Europe, les substances les plus consommées sont les herbicides suivis des fongicides (*figure 2*), les insecticides et autres substances étant généralement loin derrière, en fonction des principales surfaces cultivées dans le pays (on considère que l'agriculture consomme à elle seule 90% des pesticides).

EN CHIFFRES

Avec **30,3%** du marché, **l'Europe** est le principal consommateur mondial de pesticides, devant l'Asie, l'Amérique du Nord et l'Amérique du Sud.

Les produits les plus consommés, en chiffre d'affaires, sont les herbicides (46,3%), suivis des fongicides (25,7%), puis des insecticides (24,9%).

La France est le 3^{ème} consommateur mondial de pesticides et le 1^{er} utilisateur en Europe avec une masse totale de 63 700 tonnes de substances actives vendues en 2009. Elle n'occupe que le 4^{ème} rang par la consommation rapportée au nombre d'hectares cultivés (hors prairies permanentes), avec 5,4 kg/ha/an, derrière le Portugal, les Pays-Bas et la Belgique.

Les fongicides représentent 49% du volume, les herbicides 34%, les insecticides 3% et les produits divers 14%.

Ventes en millions d'euros

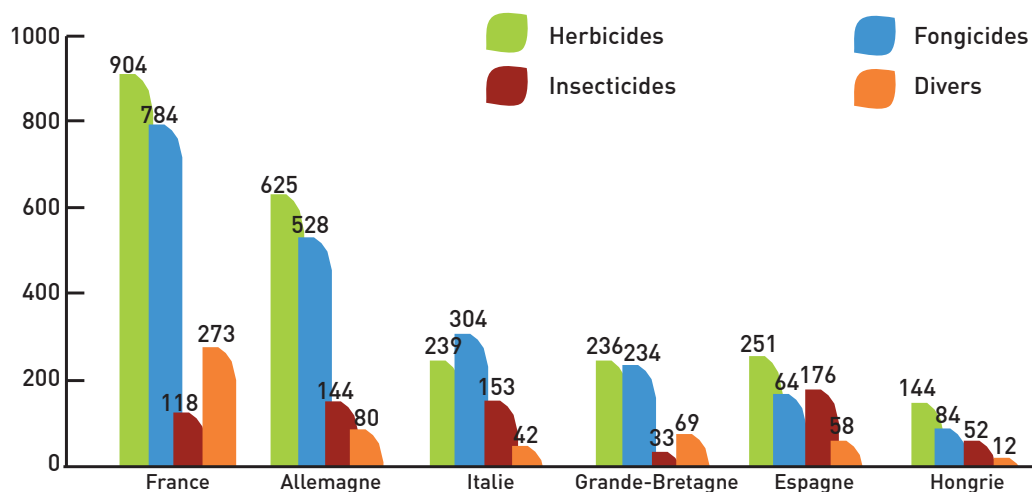


Figure 2 : Marchés phytosanitaires en Europe en 2008, en millions d'euros (sources UIPP, 2010).

LES SUBSTANCES ACTIVES

Avant 1993, date de début de mise en œuvre de la directive 91/414/CE, 800 substances actives (SA) d'origine végétale, minérale ou de synthèse pouvaient être utilisées en tant que pesticides en Europe.

La réhomologation des SA et l'obligation d'inscription sur une liste européenne se traduit aujourd'hui par un retrait progressif de nombreux produits. En 2005, 489 SA, appartenant à environ 150 familles chimiques différentes, étaient disponibles. Elles se répartissent en 165 fongicides, 139 herbicides, 95 insecticides, 11 nématicides et 79 produits divers. Ces SA sont formulées et commercialisées sous forme de préparations ou produits commerciaux : 6 000 environ sont homologués, mais environ 2 500 sont réellement distribués.

Malgré les retraits d'homologation, de nouvelles substances sont mises sur le marché et près de 580 molécules restent autorisées en France en 2010.

L'exploitation des données de consommation estimées à partir des chiffres de ventes des principales firmes phytopharmaceutiques fournit un premier niveau d'utilisation des produits phytosanitaires et de leur évolution.

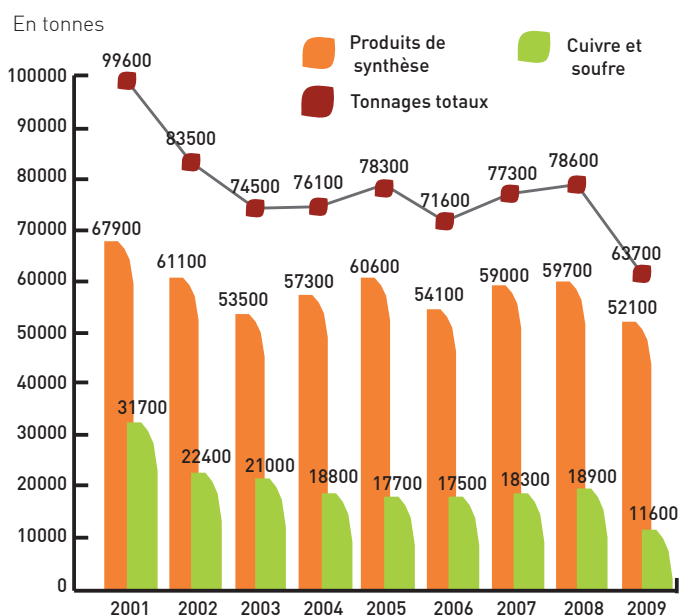


Figure 3 : Évolution des tonnages des substances actives vendues de 2001 à 2009 (sources UIPP, 2010).

Après une augmentation lente et régulière dans la seconde moitié des années 1990, les quantités totales de substances actives phytosanitaires vendues amorcent une diminution à partir de 2001 : elles passent de 99 600 tonnes en 2001 à 63 700 tonnes en 2009 (figure 3), soit une baisse globale de 36% sur le total des produits phytosanitaires (- 23% hors cuivre et soufre).

Cette tendance, à première vue encourageante, est cependant à nuancer par :

- l'apparition de nouvelles molécules s'utilisant à de très faibles doses par hectare et l'interdiction ou la limitation d'usage des substances actives dont la dose d'emploi homologuée est élevée ;

- la forte diminution d'emploi des produits soufrés et cuivrés [- 63%], qui du fait de leur « poids » dans la consommation totale, explique une grande partie de la baisse observée.

Il n'est donc pas possible de relier directement ces évolutions de consommation à la baisse avec une évolution des modes de production résolument orientés vers une réduction des utilisations des produits phytosanitaires par les agriculteurs. Les tonnages vendus en 2002 sont ainsi comparables à ceux du milieu des années 1990.

LE CAS DU BASSIN DE LA SEINE

Depuis 2007, suite à la loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006, l'ONEMA a créé la Banque Nationale des Ventes des Distributeurs agréés (BNV-D) permettant la traçabilité des ventes des pesticides pour chaque agence de bassin.

Cela a permis de constater que, sur le bassin de la Seine, 15 250 et 15 850 tonnes de substances actives ont été vendues en 2008 et 2009 sur un territoire d'environ 100 000 km², soit 1/5^{ème} de la France métropolitaine. La

pression phytosanitaire par unité de surface est donc bien supérieure à celle dans le reste du pays.

Or, plus de la moitié du tonnage concerne des produits présentant un risque toxique ou polluant pour l'environnement.

Une utilisation fortement liée à l'agriculture

LES LIMITES DE L'ANALYSE DES TONNAGES

Les données sur le tonnage de pesticides consommés ne sont qu'un indicateur parmi d'autres sur l'utilisation des pesticides. Il est à prendre avec beaucoup de précaution, car il amalgame des produits utilisés à des doses très différentes et ne permet pas de prendre en compte les risques pour la santé ou l'environnement. D'autre part, il ne fait pas le lien avec les pratiques agricoles sur lesquelles le plan Ecophyto 2018 mise pour réduire l'usage des pesticides.

On sait par exemple que les pesticides ne sont pas utilisés uniformément sur le territoire et qu'il existe une forte corrélation entre l'occupation du sol et les matières actives utilisées.

En effet, un nombre restreint de cultures (céréales à paille, maïs, colza, vigne), représentant moins de 40% de la SAU (Surface Agricole Utile*) française, utilise près de 80% des pesticides vendus en France chaque



année (tableau 1). L'arboriculture fruitière (1% de la SAU) représente en valeur 4% du marché national des fongicides et 21% du marché des insecticides (Aubertot, J.N. et al., 2007).

Tableau 1 : Occupation du territoire et consommation de pesticides pour quelques cultures (données 2000, sources SSP, UIPP).

Cultures	% de la SAU française	% de la consommation totale de pesticides	Remarques
Céréales à paille	24%	40%	60% fongicides 35% herbicides
Maïs	7%	10%	75% herbicides
Colza	4%	9%	
Vigne	3%	20%	80% fongicides
Ensemble	38%	79%	

L'INDICATEUR DE FRÉQUENCE DE TRAITEMENT

Des modalités de calcul d'un indicateur de fréquence de traitement (IFT) ont été développées par l'INRA à partir de l'enquête « Pratiques culturales » du Service de la Statistique et de la Prospective (SSP), et en s'inspirant d'un indicateur utilisé au Danemark. Cet indicateur correspond au nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale, la dose homologuée étant définie comme la dose efficace d'application d'un produit sur une culture et pour un organisme cible (un bioagresseur) donné. La base de données e-phy, gérée par le Ministère de l'Agriculture et de la Pêche liste toutes les doses homologuées (<http://e-phy.agriculture.gouv.fr/>).

Pour chaque traitement réalisé sur la parcelle, la quantité normalisée est obtenue en divisant la dose réellement appliquée par hectare (DA) par la dose homologuée par hectare (DH) pour le produit considéré dans la base e-phy. En effet, les agriculteurs, surtout en grandes cultures, appliquent rarement la pleine dose : l'IFT traitement est passé de 0,79 en 1994 à 0,67 en 2001, soit 67% de la dose homologuée en moyenne (Champeaux, 2007). L'IFT reflète donc l'intensité d'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture, autrement dit la « pression phytosanitaire » exercée sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Il mesure aussi indirectement la dépendance des agriculteurs vis-à-vis de ces produits et permet à tous les acteurs, à tous les niveaux pertinents de décision, de partager non seulement un diagnostic commun de la situation initiale en matière d'intensité du recours aux produits phytosanitaires, mais aussi une vision commune de l'objectif à atteindre.

Il permet par exemple de montrer les grandes tendances de l'évolution de l'IFT national moyen des grandes cultures au cours des trois enquêtes SSP 1994, 2001 et 2006 (figure 4). Le résultat, exprimé en « Équivalent Dose Pleine », exprime une diminution de moins de 2% du recours aux pesticides entre 2001 et 2006, alors que dans le même temps, les tonnages vendus de substances actives diminuaient de 28% ou 20% (UIPP, 2010) selon qu'on réalise le calcul sur les tonnages totaux ou seulement sur les produits de synthèse (hors cuivre et soufre).

Le calcul de l'IFT tel que décrit ci-dessus comporte cependant certaines faiblesses, le plus souvent liées à l'enquête SSP sur laquelle il s'appuie :

- Il ne couvre pas toutes les cultures : seules les cultures les plus répandues ont fait l'objet d'enquêtes, et encore selon un échantillonnage qui ne couvre pas toutes les régions françaises.
- Il est relativement espacé dans le temps, car l'enquête n'est menée pour l'instant que tous les 5 à 6 ans.

Ces deux dernières critiques peuvent être contournées par l'utilisation d'autres sources d'information qui permettent soit de connaître l'IFT de cultures plus marginales, soit de réaliser des chroniques annuelles sur des séries continues de données sur les pratiques agricoles.

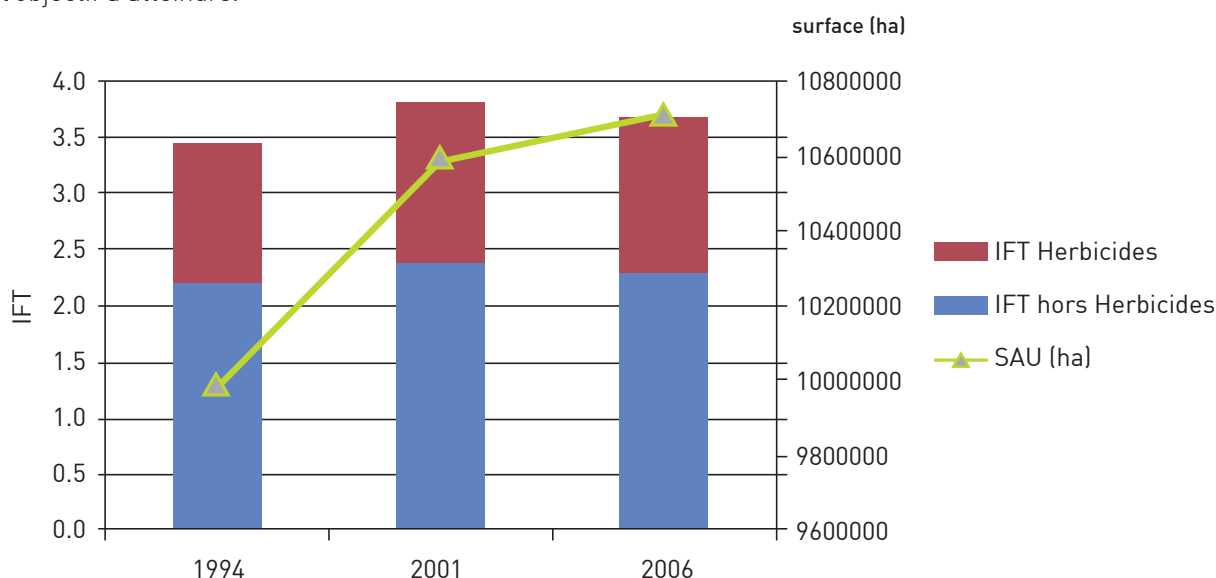


Figure 4 : Évolution de l'IFT moyen des grandes cultures et de sa répartition en produits herbicides ou non herbicides au cours des trois enquêtes SSP de 1994, 2001 et 2006. Évolution parallèle de la surface concernée par les cultures enquêtées.

D'autres sources d'information et d'autres indicateurs ont donc été mobilisés pour répondre à des questions qui ne pouvaient être prises en charge par l'IFT et les enquêtes « Pratiques culturales ».

Les enquêtes directes en exploitation

Il est possible de réaliser les enquêtes en exploitation, en allant interroger directement les agriculteurs sur leurs pratiques phytosanitaires actuelles et/ou passées. Comme les pratiques phytosanitaires sont extrêmement complexes à retenir (diversité de produits, variabilité des doses appliquées à l'intérieur même d'une exploitation), l'idéal est que l'agriculteur ait enregistré lui-même ses pratiques pour chaque parcelle sur ce que l'on appelle un « carnet de plaine » et qu'il accepte de les confier pour en faire la saisie. Dans le cadre de la conditionnalité des aides de la PAC, les agriculteurs sont tenus depuis quelques années d'enregistrer leurs pratiques phytosanitaires : culture, surface traitée, doses appliquées, produit utilisé... En 2001, une enquête SSP montrait que pour le blé, 85% en moyenne des agriculteurs déclarent enregistrer leurs pratiques phytosanitaires.

D'autre part, il existe, de manière variable selon les régions, les cultures ou les périodes, des enquêtes déjà réalisées par d'autres organismes auprès d'agriculteurs. Il peut donc être utile de se renseigner auprès des différents organismes travaillant en lien avec le milieu agricole pour savoir s'ils ont déjà effectué ce genre d'enquêtes : Chambre d'agriculture, Centre de gestion, administrations (ex. : SRPV Service Régional de Protection des Végétaux).

Si ces données sont complètes, il est alors possible de représenter l'évolution annuelle des pratiques phytosanitaires des agriculteurs de la zone d'étude sous forme d'IFT par culture, détaillé ou non par type de traitement.

L'exemple ci-dessous montre les tendances de l'IFT sur blé tendre pour les agriculteurs de l'Orgeval (Seine-et-Marne) dont nous avons recueilli les pratiques phytosanitaires sous forme de « carnets de plaine ». Ces carnets de plaine couvrent les pratiques d'une vingtaine d'agriculteurs du bassin versant, soit environ 1200 parcelles en blé entre 1990 et 2009. Il y a donc là des données suffisantes pour déduire des grandes tendances d'évolution des différents indicateurs phytosanitaires.

On note une nette diminution de l'IFT total entre 1991 et 1995 (de 7 à 5), puis une relative stabilité jusqu'en 2008 (figure 5). Parmi tous les traitements, ce sont les fongicides qui ont le plus varié dans le temps (forte diminution de 3 à 1 jusqu'en 2002, puis reprise des traitements à 2). L'IFT herbicide reste globalement situé autour de 2, avec des fluctuations ; l'IFT insecticide et régulateur de croissance semble plus faible que dans les années 1990.

Cependant, ce travail d'enquête n'est réalisable que sur un territoire géographique restreint et ne peut pas servir de méthode de travail à l'échelle du bassin versant de la Seine. Par contre, elle a l'avantage de définir plus précisément l'évolution des pratiques phytosanitaires et d'en sortir une typologie des paramètres influençant le choix des pratiques.

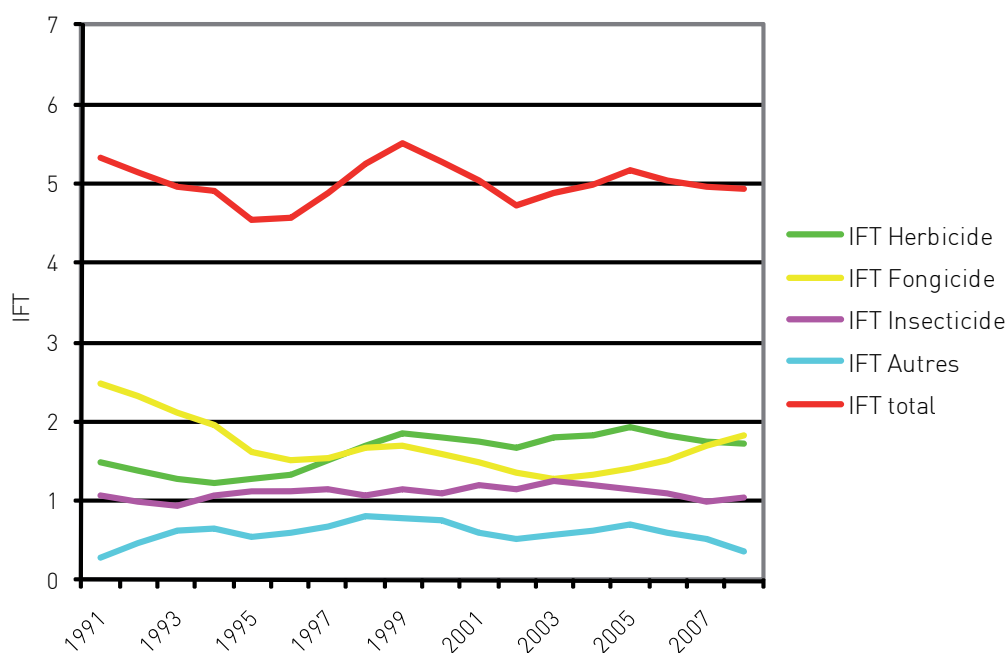


Figure 5 : Évolution de l'IFT Blé tendre sur le bassin de l'Orgeval (77) entre 1991 et 2008 (moyenne triennale glissante).



Les prescriptions phytosanitaires

S'il est trop long ou trop compliqué d'accéder directement aux pratiques des agriculteurs, il existe une autre possibilité pour connaître les pratiques phytosanitaires à l'échelle de la zone d'étude. Elle consiste à interroger les prescripteurs et conseillers des agriculteurs, qui les orientent vers le choix des produits phytosanitaires qu'ils vont utiliser ainsi que les doses d'emploi conseillées.

En effet, le marché des pesticides est devenu trop vaste pour que l'agriculteur puisse encore être complètement autonome au niveau de ses choix. Il a donc besoin d'un technicien qui l'oriente. Il existe majoritairement deux types de conseil, l'un qui est totalement détaché de la vente de produits et qui est le fait, par exemple, du technicien de la Chambre d'agriculture, du CETA (Centre d'Études techniques Agricoles) et qui vise le plus souvent à « préserver la marge » de l'agriculteur ; et l'autre, qui est le fait de distributeurs comme les négoce et les coopératives, dont l'objectif est à la fois de vendre des agro-fouritures et d'acheter les récoltes des agriculteurs. Leur objectif principal n'est donc pas de préserver la marge de l'agriculteur, mais avant tout de sécuriser le rendement. Le conseil en protection phytosanitaire est aujourd'hui majoritairement dispensé par les agents commerciaux des coopératives qui vendent des pesticides et sont intéressés à la fois à vendre davantage d'intrants (doses de semences, engrais, pesticides...) et à collecter un volume de récolte maximal, c'est-à-dire de maintenir des systèmes intensifs.

Ces différents prescripteurs ont tous en commun d'édiiter un certain nombre de documents permettant de connaître leurs prescriptions au cours du temps : les guides de prescriptions, les bulletins d'avertissement,...

Les ventes de produits phytosanitaires

Il existe une autre source d'information qui peut être très utile pour reconstituer les évolutions annuelles de consommation de pesticides. Il s'agit non plus des données d'utilisation à la parcelle, mais des données de vente provenant des distributeurs.

En effet, les services « approvisionnement » des coopératives comptabilisent les stocks de produits vendus à leurs adhérents et peuvent, sous certaines conditions, les mettre à la disposition des chercheurs. La création de la BNV-D permet notamment d'avoir ces informations à l'échelle nationale. Dès 2008, un groupe de travail spécifique « indicateurs » a donc été initié à la mise en place du plan Ecophyto 2018 réunissant les experts des ministères, des chercheurs, des professionnels agricoles... Son objectif était de définir un indicateur annuel basé sur les chiffres de ventes, qui vienne compléter l'IFT « utilisation » basé sur l'enquête SSP. C'est l'indicateur issu de ces travaux qui a été retenu comme indicateur de référence au niveau national. Il s'agit du nombre de dose unités (NODU). Cet indicateur, qui rapporte la quantité de chaque substance active à une dose « unité » qui lui est propre, permet également d'apprécier également l'intensité du recours aux pesticides. Contrairement à l'IFT, le NODU est basé sur des données de ventes agrégées au niveau national et disponible chaque année. Il est moins précis que l'IFT car il repose sur la convention que les substances actives sont utilisées sur l'intégralité des surfaces de cultures pour lesquelles elles ont été homologuées, mais contrairement à l'IFT, il prend en compte toutes les cultures et peut être calculé chaque année. Quand on travaille à l'échelle d'une zone d'étude plus limitée, il est possible d'obtenir des coopératives l'assolement* annuel correspondant aux chiffres de ventes obtenus. Il est alors possible de rapporter ces tonnages de substances actives à une surface cultivée précise.

Le milieu urbain également concerné

Les pesticides sont principalement utilisés en milieu agricole mais de récentes études ont montré que l'impact des applications urbaines, considérées faibles à l'échelle régionale, n'est pas négligeable au niveau local. Les insecticides utilisés à l'intérieur des logements sont dispersés dans l'atmosphère et peuvent être directement inhalés. C'est le cas des pyréthrinoides dont les métabolites ont été retrouvés dans l'urine en France à des niveaux environ trois fois plus élevés que ceux observés aux Etats-Unis (INVS, 2011). La plus forte présence de surfaces imperméables en milieu urbain, ainsi que l'importance de rejets directs dans les cours d'eau sans infiltration dans le sol (voirie, massifs floraux, jardins de particuliers et terrains de football drainés) accroît le risque de ruissellement des pesticides utilisés dans les jardins ou sur la voirie. Les premières études en Bretagne avaient conduit à l'interdiction de l'atrazine et de la simazine pour les zones non agricoles en 1996.

L'origine des pesticides dans l'eau peut être déterminée par l'identification de certaines molécules. L'homologation ou Autorisation de Mise sur le Marché (AMM) de chaque substance est réglementée pour un usage particulier et il suffit parfois de comparer l'occupation du sol dans un bassin versant avec la détection dans le cours d'eau pour remonter jusqu'à la source. Les pesticides utilisés en milieu urbain sont également homologués pour un usage agricole, c'est pourquoi cette source a été identifiée tardivement. Afin de connaître les usages non agricoles, une première étude a été menée sur le bassin de la Seine : d'abord sur les bassins du Réveillon et du Morbras (1999) puis sur la partie urbanisée de la Marne (2000).

Les principaux usagers recensés en milieu urbain sont les communes (pour l'entretien des espaces verts, des voiries, des cimetières...), les sociétés d'autoroute, des aéroports et des voies ferrées, les espaces verts privés (hôpitaux, châteaux, golfs...) et les particuliers. Les usages ont été définis par le biais d'enquêtes directement auprès des utilisateurs (produits, quantités, date de traitement...) en tenant compte des pratiques (type de surface traitée, matériel utilisé) et des facteurs permettant l'interpolation (linéaire de voiries, surface des espaces verts, type d'habitat urbain...).

Dans le cas du milieu urbain, les pesticides employés sont principalement des herbicides (95% des quantités de matières actives). Hormis le chlorate de soude qui est un composé minéral, quatre substances représentaient, en 2000, les trois quarts des usages : le glyphosate, le diuron, l'aminotriazole et le 2,4D. Pourtant, leur origine est difficile à identifier car ces herbicides sont avant tout homologués pour des usages agricoles. Par exemple, le glyphosate est la matière active la plus utilisée dans le monde agricole et sert au désherbage des jachères avant remise en culture. Le diuron est également employé dans les vergers.

En milieu urbain, le type de surface traitée est primordial et dépend des organismes. Les golfs consomment plus de désherbants sélectifs (2,4D, 2,4 MCPA) pour l'entretien des *greens*, alors que l'entretien des voiries (routes, voies ferrées, allées gravillonnées) nécessitera un désherbage total (figure 6).

Cette répartition des matières actives évolue rapidement en fonction de la réglementation. En 2008, l'interdiction du diuron à usage non agricole se fait au profit du glyphosate et de nouvelles molécules apparaissent, comme le flazasulfuron.



