



ENSP
ECOLE NATIONALE DE
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion - 2002-2003

**Contribution de l'atmosphère à l'exposition
aux pesticides par la consommation de
produits de jardin**

Présenté par :

Julien CHARBONNEL

Ingénieur ESMISAB

Lieu du stage : ENSP

Accompagnant professionnel :

Philippe GLORENNEC

Référent pédagogique :

Philippe GLORENNEC

RESUME

Si les dangers que font courir à la santé humaine les pesticides font encore l'objet de débats, notamment quant à leur pouvoir cancérigène, l'inquiétude que cette catégorie de produits suscite dans l'opinion est bien réelle.

La surveillance de la contamination de l'atmosphère par les pesticides n'est pas structurée et les études sont éparpillées. Les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA) ont réalisées depuis 2000 un certain nombre d'investigations. Il en ressort que les molécules les plus fréquemment et les plus abondamment retrouvées sont les herbicides du maïs (atrazine, alachlore), mais aussi des fongicides (chlorothalonil, folpel). Les concentrations détectées sont de l'ordre du ng/m^3 . En fonction de leur présence dans l'atmosphère, ainsi que la disponibilité des données les caractérisant, trois pesticides ont été sélectionnés : l'atrazine (herbicide du maïs), le chlorothalonil (fongicide) et le folpel (fongicide de la vigne).

Les transferts de polluant entre les différents compartiments de l'environnement sont modélisés grâce au logiciel multimédia CalTox. Il s'avère que la contamination des végétaux a lieu essentiellement par la phase gazeuse de la voie aérienne.

La contamination des produits de jardin par les pesticides de l'atmosphère ne semble pas devoir contribuer significativement à l'exposition de la population. Seuls les jardins à proximité immédiate (200 m) d'un champ d'épandage sont à l'origine de produits qui présentent des dépassements très fréquents de la LMR pour l'atrazine (0,1 mg/kg). Mais dans ce cas : 78 % des DJE sont inférieures à la dose journalière admissible (5 E-4 mg/kg_{pc}.jour). La LMR du folpel (0,1 mg/kg) est atteinte en région viticole. Mais cette molécule est peu toxique et cette exposition ne contribue qu'à 0,2 % de la DJA. Aucun dépassement de LMR et de DJA n'a été mis en évidence pour le chlorothalonil.

Une analyse de sensibilité a été menée avec @Risk pour déterminer les paramètres contribuant le plus à la variabilité et à l'incertitude des résultats. Il semble que la pluviométrie, qui est une entité très variable d'une année sur l'autre, influe significativement sur la contamination des végétaux. La fraction interceptée par les feuilles des végétaux, qui dépend directement de la morphologie de la plante, a aussi un impact important. Les légumes présentent en moyenne une plus grande capacité d'interception et sont donc plus sensibles que les fruits.

Des études pourraient être poursuivies pour évaluer plus précisément la contamination de l'atmosphère autour d'un champ d'épandage, en fonction du pesticide et de la technique d'épandage utilisés. Des analyses de concentrations en pesticide de légumes produits dans ces conditions pourraient aussi être réalisées. Pour mieux estimer l'exposition de la population, une étude des habitudes de consommation des jardiniers amateurs devrait s'avérer précieuse.

Le dosage des pesticides est en constante diminution, les pratiques agricoles s'améliorent. Pour autant, il pourrait être bénéfique de poursuivre la sensibilisation des agriculteurs aux pratiques qui limitent le phénomène de dérive lors de l'épandage.

ABSTRACT

AMBIENT AIR CONTRIBUTION TO EXPOSURES TO PESTICIDES THROUGH HOME-GROWN FOOD

Pesticides hazards are not definitively established, for example in terms of carcinogenic capacity. But people are worried about this kind of products.

A legislation about contamination of water has been voted, but no regulation about pesticides of atmosphere exists. So pesticides air quality monitoring is not commonly set up. Thanks to studies of AASQA, three molecules which are commonly screened in atmosphere has been chosen: atrazine (corn herbicide), chlorothalonil (fungicide) and folpet (fungicide).

CalTox is a multimedia model that relates the transferts of pollutant through the seven environmental compartments. CalTox is able to determine the chemical concentration in the exposure plants.

Gaseous atmospheric phase seems to be the biggest way of contamination. The only one worrying scenario that is a short distance from house to agriculture areas. In that case atrazine concentration in vegetables is five times higher than Maximal Residue Limit (MRL = 0,1 mg/kg). But 78 % of exposure results are smaller even than Admissible Daily Intake (ADI = 0,0005 mg/kg.day).

A sensivity analysis has been performed to rank the input parameters on the basis of their contribution to variance in the output. The effects of variation in average precipitation are very important because of their broad range of values. As a matter of fact, average precipitation can be really different as next year average. The effects of variation in wet interception fraction are nearly as important as precipitation but they are opposite.