ANALYSE

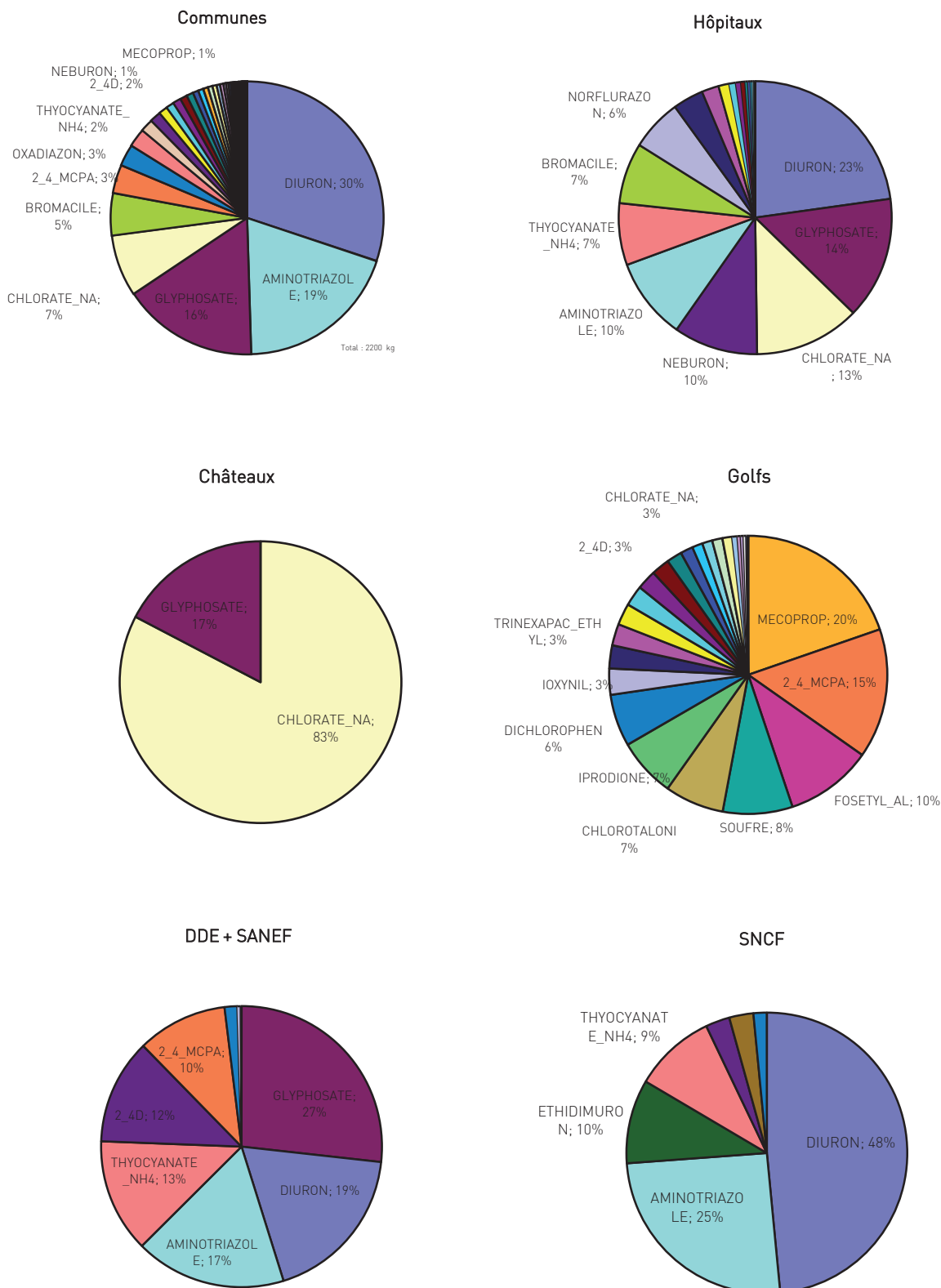


Figure 6 : Répartition des quantités de matières actives utilisées par les différents organismes en milieu urbain, sur la partie urbanisée du bassin versant de la Marne en 2000.

La réglementation concernant les produits phytosanitaires

L'encadrement législatif concernant les produits phytosanitaires est basé sur des directives de l'Union Européenne, transposées dans le droit national. En particulier, une directive européenne de 1991 régit la mise sur le marché des produits phytosanitaires. Ces dispositifs légaux sont amenés à être modifiés, le Parlement européen ayant voté en 2009 un « paquet pesticides », constitué d'un règlement relatif à la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et d'une directive cadre pour une utilisation durable des pesticides. Sa transposition dans le droit français est effective depuis le 1^{er} janvier 2011.

LES DÉTAILS DE LA RÉGLEMENTATION

Conditions d'homologation et de mise sur le marché

Les conditions d'obtention d'une autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits sont harmonisées dans les états de l'Union européenne : toute nouvelle substance active entrant dans la composition d'un produit doit être évaluée en termes d'impact sur la santé, l'environnement, et l'alimentation. Les substances actives autorisées avant 1991 font l'objet de réévaluations. Le règlement n°1107/2009 du 21/10/09 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques vise à garantir un niveau élevé de protection de la santé humaine et animale et de l'environnement, tout en préservant la compétitivité de l'agriculture communautaire. Le présent règlement devrait aussi établir des règles harmonisées pour l'approbation des substances actives et la mise sur le marché. Des substances ne devraient entrer dans la composition de produits phytopharmaceutiques que s'il a été démontré qu'elles présentent un intérêt manifeste pour la production végétale et qu'elles ne devraient pas avoir d'effet nocif. Ces expertises passent par la détermination des propriétés physiques et chimiques des substances, par une évaluation de leur toxicité pour l'homme, la faune et la flore, par une étude du devenir des substances et leur comportement dans l'environnement et également par une évaluation des résidus dans les végétaux. Elles sont réalisées par le fabricant lui-même. L'ANSES, l'agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, vérifie les dossiers d'homologation avant mise sur le marché sur la base des résultats des tests réalisés par les firmes. Pour autant, la décision de retrait d'un produit phytosanitaire ne peut être prise qu'après évaluation des effets socio-économiques et environnementaux d'une telle mesure.

Conditions de distribution et d'utilisation

L'objectif de cet aspect de la réglementation est d'assurer la protection des personnes exposées à ces produits. Tout emballage de produit doit comporter un étiquetage qui précise les conditions d'emploi ainsi que la toxicité et l'écotoxicité des substances.

Toute entreprise qui distribue ou qui applique ces produits est soumise à un agrément, conditionné notamment par la certification de son personnel (Certiphyto). Chaque année les distributeurs déclarent les ventes de produits sur la Base Nationale des Ventes de pesticides, la BNV-D. Sur la base de cette déclaration, la redevance pour pollutions diffuses est calculée en fonction du classement toxicologique des substances (tableau 2). En 2011, 330 substances actives seraient redevables, dont 88 classées toxiques à très toxiques et 220 classées dangereuses pour l'environnement.

Catégories de substances	2008	2011
Substances très toxiques, toxiques, cancérigènes, tératogènes ou mutagènes	2,25 €/kg	5,10 €/kg
Substances dangereuses pour l'environnement	0,90 €/kg	2,00 €/kg
Substances dangereuses pour l'environnement relevant de la famille chimique minérale	0,38 €/kg	0,90 €/kg

Tableau 2 : Montant des redevances appliquées sur les ventes de pesticides au titre de la taxe sur pollutions diffuses.

Plus généralement, les pesticides entrent dans le cadre de l'enregistrement des substances chimiques au niveau du système REACH. Ce système, mis en place par l'Union européenne permet de recenser toutes les substances fabriquées ou importées qui doivent être obligatoirement enregistrées dans une base de données centrale gérée par l'Agence européenne des produits chimiques. Faut d'enregistrement, la substance ne peut être ni fabriquée ni mise sur le marché européen. Durant les 11 premières années d'application du système REACH, l'enregistrement devrait porter sur près de 30 000 substances déjà commercialisées.

Limites légales de qualité

La loi fixe des limites légales de résidus de pesticides autorisés dans les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable (2µg/L par substance et 5µg/L pour la somme) et les eaux distribuées au robinet (0,1µg/L par substance et 0,5µg/L pour la somme), quel que soit le pesticide considéré sauf pour quelques pesticides plus toxiques pour lesquels il ne faut pas dépasser 0,03µg/L.

Le seuil à ne pas dépasser dans les denrées alimentaires (limites maximales de résidus) est également défini pour chaque substance.

Les valeurs de référence de qualité de l'eau permettant la vie biologique indiquées par le SEQ-Eau sont progressivement remplacées par les Normes de Qualité Environnementales (NQE) permettant de définir le bon état écologique des cours d'eau. Pour les autres compartiments de l'environnement comme le sol ou l'air, il n'y a pour l'instant aucune mesure réglementaire.

SURVEILLANCE ET CONTRÔLE DES RÉSIDUS DANS L'ENVIRONNEMENT

Le respect des limites légales de qualité est évalué par l'analyse des résidus de pesticides dans l'eau et dans les denrées alimentaires. Des services de l'État sont ainsi chargés d'effectuer des prélèvements et des analyses.

En pratique

Il y a peu de contrôles du respect des usages. En 2009, la DRIAFA a recensé 70% de situations non conformes en Île-de-France : détention de produits retirés, défaut de séparation des produits toxiques, défaut d'agrément... (DRIAFA, 2010). La distribution de l'eau potable reste peu affectée puisqu'entre 2001 et 2003, 99 % des mesures réalisées dans les eaux mises en distribution mettent en évidence une absence de pesticides ou une présence de pesticides à des teneurs inférieures à la limite de qualité. Cependant, 332 pesticides sur les 369 recherchés ont été détectés dans les eaux mises en distribution (Balloy et al., 2005).

Concrètement, il est difficile de refuser l'accès à l'eau courante et des dérogations concernant le mélange des eaux sont donc autorisées.

Les limites

Même si l'arsenal législatif peut paraître conséquent, intrinsèquement les textes proposent de nombreuses ouvertures. Ainsi, si une substance est nécessaire à la « santé des plantes », elle pourra être approuvée pour une période de 5 ans, même si elle ne remplit pas les critères de sécurité. Les substances neurotoxiques, immunotoxiques ou perturbatrices du système endocrinien pourront également être interdites mais seulement si elles sont considérées comme posant un « risque significatif ».

La mesure de nombreux pesticides dans l'environnement nécessite des techniques analytiques de pointe. Le coût inhérent à la surveillance des résidus dans l'eau est donc lourd : entre 100 et 500 euros l'analyse en fonction du nombre de molécules recherchées et les limites de quantification des méthodes analytiques employées. Ces limites de quantification doivent être inférieures aux normes de qualité environnementales pour permettre de conclure sur l'état chimique de l'eau. Pourtant, certaines matières actives sont trop difficiles à doser et les méthodes analytiques ne permettent pas de vérifier le respect des NQE ; elles sont donc « sans quantification possible ».

LE PLAN ECOPHYTO 2018

Le 29 janvier 2008, Michel Barnier, Ministre de l'Agriculture, annonce la première mesure du plan Ecophyto 2018. Ce plan découlant du plan interministériel de réduction des risques liés aux usages de pesticides et du « Grenelle de l'environnement » vise à réduire « si possible », les ventes de pesticides en France en dix ans. Elle s'accompagne d'un retrait immédiat de 30 molécules les plus préoccupantes (les AMM pour ces produits sont retirées pour le 1^{er} février 2008).

Depuis, les actions politiques se multiplient pour assouplir la loi, jugée trop néfaste pour l'agriculture française. Les anciennes molécules utilisées à des doses massives (de l'ordre du kilo par hectare), sont progressivement remplacées par de nouvelles molécules efficaces à quelques grammes par hectare. Si les quantités de pesticides utilisés diminuent, le plan Ecophyto 2018 a un impact moindre sur la pression polluante (figure 7). Cette pression exprimée par le NODU (nombre de dose unité) pondère la quantité de chaque substance active vendue par sa propre dose homologuée et permet de ne pas tenir compte des substitutions de molécules. Ces premiers résultats sont préliminaires et ne tiennent pas compte de la pression parasitaire entre les deux années.

Pour en savoir plus : <http://agriculture.gouv.fr/ecophyto-2018>

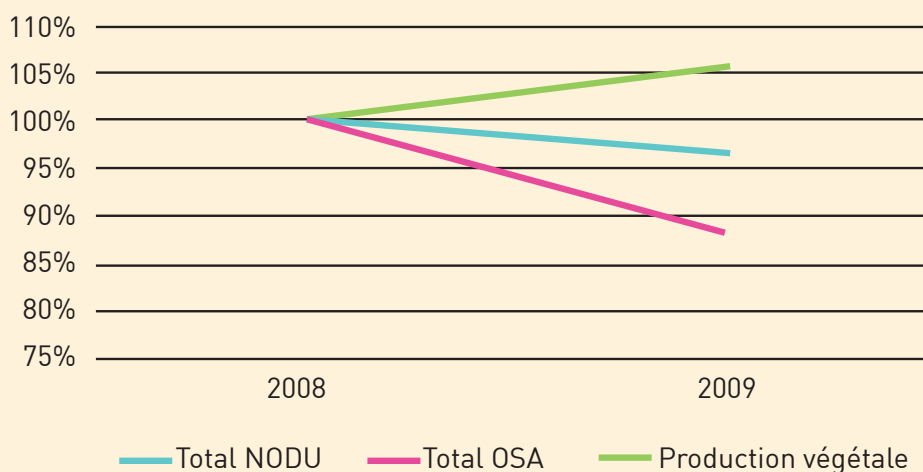


Figure 7 : Évolution du NODU, des quantités totales des ventes de substances actives et de la production végétale entre 2008 et 2009 (base 100 en 2008).



le devenir des résidus dans l' environnement

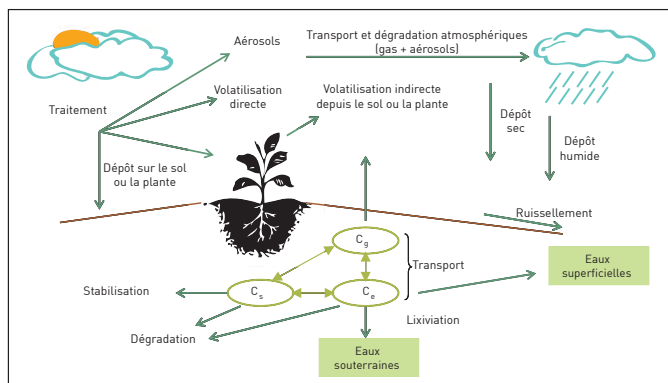
La contamination de l'environnement résulte de l'usage répété des pesticides. Or, la distribution d'une substance entre les différents compartiments de l'environnement que sont l'air, l'eau, les sols et les êtres vivants dépend du composé en lui-même mais également du milieu (température de l'air, teneur en eau, structure du sol). Cette distribution permet de nous informer sur la mobilité de la substance dans l'hydrosphère*, la pédosphère* et l'atmosphère*, et ainsi de déterminer son impact sur l'homme et sur l'environnement.



Après son application, le produit peut emprunter plusieurs voies de transfert (figure 8).

Il peut se volatiliser lors des traitements puis, à partir du sol ou de la plante, être adsorbé par le sol ou s'infiltrer vers les eaux souterraines et ruisseler vers les eaux de surface. Une fois dans l'atmosphère, le pesticide peut être dégradé et/ou transporté à plus ou moins grande distance avant de se déposer sous forme de retombées sèches ou humides lors de précipitations.

Figure 8 : Processus et voies de dispersion des pesticides dans l'environnement.



Le sol, un lieu de transformations complexes et de stockage

Lors du traitement des cultures, la plupart des produits phytosanitaires arrivent tôt ou tard au sol, soit parce qu'ils y sont directement appliqués, soit parce que la pluie a lessivé le feuillage des plantes traitées (cultures et/ou adventices). Le sol occupe donc une position centrale dans la régulation du devenir des pesticides dans l'environnement.

Les pesticides dans les sols sont soumis à un ensemble de processus conditionnant leur devenir et leur dispersion vers d'autres compartiments de l'environnement, ce qui engendre des problèmes de contamination des milieux par les pesticides. Les principaux processus et facteurs conditionnant les modes d'évolution des pesticides dans les sols sont décrits ci-dessous, faisant apparaître l'importance de certaines notions à prendre en compte ainsi que les effets des interdépendances.

LA DISPONIBILITÉ

Le comportement des pesticides dans les sols et les risques de contamination sont étroitement liés à la notion de disponibilité. On considère que la part du pesticide disponible dans le sol est celle se trouvant, ou susceptible de se trouver, dans une phase fluide (liquide ou gazeuse). Cette disponibilité est la résultante de l'ensemble des processus de « dissipation », contrôlant la mobilité et l'évolution locale des concentrations d'un pesticide au niveau de son lieu d'application. Biologiques ou abiotiques, ces processus concernent plusieurs aspects des pesticides :

- leurs transformations (métabolisme, photolyse*, catalyse*);
- leur rétention (absorption par les végétaux ou par la microflore du sol, adsorption* – désorption* sur les constituants organiques et minéraux des

sols, précipitation - solubilisation*, précipitation - sublimation*);

- leur transport (par les végétaux ou la faune, par lixiviation*, lessivage* ou ruissellement).

La disponibilité permet d'évaluer la part du pesticide disponible pour manifester une action phytosanitaire, suite par exemple à une absorption racinaire ; mais le pesticide sera aussi disponible pour être dégradé par les micro-organismes du sol, ou pour être entraîné en profondeur, provoquant alors la contamination des eaux de drainage et des nappes.

Outre le transport par volatilisation des pesticides à pression de vapeur élevée, les transports par ruissellement et par lixiviation sont les principales causes du déplacement des pesticides des sols et de leur dispersion dans l'environnement. La dynamique de l'eau dans le sol joue un rôle fondamental car, pour la plupart des pesticides, l'eau est le vecteur de transport. La mobilité des pesticides est étroitement dépendante de leurs caractéristiques d'adsorption par les sols : plus le pesticide est retenu moins il sera mobile (c'est-à-dire disponible pour être transféré).

L'ADSORPTION

L'adsorption des pesticides par les sols est décrite avec des constantes d'adsorption et de désorption obtenues en conditions d'équilibre. Mais, les phénomènes impliqués évoluent, provoquant des modifications sensibles de ces constantes, en fonction du temps de résidence du pesticide dans le sol de sorte que la rétention augmente avec le temps (cf. **En savoir plus : l'adsorption des pesticides**). Cette augmentation de la rétention peut être une conséquence des phénomènes de diffusion : les pesticides ayant diffusé à l'intérieur des structures micro-poreuses seraient empêchés de

repasser en solution ou le feraient avec des cinétiques de désorption très lentes.

Une autre explication est l'évolution des interactions responsables de la rétention vers des interactions plus fortes et moins réversibles. Celles-ci culminent avec la formation des résidus de pesticides non extractibles ; ces résidus sont appelés « résidus liés ». La plupart des molécules organiques sont susceptibles de former des « résidus non extractibles » dans les sols avec des taux variables, mais pouvant représenter jusqu'à 90 % des quantités initialement appliquées. L'apparition des « résidus non extractibles » peut être considérée comme le résultat d'un processus de stabilisation couplant des phénomènes physico-chimiques et biologiques. L'apparition de « résidus non extractibles » est le plus souvent considérée comme l'un des processus de dissipation contribuant à l'élimination du pesticide ou à la détoxification du sol contaminé. Effectivement, la première conséquence de leur formation est la diminution de la disponibilité du pesticide. Mais cette stabilisation ne conduit pas nécessairement à un blocage définitif des résidus.

Des questions de recherche avec des implications environnementales sur le devenir à moyen - long terme de ces résidus restent posées.

LES MODES DE DÉGRADATION

La dégradation des pesticides dans les sols provoque des modifications de leur structure moléculaire avec apparition de produits de dégradation (métabolites). Ces métabolites deviennent de nouveaux contaminants potentiels, avec des propriétés environnementales différentes de celles du pesticide d'origine. La compréhension et le paramétrage de la dégradation des pesticides est une étape clef dans la prévision de la persistance et donc des risques de pollution. Le paramètre utilisé couramment pour décrire cette persistance est la durée de demi-vie de dissipation DT50 qui est le temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale donnée. La nature chimique des pesticides détermine leur dégradabilité intrinsèque. S'agissant des mécanismes faisant intervenir l'activité des microorganismes des sols, l'humidité et la température ont une grande influence sur les valeurs de DT50.

DE MULTIPLES INTERDÉPENDANCES

La rétention et la dégradation des pesticides dans les sols ne sont pas des phénomènes indépendants. La rétention conditionne la disponibilité des pesticides. De même, l'adsorption peut jouer un rôle de protection contre la dégradation biologique ce qui est particulièrement important pour les pesticides présentant les plus grandes capacités de rétention. Concernant la mobilité des pesticides, il n'est pas possible de dissocier rétention et dégradation. En effet,

différents couples de paramètres décrivant la rétention et la dégradation pourront conduire aux mêmes risques de contamination.

Ainsi, concernant les concentrations en profondeur dans le sol, un pesticide adsorbé mais persistant pourra se retrouver à une profondeur donnée dans le sol avec une concentration totale similaire à celle d'un pesticide faiblement adsorbé et moins persistant.

L'ÉVALUATION DES RISQUES

L'utilisation agricole des produits phytosanitaires est encadrée par une série de dispositions visant à définir les conditions de leur utilisation pour assurer une efficacité phytosanitaire de protection des cultures suffisante, sans faire courir des risques inacceptables à la santé humaine et à l'environnement. Cette notion de risque est à la base des procédures d'homologation contrôlant la vente et la distribution des substances actives et de leurs préparations.

Toutes les démarches d'évaluation des risques peuvent être raisonnées sur la base de la description des processus mentionnés. Certaines démarches d'évaluation des risques vont se limiter à l'évaluation du comportement des pesticides sur la base des paramètres « opérationnels » permettant d'estimer les risques de mobilité (à partir de la caractérisation de la rétention par les sols) et des risques de persistance (à partir de leur dégradabilité dans les sols). Les paramètres opérationnels plus largement utilisés sont les coefficients d'adsorption (Kd ou Koc) et les durées de demi-vie (DT50).

D'autres démarches d'évaluation mettent en œuvre des modèles numériques de simulation opérant le couplage de l'ensemble des phénomènes impliqués dans le devenir des pesticides dans les sols ou la construction d'indicateurs associant ou agrégeant différents types d'information.

L'évaluation des risques est l'étape préalable nécessaire pour la proposition de démarches de gestion des risques de contamination. Trois types de mesures de gestion du risque peuvent être proposés, se différenciant par une réduction progressive de la contamination par les pesticides :

- des mesures réduisant les transferts de pesticides vers les eaux (pratiques agricoles, aménagements du paysage) ;
- des mesures agronomiques permettant de réduire l'utilisation de pesticides en affinant les règles de décision de traitement et de dosage des applications (alertes, niveau d'infestation) ;
- des mesures réduisant l'utilisation des pesticides par le recours à des méthodes non chimiques et à des systèmes de culture moins dépendants de l'utilisation des pesticides.



L'ADSORPTION DES PESTICIDES

La rétention des pesticides par les sols est classiquement caractérisée au laboratoire à l'aide d'isothermes d'adsorption et de désorption. Ces isothermes sont des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations du pesticide en solution et adsorbé sur le sol, à une température donnée. Dans la pratique, on réalise une suspension du sol dans une solution aqueuse du pesticide à une concentration connue ; puis, on mesure la disparition du pesticide de la solution et, par différence avec la concentration initiale, on calcule les quantités de pesticides retenues par le sol. Cette disparition de la solution est imputable à l'adsorption, en absence d'autres phénomènes (dégradation, diffusion, volatilisation...).

Avec des particules non micro-poreuses, qui ne possèdent que des surfaces externes (oxydes et hydroxydes métalliques bien cristallisés, argiles à espaces interfoliaires inaccessibles, polymères organiques dispersés), la rétention est seulement due à l'adsorption. La libération est alors due à la désorption. L'adsorption comme la désorption sont dans ce cas très rapides et pratiquement instantanées. Avec des particules microporeuses, c'est-à-dire possédant à la fois des surfaces externes et des surfaces internes (argiles à espaces interfoliaires accessibles, agrégats de substances humiques, fragments de tissus plus ou moins altérés), la rétention est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intra-particulaire. Dans ce cas, on parle souvent de sorption. Dans ces conditions, la libération est due à la désorption et à la diffusion hors des particules solides. La sorption comme la libération ne peuvent plus être considérées comme instantanées.

Les isothermes d'adsorption sont décrites par des fonctions mathématiques, parmi lesquelles l'équation de Freundlich est la plus largement utilisée :

$$(x/m) = K_f C_e^n$$

où (x/m) est la quantité de pesticides adsorbée sur le sol ; C_e , est la concentration du pesticide dans la solution, en équilibre avec la phase adsorbée ; K_f et n sont des paramètres empiriques, K_f représentant la capacité d'adsorption et n étant un indice d'affinité du pesticide pour le sol.

Pour de nombreux pesticides, les isothermes d'adsorption sont proches de la linéarité ($n=1$), et l'adsorption peut être décrite par :

$$K_d = (x/m) / C_e$$

où K_d est le «coefficient de partage» ou de distribution des molécules entre les phases solide et liquide. Couramment, ce coefficient de partage est rapporté à la teneur en carbone organique du sol (K_{oc}) :

$$K_d \cdot 100 / C_e \text{ ou } K_d \cdot 100 / C_e$$

Les coefficients d'adsorption (K_f , K_d , K_{oc}) sont des « paramètres environnementaux » qui peuvent être déterminés expérimentalement pour un pesticide et une situation pédologique donnée, mais ils peuvent également être estimés à partir de « paramètres physico-chimiques ». De nombreux travaux font état de corrélations entre certaines propriétés des sols et les coefficients d'adsorption de pesticides. C'est le cas des teneurs en carbone ou en matière organique des sols. Ceci est le résultat de l'influence directe de la matière organique des sols sur l'adsorption de la plupart des molécules organiques non ioniques. Ce type de relation justifie l'utilisation des K_{oc} à la place des K_d pour la comparaison de l'adsorption d'un même pesticide sur des sols avec des teneurs en matière organique différente. La variable "teneur en carbone" est un facteur explicatif de l'adsorption des molécules non ionisées. Néanmoins dans le cas des molécules polaires et/ou ionisables, les constituants minéraux et les propriétés physico-chimiques, en particulier le pH, jouent un rôle déterminant dans leur adsorption.

La zone non saturée, une zone de transit limitant la vulnérabilité des nappes

Si effectivement, les résidus contenus dans les sols peuvent être remobilisés, ils sont susceptibles de rejoindre les eaux souterraines longtemps après leur interdiction. C'est le cas de l'atrazine qui est toujours détectée malgré son interdiction en 2003 avec son principal produit de dégradation, la DEA. La zone non saturée* (ZNS) est alors le compartiment physique où les pesticides transitent lentement.

Si de multiples études sur la contamination des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines ont été menées, cette zone de transit n'a fait l'objet que de très peu d'études pour ce qui concerne les pesticides. Pourtant, la ZNS permet de limiter le transfert des

pesticides vers les nappes et joue donc un rôle majeur de protection de la ressource en eau souterraine.

Sur le bassin versant de l'Orgeval (Seine-et-Marne), des études de terrain ont été lancées en 2008 et 2009. L'objectif était triple : caractériser le transfert des pesticides dans la zone non saturée, valider son importance au regard des processus qui ont lieu au niveau des sols de surface et acquérir des données de terrain afin de renseigner les paramètres et les données de calibration nécessaires à la modélisation. Pour cela, une carotte de la zone non saturée a été prélevée dans le bassin versant de l'Orgeval. Cette étude a reçu un financement complémentaire du

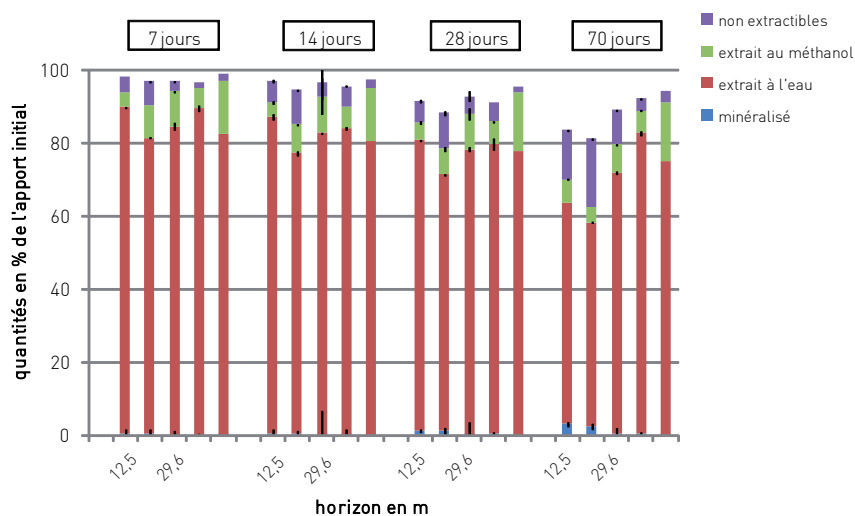
CNRS dans le cadre de l'appel à projet EC2CO Cytrix : PHYT'Oracle. Le carottage a été financé par la FIRE 3020 et une série de piézomètres permettent d'acquérir les données de base par le GIS Oracle. Les informations sont ainsi mutualisées pour les différentes études qui y sont menées.

Il s'agissait d'évaluer le comportement des pesticides dans les différents horizons*. On a donc réalisé des mesures de capacité d'adsorption et de cinétique de dégradation dans les horizons allant de 1 m à 40 m

de profondeur. Des analyses complémentaires ont été faites sur ces matières afin de définir la composition de chaque horizon identifié. Parallèlement, un suivi de la contamination des piézomètres* installés et du cours d'eau a été mis en place.

Les résultats ont montré que l'atrazine et l'isoproturon y étaient peu dégradés et que la désorption pouvait être rapide, même 70 jours après le traitement. Les essais réalisés sur les sols de surface et les horizons profonds montrent très clairement cette différence (figure 9).

a- dans la zone non saturée



b- dans les sols de surface

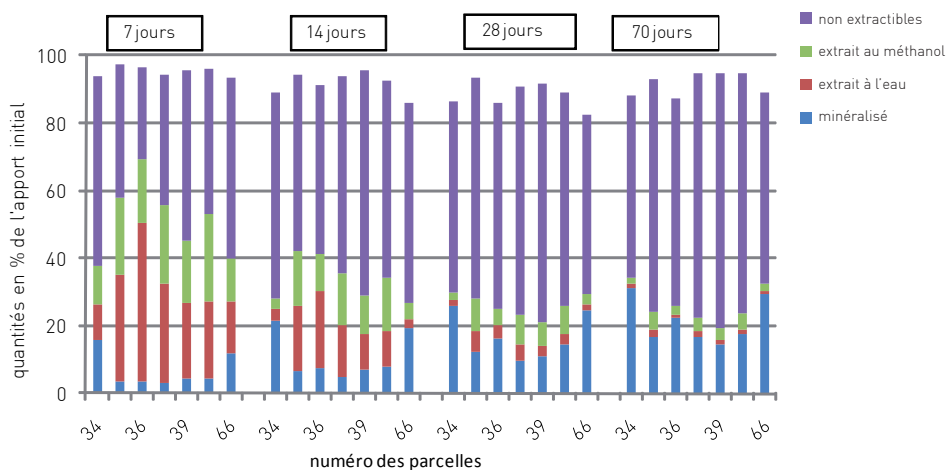


Figure 9 : Extractabilité de l'isoproturon dans la fraction solide après 7 à 70 jours d'incubation dans la zone non saturée (a) et dans les sols de surface (b).

Dans la partie extractible (à l'eau et au méthanol), les formes de la molécule initiale peuvent être identifiées. Pour l'atrazine, la molécule majoritaire dans tous les horizons testés et après les différents temps d'incubation reste l'atrazine elle-même (figure 10), même après 70 jours d'incubation. Dans les horizons supérieurs (1 et 12 m), une part allant jusqu'à 35% de l'atrazine est dégradée en produits déalkylés (Dééthylatrazine (DEA), désisopropylatrazine (DIA) et didéalkylatrazine (DEDIA)). Il est à noter que l'hydroxyatrazine (OHA) est systématiquement présente dans la fraction extractible des échantillons à un pourcentage constant (environ 5%).

La zone non saturée du bassin versant de l'Orgeval peut donc être considérée comme une zone de transit où les pesticides testés sont conservatifs et mobilisables. Le temps de transfert est dépendant des flux d'eau. Ce comportement explique la rémanence de ces molécules dans les eaux souterraines, notamment pour l'atrazine. La présence de la DEA serait due, non à une dégradation de l'atrazine dans la zone non saturée ou souterraine, mais plutôt au transfert de DEA déjà formé dans le sol de surface.

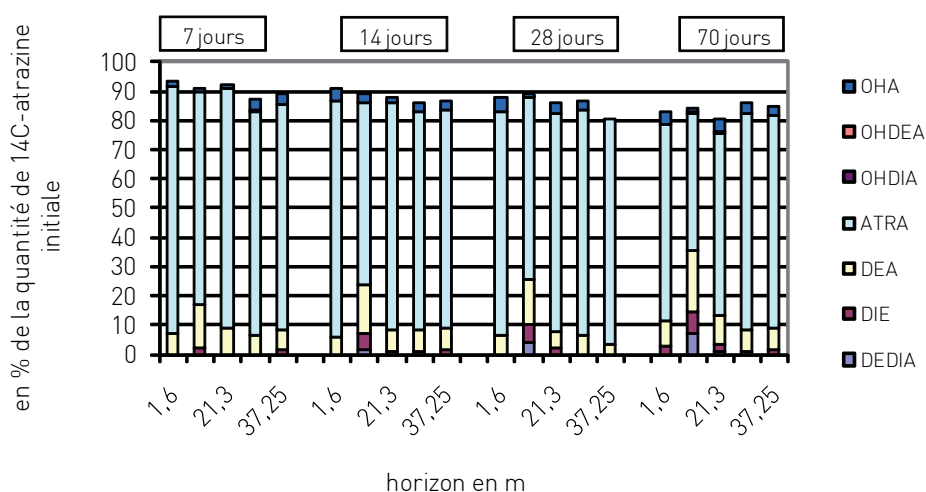


Figure 10 : Forme des résidus d'atrazine extraits à l'eau et au méthanol aux profondeurs testées de la ZNS au début puis après 7, 14, 28 et 70 jours d'incubation.

L'air, vecteur de contamination transfrontalière

DES ÉTUDES RÉCENTES

Concernant le compartiment atmosphérique, les premières mesures de pesticides ont été réalisées dans l'eau de pluie dans les années 1960 au Royaume-Uni (Wheatley and Hardman, 1965). La mesure dans l'air ambiant s'effectue généralement à hauteur humaine (~ 2 m), permettant ainsi de caractériser l'air proche du préleveur et donc d'estimer le risque d'exposition humaine par inhalation. Malgré l'amélioration des méthodes de prélèvement et d'analyse, la pollution atmosphérique par les pesticides est difficilement mesurable car les concentrations sont souvent à la limite de détection.

Buser (1990) fut l'un des premiers scientifiques à observer en Suisse une contamination par voie atmosphérique de lacs alpestres isolés des cultures où sont utilisés des herbicides de la famille des triazines. En France, les premières mesures de pesticides organochlorés datent de 1970. Depuis, d'autres molécules ont été détectées en France comme

ailleurs. Dans le cadre du programme PIREN-Seine, les premières mesures des pesticides dans l'atmosphère furent effectuées dans l'air ambiant dans les années 1990 en zone agricole (Seine-et-Marne). Les niveaux maximum de contamination étaient respectivement de 6 ng/m³, 2 ng/m³ et 3 ng/m³ pour le lindane, l'atrazine et la simazine (Garmouma M., 1996).

À Paris, le lindane et l'atrazine étaient mesurés à la même période respectivement à 3,5 et 0,05 ng/m³. L'air peut être contaminé aussi bien par les pesticides utilisés en zone urbaine (insecticides en aérosols, traitement des charpentes, désherbage des jardins) que par les produits agricoles transportés par l'atmosphère. En 2006, le lindane était encore mesuré par AirParif entre 0,1 et 1,2 ng/m³ malgré son interdiction en 1998. L'origine biocide (traitement des charpentes) et la persistance du produit dans les sols seraient à l'origine de cette contamination.

L'ÉVOLUTION DES PESTICIDES DANS L'ATMOSPHÈRE

Rappelons que dans l'atmosphère, les pesticides peuvent être dégradés et/ou transportés avant de se déposer sous forme de retombées sèches ou humides lors de précipitations. Ils peuvent être décelés sous trois formes : liquide, gazeuse et particulaire. La répartition de ces substances dans les différentes phases est la conséquence de leurs propriétés physico-chimiques et des conditions météorologiques, notamment.

Les propriétés physico-chimiques jouent sur la répartition des pesticides dans l'atmosphère de la manière suivante : pour être dans la phase gazeuse, les molécules doivent avoir une forte pression de vapeur (volatilisation directe) et/ou une forte constante de Henry KH (co-volatilisation). Pour la phase particulaire, le coefficient d'adsorption doit être grand ; et enfin pour la phase dissoute, il faut une forte solubilité et un coefficient de lessivage élevé (c'est à dire KH faible).

Le mode de transfert vers l'atmosphère et son importance dépendront également de la formulation du produit (granulés, enrobage de semence, solution, émulsion ...) et de la surface traitée (sol nu, couvert végétal).

Il existe de multiples voies et modes de transfert de pesticides au sein du compartiment atmosphérique.

- **L'émission lors du traitement**

Dans le cas des traitements phytosanitaires réalisés par la pulvérisation d'une solution vers le sol ou la plante, une partie des produits n'atteint pas la cible mais reste dans le compartiment atmosphérique. Lors de la pulvérisation, les gouttelettes s'évaporent et la diminution de leur masse les conserve à l'état d'aérosol liquide. Elles peuvent alors continuer à s'évaporer et passer progressivement en phase gazeuse avant d'être adsorbées par les particules atmosphériques ou les aérosols liquides constituant les masses nuageuses.

Ces pertes qualifiées de « dérive » sont estimées entre 1 et 30% pour une rampe de pulvérisation et jusqu'à 50% pour un épandage aérien. Elles dépendent de plusieurs paramètres : l'équipement et les techniques d'application, les caractéristiques de la solution (volatilité et viscosité de la formulation du produit), l'opérateur (soin, attitude, habileté) et les conditions météorologiques lors de l'application (vitesse et direction du vent, température, humidité relative et stabilité de l'air sur le site).

Plusieurs paramètres peuvent limiter la dérive hors de la parcelle cultivée tels que la hauteur de pulvérisation, le choix et le réglage des buses, la vitesse d'avancement du véhicule, le type de culture... Dans le cas des traitements par hélicoptère, moyen notamment employé en viticulture, l'utilisation de buses « anti-dérive » au

lieu de buses conventionnelles à turbulence permet de diminuer la dérive provoquée par le rotor de l'appareil. Ainsi les niveaux de dérive mesurés à diverses distances avec les buses à dérive limitée sont équivalents aux valeurs obtenues en standard avec un matériel de traitement au sol équipé de buses conventionnelles.

- **La réémission après traitement**

La volatilisation est un phénomène physico-chimique permettant le passage d'une substance en phase gazeuse à partir d'un liquide ou d'une solution aqueuse (vaporisation) ou d'une phase solide (sublimation). Elle peut se produire à partir du sol mais également à partir de la plante traitée ou des eaux de surface. Cependant, l'entraînement de pesticides à partir des surfaces en eaux reste négligeable en milieu continental (hors riziculture) par rapport aux deux autres processus car les concentrations y sont plus faibles.

Plusieurs études ont mis en évidence que le flux de volatilisation à partir des plantes est plus élevé que celui à partir du sol car les interactions sol/pesticides (adsorption) sont plus fortes que celles existant entre les végétaux et les pesticides. De plus, la surface du couvert végétal et la turbulence au-dessus favorisent le renouvellement de l'air, augmentant la surface et l'intensité de l'évaporation.

Le taux de volatilisation d'un produit à partir du sol dépend de nombreux facteurs qui peuvent être regroupés en quatre catégories (figure 11) :

- les caractéristiques physico-chimiques de la matière active : la pression de vapeur, la solubilité dans l'eau et dans l'octanol, le temps de demi-vie, la constante de Henry (KH) et le coefficient d'adsorption (Kd ou Koc) ;
- l'influence des pratiques culturales : dans le cas de molécules très volatiles, une incorporation des produits dans les premiers centimètres du sol permet de limiter les pertes par volatilisation ;
- les caractéristiques du sol : elles n'interviennent pas directement sur le phénomène de volatilisation mais seront importantes pour déterminer la disponibilité du produit à la volatilisation. Outre la capacité d'infiltration du sol, qui permettra de faire transiter rapidement les pesticides vers le milieu souterrain et les rendra indisponibles pour la volatilisation, la composition du sol peut freiner la volatilisation. La fraction de carbone organique du sol est un indicateur de la capacité de rétention des pesticides sur le sol ;
- les conditions météorologiques : le vent peut considérablement augmenter les échanges entre le sol et l'atmosphère. En effet, les turbulences créées au niveau du sol permettent un meilleur renouvellement de l'air en contact avec le sol contaminé et augmente ainsi le taux d'échange entre les deux milieux.

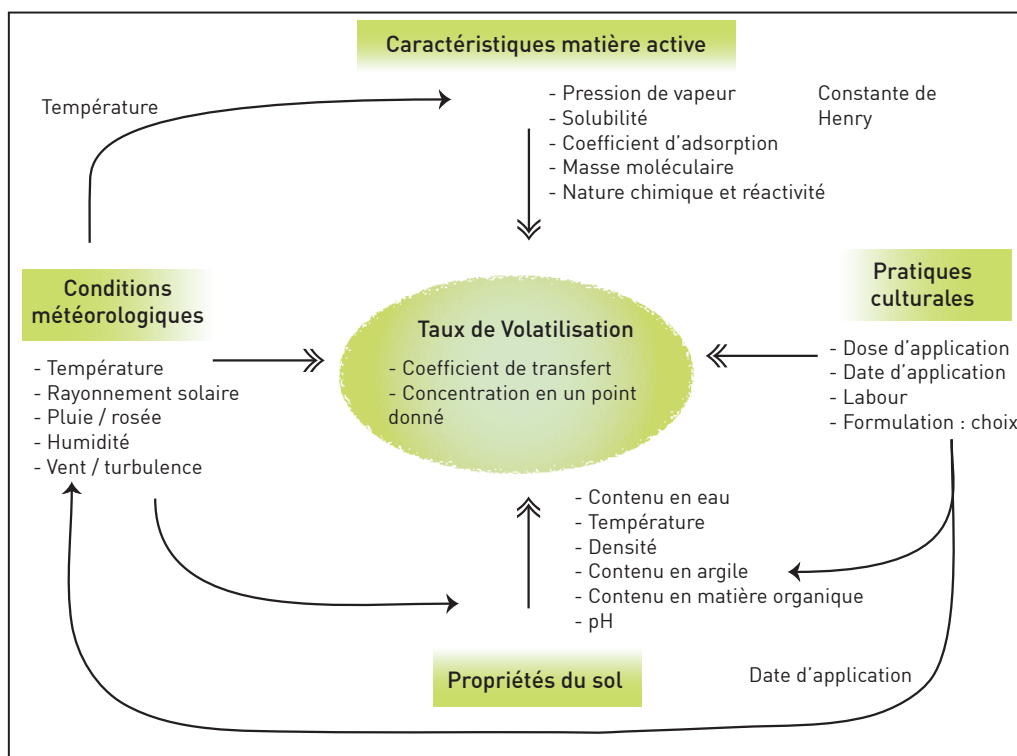


Figure 11 : Paramètres influençant la volatilisation des pesticides, d'après Bedos et al., 2002

• La dégradation atmosphérique

Dans l'atmosphère, les processus de dégradation sont issus d'une transformation chimique et d'une photodécomposition. La transformation chimique est un système d'oxydo-réduction et de réactions d'hydrolyse. La photodécomposition est due aux UV allant de 10 à 450 nm. Les réactions photochimiques peuvent entraîner de nombreuses réactions telles que l'hydroxylation, l'oxydation, la déchlorination, la polymérisation, la méthyloxydation. Ces transformations se font pour les pesticides sous formes gazeuse et particulaire.

L'atmosphère est le milieu où s'effectue le transfert des polluants à plus ou moins longue distance en fonction des processus de dégradation et de dépôt. En effet, une fois dans ce compartiment, les pesticides sont transportés par les courants atmosphériques verticalement puis horizontalement. La distance parcourue est alors fonction de leur persistance dans ce milieu. Par exemple, les pesticides organochlorés, appartenant aux polluants organiques persistants (POP), peuvent migrer jusqu'aux pôles. D'autres pesticides ayant des durées de vie de quelques heures ne seront transportés que sur quelques kilomètres.

• Les dépôts

Les dépôts atmosphériques sont une source de contamination des eaux de surface dans les bassins versants. Les pesticides présents dans l'atmosphère peuvent se déposer soit par la voie sèche (gaz, particules), soit par la voie humide (pluie, brouillard). Le dépôt sec résulte de la gravité des particules ou de l'adsorption des gaz sur les sols. Les retombées humides regroupent les processus de lessivage atmosphérique qui incorporent les éléments traces de l'atmosphère dans l'eau gravitaire. L'analyse des précipitations totales incluant les dépôts secs et/ou humides permet de quantifier le flux des retombées sur un bassin versant.

Les dépôts, en particulier les retombées humides, intègrent une colonne atmosphérique très grande car la contamination se fait depuis les nuages. Même si cette méthode d'estimation des retombées est souvent considérée comme une approche indirecte de la contamination atmosphérique, elle ne permet pas de faire le lien avec l'analyse de l'air et donc avec le risque sanitaire associé.

En Europe mais aussi en Amérique du Nord, 80 pesticides sont couramment décelés dans les précipitations et 30 dans l'air. On remarque que l'on mesure également les produits de dégradation de ces substances, tels que la dééthylatrazine (DEA) et la deisopropylatrazine (DIA) pour l'atrazine.

LE CAS DU BASSIN DE LA SEINE

En 1992, les dépôts atmosphériques totaux mesurés dans l'eau de pluie montraient un maximum de 350 et 810 ng/L d'atrazine et de simazine respectivement en milieu rural (Seine-et-Marne) et 140 et 100 ng/L à Paris. La contamination des retombées est plus élevée en zone agricole où sont employés ces produits et pendant la période d'application et de volatilisation.

Afin d'estimer la part de la contamination locale de celle diffusée à longue distance, une étude a été menée dans le cadre du PIREN-Seine et du programme de réduction des risques liés à l'usage des pesticides initié par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement en 2000. Les retombées totales ont été mesurées en continu de mars à septembre (sauf à Ouessant, de mars à mai) sur une transversale d'ouest en est entre l'île d'Ouessant et Abreschviller (figure 12).

Les résultats obtenus sont les suivants :

Dans le bassin de la Seine, la concentration en pesticides est croissante entre Paris et Eclaron puis décroît. Cette contamination est saisonnière avec un pic en mai-juin. À Eclaron, la concentration maximale a presque atteint 1400 ng/L avec une prédominance d'atrazine. La présence des pesticides dans le compartiment atmosphérique s'explique d'abord par les usages phytosanitaires locaux (zones agricoles, période de traitement) et par les propriétés physico-chimiques des molécules (volatilité). Pourtant, la présence d'atrazine et de la DEA (son principal produit de dégradation) à Abreschviller et à Ouessant ne s'explique pas par ces deux facteurs. À Ouessant, les détections de pesticides sont associées à des vents d'est qui ont pu amener l'air contaminé jusqu'à l'île. La contamination du site d'Abreschviller situé en milieu forestier est également due au transport atmosphérique de ces composés. Ils sont transportés jusqu'à Abreschviller et au-delà, étant détectés dans des pays où leur usage est interdit. Dans ce cas, la rémanence de l'atrazine explique le transport à longue distance. Cette étude a permis de calculer qu'environ 400 kg d'atrazine étaient retombés sur le bassin versant de la Marne en 2000.

L'étude des organochlorés (figure 13b) montre une contamination faible mais progressive des retombées atmosphériques entre Ouessant et Abreschviller en 2000. Pourtant, ces pesticides sont interdits en France depuis plusieurs années (1998 pour le Lindane). Si les masses d'air traversant le pays se chargent progressivement en pesticides, c'est que cette contamination ne provient pas d'un autre pays mais est bien issue des sols agricoles français. La particularité des organochlorés est qu'ils sont persistants et fortement adsorbés sur les particules du sol. Au printemps et en été, la volatilisation des stocks d'organochlorés contenus dans les sols expliquerait ce bruit de fond dans les pluies.



Figure 12 : Localisation des 6 sites (*) de suivi des retombées atmosphériques et rose des vents dominants de 3 des sites.

Le suivi a été réalisé pour 20 pesticides dont les triazines (famille de l'atrazine) (figure 13a) et les organochlorés (figure 13b).

La contamination d'Ouessant représente le bruit de fond de l'Océan atlantique. L'atrazine et la simazine ont été décelés seulement en mai lors des périodes de traitement et lorsque les vents provenaient principalement de l'est (Pleumeur Bodou).

Ce transport atmosphérique a aussi été mis en évidence à l'échelle régionale en Champagne-Ardenne. Autour de la ville de Reims, des mesures de retombées atmosphériques et d'air ambiant ont été effectuées sur des sites à dominance viticole, grande culture ou mixte. Sur chaque site, les retombées ont une signature en pesticides provenant des grandes cultures et/ou du vignoble correspondant à leur localisation sauf un site purement viticole. Ce site montre une signature « mixte » avec présence de trifluraline utilisé en grandes cultures dans la région. Celui-ci est sous la dominance de vents provenant des sites de grandes cultures. Bien que ce pesticide se dégrade rapidement dans l'atmosphère, celui-ci peut être transporté sur quelques dizaines de kilomètres et se déposer sur des zones « non-cibles ».

Cette étude a été réalisée après l'interdiction d'utilisation de l'atrazine et de la simazine, les concentrations mesurées dans les retombées étaient plus faibles que celles observées lors de la transversale avec un maximum de 80 ng/L. Ces concentrations ne sont pas dues à l'utilisation des stocks restants mais plutôt liées à une post-volatilisation de ces composés à partir des sols contaminés, les pics correspondent alors aux périodes de labour où le sol à 30 cm de profondeur est remis en surface. Ces molécules n'ont d'ailleurs pas été décelées dans l'air ambiant au cours de cette étude.

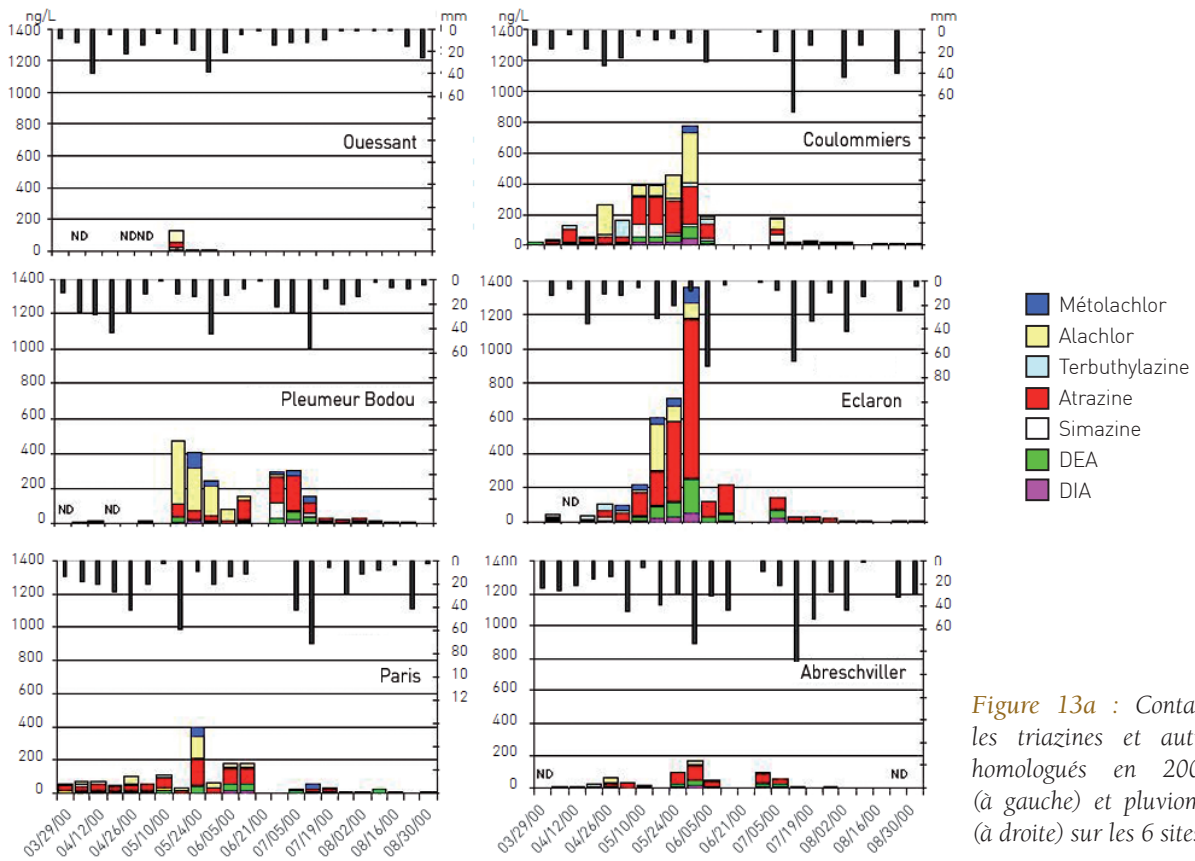


Figure 13a : Contamination par les triazines et autres pesticides homologués en 2000 en ng/L (à gauche) et pluviométrie en mm (à droite) sur les 6 sites.