Studies could be performed in order to evaluate more precisely the contamination of atmosphere around a treatment field and the behaviour of pesticides in atmosphere.

Agricultural practicals are day after day improved and then pesticides concentration in atmosphere will decrease. So authorities should carry on forming farmers with practicals that prevent off-targer sprays.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE ET DEMARCHE	2
1.1 Les pesticides	2
1.1.1 Généralités	2
1.1.2 Voies d'exposition	3
1.1.3 Dangers	5
1.2 Les pesticides dans l'atmosphère	7
1.2.1 Disponibilité et complexité des mesures de pesticides dans l'atmosphère.....	7
1.2.2 Pesticides présents dans l'atmosphère.....	9
1.3 Démarche : modélisation par un logiciel multimédia	11
1.3.1 Intérêts et limites	11
1.3.2 Exploitation des résultats	12
2 SELECTION DES PESTICIDES D'INTERÊT	13
2.1 Méthode	13
2.1.1 Etat des lieux des études réalisées.....	13
2.1.2 Critères de sélection des pesticides	18
2.2 Résultats : Pesticides sélectionnés	18
2.2.1 L'atrazine.....	18
2.2.2 Le chlorothalonil	19
2.2.3 Le folpel	19
2.2.4 Bilan	19
3 MODELISATION DES CONCENTRATIONS DANS LES VEGETAUX	21
3.1 Matériel et méthode	21
3.1.1 Modèle utilisé.....	21
3.1.2 Adéquation de CalTox	21
3.1.3 Identification de processus prépondérant de contamination.....	22
3.1.4 Sélection des données d'entrée.....	22
3.1.5 Analyse de sensibilité.....	23
3.2 Résultats	25
3.2.1 Prépondérance de la voie aérienne et de sa phase gazeuse.....	25
3.2.2 Données d'entrée utilisées.....	27
3.2.3 Estimations des concentrations dans les végétaux :	30
3.2.4 Variabilité et incertitude.....	32
4 EXPOSITION	42
4.1 Scenarii d'exposition	42
4.2 Doses Journalières d'Exposition	42
5 DISCUSSION	44
5.1 Représentativité et variabilité des résultats	44
5.1.1 Représentativité géographique	44
5.1.2 Variabilité et incertitude.....	44
5.2 Niveaux de contamination et d'exposition observés	45
5.3 Implication en gestion de risque	48
5.3.1 Risque toxicologique réel dans le cas de la proximité d'une parcelle d'épandage.....	48
5.3.2 Mesures préventives à envisager.....	48
5.3.3 Réduction des incertitudes	49

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Concentration des pesticides les plus fréquemment détectés dans l'atmosphère en région Centre	15
Tableau 2: Teneur de l'air en 3 pesticides en zones rurale et urbaine – Région Pays de la Loire	16
Tableau 3 : Récapitulatif des caractéristiques des trois pesticides sélectionnés	20
Tableau 4: Comparaison de la contribution de l'air et du sol à l'exposition à 3 pesticides.....	26
Tableau 5: Comparaison de la contribution de la phase gazeuse et de la phase solide de l'atmosphère en fonction de la molécule.....	27
Tableau 6 : Contamination des végétaux et niveau d'exposition à l'atrazine pour différents sols.....	28
Tableau 7 : Concentration en atrazine des végétaux et dose d'exposition en fonction de la pluviométrie.....	29
Tableau 8 : Concentration estimée dans les plantes pour les 3 pesticides	31
Tableau 9: Masse des laitues après 50 jours de culture et production végétale en fonction de la densité du peuplement et de la couleur du paillage.....	32
Tableau 10: Concentration en atrazine des végétaux en fonction du niveau de la production végétale.....	33
Tableau 11: Concentration en atrazine des végétaux en fonction de la teneur en eau des feuilles	34
Tableau 12: Concentration en atrazine des végétaux en fonction du niveau de turgescence du plant de maïs.....	34
Tableau 13: Teneur en air du sol en fonction du traitement subi.....	35
Tableau 14: Concentration des végétaux en atrazine en fonction de la fraction interceptée ...	36
Tableau 15: Concentration des végétaux en atrazine pour deux valeurs de H.....	37
Tableau 16: Concentration des végétaux en atrazine pour trois valeurs de Kow	37
Tableau 17: Concentration des végétaux en atrazine pour trois valeurs de Koc.....	38
Tableau 18 : Influence des paramètres testés sur la contamination des végétaux.....	39
Tableau 19: Consommation de fruits et légumes et proportions de produits locaux consommés en fonction de la région	42
Tableau 20: Part de la LMR et de la DJA apportée par la consommation de produits de jardin	47