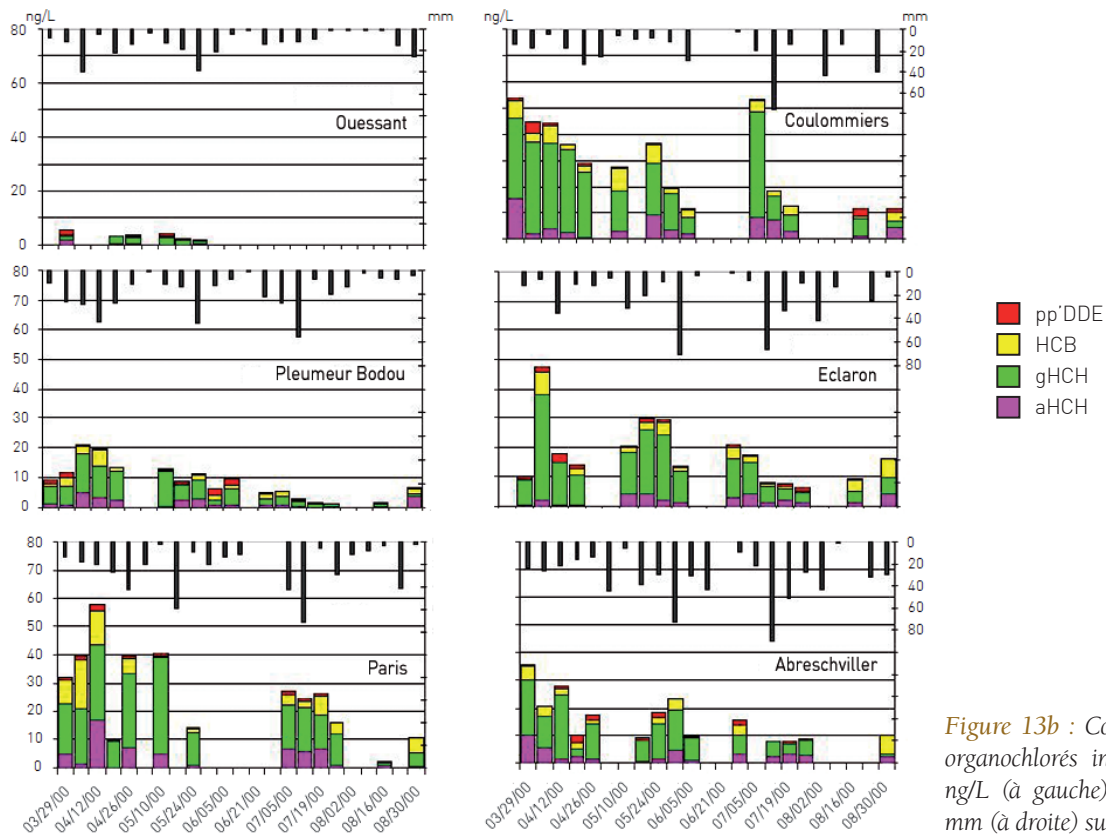


Figure 13b : Contamination par les organochlorés interdits en 2000 en ng/L (à gauche) et pluviométrie en mm (à droite) sur les 6 sites.

Rôle des organismes de surveillance de la qualité de l'air pour évaluer la dangerosité des pesticides sur la population et les écosystèmes

L'AIR, VECTEUR DE CONTAMINATION

C'est au milieu des années 1960, que les scientifiques ont mis en évidence le risque de dispersion de résidus de pesticides à partir des cultures, via le compartiment atmosphérique. Ainsi, des scientifiques britanniques ont révélé que les précipitations au centre de Londres étaient contaminées par des résidus de pesticides organochlorés (DDT, lindane, dieldrine...). Au début des années 1990, ce mode de dispersion a également été établi indirectement pour d'autres familles de pesticides, avec la découverte de résidus d'herbicides, notamment des triazines dans les eaux de lacs alpestres ou dans les précipitations de pays où ces molécules n'étaient pas ou plus utilisées depuis plusieurs années (Norvège, Suède, Allemagne, Suisse).

Quelles que soient les conditions matérielles ou météorologiques lors des périodes de traitement, les pertes vers l'atmosphère dépassent généralement celles déterminées vers les eaux superficielles. Ainsi, en dehors du risque sanitaire induit par leur présence dans l'air ambiant, il a été démontré que les pesticides transportés et déposés par la voie atmosphérique constituent un risque de contamination des écosystèmes situés à proximité ou à l'écart des zones de traitement (Blanchoud et al., 2002).

L'ensemble de ces résultats a conduit les pouvoirs publics et les professions agricoles à prendre aujourd'hui en considération les risques d'exposition humaine et la contamination des écosystèmes non cibles.

LES ASSOCIATIONS AGRÉÉES DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Depuis la loi sur l'air du 30 décembre 1996, la surveillance de la qualité de l'air est obligatoire. Les réseaux de mesures régionaux des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) ont été créés à cet effet. Pour les pesticides, ils ont pour objectifs de compléter les données obtenues par les équipes de recherche et de les actualiser en fonction de l'évolution des pratiques culturales afin d'estimer l'exposition de la population générale aux pesticides et d'indiquer l'existence de risques sanitaires potentiels. Pour autant, les pesticides ne sont pas encore réglementés dans l'air. Sur le plan réglementaire les AASQA sont chargées pour le compte de l'État et des pouvoirs publics, de la mise en œuvre des moyens de surveillance sur le territoire. Elles sont gérées par le Ministère de l'Environnement et coordonnées par l'ADEME et regroupées au sein du dispositif de réseau ATMO (figure 14). Elles sont chargées de mettre en œuvre et gérer le dispositif technique de mesure, de collecter et d'exploiter les données pour enfin les diffuser.



Figure 14 : Fédération Atmo : Réseau National des Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air.

Compte tenu des coûts de réalisation des campagnes de prélèvement et des coûts analytiques, les campagnes ne sont jamais réalisées à l'échelle annuelle et ne peuvent porter que sur un nombre limité de stations situées à proximité de cultures, d'habitats proches de zones cultivées ou en zone urbaine.

LE CAS DU BASSIN VERSANT DE LA SEINE

Parmi les associations présentes sur le bassin versant de la Seine, Atmo Champagne Ardennes est celle qui a entrepris le plus régulièrement des campagnes annuelles depuis 2001. Cette préoccupation constante vis-à-vis de l'exposition de la population s'explique par l'importance régionale de deux activités agricoles, grandes cultures et viticulture, toutes deux fortes consommatrices en pesticides avec notamment des fréquences de traitement particulièrement élevées en viticulture.

La campagne de juin 2007 sur cinq stations de l'agglomération rémoise révèle que la population y est relativement exposée aux vues des résultats précédemment obtenus par d'autres réseaux de mesure. Ainsi, les concentrations de certains fongicides tel le folpel, ont dépassé la centaine de ng/m^3 en plusieurs stations, tandis que les concentrations individuelles maximales de la vingtaine de molécules décelées par l'AASQA Airparif dans le centre de Paris au printemps 2006 sont majoritairement inférieures à $0,5 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Airparif, 2007).

Un autre fongicide recherché à Reims et à Paris, le chlorothalonil, a présenté des concentrations de quelques ng à quelques dizaines de ng/m^3 dans l'agglomération rémoise et qui ont atteint jusqu'à $52 \text{ ng}/\text{m}^3$ dans Paris intra muros. Il ressort toutefois d'après l'ensemble des résultats issus des réseaux de mesure des AASQA que la majorité des concentrations en pesticides décelés dans l'air ambiant en ville ou en bruit de fond de zone rurale demeurent inférieures à $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Il en est de même pour des substances interdites encore présentes à l'état de traces dans l'air ambiant (lindane, atrazine...).

LES ÉTUDES À L'ÉCHELLE NATIONALE

Le bilan national 2006-2008 montre que sur 170 pesticides recherchés, 114 ont été détectés dans l'air (Yahyaoui et Marlière, 2009), avec une contamination de fond des pesticides rémanents et une contamination saisonnière correspondant aux périodes de traitement et de forte volatilisation (printemps et été). Il demeure difficile de pouvoir juger si les valeurs élevées, temporairement observées pour certaines molécules peuvent avoir une incidence sur la santé humaine. Elles sont en effet susceptibles de varier dans de fortes proportions suivant la période de traitement, l'orientation et la vitesse des vents dominants, mais aussi par les conditions hydriques et l'insolation qui conditionnent l'émission de molécules par post volatilisation à partir des zones de culture.

En l'absence de norme guide de concentration maximale permettant d'évaluer la dangerosité d'une exposition aux pesticides dans l'air, on peut difficilement comparer l'importance de cette voie d'exposition par inhalation par rapport aux autres vecteurs d'exposition. Depuis 2008, un groupe de travail national a été mis en place afin de définir une stratégie spatio-temporelle pour la surveillance des pesticides dans l'air, établir une liste nationale de substances à rechercher et réfléchir sur la construction d'un indicateur applicable à la contamination de l'air. La poursuite des études effectuées sur la contamination de l'air ambiant par les composés toxiques pour l'homme et les animaux sont donc nécessaires.

L'eau, une ressource à protéger

Qu'ils transitent par l'atmosphère ou le sol, les pesticides se retrouvent dans les eaux. En France, le constat réalisé par l'IFEN montre que 91% des points de mesure réalisés dans les eaux de surface et 55% dans les eaux souterraines ont eu au moins une fois une détection de pesticides (IFEN, 2007). Les molécules rencontrées dépendent de l'assolement et de l'intensité des cultures, mais aussi de la vulnérabilité du milieu.

La répartition nationale des concentrations dans les eaux de surface est très hétérogène (figure 15). Ainsi, le bassin le plus contaminé est celui de la Seine-Normandie (figure 16). Cependant, la dynamique de transport étant très différente dans les bassins versants, il est important de distinguer les différentes masses d'eau.

LE MILIEU SOUTERRAIN FRAGILISÉ

Si les niveaux de contamination restent globalement faibles, le constat montre qu'en France, 25% des nappes contiennent des pesticides et sont jugées de qualité médiocre. 1% des points serait impropre à la production d'eau potable.

En interdisant en 2003 l'usage de l'atrazine en France, on aurait pu s'attendre à une diminution significative de cette contamination.

Cette diminution est parfois mesurable comme dans le calcaire de Champagne où 78% des captages enregistrent une baisse des concentrations en triazines entre 1999 et 2006 (AquiBrie, 2009). Ainsi, l'abandon de molécules solubles, rémanentes et utilisables à des doses d'environ 1kg/ha au profit de nouvelles matières actives à doses plus faibles et moins mobiles permet de limiter le risque de transfert ou de quantification. D'autres molécules sont cependant détectées et la contamination des eaux souterraines sera alors fonction de leur vulnérabilité. Cette vulnérabilité va dépendre des conditions du milieu : sous-sol très perméable, karstique ou peu profond sont autant de facteurs qui vont expliquer la présence de pesticides.

Dans le bassin Seine-Normandie, le suivi réalisé entre 2007 et 2009 montre la disparité de la vulnérabilité des masses d'eau vis-à-vis de la contamination par les pesticides et la faiblesse de l'amélioration constatée sur la période (figure 16). L'infiltration est généralement lente et seuls les pesticides les plus rémanents et les plus solubles sont susceptibles d'être détectés dans les eaux souterraines. Le temps de transfert et la masse d'eau constituant la nappe vont permettre d'une part une contamination à retardement et d'autre part

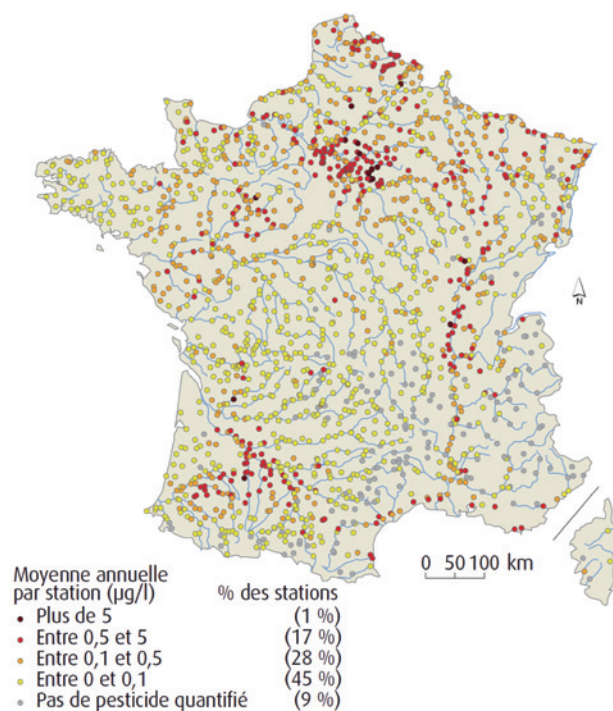


Figure 15 : Moyenne annuelle des concentrations totales en pesticides (en µg/l) dans les eaux de surface pour 2007 (d'après Trégouet, 2010).

l'atténuation des concentrations mesurées. Ainsi, les nappes seront le reflet des usages passés constituant un « bruit de fond » de contamination.

Pour compléter le suivi de l'état chimique des masses d'eau souterraine (DCE), l'AESN propose d'autres indicateurs de contamination : augmentation des points de surveillance, représentation par gammes de concentrations des moyennes annuelles et interannuelles, statistiques variées (fréquences de quantification des polluants, fréquences de dépassements de normes de qualité, concentrations maximales mesurées...). Ce travail a notamment permis la désignation des captages d'alimentation en eau potable prioritaires du SDAGE et servi pour le « Grenelle de l'environnement ».



Figure 16 : Niveau moyen annuel de la contamination par les pesticides des masses d'eau souterraine du bassin Seine-Normandie au regard de la norme de qualité sur la période 2007- 2009 (document AESN).

LES COURS D'EAU, EXUTOIRES DES BASSINS

Les rivières reçoivent des eaux de pluie, de ruissellement et des eaux de la nappe qui constituent notamment les débits d'étiage. Si le bruit de fond en pesticides apporté par la nappe justifie la présence de certaines molécules, ce n'est pas le cas des pics de contamination mesurés au printemps.

En effet, les pesticides détectés dans les eaux de surface sont majoritairement des herbicides appliqués au

printemps. Les conditions climatiques à cette période de l'année favorisent le ruissellement (ou le drainage) et l'entraînement des pesticides directement vers les cours d'eau. En 1999, en sortie de drainage agricole, la concentration en atrazine dépassait rarement 1µg/L mais atteignait 30µg/L lors de la première crue suivant le traitement phytosanitaire (figure 17).

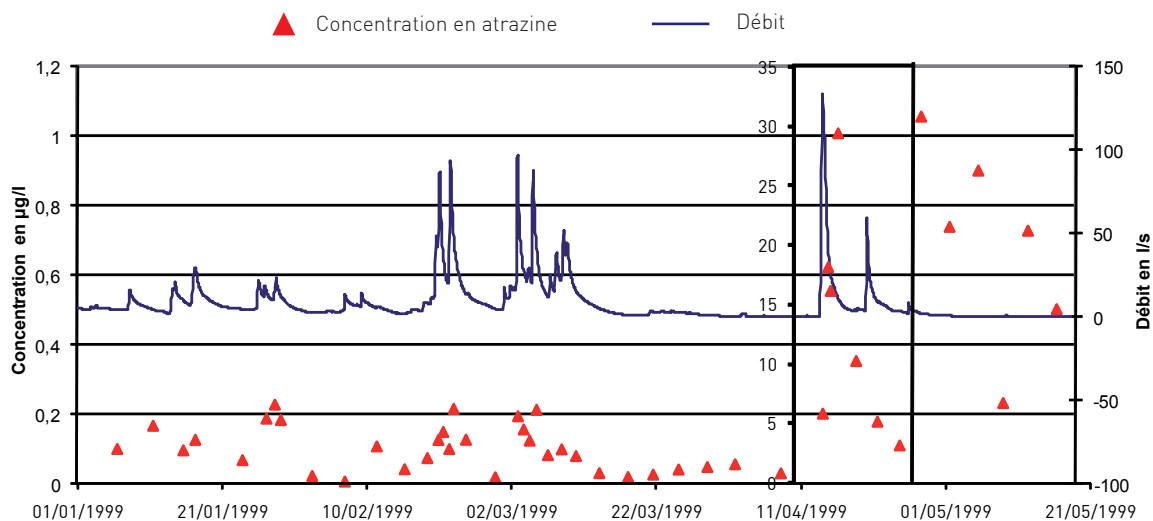


Figure 17 : Évolution des concentrations en atrazine en sortie d'un réseau de drainage sur l'Orgeval (77).

On constate que la fréquence de détection de certains produits reste faible à l'année mais leur impact sur le milieu naturel peut s'avérer néfaste par le dépassement de concentrations critiques dans l'eau. Ainsi, la concentration maximale en 2,4 MCPA enregistrée par temps de pluie dans l'Orge était de 2,61 µg/L et de plus de 5 µg/L pour le glyphosate pour une fréquence de détection de 70 % pour l'année 2007. Ces chiffres sont à comparer avec ceux de l'atrazine dont la concentration maximale était de 0,04 µg/L en 2007, mais était présente dans 100% des échantillons. Dans des cas extrêmes, la contamination peut s'apparenter à une contamination ponctuelle de type occasionnel comme c'est le cas pour

le chlorprophame avec une concentration maximale à 130 µg/L au cours de la campagne de mesure 2005 – 2006, et à 193 µg/L en 2006 – 2007 alors que cet herbicide ne représente que 3% de détection sur l'ensemble des stations d'Ile-de-France (DIREN, 2006 & 2008).

Les quantités totales de pesticides dans les cours d'eaux d'Ile-de-France atteignent ainsi des concentrations supérieures à 5 µg/L. Sur les 103 stations suivies en 2006 – 2007, 43 % des stations ne respectaient pas les critères du « bon état chimique » défini par la directive cadre sur l'eau (DIREN, 2008).

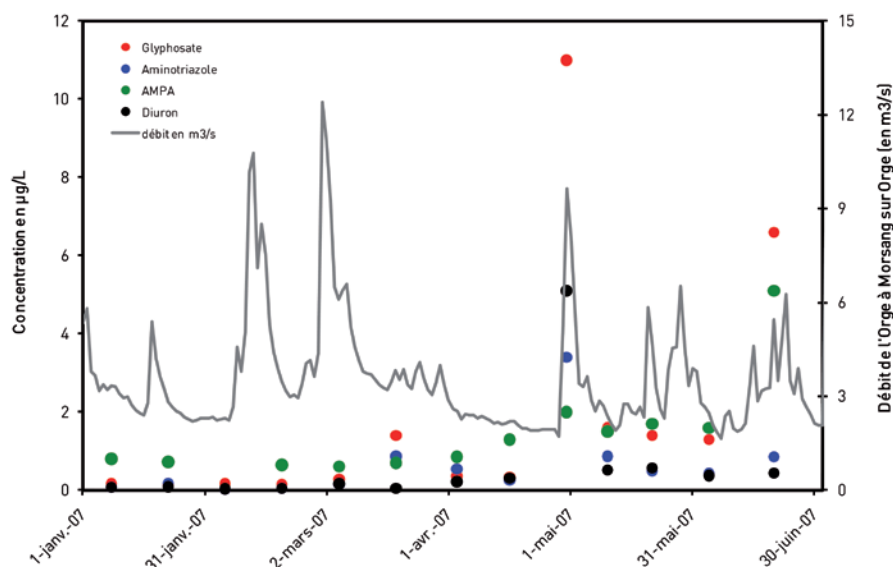


Figure 18 : Contamination de l'Orge par les pesticides à Athis-Mons, évolution des concentrations en glyphosate, AMPA, Aminotriazole et Diuron de janvier à juin 2007, débits à Morsang-sur-Orge (source Phyt'Eaux Cités, 2009).

Sur le bassin versant de la Seine, notamment en région Île-de-France, les usages non agricoles de pesticides sont loin d'être négligeables. Le ruissellement sur les chaussées imperméables et la présence de réseaux séparatifs amenant directement les eaux vers les cours d'eau sans traitement sont autant de facteurs de vulnérabilité des eaux de surface. En milieu périurbain, le sol ne peut jouer son rôle de filtre permettant d'éliminer près de 90% des quantités appliquées. Les méthodes d'estimation du risque des pratiques, employées pour l'agriculture, ne peuvent pas être utilisées ici. Si les quantités totales de matières actives achetées par les organismes peuvent être déterminées, il n'en est pas de même pour la superficie traitée. Le NODU n'est donc pas applicable au milieu urbain.

Sur les bassins versants du Morbras et du Réveillon (Seine-et-Marne), l'étude conjointe des usages agricoles et urbains de pesticides ainsi que le suivi de la contamination des cours d'eau avait permis de conclure qu'environ 8 à 10 % des pesticides les plus utilisés en milieu urbain rejoignent la rivière. Ce

chiffre est à comparer avec le milieu agricole où, pour l'atrazine par exemple, entre 0,5 % et 1 % des quantités appliquées sont exportées par les cours d'eau. Dans le bassin Seine-Normandie et plus particulièrement en Île-de-France, les usages urbains sont donc à considérer dans l'étude de la contamination des eaux de surface par les pesticides.

Une étude complémentaire a été menée pour évaluer les taux de ruissellement des pesticides sur les surfaces urbaines (goudron, béton, sols enherbés, sols nus). Le croisement des données d'usages des pesticides, des taux de ruissellement calculés avec la cartographie des voiries et réseaux ferrés nous a permis d'estimer qu'environ 30 à 40% des pesticides qui migrent vers la Marne pourraient être d'origine non agricole (Blanchoud H., 2001).

Cette étude a également permis de pointer du doigt l'impact des mauvaises pratiques de traitement sur le milieu naturel. De même que le rinçage des cuves dans les cours de ferme ou dans les fossés, ces

pratiques déclenchent une contamination ponctuelle ou accidentelle, provoquant des pics de concentrations pouvant dépasser 10 µg/L dans la rivière lors d'un événement pluvieux. En ciblant les mauvaises pratiques en milieu urbain comme principalement responsables de la contamination des rivières, l'idée d'agir « à la source » semblait plus efficace qu'en agriculture, où les rendements agricoles sont une priorité économique.

L'identification des produits utilisés sur les chaussées imperméables a permis d'expliquer leur présence dans les eaux superficielles ainsi que leurs concentrations très élevées. Le suivi de la contamination des petites rivières par le groupe régional Phyt'Eaux Propre Île-de-France montre les pourcentages de détection et les concentrations observées en mai 2007 (figure 19).

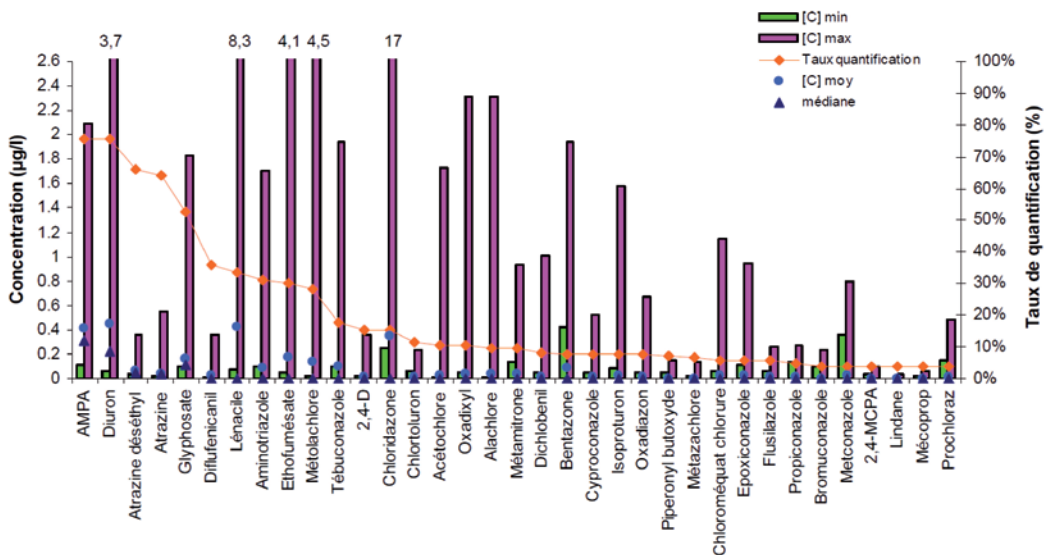


Figure 19 : Concentrations moyennes (échelle de gauche) et fréquences de détection (échelle de droite) des pesticides détectés en mai 2007 dans les cours d'eau d'Île-de-France (DIREN Ile-de-France, 2008)

Depuis l'interdiction successive de l'atrazine et de la simazine en 2003, puis du diuron en 2008, le glyphosate est majoritairement utilisé en milieu urbain et retrouvé dans la majorité des petites rivières urbaines, avec en Île-de-France, une concentration maximale de 1,8 µg/L pour 50 % de détection. Il est facilement transféré sur des surfaces imperméables. Les événements pluvieux d'intensité élevée et le court délai entre la pluie et l'application favorisent le transfert de glyphosate en milieu urbain.

des effluents des stations d'épuration. Dans le bassin versant de l'Orge, le réseau est majoritairement séparatif avec présence de by-pass qui permettent le transfert d'excédent d'eau entre les deux.

Les voies de transfert sont schématisées sur la figure 20. Les pesticides sont transférés soit vers la station d'épuration via le réseau unitaire et en partie éliminés par les filières de traitement, soit directement vers les eaux de surface via le réseau séparatif. Dans ce cas, aucun traitement ne permet une décontamination de l'eau. Le réseau d'eaux usées peut alors servir de déversoir des eaux de pluie en cas de débordement ou de mauvais raccordement. Depuis 2008, l'Orge a été choisie comme site d'étude expérimental pour définir les processus de transfert des pesticides à usage urbain vers les cours d'eaux et le rôle des collecteurs séparatifs. La contamination des collecteurs d'eaux pluviales et d'eaux usées n'a jusqu'à présent pas encore été étudiée. Seules quelques études ont montré le rôle des collecteurs d'eaux pluviales comme source de pesticides dans des bassins versants agricoles ou alors dans les réseaux unitaires et des contaminations

L'étude simultanée des deux réseaux permet de distinguer le transfert des pesticides utilisés sur les voiries vers les eaux pluviales de celui qui pourrait provenir de rinçages de pulvérisateurs ou de vidanges directes à l'évier puis vers les eaux usées.

Le suivi des eaux vannes et domestiques réalisé en 2008 sur le ru de Fleury, un réseau géré par le SIVOA (Syndicat Intercommunal de la Vallée de l'Orge Aval) par temps sec et temps de pluie a mis en évidence la très forte contamination des eaux de pluie lors de la première pluie après épandage. La concentration en glyphosate atteint 90 µg/L dans le réseau d'eau pluviale, montrant l'impact des usages urbains sur la qualité des eaux de surface (figure 21). Les eaux usées ne sont chargées en glyphosate qu'à partir du moment où le trop plein des eaux pluviales s'y déverse. En dehors des périodes de traitement par le glyphosate, la détection reste faible (faibles concentrations et faible pourcentage de détection). Par contre, son principal produit de dégradation, l'acide aminométhyl phosphorique (AMPA), a un comportement très différent et difficilement explicable par la simple dégradation du glyphosate.