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Evolution de la concentration en atrazine de l'atmosphère à proximité d'un champ d'épandage.....	17
Figure 2 : Comparaison de la contribution de l'air et du sol à la concentration en atrazine des végétaux pour différents sols	25
Figure 3: Influence relative des paramètres d'entrée pour la concentration en atrazine des végétaux.....	41
Figure 4: Niveau d'exposition à l'atrazine pour différents scénarii.....	43
Figure 5 : Distribution de la concentration en atrazine des végétaux avec une concentration atmosphérique de 1 ng/m ³	45
Figure 6 : Distribution de la concentration en atrazine des végétaux pour une concentration atmosphérique de 40 ng/m ³	45
Figure 7 : Distribution du niveau d'exposition à l'atrazine dans le cas d'une concentration atmosphérique de 40 ng/m ³	46

LISTE DES SIGLES UTILISES

AASQA :	Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air
DDE :	Direction Départementale de l'Équipement
DDT :	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DJA :	Dose Journalière Admissible
DJE :	Dose Journalière d'Exposition
DRAF :	Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt
DTSC :	Department of toxic Substances Control
DT 50 :	Temps de demi-vie au champ
GCMS :	Chromatographie Gazeuse avec Spectromètre de Masse
GCNPD :	Chromatographie gazeuse avec détecteurs sensibles aux composés azotés et phosphorés
H :	Constante de Henry
HCB :	Hexachlorobenzène
HPLC :	Chromatographie Liquide à Haute Performance
Kgpc :	Kg de poids corporel
Koc :	Coefficient de partage carbone organique-eau
Kow :	Coefficient de partage octanol-eau
Kpa :	Coefficient de partage carbone organique-eau
LCSQA :	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LERES :	Laboratoire d'Étude et de Recherche en Environnement et Santé
OCA :	Observatoire des Consommations Alimentaires
PM 10 :	Particules en suspension d'un diamètre inférieur à 10 µm
TSCF :	Transpiration Stream Concentration Factor

INTRODUCTION

L'objectif de ce mémoire est de fournir une première réponse à la question suivante : « la contamination de l'atmosphère par les pesticides entraîne-t-elle une exposition notable de la population par l'intermédiaire des produits de jardin ? » C'est un travail exploratoire qui a pour but d'examiner la pertinence d'engager une étude plus approfondie.

Les dangers que représentent les produits phytosanitaires ont été très médiatisés, notamment en ce qui concerne leur impact sur l'environnement. Ces produits inquiètent et sont massivement rejetés par une opinion publique qui n'accepte pas ce risque que l'agriculture intensive lui impose. Alors il serait sans doute très mal toléré que des produits de jardin, qui sont représentatifs d'une alimentation saine, soient contaminés contre le gré de leur producteur.

Dans un premier temps, un état des lieux des connaissances sur les dangers liés aux pesticides est réalisé. Ensuite, il est indispensable de déterminer quels sont les pesticides les plus fréquemment et les plus abondamment retrouvés dans l'atmosphère. Le but étant de sélectionner ceux qui présentent le plus d'intérêt en terme de contamination des végétaux et d'atteinte à la santé. Or, la contamination de l'atmosphère en pesticides ne fait pas l'objet d'une réglementation, comme c'est le cas pour l'eau. Ainsi, la surveillance n'est pas systématique et assez peu structurée.

Une étude de première approche basée sur des analyses en laboratoire des concentrations en pesticides des végétaux serait trop lourde et trop coûteuse dans la mesure où aucun risque n'a été jusqu'à maintenant mis en évidence. Le choix de la modélisation par un logiciel multimédia a donc été réalisé. Les concentrations dans les végétaux sont estimées ainsi que l'exposition de la population en fonction de différents scénarii d'exposition. La robustesse du modèle étudiée.

Ces résultats seront ensuite commentés et leurs implications en gestion de risque discutées.

1 CONTEXTE ET DEMARCHE

1.1 Les pesticides

1.1.1 Généralités

De tout temps, l'Homme s'est trouvé dans l'obligation de défendre ses cultures contre les parasites, les ravageurs et les plantes concurrentes. Les pertes sont à l'heure actuelle encore de 35 % pour la culture du blé et du maïs. La lutte physique a d'abord été utilisée à travers le désherbage ou le ramassage des insectes. Quelques produits étaient utilisés, mais c'est vraiment à partir de la seconde guerre mondiale qu'avec l'essor considérable de la chimie organique, la lutte chimique a pris l'importance qu'on lui connaît. Les biopesticides (exemple : *Bacillus Thuringiensis* pour lutter contre les insectes) ne représentaient que 0,5% du marché total des pesticides en 1994, et actuellement ils ne dépassent pas 4%. La lutte reste donc presque exclusivement chimique. Les améliorations ont eu lieu sur les doses appliquées qui sont en net recul grâce à l'émergence d'une agriculture intégrée dans les années 70 [1].

La plupart des molécules actives des pesticides ne sont pas naturelles mais des molécules de synthèse. Ce n'est pas sans poser de problème quant à leur devenir dans l'environnement et les dangers potentiels qu'elles font peser sur la santé humaine.

- Quantité et diversité des produits utilisés

La France est le troisième consommateur mondial de produits phytosanitaires, mais le premier européen. Le taux moyen d'utilisation agricole des pesticides est de 4,4 kg/ha (5,5 d'après la Confédération Paysanne), ce qui situe la France en cinquième position au niveau des pays Européens. La consommation de produits sanitaires a atteint près de 12,7 milliards de francs en 1997. 100 000 tonnes de matières actives sont vendues chaque année en France, 66 % des surfaces en blé reçoivent au moins deux traitements d'herbicides, 80% des surfaces font l'objet d'au moins deux traitements fongicides et 52 % des surfaces reçoivent au moins un traitement insecticide [2].

Les pesticides regroupent plus de 900 matières actives qui rentrent dans la composition de 8800 spécialités commerciales. Très prochainement, ce nombre devrait chuter du fait de la révision de la directive européenne 91/414/CEE qui durcit la procédure d'autorisation de mise sur le marché. En effet, l'Union Européenne estime que de trop nombreuses matières actives homologuées il y a plus de dix ans ne devraient plus l'être aujourd'hui au vu des connaissances actuelles. En juillet 2003, 320 matières actives ont été retirées du marché [3].

Ces substances sont classées selon leur mode d'action principal ce qui permet de définir plusieurs catégories :

- les insecticides ;
- les fongicides ;
- les herbicides ;
- les nématicide ;
- les acaricides ;
- les rodenticides ;
- les molluscides ;
- les algicides.

La répartition en tonnage de matière active par rapport au tonnage total (ensemble des matières actives utilisées en France) est la suivante :

- insecticides : 4,29% ;
- fongicides : 54,98% ;
- herbicides : 33,51% ;
- divers : 7,21%.

La diversité des matières actives est, comme on l'a déjà dit, très importante. Une enquête a dénombré plus de 160 pesticides différents utilisés par les agriculteurs de la région Centre [4]. Dans une région viticole comme le Languedoc-Roussillon, 220 molécules différentes sont utilisées (DRAF du Languedoc-Roussillon).

Parallèlement à l'utilisation agricole, les pesticides relèvent également d'une utilisation non agricole au niveau des communes, de la SNCF, de l'industrie et chez les particuliers (jardinage). Ces utilisations ne représentent que 6 % de la consommation totale des pesticides mais participent cependant significativement à l'enrichissement du milieu aquatique en pesticides et à l'exposition de la population.

- Historique des mesures de contrôle

Face à cette multitude de produits, les pouvoirs publics ont réagi. Dès novembre 1943 en France, où la législation stipule déjà qu'aucune formulation phytosanitaire ne peut être mise sur le marché sans avoir obtenu au préalable une homologation. Mais depuis quelques années, la prise de conscience du grand public a incité les décideurs à multiplier les mesures. Ainsi, on peut citer quelques dates importantes :

29 janvier 1997 : Adoption par les ministres de l'Agriculture et de l'Environnement de l'Union Européenne d'un plan d'action pesticides en quatre points :

- amélioration des procédures de mise sur le marché des produits phytosanitaires ;
- actions immédiates sur l'utilisation de certains produits phytosanitaires ;
- diagnostics régionaux de la situation des milieux, mais apparemment pas celle de l'atmosphère, et mise en place d'actions de correction;
- renforcement des plans de surveillance de résidus de pesticides dans les denrées alimentaires.

15 février 1997 : diminution de l'utilisation de l'atrazine et de la simazine pour l'usage agricole.

30 septembre 1997 : interdiction du dinoterbe.

31 mars 1998 : interdiction de la vente du lindane et usage interdit à partir du 1er juillet 1998 [2].

1.1.2 Voies d'exposition

Les pesticides étant retrouvés dans tous les milieux, les voies d'exposition sont donc multiples. Tout d'abord, ils sont présents dans l'eau de surface. Ils sont donc susceptibles de s'accumuler dans les organismes aquatiques. Certains sont très lipophiles et sont stockés dans les graisses des poissons. Cette eau contaminée pourra aussi être ingérée ou utilisée pour l'irrigation des cultures et donc contaminer les végétaux. Mais les eaux souterraines sont, elles aussi, touchées. Seulement 52 % des points de mesure du réseau de surveillance sanitaire sont

considérés comme non-contaminés [2]. Or, 63% des eaux potables proviennent d'eaux souterraines [5].

Présents dans l'atmosphère, ils peuvent être inhalés. Ils peuvent aussi rentrer en contact avec la peau avant ou après leur épandage notamment par l'intermédiaire du sol et des poussières.

- Contact cutané

La voie cutané-muqueuse est très souvent signalée par les agriculteurs présentant des symptômes suite à l'utilisation de pesticides [6]. En effet, les agriculteurs ne se protègent pas tous lors de la préparation du traitement. C'est une des deux voies principales d'exposition, avec l'inhalation, sans qu'on puisse déterminer laquelle est prépondérante. Elle concerne aussi les enfants jouant par exemple sur une pelouse récemment traitée.