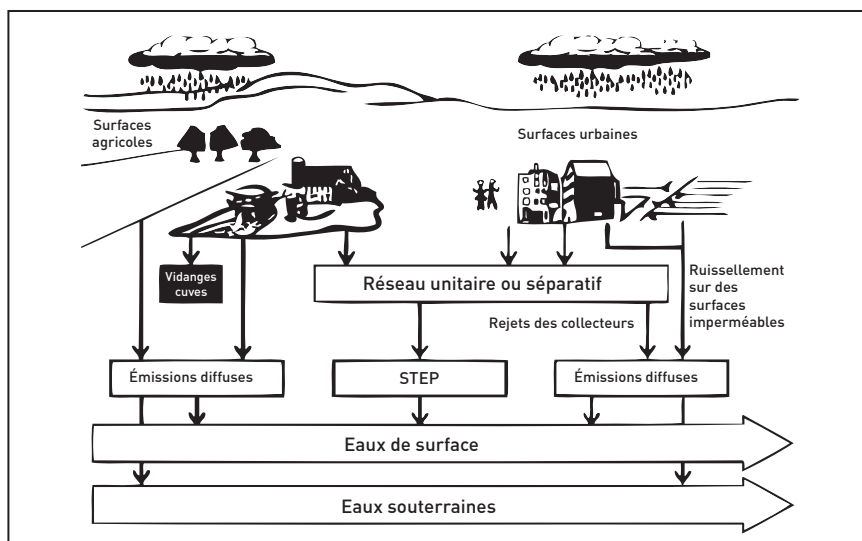


Figure 20 : Schéma de transfert des pesticides vers les eaux de surface et souterraines en milieu agricole et urbain (source Botta et al., 2009, d'après Burkhardt et al., 2007).

En effet, en dehors des périodes de traitement, la concentration en AMPA est corrélée significativement ($r = 0,92$ pour $n = 12$ avec $p < 0,001$) avec celle de l'ammonium, utilisé ici comme traceur des eaux usées suggérant une même source : les eaux domestiques mal raccordées au réseau. Même dans le réseau d'eaux pluviales, on constate cette relation en dehors des périodes de traitement (figure 21). Dans le collecteur d'eaux usées, les concentrations en AMPA tendent

à diminuer quand les eaux pluviales s'y déversent, montrant ainsi que sa présence ne peut être attribuée qu'à la dégradation du glyphosate. En fait, l'AMPA est également un produit de dégradation de produits détergents utilisés dans les lessives. Son origine dans les eaux superficielles serait donc double et expliquerait la présence quasi constante de l'AMPA dans les petites rivières d'Île-de-France qui servent d'exutoire aux eaux pluviales urbaines.

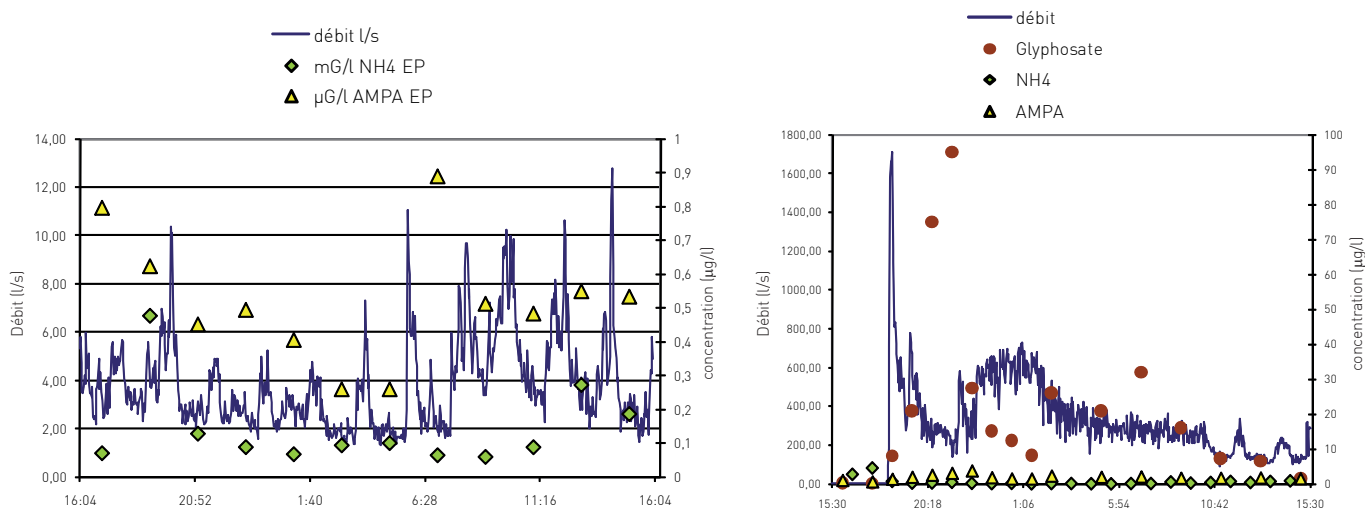


Figure 21 : Évolution des débits et des concentrations dans le collecteur d'eaux pluviales du ru de Fleury (Essonne) par temps sec (à gauche) et par temps de pluie (à droite).

En tenant compte des apports et du transfert des pesticides dans les zones urbaines comme en agriculture et que l'on réalise un bilan de transfert du glyphosate et de l'AMPA à l'échelle du bassin versant de l'Orge, on remarque que le milieu urbain contribue principalement à la contamination de l'Orge. Ainsi, les zones urbaines apporteraient environ 30 % du flux total exporté par l'Orge (Botta, 2009). Malgré la double

origine de l'AMPA, la contribution urbaine en AMPA est plus faible que pour le glyphosate en raison de la dégradation plus importante dans les sols agricoles. Ce résultat soulève deux problématiques pour l'avenir : doit-on interdire les usages de pesticides en milieu urbain ? Doit-on considérer l'AMPA comme un pesticide apparenté dans la réglementation actuellement en vigueur ?

QUELLES NORMES POUR L'EAU ?

La présence des pesticides dans l'environnement est un dossier sensible qui ressort régulièrement dans la presse. La méconnaissance de ces produits, leur nombre considérable sur le marché français et les craintes de leurs effets en sont les principales causes. Le caractère bioaccumulable des organochlorés a conduit à l'interdiction de la majorité d'entre eux en 1997 en France. Pourtant, les effets à long terme, l'effet cumulé de plusieurs molécules (dit « effet cocktail ») ou encore le risque écotoxicologique ne s'arrêtent pas aux molécules bioaccumulables. Les pesticides sont des substances utilisées pour détruire des insectes, des plantes ou des microorganismes ; il est donc logique de penser qu'ils puissent avoir des répercussions sur le milieu naturel une fois épandus dans les champs ou dans l'air. La difficulté est de savoir lesquelles, à quelle dose et où.

En 1996 puis en 2002, le SEQ - Eau (Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau) a défini des classes de qualité des cours d'eau en fonction des altérations (dont les pesticides) et des usages de l'eau. Exceptés pour les pesticides les plus toxiques, les pesticides y sont représentés dans leur ensemble avec des seuils pour l'aptitude à la vie biologique et pour la production d'eau potable (figure 22). Ainsi, l'eau potable distribuée ne doit pas dépasser 0,1 µg/L pour chaque pesticide et 0,5 µg/L pour la somme des pesticides et il n'est pas autorisé de produire de l'eau potable avec une eau brute ayant une concentration supérieure à 2 µg/L pour chaque substance et 5 µg/L pour la somme.

Ces seuils arbitraires posent le problème de l'approvisionnement en eau potable dans les régions les plus contaminées : doit-on refuser l'accès à l'eau courante si la contamination de la ressource en eau ne permet pas de respecter cette norme ? C'est pourquoi des dérogations sont délivrées pour la distribution de l'eau, pourvu que les administrés soient informés de ces dépassements de seuils et que des mesures de reconquête de la qualité de l'eau soient mises en place. Ces seuils ne tiennent pas compte de la toxicité des produits, mais correspondent aux anciens seuils de détection possible des pesticides dans le milieu naturel. La mise en place de suivis de la qualité pour les pesticides pertinents a révélé des dépassements fréquents des seuils de potabilisation pour un nombre limité de molécules comme l'atrazine et d'autres herbicides de la famille des triazines, ce qui a eu pour conséquence en 2003, l'interdiction de l'atrazine. D'autres molécules efficaces à plus faibles doses ont ainsi fait leur apparition sur le marché français.

Afin d'adapter au mieux les efforts sur les molécules potentiellement les plus risquées pour l'homme et l'environnement, le Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux Pesticides (le PIRRP) a établi en 2006 une liste de 47 molécules classées 7 ou 6 du classement écotoxicologique de la TGAP (Taxe Générale sur les Activités Polluantes) pour lesquelles les ventes doivent diminuer de moitié. C'est avec le Grenelle de l'environnement et la mise en place du plan Écophyto 2018 que la décision de réduire « si possible » les quantités de tous les pesticides utilisés en France de moitié en 10 ans a été prise. Cette mesure phare s'est traduite par le retrait immédiat de 30 molécules et une dérogation pour un an pour 23 autres.

Ces mesures sont très contraignantes pour les agriculteurs et les pesticides retirés du marché sont remplacés par de nouvelles substances dont on ne connaît pas encore le devenir dans l'environnement. Afin de prévenir et réduire la pollution des eaux et répondre aux exigences d'évaluation de l'état des eaux introduites par la directive cadre sur l'eau, le SEQ-eau est progressivement abandonné au profit du Système d'Évaluation de l'État des Eaux (SEEE), système basé sur les valeurs seuils retenues en France pour la définition du bon état écologique et chimique des eaux.

Les concentrations dans le milieu sont comparées à une Norme de Qualité Environnementale, ou NQE, définie comme la « concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement ». INERIS (tableau 3).



COMPRENDRE

Figure 22 : Grille de qualité du SEQ-Eau.

		0,01µg/l	0,05µg/l	0,1µg/l	0,7µg/l	1,4µg/l	2µg/l
Eaux superficielles	Qualité globale	Excepté pour 39 substances qui ont une limite plus basse, la limite de la classe bleu-vert est de 0,1µg/l (0,5µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la vie des organismes aquatiques et la production d'eau potable sans traitement spécifique pour les pesticides</i>	Excepté pour 33 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 0,7µg/l (2µg/l pour la somme des substances)	Excepté pour 33 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 1,4µg/l (3,5µg/l pour la somme des substances)	Excepté pour 6 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 2µg/l (5µg/l pour la somme des substances)	Ne peut plus satisfaire les équilibres écologiques ou la production d'eau potable sauf dérogation	
	Usage eau potable	Excepté pour 4 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 0,1µg/l (0,5µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable sans traitement spécifique pour les pesticides</i>	2µg/l (5µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable mais nécessite un traitement spécifique pour éliminer les pesticides</i>			Ne permet plus la production d'eau potable sauf dérogation	
	Usage eau potable	Excepté pour 4 substances qui ont une limite plus basse, la limite est de 0,1µg/l (0,5µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable sans traitement spécifique pour les pesticides</i>	2µg/l (5µg/l pour la somme des substances) <i>Permet la production d'eau potable mais nécessite un traitement spécifique pour éliminer les pesticides</i>			Ne permet plus la production d'eau potable sauf dérogation	

Qualité globale	Très bonne	Qualité usage eau potable	Bonne
	Bonne		Médiocre
	Moyenne		Mauvaise
	Médiocre		
	Mauvaise		

Ces normes en cours d'élaboration permettent d'évaluer au mieux les risques liés à l'usage des pesticides. Elles permettent de cibler localement les actions à mettre en place en fonction de l'état chimique du cours d'eau à partir du moment où les données de contamination sont acquises et exploitables.

Le suivi de la qualité doit donc être mis en place et effectué de façon régulière pour les pesticides présentant le plus grand risque, ce qui est généralement le cas pour la majorité des pesticides présents de façon récurrente dans le milieu.

A contrario, certaines molécules sont difficilement quantifiables au seuil défini par la NQE. Dans ce cas, la modélisation est une étape complémentaire aux réseaux de surveillance.



Nom du pesticide	Origine de la recommandation	Concentration moyenne annuelle acceptable (µg/l)	Concentration maximale annuelle acceptable (µg/l)
2,4 D	INERIS ⁽¹⁾	2,0	58,0
Alachlor	EQS ⁽²⁾	0,3	0,7
AMPA	INERIS	Évaluation en cours	
Atrazine	EQS	0,6	2,0
Bentazone	INERIS	70	450
Chlordécone	INERIS	5. 10 ⁶	0,07
Chlorfenvinfos	EQS	0,1	0,3
Chlorpyrifos	EQS	0,03	0,1
Chlortoluron	INERIS	0,1	0,2
Dichlorprop	INERIS	2,0	9,0
Diflufenicanil	INERIS	0,01	0,045
Diméthoate	INERIS	0,11	170
Diuron	EQS	0,2	1,8
Glyphosate	INERIS	28	64
Endosulfan	EQS	0,005	0,01
Isoproturon	EQS	0,3	1,0
Lindane	EQS	0,02	0,04
Linuron	INERIS	0,2	1,0
Mondinuron	INERIS	0,5	1,0
Simazine	EQS	1,0	4,0
Tebuconazole	INERIS	1,0	1,0
Trifluraline	EQS	0,03	-

Tableau 3 : Normes de qualité environnementales (NQE) pour les pesticides.

(1) INERIS : Ces NQE des substances d'intérêt sont déterminées au niveau national. En France, l'INERIS fait des propositions de valeurs de NQE au MEDDTL, via sa convention avec l'ONEMA. La concentration moyenne acceptable correspond alors à celle de l'eau non destinée à la production d'eau potable.

(2) EQS : Environmental Quality Standard.

Ces NQE sont déterminées au niveau européen, par la Commission et en consensus avec les états membres de l'Union européenne. Elles sont reconnues comme étant des valeurs seuils réglementaires.

L'exposition humaine, une réalité à multiples facettes

Il est difficile de mettre en évidence et de prouver l'effet des pesticides sur la santé (cf. Notions clés : Pesticides et santé). L'exposition humaine est caractérisée par la dose journalière admissible (DJA). Elle correspond à la dose sans effet pour le rat rapportée à un facteur d'incertitude. La DJA doit être une dose journalière prise toute une vie sans effet pour l'homme et sa descendance. Les principales voies d'exposition sont le contact avec la peau, l'ingestion (de l'eau ou l'alimentation) et l'inhalation.

L'INGESTION DE L'EAU

L'eau est le compartiment physique le plus réglementé en termes de contamination par les pesticides. L'eau potable, mais aussi la ressource en eau, sont suivies. Comme décrit précédemment, la contamination avérée des eaux de surface et souterraines en France a entraîné un suivi particulier de cette ressource. La

limite de 0,1 µg/L pour chaque substance et 0,5µg/L pour le total des pesticides, même si elle n'est pas adaptée à la dangerosité des pesticides, permet d'appliquer le principe de précaution. Les traitements de l'eau adaptés à l'élimination des pesticides comme le passage sur charbon actif sont mis en place lors de fortes contaminations de la ressource. À raison de 2 litres d'eau ingérés par jour en moyenne, l'eau reste une voie d'exposition secondaire pour l'homme.

LE CONTACT DIRECT

L'exposition par contact concerne particulièrement les professionnels qui sont en charge du traitement. Si la pénétration des produits peut se produire par la peau (environ 1%), le risque est surtout l'apparition de rougeurs et de démangeaisons. C'est pourquoi la réglementation impose le port de matériel adapté lors de la préparation et la réalisation des traitements.

L'INHALATION

L'air, de par la difficulté d'analyse, n'a été contrôlé que tardivement. La mesure de pesticides dans l'air a commencé par l'apparition de cartouches adsorbantes permettant de fixer les pesticides contenus dans l'air pour l'analyse. Au niveau réglementaire aussi, le compartiment atmosphérique a été négligé. Pourtant, l'exposition humaine est loin d'être négligeable. En effet, à raison de 20 m³ d'air inhalé par jour en moyenne, les quantités totales de résidus de pesticides peuvent être 20 fois supérieures à celles ingérées par l'eau de boisson pour les populations les plus exposées (comme les agriculteurs par exemple) et 2 fois plus que pour les habitants en zone péri-urbaine. Le choix des conditions climatiques lors du traitement (vent, température) et le port d'un masque ou d'une cabine pressurisée pour les professionnels permettent de limiter cette exposition.

L'ALIMENTATION

Les pesticides sont utilisés pour protéger les cultures ; il est donc normal que la production agricole soit la cible principale de ces traitements. Afin d'éviter la contamination des produits de consommation, les dates de traitement sont optimisées pour limiter la

contamination alimentaire. Une réglementation très stricte fixe les limites maximales de résidus (LMR). Cette limite correspond à la concentration maximale de résidus de pesticides légalement tolérée dans ou sur des denrées alimentaires ou des aliments pour animaux. Elle est fixée par la CEE pour tous les aliments (315 produits frais) et pour tous les pesticides autorisés en Europe ou dans le reste du monde (1 100 produits environ). Chaque état membre doit organiser un nombre minimal d'échantillons à prélever pour le contrôle du respect des LMR pour les principales combinaisons pesticide-culture. Elle tient compte de la somme des résidus potentiels après un traitement (sans lavage ni épluchage) et de la dose journalière admissible pour l'homme (DJA).

En 2004, la DGCCRF a relevé 11 % de dépassement des LMR pour les salades, fruits et légumes, dont 83,2 % concernait des produits d'origine française. En 2007, sur 3 742 échantillons de fruits et légumes, les LMR ont été dépassées dans 7,6 % des cas. Pourtant, dans un souci d'harmonisation européenne, certaines LMR ont été relevées et l'on est en droit de se demander si ce n'est pas au risque du consommateur. Certaines LMR jugées trop à risque sont en cours de réévaluation. Pour autant, l'exposition peut être considérablement diminuée par le lavage, l'épluchage et la cuisson des aliments.

LES NOTIONS CLÉS

Les pesticides et la santé

Il est difficile de mettre en évidence l'effet des pesticides sur la santé humaine. Si les anciennes molécules, maintenant interdites, comme les organochlorés ou les arséniés sont cancérigènes ou mutagènes probables, les nouveaux produits homologués ne représentent apparemment pas de risque avéré aux doses auxquelles ils doivent être utilisés. Pourtant, le doute subsiste sur l'effet cocktail de molécules : association de plusieurs pesticides présents en même temps ou de l'effet à long terme de l'exposition. En première ligne se trouvent les agriculteurs, dont la manipulation des produits non dilués au moment de la préparation des cuves est un facteur de risque élevé. L'exposition directe se fait essentiellement par contact ou inhalation, et des mesures de précaution sont à respecter au moment de la manipulation et du stockage.

LES EFFETS DES PESTICIDES SUR LA SANTÉ NE SONT PAS MESURABLES DIRECTEMENT.

Les études épidémiologiques cherchent à mettre en avant l'incidence de certains cancers plutôt qu'à déterminer les relations causales. En effet, si les effets immédiats sont bien caractérisés (troubles cutanés, ophtalmologiques, respiratoires...), les effets à long terme résultent d'une exposition répétée à un panel de pesticides. Ils surviennent dans un délai de quelques semaines à plusieurs années. Tous types de cancers confondus, les agriculteurs ont moins de cancers que le reste de la population. Les explications avancées tiennent à leur mode de vie : moins

de cancers ORL, du poumon et de la vessie du fait d'une prévalence inférieure du tabagisme, moins de tumeurs coliques en raison d'une alimentation plus riche en fruits et légumes. En revanche, il y aurait un excès de cancers de la lèvre et de la peau, le rôle des rayons ultraviolets (travail à l'extérieur) étant probablement prédominant. Des excès de cancers spécifiques (tumeurs prostatiques et cérébrales, hémopathies malignes notamment le Lymphome non-Hodgkinien (LNH)), la maladie de Parkinson, des problèmes de fertilité ou de malformations cardiaques ou génitales sont néanmoins relevés sans toutefois qu'un pesticide en particulier ne puisse être incriminé. Au Québec, des études ont montré des associations positives statistiquement significatives entre plusieurs variables représentant l'utilisation des pesticides en agriculture et les variations géographiques de certains cancers (lymphomes, cancer du cerveau, leucémie) (Godon et al., 1989). Les variables socio-économiques forment deux facteurs très homogènes et elles se distinguent nettement des variables-pesticides. Cependant, d'autres études épidémiologiques réalisées sur des populations de taille restreinte (environ 1000 individus) montrent des résultats contradictoires, ne permettant pas de généraliser les résultats sur l'effet global des pesticides sur la santé (Carroza et al., 2009 ; Costello et al., 2009).

DES ÉTUDES À PLUS GRANDE ÉCHELLE SONT MISES EN PLACE DANS DIFFÉRENTS PAYS.

Il s'agit de permettre d'avoir une idée plus précise du risque encouru par l'utilisation des pesticides (Chrisman et al., 2009 ; Mac Farlane et al., 2010). En 1993, a été initiée une importante cohorte prospective intitulée *Agricultural Health Study* (AHS) dans les États de l'Iowa et de la Caroline du Nord (89 658 personnes, dont 52 395 exploitants agricoles et 4 916 applicateurs professionnels de pesticides). Après un suivi de 7 ans, seuls les exploitants agricoles présentaient un excès de risque significatif de survenue du cancer de la prostate estimé à 26 % (Blanchet et Multigner, 2008). Les informations détaillées sur les pesticides effectivement employés par chaque participant montrent que l'utilisation du bromure de méthyle a été retrouvée significativement associée à un risque accru de survenue de cancer de la prostate. Au Brésil, l'exposition aux pesticides dans les années 1980 serait associée à certains types de cancers apparaissant 10 ans plus tard (Christman et al., 2009). En France, depuis 2004, l'étude AGRICAN (AGRIculture et CANcer) a pour objectif de montrer l'incidence sur les cancers et de la mortalité par cause en milieu agricole à partir d'une grande cohorte prospective (180 000 salariés agricoles et non agricoles représentatifs des activités agricoles). Cette étude financée par la MSA, l'AFFSET (ANSES), la Ligue contre le cancer, la Fondation de France et l'UIPP permettra de clarifier les relations causales entre pesticides et cancers. Depuis 2006 des agriculteurs ont obtenu la reconnaissance du caractère professionnel de leur maladie.

LE MONDE AGRICOLE N'EST PAS LE SEUL CONCERNÉ.

Le dernier rapport de l'InVS (Institut de Veille Sanitaire) fait état de concentrations de résidus de pyréthrinoides dans l'urine dans 80% des échantillons (InVS, 2011). L'usage domestique en milieu confiné de ces insecticides pour la lutte antimoustique, mais également dans les tissus d'ameublement explique ces résultats. Cependant, la mise en évidence des risques encourus sera d'autant plus difficile à montrer qu'on sera en présence de nombreux autres contaminants tels que les polybromés, les perfluorés ou les phtalates. En attendant, le principe de précaution reste donc une priorité.



pour
comprendre
 et
anticiper

La modélisation du transfert des pesticides est importante pour évaluer les risques de contamination futurs par les nouvelles molécules. Difficiles à mettre en place en raison de la multiplicité des paramètres à prendre en compte et des interdépendances, les modèles permettent aussi de vérifier la pertinence de l'analyse des mécanismes liés à l'évolution des pesticides dans les différents compartiments de l'environnement.



Comprendre la situation actuelle

UNE PREMIÈRE APPROCHE GLOBALE

Le premier bilan du transfert des pesticides a été réalisé à l'échelle du bassin versant de la Marne pour l'année 1999. En agriculture, les usages de pesticides ont alors été estimés à 5 212 tonnes appliquées en agriculture (viticulture, arboriculture et horticulture exclues) sur le bassin versant.

Comme précédemment évoqué, le risque de contamination des eaux de surface dépend principalement des propriétés physico-chimiques des produits telles que la durée de demi-vie (τ) définissant la persistance des matières actives dans le sol et le coefficient d'adsorption sur la matière organique (Koc) définissant l'adsorption de la molécule.

La teneur moyenne de matière organique contenue dans le sol étant inconnue dans le bassin versant de la Marne, elle doit être évaluée par une méthode indirecte. Le coefficient d'exportation est le rapport du flux ruisselé sur le flux d'apport. De nombreuses études à l'échelle du bassin versant de la Marne montrent que l'exportation

annuelle de l'atrazine dépasse rarement 1 %, la valeur moyenne se situant plutôt à 0,5 % (Garmouma, 1996). La majorité des quantités appliquées est dégradée dans les sols ou constitue des stocks difficilement mobilisables. Si on considère que la volatilisation est négligeable, le transfert hydrique peut être alors simplifié. On peut ainsi estimer la valeur des paramètres du sol indispensables au calcul du coefficient d'exportation des matières actives vers les eaux de surface à partir du bilan d'exportation de l'atrazine. Les quantités exportées sont calculées à partir des propriétés physico-chimiques de chaque pesticide. Au total pour 1999, 13,5 tonnes de pesticides étaient susceptibles de transiter dans la Marne, dont près de 1 100 kg de mécoprop, 600 kg d'atrazine et 170 kg d'isoproturon.

Afin de vérifier plus précisément la validité des résultats, une comparaison des quantités transférées a été faite avec les pourcentages de détection des molécules recherchées dans le cadre du Réseau National de Bassin.

% détection	Flux estimé			
	Non détecté	0-5%	5-15%	>15%
Non répertorié	Cyanazine Desmétryne Secbuméton	Alachlor Pendiméthaline Terbuméton		Terbutylazine
0-5kg	Chlorothalonil Chlorpyrifos ét. Parathion mét. Triallate Vinchlozoline	Aldicarbe Diméthoate Fenpropimorphe Iprodione		Lindane
5-50kg	Métribuzine Oxydéméton mét	Métamitrone	Chlortoluron ndosulfan Flusilazole Ioxynil Linuron Métolachlor Trifluraline	2,4 D Bentazone Diuron Simazine
50-150 kg			Chloridazone Ethofumésate	2,4 MCPA Isoproturon
> 150 kg	Carbofuran		Méthabenzthiazuron	Atrazine Carbendazime Mécoprop Métazachlore

Tableau 4 : Relation entre le pourcentage de détection des molécules dans les petites rivières d'Ile-de-France et le flux annuel estimé vers la Marne.

Cette comparaison ne peut être qu'arbitraire mais permet de constater que la répartition des molécules s'effectue selon une diagonale (tableau 4) : plus le flux estimé d'une molécule vers la Marne est fort, plus son pourcentage de détection est élevé. Les molécules qui s'éloignent le plus de cette diagonale sont celles dont les emplois ne sont pas répertoriés au cours de l'enquête (vigne, vergers) tels que la terbuthylazine, le diuron et la simazine, ou sont utilisés en milieu urbain en 1999 (diuron, 2,4 D), ou encore sont interdits (le lindane). La comparaison des résultats pour le carbofuran montre également les limites de la méthode et les erreurs possibles sur l'évaluation soit des quantités appliquées (erreurs par extrapolation), soit du calcul des coefficients de transfert (erreurs sur les valeurs de demi-vie, de Koc).