Cette voie semble plutôt associée à des expositions aiguës qui se caractérisent par des troubles au niveau de l'épiderme.

- Inhalation

Cette voie d'exposition concerne aussi tout particulièrement les agriculteurs. En effet, ils sont soumis lors de la préparation et de l'épandage à des concentrations de l'air en pesticides très importantes. Par exemple, le Laboratoire d'Etude et de Recherche en Environnement et Santé (LERES) de l'ENSP a montré que la concentration en pesticides à l'intérieur de la cabine d'un tracteur lors de l'épandage atteint le $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit mille fois supérieure aux concentrations observées dans l'air ambiant. Mais leur famille est aussi touchée du fait de la proximité des épandages et de la manipulation des vêtements contaminés.

Mais l'exposition par inhalation ne concerne pas uniquement les professionnels. Plusieurs études ont montré une exposition supérieure aux valeurs sans effet chez l'homme à la suite de l'utilisation de pesticides dans les maisons, en particulier pour les enfants. 85 % des pesticides inhalés auraient pour origine l'air intérieur [7].

Enfin, des études [4] ont à maintes reprises démontré la présence de pesticides dans l'air, même en zone urbaine. De ce fait, chacun semble être exposé aux pesticides par la voie respiratoire. De plus, aucune législation ne fixe la teneur limite acceptable de l'air en pesticides. Ainsi, il est probable que des dérives soient à constater.

- Ingestion

Il faut distinguer plusieurs cas en ce qui concerne l'ingestion.

Une étude réalisée par le CREDOC en septembre 1994 et intitulée « La surveillance des résidus de pesticides dans les fruits et légumes » indique que pour 7 pesticides la consommation potentielle est supérieure à 200% de la DJA [18]. Pourtant, la fixation de Limite Maximale de Résidus (LMR) dans les denrées végétales et animales devraient permettre de s'affranchir de ce genre de dépassements. La LMR est un compromis entre les quantités de pesticides que nécessitent une culture rentable et celles qui permettront de garantir l'innocuité du produit récolté. Or, une étude a montré qu'un usage conforme aux bonnes pratiques agricoles d'une substance active sur une culture d'épinards a conduit à des dépassements de LMR [9].

Une LMR est déterminée pour chaque couple aliment/contaminant et le dépassement de celle-ci implique l'interdiction de vendre ou de donner le produit. Ces seuils sont fixés par la réglementation européenne, et notamment par les directives 86/362/CEE et 90/642/CEE. Les

ordres de grandeur des LMR sont très variables, de 0,01 mg/kg à 70 mg/kg dans les produits végétaux. Dans les produits animaux, les LMR vont de 0,006 à 2 mg/kg de matière grasse [8]. Les plans de contrôle établis par la DGCCRF pour les denrées végétales commercialisées ne permettent pas d'évaluer les quantités de pesticides auxquelles est soumise la population par autoconsommation de leurs produits de jardin. Dans le cas où les quantités utilisées par les jardiniers ne correspondent pas à celles préconisées par les fabricants, cette exposition pourrait s'avérer très importante.

Ensuite, la population peut être exposée aux pesticides par la consommation d'eau contaminée. Il faut préciser que l'eau d'alimentation est une voie d'exposition beaucoup moins importante que les aliments. Le LERES a déterminé, sous certaines hypothèses, que l'apport en pesticides de l'eau était 5 à 20 fois inférieur à celui de l'alimentation [8].

Les valeurs limites des concentrations en pesticides de l'eau destinée à la consommation sont fixées par le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001. Ces références de qualité applicables aux eaux destinées à la consommation humaine sont les suivantes : 0,1 µg/L par substance individualisée (sauf quatre d'entre elles, pour lesquelles la limite est de 0,03 µg/L) et 0,5 µg/L pour le total des pesticides quantifiés. Contrairement à la précédente réglementation fixée en 1989, ces seuils s'appliquent désormais non seulement aux molécules mères utilisées mais aussi à leurs sous produits, les métabolites, ainsi qu'aux produits de dégradation. Ces seuils s'appliquent aux eaux destinées à la consommation humaine et non aux eaux brutes, pour lesquelles les seuils sont de 2 µg/L par substance et 5 µg/L pour le total. Il faut préciser ici que l'Agence américaine de Protection de l'Environnement a fixé le seuil de l'alachlore, de l'atrazine et de la simazine, trois herbicides, à respectivement 2 µg/L, 3 µg/L et 17 µg/L, soit un niveau de 20 à 170 fois plus élevé que la norme européenne [5].

En France, entre 1993 et 1995, plus d'une vingtaine de pesticides ont fait l'objet d'un dépassement de norme. L'atrazine a par exemple été détectée à une concentration supérieure à 2 µg/L dans l'eau de consommation [8].

Enfin, les enfants en bas âge ont pour habitude de porter de nombreux objets à leur bouche. Ainsi, ils sont exposés aux pesticides présents sur les poussières ou dans les espaces verts.

1.1.3 Dangers

Tout d'abord, il faut signaler ici que peu d'études épidémiologiques ont été menées sur des populations générales, contrairement aux populations professionnelles. Les données sont donc peu nombreuses, excepté pour les enfants, ou sont extrapolées à partir des résultats obtenus sur des populations très exposées.

La toxicité aiguë des pesticides ne sera pas abordée car elle ne s'inscrit pas dans les dangers que nous cherchons à caractériser. Les effets à long terme sont quant à eux d'intérêt.

Nous l'avons précisé dans la première partie de ce travail, les pesticides regroupent un grand nombre de spécialités, de toxicité variable pour l'homme. En effet certains produits peuvent présenter une toxicité aiguë importante mais être éliminés facilement par l'organisme. A l'inverse, d'autres substances, de toxicité aiguë moindre, peuvent s'accumuler dans l'organisme et induire des effets à plus long terme du fait d'expositions chroniques.

Parallèlement, ces produits sont transformés en différents métabolites susceptibles d'engendrer d'autres répercussions sur l'organisme humain.

D'une manière générale, l'OMS retient comme facteurs influant sur la toxicité des pesticides pour l'homme :

- la dose ;
- le degré d'absorption ;
- la nature des effets de la matière active et de ses métabolites ;
- l'accumulation et la persistance du produit dans l'organisme ;
- les modalités de l'exposition.

De nombreuses relations entre diverses pathologies et l'exposition aux pesticides sont souvent évoquées.

- Pesticides et cancer

Une approche épidémiologique réalisée par des experts canadiens suggère qu'au maximum 2% des cancers sont liés à l'utilisation des pesticides de synthèse. Cette participation modeste de la pollution environnementale à la mortalité par cancer constitue pourtant un intérêt constant du public [10].

L'étude de CORDIER *et al.* réalisée en Ile de France a mis en évidence des liens significatifs entre l'utilisation de pesticides au sein du domicile et la survenue de tumeurs cérébrales chez l'enfant.

Dans le cas de l'association entre exposition professionnelle des parents et survenue d'une leucémie chez l'enfant, une association positive est retrouvée que l'exposition ait eu lieu pendant la grossesse (OR = 1,3) ou pendant l'enfance (OR = 4,2). Les Odd Ratios sont augmentés lorsque l'exposition professionnelle concerne la mère.

Dans le cas d'une exposition via l'atmosphère, le « California Department of Health Services » a pu mettre en évidence un excès de risque pour plus de 50 % de la population pour le 1,3-dichloropropène [2].

Pourtant, la majorité des études épidémiologiques rapportées soulignent une fréquence de cancers tous sites confondus plus faibles chez les agriculteurs, supposés plus exposés que la population générale.

En conclusion, les données ne permettent pas d'établir un lien direct et certain entre l'utilisation de pesticides et la survenue de cancers. Pour autant, il paraît indispensable de maintenir la vigilance et de limiter le niveau d'exposition aux valeurs fixées par la réglementation [10].

- Pesticides et troubles de la reproduction

Différentes études (Paul M. 1993, Bulger 1983) ont mis en évidence les propriétés oestrogéniques des pesticides et en particulier des organophosphorés (DDT, lindane) et de certains herbicides (phénols).

Un pesticide a un effet démontré sur la reproduction humaine : il s'agit du DBCP (DiBromoChloroPropane = nématicide) dont l'action néfaste sur la fertilité masculine a été démontrée dans 2 études (Whorton 1988, Sharp *et al.* 1986). Il semblerait d'ailleurs que le système reproducteur mâle soit plus vulnérable que l'appareil reproducteur femelle.

Selon Linbohm, Garcia et Rowland, il y aurait une liaison possible entre exposition aux pesticides (non spécifiques et herbicides type phénols) et malformation congénitale, surtout en ce qui concerne les malformations orofaciales (Nurminen et Schnitzer).

Enfin, l'exposition professionnelle aux pesticides pourrait avoir un rôle dans la survenue d'une infertilité féminine selon Smith.

Des études sur la population générale ont aussi été menées : l'étude de Munger (Iowa) réalisée en 1997 semble montrer une association entre risque de survenue d'un retard de

croissance intra-utérin et taux élevé de pesticides dans l'eau de boisson et plus particulièrement un taux élevé d'atrazine (herbicides de la famille des triazines).

L'étude de Wilson (USA) ne permet pas de conclure sur une liaison entre exposition aux pesticides, qu'elle soit professionnelle ou domestique, et malformation congénitale (cardiaque dans cette étude) [2].

En conclusion, de nombreuses incertitudes subsistent, notamment en ce qui concerne la quantification et la chronologie de l'exposition aux pesticides.