Ce travail préliminaire est encourageant mais ne peut malheureusement pas représenter la dynamique des pesticides au cours du temps. C'est pourquoi une modélisation plus précise du transfert des pesticides est nécessaire.

LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES PESTICIDES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

La création d'une plateforme de modélisation a été décidée pour harmoniser les différents modèles du PIREN-Seine. Dans ce cadre, il semblait nécessaire de rendre la modélisation du transfert des pesticides plus cohérente avec les autres développements. La modélisation de l'hydrogéologie et du transfert des nitrates dans le bassin de la Seine a déjà été présentée dans les fascicules précédents : « L'hydrogéologie du bassin de la Seine » et « La pollution du bassin de la Seine par les nitrates ». Seuls les développements spécifiques aux pesticides sont donc détaillés ici.

La modélisation du transfert des pesticides est difficile à appréhender : les matières actives utilisées sont nombreuses, elles n'appartiennent pas toutes à la même famille chimique et n'ont donc pas le même comportement dans l'environnement. D'autre part, les quantités transférées vers les eaux sont très faibles au regard des applications. Pourtant, la modélisation est un moyen qui permettrait de compléter les connaissances sur la contamination actuelle et estimer la contamination future de notre environnement. En effet, l'analyse actuelle de la contamination est restreinte : le suivi des pesticides dans l'environnement coûte cher car les techniques de laboratoire pour leur détection à des seuils environnementaux nécessitent une technologie de pointe. La mise en place d'un suivi dans les réseaux de mesure s'effectue après une sélection des molécules à rechercher en fonction de la potentialité à les retrouver. De plus, les limites

de quantification ne sont pas toujours cohérentes au regard des normes de qualité environnementales et il est donc difficile de conclure sur le risque d'exposition.

L'idéal serait de créer un modèle qui puisse simuler précisément les niveaux de contamination actuels et futurs dans les compartiments de l'environnement. Cependant, ce modèle « idéal » impliquerait qu'on connaisse parfaitement les usages actuels et passés et les processus de transfert et de transformation de chaque pesticide en fonction des conditions météorologiques, pédologiques et des pratiques culturales. Ce modèle devrait également être détaché des contraintes du milieu pour être adaptable à des situations diverses. Entre un modèle très complexe sur une zone géographique réduite et un modèle généraliste trop simpliste, la difficulté est de savoir quel niveau de précision est nécessaire. Dans le cas du bassin versant de la Seine, les petites régions agricoles correspondent à l'unité statistiquement représentative de l'assolement et des rotations de culture. On en identifie 147 différentes sur tout le bassin. Cette base de données est l'unité agronomique statistiquement homogène et est utilisée dans le PIREN-Seine pour la simulation du devenir des nitrates dans les nappes. Les résultats sont alors lissés sur une échelle de temps adaptée (pas de temps décadaire). Si cette approche donne des résultats de simulation satisfaisants pour les teneurs en nitrates dans les nappes, elle sera difficile à mettre en place pour les pesticides. Les usages très variables dans le temps et l'espace entraînent une hétérogénéité spécifique au niveau régional : influence de coopératives agricoles, arrêtés préfectoraux, infestation de maladies...

L'étude à la parcelle, voire d'un bassin versant de quelques hectares, nécessitera une base de données plus fine qui détaillera les assolements et le calendrier des traitements. La majorité des études du transfert de pesticides et sa modélisation ont été réalisées à cette échelle. Les usages de produits phytosanitaires sont alors plus faciles à recenser.

Parmi les modèles existants, rares sont ceux qui permettent d'estimer les flux au-delà de la zone racinaire et encore plus ceux dont cette fonction a été validée. Globalement, les modèles tels que MACRO, PRZM ou LEACHP (Jarvis, 1997 ; Suarez, 2005 ; Huston et al., 1992) présentent le même type de fonctionnement. On constate que les mécanismes majeurs sont représentés de la même manière ; ainsi les processus de dégradation seront toujours calculés à partir d'une équation de cinétique d'ordre 1 et ceux de sorption au moyen de l'équation de Freundlich. Seul le modèle AGRIFLUX (Larocque et al., 1997) prend en plus en compte une cinétique d'adsorption/désorption lente permettant de représenter les résidus liés.

Les seuls changements notables d'un modèle à l'autre seront principalement liés à la conceptualisation du bilan hydrique.

Ainsi, sur la base du modèle couplé STICS-MODCOU-NEWSAM développé pour les nitrates (Gomez, 2002), le transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle (800 km²) a été modélisé en incluant les équations de dégradation et de sorption dans le modèle agronomique STICS rebaptisé STICS-Phytos. Ce modèle utilise des données d'entrées spatialisées telles que la météorologie, l'occupation du sol, la pédologie, la nature des cultures et les intrants phytosanitaires.

Le transfert des pesticides dans les différents compartiments et vers la rivière est effectué sous forme dissoute avec l'eau. C'est le transfert de l'eau qui régit le transport des pesticides. Il est donc indispensable que la fonction hydrogéologique soit correctement prise en compte dans la plateforme. Le module prend également en compte les processus d'adsorption et de dégradation. La description de ces processus tient compte des propriétés physico-chimiques moyennes des molécules issues de la littérature et notamment de la base de données FOOTPRINT (PPDB, 2009).

Les intrants en pesticides proviennent de la base de données « ASPPR'Eaux » développée par l'INRA Mirecourt, qui retrace les pratiques phytosanitaires concernant la vigne et le maïs sur 30 ans, sur le bassin de la Vesle.

Les pesticides sont ensuite transférés verticalement dans STICS-Phytos où ils vont subir des transformations avant de rejoindre la zone non saturée puis la nappe. Une fois que la zone non saturée est atteinte, aucun processus de dégradation et/ou de sorption n'est intégré et le transport passif des pesticides va se faire à la vitesse de l'écoulement.

LE MODÈLE STICS-PHYTOS

STICS-PHYTO permet de simuler chaque jour les transferts des pesticides lessivés à la base du sol au cours de l'année. L'atmosphère représente la limite supérieure du système et est caractérisée par les variables climatiques standard (température minimale et maximale, pluviométrie, évapotranspiration potentielle et rayonnement global). La limite inférieure correspond à l'interface sol/sous-sol (zone sous racinaire). Le modèle intègre ainsi l'adsorption/désorption lente et instantanée des pesticides, la dégradation de ces molécules et la création de métabolites. L'intérêt de ce modèle est qu'il permettra d'activer par la suite des fonctions en relation avec la plante, notamment pour les échanges sol-plante-atmosphère ou la représentation de bioagresseurs. Comme dans STICS, le sol est divisé en couches de 1 cm où les pesticides peuvent exister sous plusieurs formes : en solution, sorbés instantanément sur un site d'échange, sorbés sur un site où il y a des limitations cinétiques (adsorption/désorption lente) et sous forme précipitée (figure 23).

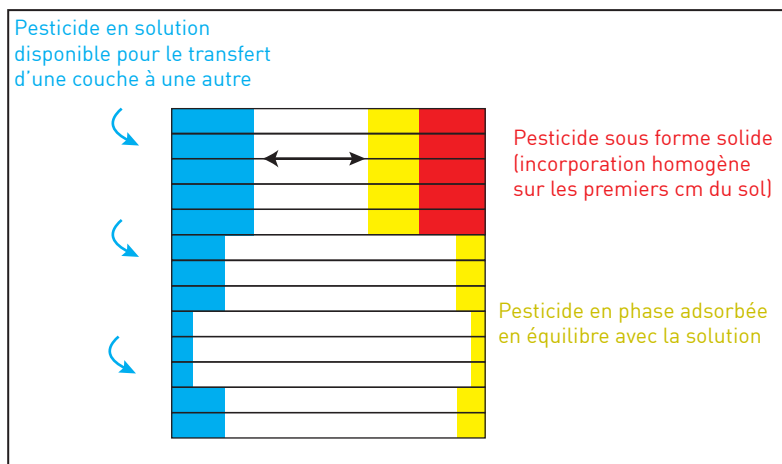


Figure 23 : Schéma de principe de fonctionnement de STICS PHYTO.

Chaque jour, le bilan hydrique est calculé en fonction de la pluie et de l'évapotranspiration. L'eau excédentaire s'infiltré dans les couches plus profondes ou ruisselle si la capacité d'infiltration maximale du sol est atteinte. Dès que l'eau chargée de pesticides atteint la couche inférieure, les équilibres entre la phase adsorbée et dissoute sont recalculés et la dégradation se produit. La quantité de métabolites formés correspond à une proportion du pesticide dégradé. Elle est définie au départ en fonction des études trouvées dans la littérature scientifique. Les métabolites pourront également s'adsorber en fonction de leurs propres propriétés physico-chimiques. Le jour suivant, les pesticides et les métabolites présents dans la phase dissoute pourront à nouveau s'écouler vers les couches plus profondes en fonction du nouveau bilan hydrique. Afin de vérifier si cette représentation du transfert des pesticides dans les sols était cohérente, des simulations de STICS-Phytos ont été réalisées

avec et sans la prise en compte de la sorption lente (figure 24). Les simulations sont réalisées pour un sol de Grignon dont les paramètres sont connus, et comparées avec des données de teneur en atrazine et DEA (son principal métabolite) dans le sol à différentes profondeurs et à différentes dates après le traitement à l'atrazine (Baer, 1996). Les paramètres du modèle correspondent aux caractéristiques du sol mesurées au cours de l'expérience et les propriétés physico-chimiques sont celles de la littérature.

La figure 24 montre que la représentation de la sorption lente permet de représenter les teneurs résiduelles d'atrazine dans les sols, alors que la simulation sans la sorption lente montre une disparition complète de l'atrazine après 150 jours. Ce processus de sorption lente est un des facteurs permettant d'expliquer la présence de résidus plusieurs années après l'interdiction des pesticides.

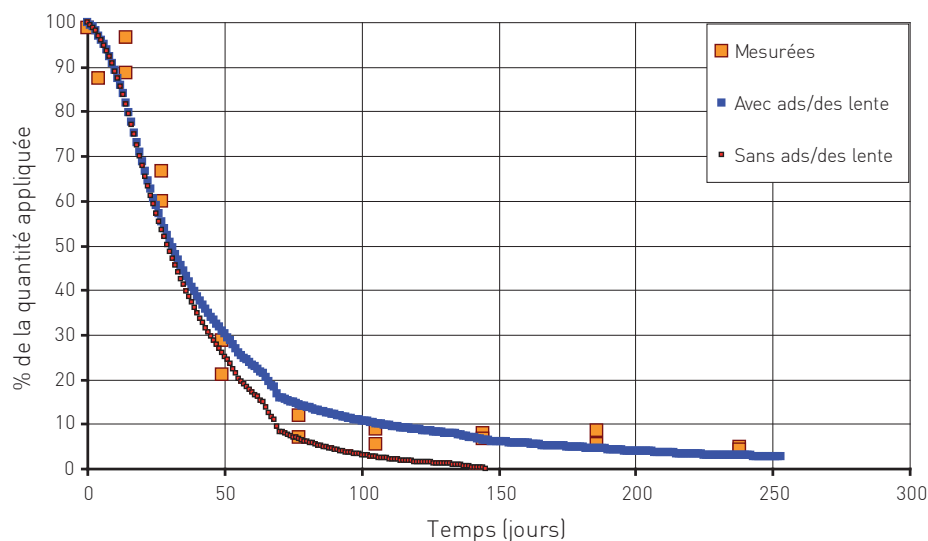


Figure 24 : Teneurs observées et simulées d'atrazine (avec et sans cinétique lente) dans les premiers centimètres du sol à partir de données obtenues en champs (Baer, 1996).

UNE CONSÉQUENCE DES USAGES PASSÉS

La première application du modèle couplé a été réalisée en amont des champs captants de Couraux qui alimentent la ville de Reims. La présence récurrente de pesticides dans les eaux souterraines (atrazine, terbuthylazine, terbuméton et leurs produits de dégradation) et la dynamique locale sur ce sujet dans le cadre du programme Aqual a défini le choix du site. Le recensement des pratiques de traitement a été ciblé sur le désherbage de la vigne et du maïs sur les 30 dernières années avec une attention plus

particulière sur les molécules posant problème pour la ressource en eau potable. Les résultats de simulations peuvent se présenter sous formes graphiques ou cartographiques. Au niveau des champs captants de Couraux, il est possible de simuler l'évolution de la concentration moyenne annuelle de la nappe. Ces simulations sont comparées aux données observées ponctuellement à la sortie du réseau de pompage, c'est-à-dire après mélange des eaux (figure 25).

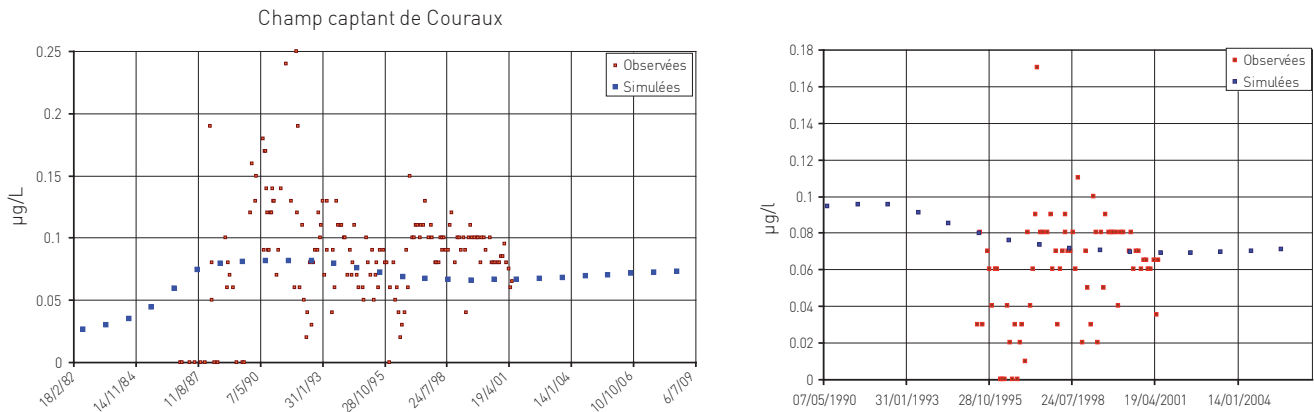


Figure 25 : Données ponctuelles observées en atrazine (à gauche) et en DEA (à droite), et moyennes annuelles simulées par STICS-Phytos-MODCOU-Newsam.

Ces comparaisons permettent de valider l'ordre de grandeur des résultats de simulation du modèle malgré la divergence des données présentées. L'annualisation des données simulées ne permet pas de montrer la variabilité saisonnière qui reste peu marquée dans les eaux souterraines. Par contre, la variabilité spatiale peu être cartographiée sur le bassin versant de la Vesle. Des cartes de contamination ont ainsi été réalisées pour les pesticides et quelques produits de dégradation. Cette photographie est indispensable pour valider les points les plus contaminés de la nappe. En fonction des usages de

pesticides sur les cultures au cours des 30 dernières années, l'infiltration progressive et le transport après avoir rejoint la nappe, il est possible de représenter l'état de la contamination de la nappe pour une année donnée. La figure 26 montre les concentrations moyennes de 2004 pour l'atrazine. Les concentrations sont plus élevées là où les cultures de maïs ont été les plus étendues par le passé. La faible vitesse d'écoulement de l'eau dans la nappe ne permet pas un étalement de la contamination. Certaines zones comme le camp militaire de Mourmelon apparaissent comme préservées.

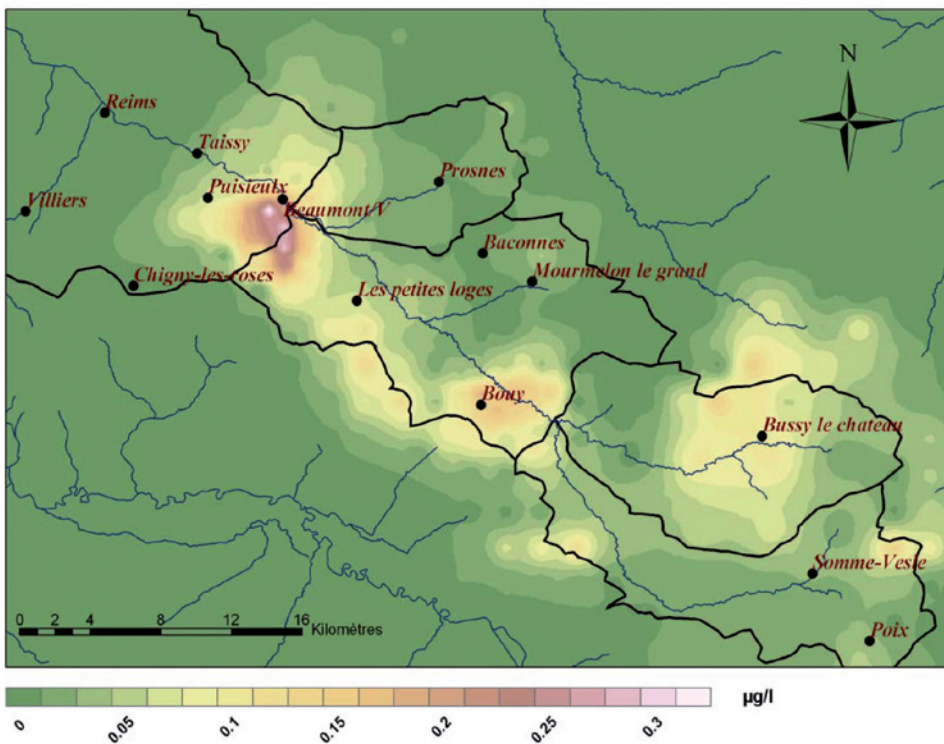


Figure 26 : Concentrations moyennes en atrazine dans la nappe du bassin versant de la Vesle en 2004 (en µg/L).

Évaluer le risque futur

S'il est intéressant de pouvoir simuler la contamination actuelle du milieu, la modélisation est surtout utile pour le potentiel de prédiction qu'elle apporte. En effet, l'intérêt scientifique de la modélisation est de vérifier les hypothèses sur les équations qui régissent le transfert des contaminants.

Les étapes successives de calibration et validation permettent de vérifier si la façon de représenter le milieu naturel est pertinente et de confirmer les éléments qu'il est nécessaire de préciser sans pour autant alourdir le modèle. La différence entre les simulations de la contamination actuelle et la prédiction future est qu'il n'est pas possible d'avoir des données de validation. De plus, l'absence de connaissance concernant les usages, les cultures et les conditions climatiques futures implique qu'il faut faire des hypothèses de départ qui ne seront pas réalisables a posteriori. Ces simulations ne sont donc pas des prédictions mais plutôt un moyen d'évaluer et comparer des situations les unes par rapport aux autres à partir de données d'entrées fixées.

L'intérêt de ces modèles est justement de pouvoir simuler le devenir des contaminants tant pour l'estimation de leur rémanence que de leur transport.

Dans le cas des pesticides, la simulation de leur devenir permettra de répondre à plusieurs interrogations :

- Combien de temps les pesticides seront-ils quantifiables dans le milieu naturel et notamment dans les eaux souterraines après leur interdiction ?
- Les nouvelles molécules mises sur le marché risquent-elles de poser problème dans plusieurs années ?
- Quelles sont les mesures à mettre en œuvre pour limiter la contamination du milieu naturel ?

Dans le cas du bassin versant de la Vesle, la question était de savoir combien de temps l'atrazine serait encore quantifiable dans les eaux souterraines et si les champs captants de Couraux risquaient un dépassement du seuil de potabilisation de l'eau de 0,1 µg/L. Pour cela, nous avons considéré que les conditions météorologiques des 50 dernières années se répétaient sur 200 ans et qu'il n'y avait plus d'application d'atrazine après 2003, année de son interdiction. L'évolution de la contamination après cette date montre une diminution progressive des concentrations moyennes annuelles à chaque station (figure 27). Pourtant, cette diminution est très lente et les concentrations à la station la plus contaminée de Beaumont sur Vesle ne permettront pas la production d'eau potable avant 2026.

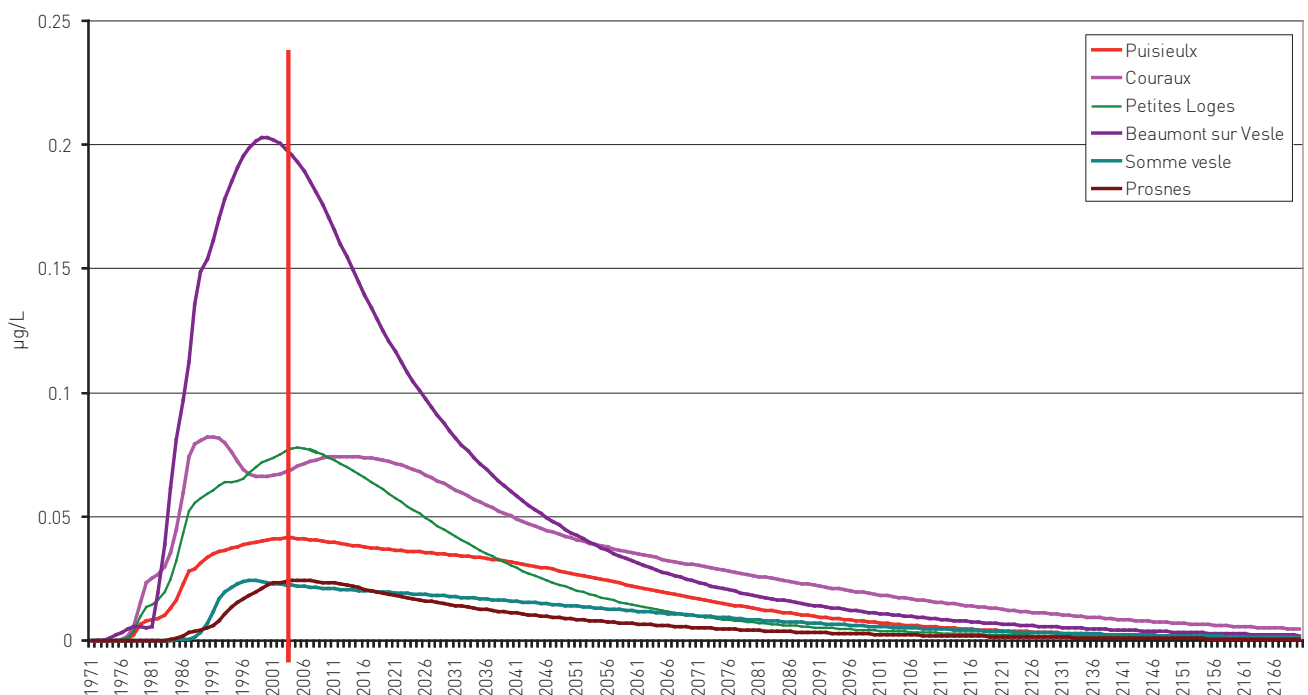


Figure 27 : Simulation des concentrations moyennes annuelles en atrazine entre 1971 et 2170, dans le bassin versant de la Vesle.

Une prochaine étape dans l'amélioration va consister à introduire des équations de sorption sous la zone racinaire.

En effet, les études menées dans la zone non saturée de l'Orgeval ont mis en évidence que l'adsorption pouvait se faire à grande profondeur en l'absence de

matière organique. Par ailleurs, la spatialisation de STICS est en cours dans la plateforme de modélisation EAU-Dyssée, ce qui permettra une meilleure gestion des espaces dans le bassin versant et la prise en compte du paysage.





pour la limiter contamination par les pesticides

Des solutions destinées à limiter la contamination du milieu naturel par les pesticides existent, mais rares sont celles économiquement viables. Après l'interdiction de certaines matières actives, la nécessité de maintenir les rendements agricoles a entraîné la fabrication de nouvelles molécules. Si l'agriculture raisonnée permet d'optimiser les traitements et réduire les intrants phytosanitaires, l'apparition de l'agriculture biologique ou intégrée répond en partie à la volonté d'agir en utilisant des méthodes alternatives. D'autres solutions sont envisageables, comme l'implantation de bandes enherbées et la valorisation des zones humides dans l'épuration des eaux de drainage agricole.



Améliorer les pratiques pour réduire les intrants

PRINCIPES DE CATÉGORISATION DES MÉTHODES DE LUTTE CONTRE LES BIOAGRESSEURS

Les stratégies de protection des cultures correspondent à la combinaison de méthodes de lutte chimique et, par opposition, de méthodes de lutte agronomique non chimique, sous l'effet des contraintes et des potentialités du milieu, comme représenté dans la *figure 28*.

Les méthodes agronomiques sont diverses et relèvent schématiquement de quatre catégories pouvant être elles-mêmes regroupées en deux groupes : les méthodes alternatives et les méthodes prophylactiques.

Les méthodes alternatives à l'utilisation de pesticides agissent de manière curative contre les bioagresseurs. Bien que ne possédant pas toujours la même efficacité et/ou le même spectre d'action, ces moyens de lutte peuvent se substituer totalement aux intrants chimiques ou du moins limiter leur utilisation.

- La lutte physique consiste à utiliser un mode d'action « physique » pour lutter contre les bioagresseurs. La lutte mécanique par le travail du sol, destinée à lutter contre les mauvaises herbes, est l'exemple de lutte physique le plus répandu en grandes cultures. Elle est souvent utilisée en complément d'un désherbage chimique.
- La lutte biologique consiste à utiliser des organismes vivants (appelés auxiliaires) pour prévenir ou réduire les dégâts causés par les ennemis des cultures. En grandes cultures, ces techniques sont peu développées, essentiellement pour des raisons de faibles disponibilités et de difficultés de développement.

Les méthodes « prophylactiques » agissent de manière préventive, en limitant la sensibilité de la parcelle aux bioagresseurs et donc, de manière indirecte, le recours aux intrants chimiques.

- La lutte culturale est certainement la méthode la plus ancienne. Elle fait appel à des modifications de successions de cultures, des adaptations de la nutrition minérale des modifications de dates de semis, l'implantation de cultures intermédiaires... La combinaison judicieuse de tout cet arsenal de techniques parfaitement connues permet de contrôler l'état sanitaire des cultures en mettant en place des conditions de culture favorables à une moindre pression de pathogènes, et donc à une forte diminution du recours aux pesticides. Cette lutte constituait la clef de voûte des stratégies de protection des cultures mises en œuvre avant l'apparition des produits phytosanitaires.
- La lutte génétique vise à accroître la résistance des variétés aux « ennemis des cultures » par sélection variétale ou par association de variétés différant par leur sensibilité aux pathogènes. Cette lutte est aujourd'hui largement développée en grandes cultures.