- Pesticides et pathologies neurologiques

Les pesticides sont considérés comme pouvant être un facteur de risque de la Maladie de Parkinson [10].

Les polyneuropathies et les troubles neuropsychologiques apparaissent comme liés à de nombreux facteurs confondants et présentent une prévalence faible qui limite les investigations épidémiologiques. Mais des soupçons existent, en particulier en ce qui concerne les syndromes dépressifs.

1.2 Les pesticides dans l'atmosphère

1.2.1 Disponibilité et complexité des mesures de pesticides dans l'atmosphère

- Disponibilité

Il n'existe pas en France de réseau national de surveillance de la contamination en pesticides de l'air. Les moyens mis en œuvre pour mesurer les teneurs des polluants industriels ou issus de la circulation automobile (Ozone, Nox, Sox, etc...), pour remplir l'objectif fixé par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996, n'ont pas été déployés sur la problématique des produits phytosanitaires. Pourtant, la population française est exposée aux substances actives des pesticides via l'atmosphère et l'objectif de cette loi est très clair : « la mise en œuvre du droit reconnu à chacun à respirer un air qui ne nuise pas à sa santé ». Cela a été rappelé par un rapport d'information de l'Assemblée Nationale relatif à la qualité de l'air en France [11]. Certains plans régionaux de la qualité de l'air (PRQA) ont déjà pris en compte cette problématique, les autres le feront lors de leur révision dans les années à venir.

Cet intérêt pour la qualité de l'air explique les initiatives régionales des Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Elles sont réunies dans un groupe de travail national autour de l'Institut National de l'Environnement industriel et des RISques (INERIS). Les objectifs de ce groupe sont la sensibilisation et la préparation à la mesure des pesticides de l'air pour une différenciation régionale.

Bien sûr, la profession agricole est particulièrement exposée. Tout d'abord car elle manipule des pesticides, et ensuite parce qu'elle vit à proximité des lieux d'épandage. Mais la population générale est-elle aussi exposée. En effet, avant même de s'intéresser aux pesticides dans l'atmosphère, les chercheurs ont mesuré les concentrations en produits phytosanitaires des eaux de pluie. Les premières études, américaines, au début des années 90, avaient montré que dans deux cas sur trois, les teneurs en pesticides dans les pluies étaient supérieures à celles constatées dans les rivières [12]. Des campagnes de mesures ont été menées sur les eaux de pluie en Bretagne. Les concentrations pour l'atrazine et l'alachlore, qui sont les deux

principaux pesticides du maïs, peuvent atteindre 10, 20, voire plus de 200 fois les normes tolérées pour l'eau potable [12].

La pluie se charge en pesticides lors de son passage dans l'atmosphère, l'air contient donc des molécules actives sous forme particulaire ou gazeuse, d'où l'idée de les mesurer. Les données sont éparpillées et très récentes. Il n'existe donc pas d'historique de la teneur en pesticides de l'atmosphère.

- Complexité des mesures

La grande variété de pesticides, tant au niveau de leurs propriétés chimiques que de leur mode d'action, impose le développement de méthodes de prélèvement et d'analyses spécifiques pour les quantifier dans le milieu aérien. D'autant plus que différentes formes physiques (gazeuses, solides) existent et que les composés sont susceptibles d'évoluer en métabolites parfois plus dangereux que la substance initiale. De plus, l'air présente des contraintes particulières pour la mesure par rapport aux autres milieux: les concentrations attendues sont faibles (de l'ordre de quelques pg à quelques ng/m³). L'air est aussi un milieu complexe, contenant des composés pouvant perturber la collecte et l'analyse des pesticides. Il est notamment constitué de trois phases : gazeuse, liquide et particulaire qui peuvent prendre la forme d'aérosol, de gouttelettes de brouillard ou de pluie. La mesure de la teneur de l'atmosphère en pesticides implique de savoir mesurer la concentration dans chaque phase.

L'ensemble de ces difficultés a conduit le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) de l'INERIS à valider une méthodologie de mesure des pesticides dans l'air ambiant. En 2000, une étude bibliographique détaillée a permis de faire le point sur les travaux internationaux engagés sur ce sujet qui visent à comprendre les phénomènes physico-chimiques multiples qui régissent la présence de produits phytosanitaires dans les différents milieux environnementaux, et à présenter les différentes techniques de prélèvements et d'analyses mises en œuvre. L'ensemble des travaux tend à montrer que parmi les études menées dans l'air ambiant, un grand nombre ont un caractère méthodologique, mais peu visent à caractériser un niveau d'exposition des populations.

Ces éléments bibliographiques ont permis à l'INERIS de retenir un protocole de prélèvement et d'analyse applicable au sein d'un réseau de mesures [42].