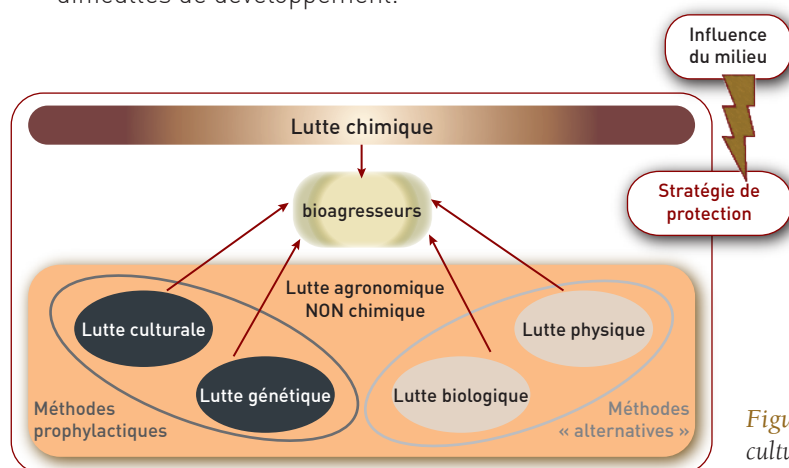


Figure 28: Définition de la stratégie de protection d'une culture (Champeaux, 2007).

CAS DE LA CULTURE DU BLÉ TENDRE DANS LE BASSIN VERSANT D'ORGEVAL :

Dans le cadre de l'étude sur ce bassin, ce sont surtout les méthodes prophylactiques, notamment culturales, qui ont été utilisées pour construire ce que l'on a appelé des « profils de lutte agronomique » dans le cas du blé tendre.

Des effets antagonistes sont cependant à noter, selon le type de bioagresseur considéré. Par exemple une forte densité de semis aura un effet concurrentiel sur les mauvaises herbes (diminution de l'IFT herbicide), mais aura un effet négatif sur la pression fongique. Dans le cas du blé tendre, le tableau 4 présente de façon résumée les résultats obtenus sur le bassin de l'Orgeval en ce qui concerne les stratégies de lutte contre les maladies.

Combinaison de pratiques culturales	IFT Fongicide faible à moyen	IFT Fongicide élevé à très élevé
Défavorable aux maladies	16,3 %	46 %
Favorable aux maladies	7,6 %	30,1 %

Tableau 5 : Répartition des parcelles (en % du nombre total) en 2001 selon leur recours aux fongicides (indice de fréquence de traitement ou IFT) et la pression maladies induite par la combinaison des pratiques mises en œuvre sur la parcelle.

Ce tableau croisé est riche d'enseignements à plusieurs égards :

- il montre qu'en 2001, 16% des parcelles de blé tendre associent de manière cohérente des pratiques agronomiques propices à une faible pression « maladie » locale avec des pratiques de lutte chimique peu consommatrices de fongicides ;
- à l'inverse, 30% des parcelles associent « logiquement » une forte utilisation de fongicides (IFT fongicide élevé) à la mise en œuvre de pratiques agronomiques favorables à la présence de maladies (semis précoces, forte utilisation d'azote, densités de semis élevées...). Dans ce contexte, les leviers d'action pour faire diminuer le recours aux fongicides seraient de conseiller des solutions agronomiques passant par une modification de l'itinéraire technique (choix variétal, date et densité de semis, fertilisation azotée...).
- à peine 8% des parcelles présentent une stratégie de protection plutôt atypique, combinant une faible utilisation de fongicides (faible IFT) à des pratiques agronomiques plutôt favorables aux maladies (semis denses et précoces de variétés sensibles). Ces parcelles sont, dans 70% des cas, associées à des rendements faibles ;
- 46% des parcelles sont conduites de façon à limiter leur vulnérabilité vis-à-vis des maladies, mais ont pour autant fortement recours aux fongicides. Dans ces parcelles, les leviers d'action pour une diminution de l'IFT semblent « faciles » à mettre en œuvre dans la mesure où l'emploi de fongicides semble plus répondre à une stratégie d'assurance (ou de routine) qu'à un véritable besoin.

Concernant les stratégies de protection du blé tendre contre les adventices, les traitements n'ont malheureusement pas donné de résultats interprétables, certainement en raison du fait que la gestion des adventices est « patrimoniale » et se raisonne à l'échelle de la succession de culture dans son ensemble et pas seulement à l'échelle de la campagne agricole.

Malgré cela, sur un grand nombre de données, on peut dégager un certain nombre de grandes tendances comme sur les graphiques ci-après montrant la relation entre l'IFT herbicides de parcelles en blé tendre enquêtées sur le bassin de l'Orgeval entre 1990 et 2009 et un certain nombre de descripteurs de l'itinéraire technique.

Pour un même agriculteur, les résultats des enquêtes Teruti (observation directe sur un échantillon constant de points géographiques) réalisées par le SCEES (Service central des Enquêtes et Études statistiques) montrent que 65 à 70% des blés sont semés entre le 1^{er} et le 20 octobre contre 30 à 35% après le 20 octobre. Au travers de la figure 23, les semis de blés tardifs, sur des terres labourées, à densité élevée et après des précédents récoltés tard, peuvent réduire l'IFT herbicides de 25 à 43%. La jachère est un très bon précédent en terme de salissement. Elle agit comme un couvert, elle permet de faire lever un maximum d'adventices, et si elle est fauchée, elle limite la formation des graines pour les cultures à suivre.

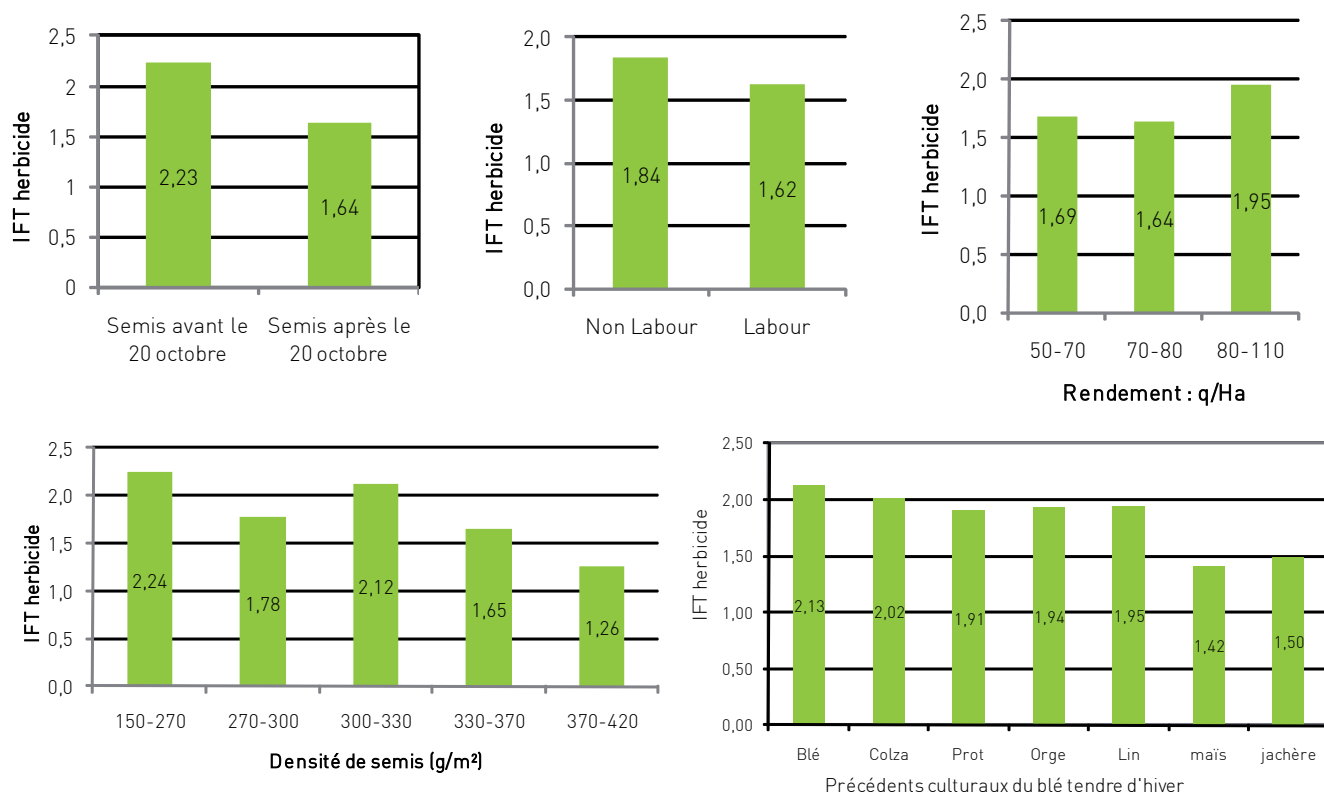


Figure 29 : Variation de l'IFT herbicides en fonction de la date et densité de semis, du labour, du rendement et du précédent du blé tendre d'hiver sur la période 1990-2009 (source : Carnet de plaine Orgeval).

Le coût de l'énergie ayant augmenté, les passages d'herbicides totaux (glyphosate), appelés déchaumage* chimique, se sont multipliés au cours de ces 20 dernières années. Pourtant, on peut s'interroger sur l'efficacité de ce déchaumage chimique. Les résultats ci-dessous montrent que les parcelles déchaumées

chimiquement ne présentent pas des IFT herbicide plus faibles, au contraire. Le seul passage de déchaumage chimique réalisé juste avant le semis du blé n'empêche pas les premiers adventices qui suivent la récolte du précédent de grainer et d'augmenter le stock semencier du sol.

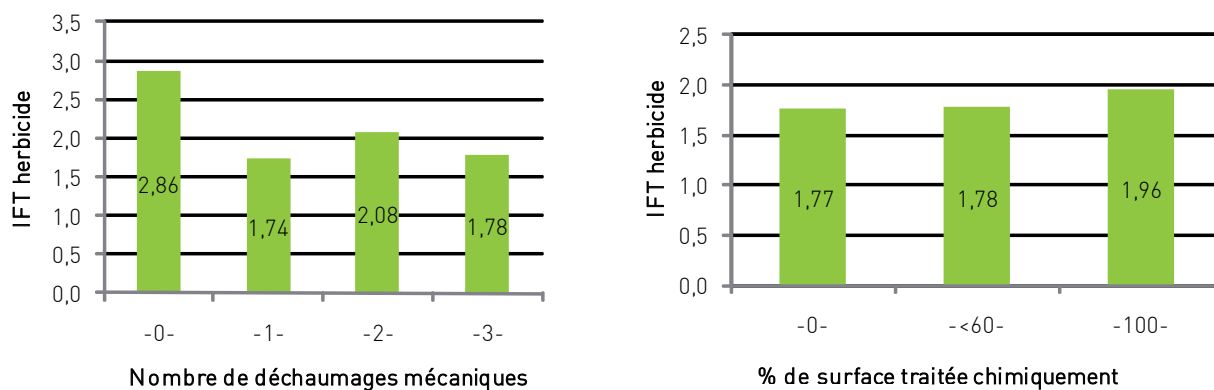


Figure 30 : Comparaison des IFT herbicides en fonction du pourcentage de surface déchaumée chimiquement (à droite) et en fonction du nombre de déchaumages mécaniques (à gauche) sur la période 1990-2009. (Source : Carnet de plaine Orgeval)

Sensibiliser et accepter la présence d'adventices

Dans l'espace urbain, la prise de conscience de l'impact du désherbage chimique sur la qualité des eaux de surface a entraîné des actions de réduction des usages. Apprendre à connaître les produits, leurs cibles et le risque de transfert par ruissellement était déjà une première étape pour ces utilisateurs. Les actions de formation et de sensibilisation des employés communaux se sont multipliées en France et notamment en Île-de-France, comme dans le cadre du programme d'action Phyt'Eaux Cités (cf En savoir plus : Le programme Phyt'Eaux Cités). Traiter moins et traiter mieux reste en milieu urbanisé, la meilleure façon de réduire la contamination des eaux de surface, en limitant le traitement chimique des zones imperméables et aux abords des cours d'eau et

en adaptant les traitements en fonction des adventices et des conditions météorologiques. Au-delà de l'aspect technique, il est également nécessaire d'accepter la présence d'adventices dans certains périmètres urbains et ne plus les considérer comme des « mauvaises herbes ». La nuisibilité d'une plante est une notion relative et peut être nuancée en fonction du niveau d'entretien requis en acceptant par exemple des pelouse-prairies contenant des pâquerettes là où un gazon n'est pas nécessaire.

Après 4 ans du programme d'action Phyt'Eaux Cités, on constate que le flux de glyphosate, désherbant majoritairement utilisé en milieu urbain, a fortement diminué dans l'Orge (figure 31).

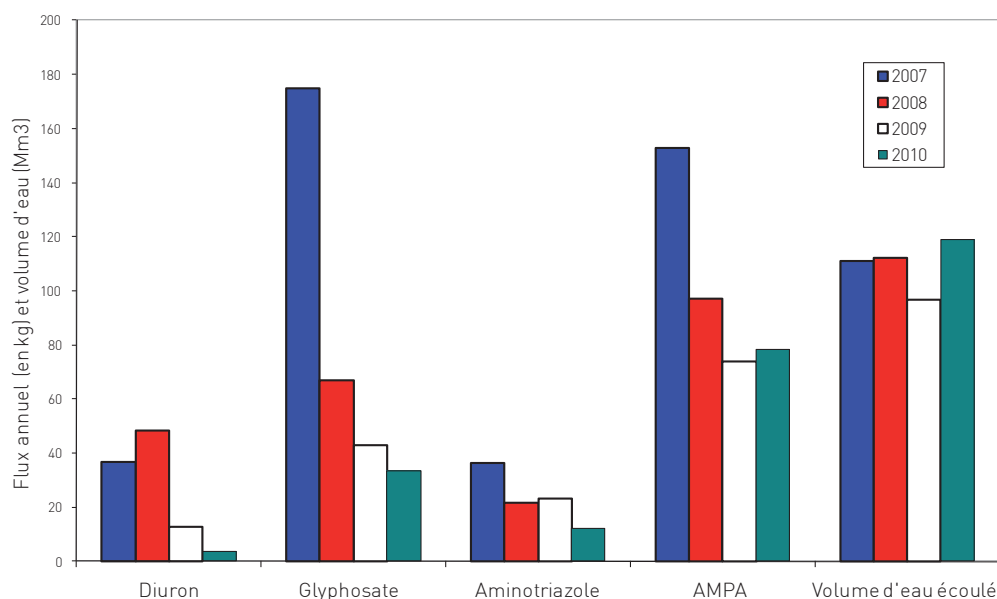


Figure 31 : Flux annuels des principaux pesticides détectés dans l'Orge à Athis-Mons et le volume d'eau écoulé.

Cette diminution du flux ne s'explique pas par une variation du volume d'eau écoulé. Cependant, en 2007, des pluies importantes ont eu lieu au printemps et on peut penser que les quantités élevées de pesticides ruisselés cette année là sont en partie dues à cet aléa climatique. À l'inverse, 2009 est une année particulièrement sèche. Le flux de diuron présente un maximum en 2008, année de son interdiction et donc de l'utilisation des stocks, puis il diminue fortement jusqu'en 2010. Pour le glyphosate et l'aminotriazole, la forte diminution des flux entre 2008 et 2010 s'explique par l'action phyt'Eaux Cités. Les communes ayant signé la charte Phyt'Eaux Cités ont été auditées et il apparaît qu'en 2008, sur 24 communes concernées, les usages de glyphosate et d'aminotriazole étaient respectivement de 516 et 20 kg. En 2009, ces applications sont descendues

à 500 et 5 kg, pour 43 communes impliquées. D'autre part, la formation des applicateurs a permis de limiter l'usage des pesticides dans les zones présentant un fort potentiel de ruissellement vers les eaux naturelles. On peut donc également considérer une réduction de l'usage des pesticides.

D'autres plans d'entretien des espaces publics ont également été réalisés au niveau des communes, permettant ainsi d'organiser une réflexion autour de la nécessité du désherbage, et lorsque c'est possible, mettre en œuvre des techniques alternatives au désherbage chimique. Des chartes d'entretien des espaces ont été signées dans le bassin Seine-Normandie. C'est notamment le cas de la Charte du Champigny (Aqui'Brie) et de la Charte d'entretien des espaces publics (FREDON Basse-Normandie).



LE PROGRAMME PHYT'EAUX CITÉS

Lancé en janvier 2007 à l'initiative du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIF), Phyt'Eaux Cités est un programme de prévention et de sensibilisation qui vise à réduire l'emploi de produits phytosanitaires sur un territoire de 73 communes dans le bassin de la Seine, en amont de Paris.



UN VIF SUCCÈS RENCONTRÉ LORS DE LA PREMIÈRE PHASE DE L'OPÉRATION PHYT'EAUX CITÉS

Phyt'Eaux Cités remporte d'ores et déjà une large adhésion des communes :

- 86 % des communes des bassins se sont engagées dans Phyt'Eaux Cités et sont accompagnées par le programme en bénéficiant d'un audit, d'une formation et d'un plan de gestion des espaces ;
- Elles ont dès à présent diminué notablement l'usage des produits phytosanitaires. En 2010, 9 communes ont totalement arrêté leur emploi et 37 partiellement (sur les espaces verts et les voiries principalement); les communes diminuent notablement, passant de 59 kg en 2007 à 11 kg en 2011 (sur la base des communes ayant bénéficié d'un audit de 2007 à 2010 (63 communes) et de 1 à 3 suivis (49 à 8 communes)).

UNE QUALITÉ DE L'EAU ÉTROITEMENT LIÉE À L'USAGE DE PHYTOSANITAIRES

Les résultats des 4 ans d'analyses confirment l'impact important de l'usage de phytosanitaires d'origine urbaine, sur la qualité de l'eau du bassin de l'Orge aval et de l'Yvette, légitimant Phyt'Eaux Cités. 51 % des substances recherchées ont été retrouvées dans l'eau.

Une diminution des apports de pesticides a été constatée dans l'Yvette depuis le démarrage du programme.

Un bilan sur 4 ans a permis d'établir que la diminution des usages a eu un impact très probable, sur la qualité de l'eau.

LE TRÈFLE PHYT'EAUX CITÉS

Le Trèfle Phyt'Eaux Cités est attribué chaque année aux communes adhérentes en fonction de leur avancement dans la démarche.

Les 4 feuilles du trèfle (« 0 phyto » et plan de gestion terminé) sont l'objectif à atteindre fin 2010 pour la plupart des communes. En 2011, 13 communes ont atteint le stade de quatre feuilles de trèfle, 5 suite à la mise en place d'une gestion raisonnée sur tout leur territoire et 8, suite à l'arrêt total de l'usage des produits phytosanitaires.

À PROPOS DE PHYT'EAUX CITÉS

Action portée par le SEDIF, Phyt'Eaux Cités a pour cible les services voirie et espaces verts de 73 communes, des bassins versants de l'Yvette, l'Orge aval et la Seine. Ces bassins contribuent à l'alimentation de six prises d'eau potable sur la Seine en amont de Paris. Les producteurs d'eau potable exploitant ces prises d'eau, soit le SEDIF, EAU DE PARIS, la Lyonnaise des Eaux et Veolia Eau, financent 27 % du projet. L'Agence de l'eau Seine-Normandie, le conseil régional d'Ile-de-France, le conseil général des Yvelines et le conseil général de l'Essonne, financent à hauteur de 73 %. Le Syndicat mixte de la Vallée de l'Orge Aval (SIVOA) et le Syndicat Intercommunal pour l'Aménagement Hydraulique de la Vallée de l'Yvette (SIAHVV) sont les relais de l'action sur le terrain.

Les communes volontaires bénéficient gratuitement d'un audit de leurs pratiques phytosanitaires, d'une formation et de la mise en place d'un plan de gestion de leurs espaces. Les communes reçoivent aussi des conseils pour l'intégration de clauses environnementales dans les contrats de prestataires chargés de l'épandage de produits phytosanitaires. L'action est évaluée par des analyses bimensuelles de la qualité de l'eau sur quatre stations, portant sur 212 molécules.

Phyt'Eaux Cités s'adresse aussi à d'autres utilisateurs de ces produits, comme les particuliers, les jardinerie, les golfs, les conseils généraux et les gestionnaires de routes et de voies ferrées.

Phyt'Eaux Cités s'est déroulé sur quatre ans et demi, pour 1 million d'euros TTC et se prolonge dans une 2^e phase 2012-2016. Elle consistera d'une part, en un suivi des communes adhérentes à Phyt'Eaux Cités et d'autre part, l'extension du périmètre actuel à de nouvelles communes sur l'Orge amont.

Intervenir sur les paysages

En complément des actions menées sur les réductions d'usage des pesticides, limiter les transferts de pesticides dans les versants ruraux est un axe de recherche en développement.

De nombreux travaux ont d'ores et déjà été menés sur l'intérêt des bandes enherbées pour réduire les transferts par ruissellement, et ont abouti à leur généralisation le long des cours d'eau. Dans le cas d'écoulements concentrés comme le drainage agricole, les zones tampons humides artificielles apparaissent plus appropriées. Ainsi dans le cadre d'un partenariat avec la profession agricole, avec le soutien des agences de l'eau et de l'ONEMA, des travaux expérimentaux ont permis ces dernières années d'acquies un premier jeu de données pour leur évaluation.

Le principe des zones tampons humides artificielles est simple. Il consiste à intercepter les écoulements potentiellement contaminés par les pesticides dans des aménagements tampons situés entre le versant agricole et le cours d'eau. Le service attendu par la zone humide artificielle concerne la capacité de rétention des pesticides au sein de systèmes naturels. Ainsi les processus impliqués sont principalement l'adsorption et la fixation sur des substrats organiques, la dégradation chimique et biologique. Des expérimentations ont permis de les hiérarchiser (figure 32). Ces processus seront d'autant plus efficaces que le temps de séjour du pesticide dans la zone tampon sera concordant avec ses propriétés de dégradation (DT50).

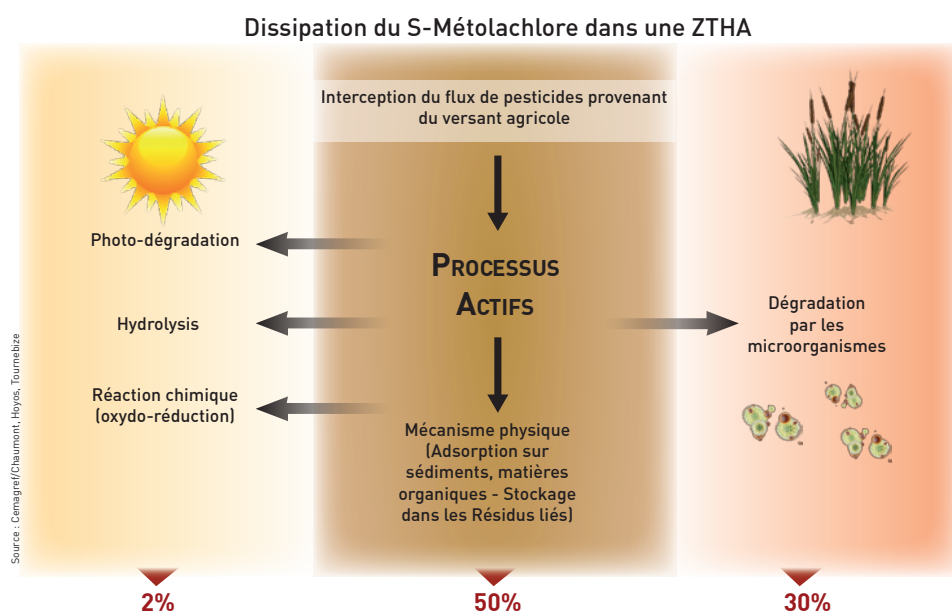


Figure 32 : Hiérarchisation des processus de dissipation dans une zone tampon humide artificielle pour l'exemple du S-Métolachlor (expérimentation Cemagref, 2010).

Deux types de zones tampons ont été testés (figure 33). Le premier consiste à implémenter une zone tampon en série, c'est-à-dire que l'ensemble des écoulements transitent de façon temporaire dans un aménagement à la sortie des collecteurs de drainage. Cette solution nécessite un grand volume de stockage puisque toutes les eaux sont ainsi collectées. Le deuxième, faisant suite à une étude des transferts spécifiques en parcelle drainée, s'est orienté vers une zone tampon en parallèle. Dans ce cas, une partie des écoulements est déviée dans l'aménagement, en parallèle du fossé d'assainissement

agricole. La période de fonctionnement ciblée est consécutive de l'application de pesticides, en prenant en compte le fonctionnement hydrologique du versant. Cette sélectivité des écoulements implique une gestion dynamique de l'aménagement de la part de l'agriculteur. En règle générale, les plus fortes concentrations en pesticides sont mesurées à proximité des exutoires de drainage (pour des sous bassins inférieurs à 100 ha). Il apparaît préférable de positionner les zones tampons à l'échelle de l'exploitation agricole.

En SÉRIE

En PARALLÈLE

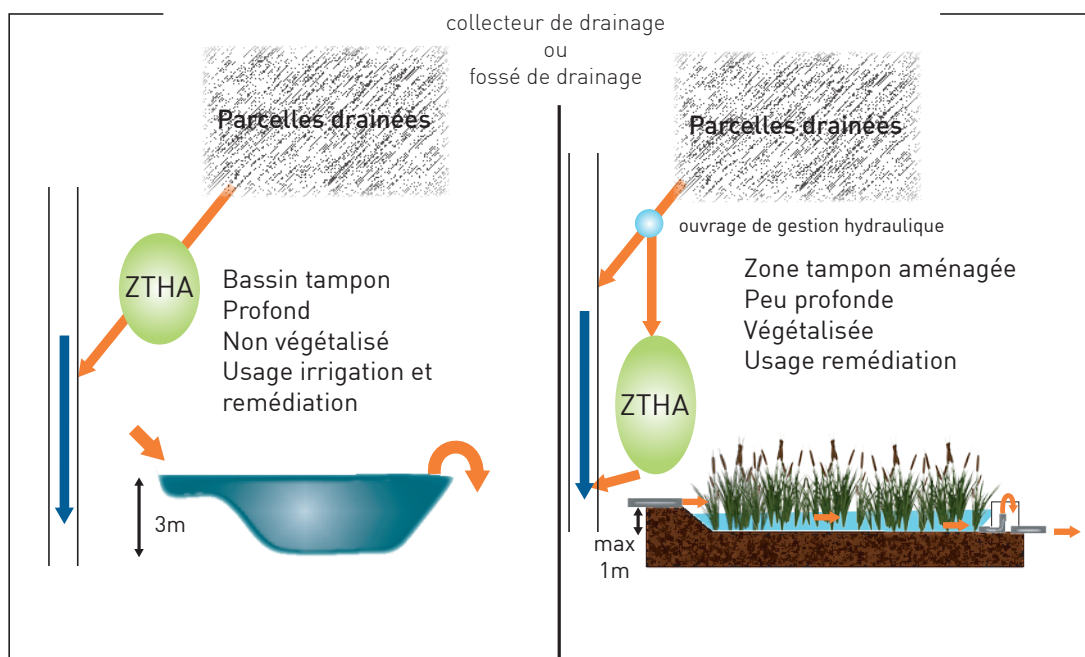


Figure 33 : Schéma de principe des deux types de zones tampons humides artificielles (ZTHA) testés par le Cemagref.

Les premiers résultats acquis pendant la période 2008-2010 montrent une efficacité moyenne, de l'ordre de 50% pour les deux types de zones tampons testés (figure 34). L'efficacité globale calculée correspond à la part du flux transféré depuis le versant qui n'atteint pas le cours d'eau, du fait de la présence de la zone tampon.

Comme on pourrait s'y attendre, les résultats sont contrastés selon les pesticides. Les molécules considérées comme mobiles (i.e. isoproturon) sont

moins retenues que les molécules plus absorbantes (i.e. epoxyconazole). Certaines efficacités peuvent être amplifiées par deux phénomènes : l'adsorption en résidus liés (non mise en évidence) et la dilution, notamment pour le cas de la zone tampon en série. Nous avons observé un effet mémoire dans le cas en série, par un déstockage à la sortie de la zone tampon, de molécules (i.e. iprodione) plusieurs mois après leur transfert depuis le versant.

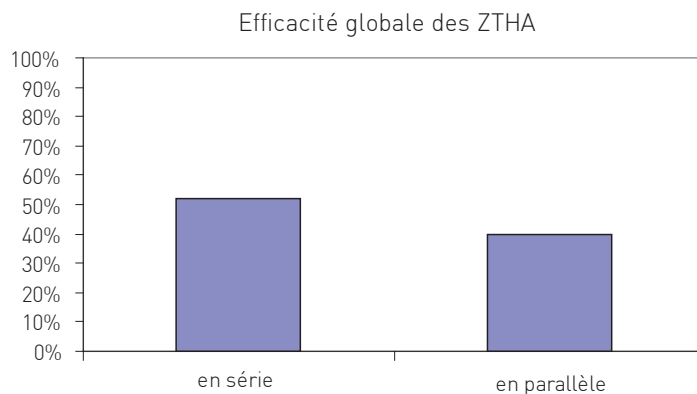


Figure 34 : Comparaison des deux types de zones tampons humides artificielles testés.

Même si l'efficacité observée est prometteuse, les zones tampons ne garantissent pas une élimination totale des pesticides. Une évaluation sur le long terme est nécessaire afin de quantifier les effets adverses du stockage temporaire des pesticides dans les zones tampons. À ce jour, et parce que les aménagements sont récents, aucune accumulation de pesticides sous forme de résidus n'a été détectée. Ce point est à confirmer dans les années à venir. Dans les expériences menées, l'emprise foncière des zones tampons a été

un enjeu mis en avant par les agriculteurs. Les travaux de recherche vont s'orienter sur l'optimisation du volume de stockage des eaux dans les zones tampons en jouant sur les substrats de rétention, la gestion des temps de séjour et l'interception des flux pour limiter l'emprise foncière.

Enfin ces zones tampons peuvent contribuer positivement à la diversité des paysages après les nombreuses opérations de remembrement (figure 35).



Figure 35 : Exemple d'une zone tampon humide artificielle sur le bassin versant de Rampillon en Seine-et-Marne (photo Cemagref, juillet 2010).

La prise de conscience de la dangerosité des pesticides et la nécessité de protéger le milieu naturel ont permis de faire évoluer les pratiques culturales et de mieux définir le risque d'exposition.

Pour autant, il est encore difficile d'évaluer l'impact réel de leurs usages, tant sur la santé humaine que sur les écosystèmes. Les lacunes portent encore sur la définition des usages, le formalisme du transfert dans les compartiments de l'environnement et la détermination des impacts.

Le premier obstacle à une connaissance de l'utilisation des pesticides est la faiblesse des données disponibles. Le second obstacle est le manque d'indicateur(s) simple(s) de l'utilisation de pesticides et de son évolution. Le choix du ou des indicateur(s) dépend fortement de l'objectif poursuivi (suivi des effets des politiques, caractérisation des utilisations, estimation des impacts...). Plus cet objectif est proche des performances environnementales (impact) et plus l'indicateur retenu doit intégrer dans sa construction des variables qui concernent les caractéristiques des produits utilisés et des milieux récepteurs. Il s'éloigne par là même du souci d'opérationnalité et de rapidité de mise en œuvre propre aux indicateurs. À l'inverse, s'il est trop simpliste (nombre de traitements par hectare, par exemple), il nécessite d'autres descripteurs pour limiter les interprétations erronées. D'où l'effort de recherche d'indicateurs pertinents présentés ci-dessus. La création de la BNV-D devrait permettre de connaître plus précisément les usages à l'échelle des bassins versants. Cette base de données serait une mine d'informations pour la modélisation et la compréhension de la contamination du milieu et permettra de vérifier le respect des objectifs d'Ecophyto 2018.

D'après l'étude Ecophyto R&D « quelles voies pour réduire l'usage des pesticides » (janvier 2010), une simple logique d'optimisation des traitements (agriculture raisonnée) permettrait de réduire déjà d'environ 15% l'emploi des pesticides. Sans modification des systèmes de production et en l'état actuel des techniques de protection des cultures, une réduction de 30% pourrait être obtenue. L'application de méthodes prophylactiques et alternatives à l'échelle de l'exploitation ainsi qu'une modification des variétés cultivées et des rotations permettrait d'atteindre des réductions beaucoup plus significatives, de l'ordre de 50%. La réduction de moitié de l'usage des pesticides en agriculture à l'horizon 2018 correspond donc à un

profond changement des modes de production agricole, avec un fort développement de l'agriculture biologique et une quasi-généralisation de la production intégrée. Les résultats présentés montrent que l'objectif d'une réduction de moitié de l'usage des pesticides en agriculture en 10 ans est possible mais extrêmement ambitieux. La généralisation de l'agriculture intégrée entraînerait en effet une baisse sensible des rendements : - 6% en grandes cultures avec des baisses plus fortes pour le colza et la pomme de terre, - 20% en culture fruitière et - 25% en viticulture. L'impact sur les marges à l'hectare serait en revanche plus faible car les baisses de production sont en grande partie compensées par la réduction des charges. Pour autant, sommes-nous prêts à en payer le prix ?

Le Danemark a mis en place, dès 1980, une politique ambitieuse de réduction de la pollution par les pesticides. Les actions ont engendré une réduction de 40% des quantités vendues, mais seulement de 20% de l'IFT, montrant l'importance de la substitution des molécules. Différents éléments comme l'observation des actions déployées, mais également l'évolution de l'utilisation des pesticides en France depuis le début des années 2000, montrent que l'objectif de réduction de 50% ne sera pas aisé à atteindre, surtout si l'on cherche en même temps à produire autant, voire plus. Ceci nécessitera donc de trouver les voies techniques et économiques permettant de maintenir un niveau de production élevé tout en minimisant les recours aux intrants.

Le cas du milieu urbain est un peu différent. Les conditions de ruissellement sont telles qu'il est nécessaire d'agir en amont, pour réduire voire arrêter les traitements herbicides. La notion de rendement n'existe pas mais il reste un problème d'esthétique paysagère. Avec le développement de l'agriculture biologique, des AMAP (agriculture de proximité), l'idée d'accepter des aires en friche dans l'environnement urbain fait son chemin tant du côté des autorités que des administrés. Des méthodes de désherbage alternatives se développent (vapeur, brûlage, paillage) pour assurer l'entretien des abords de voirie. Associées à une meilleure connaissance des produits et de leur cible, ces mesures permettent de diminuer considérablement le risque de transfert des pesticides vers les eaux de surface.

Malgré ces efforts, nous payons encore le prix des anciennes pratiques phytosanitaires. L'interdiction d'usage des molécules les plus ubiquistes a permis

une amélioration quasi-immédiate des cours d'eau. Par contre, le sol et les horizons jusqu'aux nappes semblent constituer un stock considérable et stable qui mettra plusieurs années avant de se dissiper.

Si les études de terrain sont primordiales pour valider les processus, la seule méthode d'estimation de cette rémanence reste la modélisation. Les modèles doivent être adaptables à différentes échelles de temps et d'espace, mais également au changement des molécules et des pratiques agricoles. Elle est délicate et incertaine car les quantités transférées restent infimes au regard des doses appliquées. Pourtant, elle reste indispensable pour connaître au mieux les voies de transfert des pesticides et ainsi appréhender la contamination future par de nouvelles molécules mises sur le marché. Les nouvelles molécules étant efficaces à des doses de plus en plus faibles, il sera difficile de les mesurer dans le milieu naturel à des concentrations inférieures aux normes de qualité

environnementales. Ces normes sont encore en cours d'établissement pour quelques pesticides. Dans le cas du glyphosate, une NQE pour la concentration moyenne annuelle de 0,6 µg/L suffirait à déclasser l'Orge. En 2009, 23 déclassements ont été enregistrés pour les eaux de surface.

Au-delà des interdictions de molécules, ce sont les pratiques culturales et phytosanitaires françaises qui sont à repenser. Il faut envisager de nouvelles solutions, évaluer le risque associé, être en mesure d'en estimer la valeur ajoutée et le temps nécessaire pour atteindre les objectifs de qualité. Les pesticides accumulés dans les sols continueront de contaminer encore pendant plusieurs années le bassin de la Seine et masquer les efforts réalisés sur les dernières années. La prise en compte du bassin dans la modélisation permettra d'en distinguer les effets et d'aider les gestionnaires dans le choix des actions à mener.

Bibliographie

- Aquibrie 2009 http://aquibrie.fr/content/la_nappe_qualite_triazines_detaille.pdf
- Airparif (2007). Evaluation des concentrations en pesticides dans l'air francilien : campagne exploratoire, juin 2007, 45 p.
- Atmo Champagne-Ardenne (2007). évaluation de la répartition des pesticides dans l'air ambiant de la ville de Reims. 23 p.
- Atmo France www.atmofrance.org
- Aubertot, J.N. ; Barbier, J.M. ; Carpentier, A. ; Gril, J.N. ; Guichard, L. ; Lucas, P. ; Savary, S. ; Voltz, M.. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Expertise scientifique collective Inra-Cemagref (décembre 2005). Editions Quae, Versailles (FRA) ; 2007. 120 p. http://www.inra.fr/l_institut/expertise/expertises_realisees/pesticides_agriculture_et_environnement
- Baer U. (1996) – Comportement des pesticides dans les sols : Evaluation et simulation de la dissipation au champ. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, 155 p.
- Balloy G., Herault S., Israel R., Robin A., Saout C. et Tracol R. (2005) Les pesticides dans l'eau potable 2001-2003, Guide technique eau et santé, 75p. http://www.observatoire-pesticides.gouv.fr/upload/bibliotheque/402219326059713987757854796879/eaux_pesticides.pdf
- Baschet, J.F. ; Pingault N. La réduction des usages de pesticides : le plan Ecophyto 2018. Le rôle des indicateurs d'utilisation pour évaluer l'atteinte des objectifs. Les publications du service de la statistique et de la prospective. Analyse n°4 Février 2009. 4 p. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Analyse_4_Ecophyto_indicateurs-2.pdf
- Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barriuso E. & Gabrielle B. (2002). Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22:21-33.
- Blanchet P., Multigner L. (2008) Pesticides et cancer de la prostate - Vol. 18, Septembre 2008, N° 3 Progrès en Urologie – FMC
- Blanchoud H. Apports et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain dans le bassin versant de la Marne: vers une évaluation globale. Thèse: Sciences et techniques de l'environnement. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 2001, 87 p.
- Blanchoud H. , Garban B., Ollivon D. & Chevreuil M. (2002). Herbicides and nitrogen in precipitation: Progression from West to East and contribution to the Marne river (France). *Chemosphere*, 47, 1025-1031
- Botta F. (2009) Contamination des eaux de surface du bassin versant de l'Orge par les pesticides : étude de la contribution des rejets urbains et des apports agricoles. Thèse de doctorat de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, 249 p.
- Botta F., Lavison G., Couturier G., Alliot F., Moreau-Guigon E., Fauchon N., Guery B., Chevreuil M., Blanchoud H. (2009) Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems, *Chemosphere*, 77, 133-139.
- Buser H.-R. (1990), Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and rain in Switzerland. *Environ. Sci. Technol.* 24 (7), 1049-1058
- Burkhardt M., Kupper T., Hean S., Haag R., Schmid P., Kohler M., Boller M. (2007). Biocides use in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Sci. Technol.* 56, 63-67.
- Carozza S. E., Li B., Wang Q., Horel S., Cooper S. (2009) Agricultural pesticides and risk of childhood cancers, *Int. J. Hyg. Environ. Health.* 212, 186-195.
- Champeaux, C., 2007. Les stratégies de protection du blé tendre contre les bioagresseurs et la verse. Valorisation des données de l'enquête « pratiques culturales » du SCEES en 2001, ministère de l'Agriculture et de la Pêche. INRA, UMR 211 Agronomie Grignon, 91 p.
- Chrisman J., Koifman S., Sarcinelli P., Moreira J. C., Koifman R. J. and Meyer A. (2009) Pesticide sales and adult male cancer mortality in Brazil - *International Journal of Hygiene and Health*, Vol 212, 310-321.
- Costello S., Cockburn M., Bronstein J., Zhang X., and Ritz B. (2009) Parkinson 's Disease and Residential Exposure to Maneb and Paraquat From Agricultural Applications in the Central Valley of California. *Am. J. Epidemiol.* 169, 919-926.
- DIREN IDF (2006) Info phytos n.5. DIREN d'Ile-de-France. p.26 <http://www.ile-defrance.ecologie.gouv.fr/docenconsult/phyto/infophyto5.pdf>.
- DIREN IDF (2008) Info Phytos n°6. Etat de la contamination des eaux superficielles en Ile-de-France par les produits phytosanitaires en 2006/2007, novembre 2008, 36 p. http://www.ile-defrance.ecologie.gouv.fr/IMG/File/EAU/Info%20Phytos/info_phyto6.pdf.
- DRIAAF (2010) Actualités Phyto Ile-de-France, n°4, avril 2010 http://driaf.ile-de-france.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_Actualites_phyto_IDF_2010-04_cle858f81.pdf
- FREDON Basse-Normandie [site internet, 2011] http://www.fredon-bassenormandie.fr/charte_d_entretien_des_espaces_publics.html

Garmouma (1996) - Transfert d'herbicides (triazines et phénylurées) et de produits de dégradation dans le bassin versant de la Marne. Thèse. Université Paris VI, 217 p.

Godon D., Lajoie P., Thouez J.-P. et Nadeau D. (1989) Pesticides et cancers en milieu rural agricole au Québec : interprétation géographique - Vol. 29, N° 7 So. Si. Mecl. 819-833. Testud F., Grillet J.-P., Nisse C. (2007) Effets à long terme des produits phytosanitaires : le point sur les données épidémiologiques récentes - Arch Mal Prof Env 394-401.

Gomez E. (2002) - Modélisation intégrée du transfert de nitrates à l'échelle régionale dans un système hydrologique : application au bassin de la Seine, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 287 p.

Huston J.L. and Wagenet R.J. (1992) - Leaching Estimation And Chemistry Model : A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum Vol.2, Version 3. Water Resources Inst., Cornell University, Ithaca, NY.

IFEN (2007) Les dossiers Ifen, n°9 : les pesticides dans les eaux, données 2005. Décembre 2007, 39 p.

INVS (2011) Exposition de la population française aux polluants de l'environnement, Volet environnemental de l'Étude nationale nutrition santé - Premiers résultats. 12 p. http://www.invs.sante.fr/publications/2011/exposition_polluants_enns/plaquette_exposition_polluants_enns.pdf

Jarvis N. - MACRO 5.0, A model for water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description, 1997. <http://ecobas.org/www-server/rem/mdb/macro.html>

Larocque M., Banton O. et Lafrance P. (1997) - Simulation par le modèle Agriflux du devenir de l'atrazine et du déethylatrazine dans un sol du Québec sous maïs sucré, Revue des sciences de l'eau, 11, 191-208.

Mac Farlane E., Benke G., Del Monaco A. and SIM M. R. (2010) Causes of Death and Incidence of Cancer in a Cohort of Australian Pesticide-Exposed Workers, Ann Epidemiol. 20, 273-280.

Phyt'Eaux Cités (2009) Un programme d'aide aux Collectivités pour limiter l'emploi des produits phytosanitaires sur les bassins de la Seine, l'Orge et l'Yvette de 2007 à 2010, Bilan annuel 2009, Novembre 2009. 52 p.

Pingault, N. ; Pleyber, E. ; Champeaux, C. ; Guichard, L. ; Omon, B. Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures : l'indicateur de fréquence de traitement (IFT). Service de la statistique et de la prospective - Notes et études socio-économiques n°32-Mars 2009. pp. 63-94. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/NESE_n%C2%B0_32.pdf

PPDB (2009). The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm>

Suárez L.A. (2005) - PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.12.2. <http://www.epa.gov/scipoly/sap/meetings/2008/october/przm.pdf>

Trégouët, B. (Dir.) ; Dubois, A. ; Lacouture, L. ; Feuillet, C. Les pesticides dans les milieux aquatiques - Données 2007. Commissariat général au développement durable. Études et document n° 26 - juillet 2010 - 49 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-pesticides-dans-les-milieux.html>

UIPP (2010) Rapport d'activité 2009/2010, 36 p. <http://www.uipp.org/var/uipp/storage/original/application/80618e57018a9f5ae4066b9199c88cd1.pdf>

Wheatley G.A. and Hardman J.A. (1965) Indications of the presence of organochlorine insecticides in rainwater in Central England. Nature, 207, 486-487.

<http://www.grecan.org/agrican.html>

http://www.invs.sante.fr/publications/2011/exposition_polluants_enns/plaquette_exposition_polluants_enns.pdf

Yahyaoui A. et Marlière F. (2009) Contamination de l'air par les pesticides - Etat des lieux et enseignements. Colloque de restitution « Mieux connaître les usages des pesticides pour comprendre les expositions » 11-12 mars 2009, Paris.

Glossaire

Adsorption / désorption / sorption : Mécanisme physicochimique de fixation réversible de substances dissoutes ou gazeuses à la surface d'une particule solide. Le phénomène inverse, la désorption, se produit lorsque la concentration de la substance dans la phase libre repasse en dessous d'une certaine valeur d'équilibre. Ces deux processus sont désignés sous le terme sorption.

Adventice : plante indésirable sur l'espace de culture agricole.

Assolement : rotation des cultures sur une parcelle.

Atmosphère : couche gazeuse qui entoure la Terre.

Bassin versant : le bassin versant d'un fleuve est la surface terrestre drainée par ce fleuve et qui collecte vers lui toute la partie non évaporée des précipitations.

Catalyse : transformation chimique d'une substance par une autre substance.

Déchaumage : pratique agricole consistant en un labour superficiel destiné à enfouir les résidus de cultures. Par extension, on désigne sous le terme de déchaumage chimique, l'application d'un herbicide total.

Fongicide : produit phytosanitaire destiné à éliminer les champignons parasites des végétaux.

Herbicide : produit phytosanitaire destiné à éliminer les adventices.

Horizon : couche homogène et plus ou moins horizontale d'un sol ou d'un sous-sol.

Hydrosphère : ensemble des eaux de surface et du sous-sol de la Terre.

Insecticide : produit phytosanitaire destiné à éliminer les insectes, leurs larves et/ou leurs œufs.

Lessivage : transport d'éléments contenus dans le sol par les eaux d'infiltration.

Lixiviation : percolation lente de l'eau à travers le sol, accompagnée de la dissolution des matières solides qui y sont contenues. Le liquide résultant est le lixiviat.

Métabolite : produit de la transformation de substances chimiques dans l'organisme vivant.

Modèle : un modèle est une représentation simplifiée d'un système réel, destinée à mettre en lumière, à expliquer ou à prévoir certains aspects de son fonctionnement.

Nappe (d'eau souterraine) : ensemble de l'eau contenue dans une fraction perméable de la croûte terrestre totalement imbibée, conséquence de l'infiltration de l'eau dans les moindres interstices du sous-sol et de son accumulation au-dessus d'une couche imperméable.

Pédosphère : couche externe de la croûte terrestre composée du sol.

Perturbateurs endocriniens : modification par inhibition ou potentialisation de l'action physiologique des hormones naturelles par un composé (perturbateur).

Photolyse : processus de dégradation d'une substance par la lumière.

Piézomètre : simple tube, qui permet, depuis la surface, d'accéder à l'eau d'une nappe et d'en relever le niveau piézométrique à l'aide d'une sonde (poids ou contacteur électrique).

Rémanence : faculté d'un produit à laisser ses résidus dans le milieu.

Solubilisation : dissolution d'une substance dans l'eau.

Sublimation : passage d'une substance de l'état solide à l'état gazeux, sans passer par l'état liquide.

Surface agricole utile (SAU) : ensemble des terres labourables, y compris les jachères, les surfaces toujours en herbe, les surfaces consacrées aux cultures pérennes (hors bois et forêts), aux cultures maraîchères et florales et aux pépinières.

Zone non saturée : sol et sous-sol situés au-dessus d'une nappe d'eau souterraine.



**eau
seine**
NORMANDIE

L'Agence de l'eau Seine-Normandie

est un établissement public du ministère chargé du Développement durable.

Sa mission est de financer les ouvrages et les actions qui contribuent à préserver les ressources en eau et lutter contre les pollutions, en respectant le développement des activités économiques. Pour ce faire, elle perçoit des redevances auprès de l'ensemble des usagers qu'elle redistribue sous forme d'aides financières aux collectivités locales, aux industriels, aux artisans, aux agriculteurs et aux associations qui entreprennent des actions de protection du milieu naturel. Ses actions s'expriment à travers un programme pluriannuel. Les études et recherches pilotées par l'Agence contribuent à la gestion équilibrée de la ressource en eau et de tous les milieux aquatiques.

Siège

51, rue Salvador Allende
92027 Nanterre Cedex
Tél. 01 41 20 16 00
Fax 01 41 20 16 09

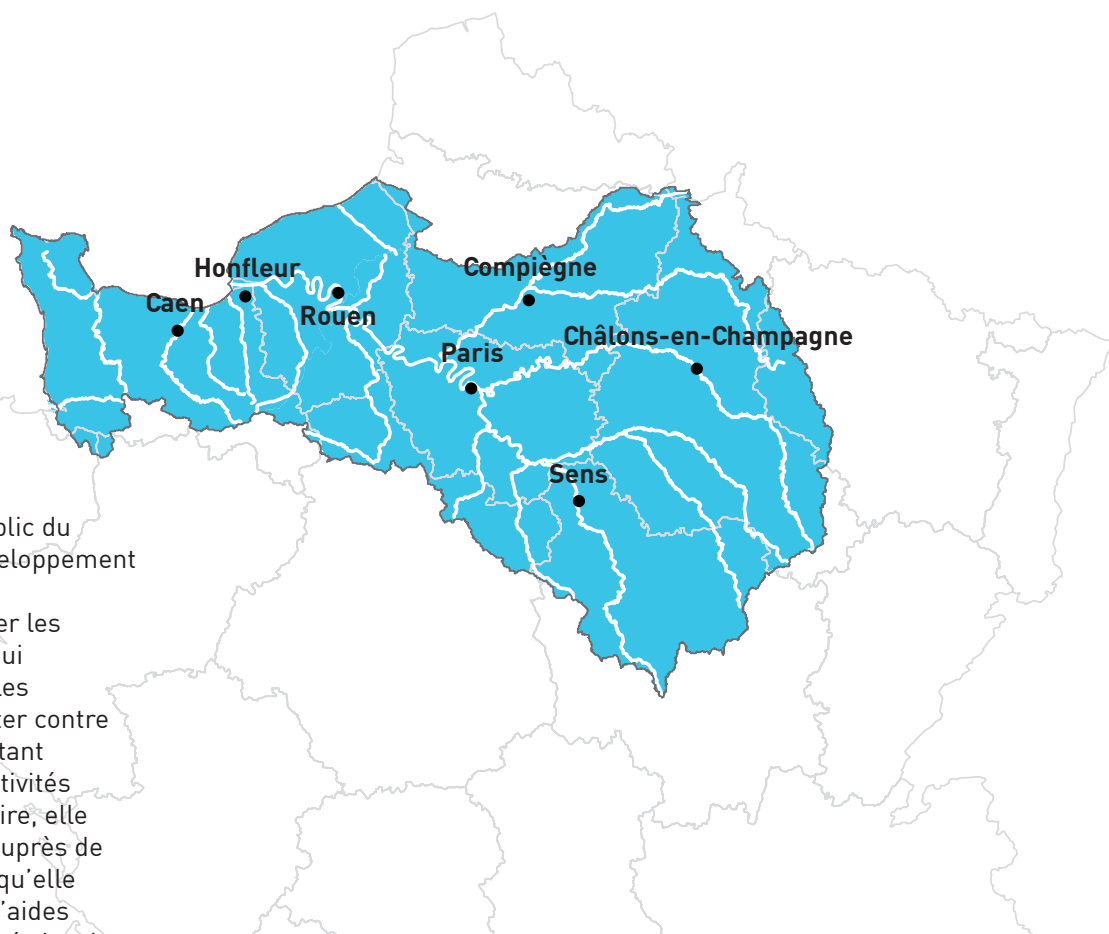
www.eau-seine-normandie.fr

Programme PIREN-Seine

Direction et secrétariat :
UMR CNRS 7619 Sisyphe
Université Pierre et Marie Curie (Paris VI)
4, place Jussieu 75005 Paris
Tél. 01 44 27 74 24
Fax 01 44 27 45 88

www.piren-seine.fr

ENSEMBLE
DONNONS
VIE À L'EAU
Agence de l'eau



Les PARTENAIRES du PIREN-Seine

AGENCE DE L'EAU SEINE-
NORMANDIE (AESN)
www.eau-seine-normandie.fr

CENTRE NATIONAL DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE (CNRS)
www.cnrs.fr

DIRECTION RÉGIONALE ET
INTERDÉPARTEMENTALE DE
L'ENVIRONNEMENT ET DE L'ÉNERGIE
D'ÎLE-DE-FRANCE (DRIEE-IF)
www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr

EAU DE PARIS
www.eaudeparis.fr

INTERNATIONAL ZINC ASSOCIATION
(IZA)
www.iza.com

LYONNAISE DES EAUX
www.lyonnaise-des-eaux.fr

LES GRANDS LACS DE SEINE :
INSTITUTION INTERDÉPARTEMENTALE
DES BARRAGES-RÉSERVOIRS DU
BASSIN DE LA SEINE (IIBRBS)
www.iibrbs.fr

SYNDICAT DES EAUX
D'ÎLE-DE-FRANCE (SEDIF)
www.sedif.com

SYNDICAT INTERDÉPARTEMENTAL
POUR L'ASSAINISSEMENT DE
L'AGGLOMÉRATION PARISIENNE
(SIAAP)
www.siaap.fr

UNION NATIONALE DES PRODUCTEURS
DE GRANULATS (UNPG)
www.unicem.fr

VOIES NAVIGABLES DE FRANCE
(VNF)
www.vnf.fr

Numéro ISBN : 978-2-918251-13-2
Numéro ISSN : 1968-5734
Dépôt légal : décembre 2011