Le système utilisé pour collecter les pesticides se compose d'un filtre et de plusieurs adsorbants. Les filtres sont destinés à recueillir la phase particulaire, ils sont généralement en fibres de quartz ou de verre. Les adsorbants en mousse de polyuréthane ou gel de silice piègent la phase gazeuse.

Les prélèvements peuvent être opérés à différents débits. Dans la majorité des études, les prélèvements sont effectués à des débits supérieurs à 10 m³/h, ce qui correspond à du haut débit. La durée de prélèvement est alors inférieure ou égale à 24 heures. Des prélèvements à moyen et bas débits peuvent être réalisés sur plusieurs jours.

Une fois les prélèvements effectués, les composés piégés doivent être extraits. Plusieurs procédures d'extraction existent. Elles font appel à un mélange de solvants qui sera ensuite éliminé par séchage et par évaporation.

Enfin, les techniques d'analyse qui permettent de caractériser les pesticides sont la chromatographie liquide à haute performance (HPLC) et la chromatographie gazeuse avec spectromètre de masse (GC MS) ou avec détecteurs sensibles aux composés azotés et phosphorés (GC NPD) [4].

1.2.2 Pesticides présents dans l'atmosphère

- Mécanisme de transfert des pesticides à l'atmosphère

Trois phénomènes sont à l'origine de la présence de pesticides dans l'air : la dérive lors de l'épandage, la volatilisation des produits et l'érosion du sol.

Lors de l'épandage, les émissions spontanées vers l'atmosphère, appelées dérives, peuvent varier de 1 à 30 % en utilisant des rampes de pulvérisateurs. Les traitements par avion, très rares en France, n'atteignent qu'à 50 % la cible. Les jets portés utilisés en arboriculture possèdent aussi une faible efficacité. La dérive du produit phytosanitaire dépend de nombreux facteurs comme les conditions météorologiques (vent, température, humidité...) et la taille des gouttelettes générées. Un compromis entre la pulvérisation de gouttelettes de petites tailles, permettant un traitement uniforme de la parcelle, et des gouttes de diamètre moyen ne restant pas en suspension dans l'air, doit être trouvé. Il semble important d'éviter l'émission de gouttes de taille inférieure à 100 µm car elles n'atteindront probablement pas leur cible [4]. Des émissions importantes se produisent aussi, après l'épandage, à partir du sol ou des végétaux. C'est le phénomène de volatilisation dont les pertes, quelques jours après le traitement, peuvent atteindre 80 à 90 % [13]. Deux mécanismes sont mis en cause : l'érosion éolienne des sols traités (transferts sous forme de particules de sols ou de poussières contaminées) et des phénomènes plus complexes (transferts sous forme gazeuse et entraînements à la vapeur d'eau) [14].

Les volatilisations les plus importantes se déroulent durant environ 4 heures après l'épandage et les premières heures suivant des précipitations. Ce phénomène peut être plus ou moins apprécié par la constante d'Henry. La constante de Henry (H), rapport de la pression de vapeur à la solubilité dans l'eau, rend mieux compte du taux de volatilisation d'une substance que sa simple pression de vapeur. En effet, H est un coefficient de partage qui représente le rapport, à l'équilibre, entre la fraction molaire du produit dans l'air et sa fraction molaire dans l'eau [15].

De nombreux paramètres peuvent influencer ces émissions comme le recouvrement végétal, la nature pédologique du terrain, l'humidité... L'incorporation des produits phytosanitaires au sol réduit beaucoup la volatilisation. L'enfouissement de la trifluraline est même fortement conseillée. Cependant, un produit dont la durée de vie au champ est élevée et la constante de Henry faible peut passer dans l'atmosphère plusieurs jours après l'épandage. Un autre phénomène est la co-volatilisation. Les molécules sont transférées vers l'atmosphère avec la vapeur d'eau lors de l'évaporation. Une partie des produits est aussi entraînée vers l'atmosphère par l'érosion.

Les produits phytosanitaires, une fois dans l'atmosphère peuvent être transportés par les masses d'air à plus ou moins grande distance suivant la stabilité des produits. Des études ont montré la présence de nombreux organochlorés comme le DDT, le chlordan et l'heptachlore, qui sont considérés comme très stables, en Arctique [4].

- Critères de sélection des pesticides recherchés dans l'atmosphère

Des valeurs de teneurs de pesticides dans l'air ne sont disponibles que pour les molécules recherchées. Cela sous-entend donc que notre sélection de pesticides d'intérêt ne pourra s'opérer qu'au sein des molécules recherchées dans l'atmosphère lors des campagnes de mesures. Ainsi, il peut être intéressant de connaître les critères de sélection qui ont été utilisés pour établir la liste des pesticides recherchés dans l'atmosphère par les AASQA.

Un premier critère de sélection est le tonnage utilisé en France ou à l'échelle d'une région. En effet, plus les quantités épandues sont importantes, plus la probabilité de retrouver des

molécules actives dans l'atmosphère est élevée. Ces données sont disponibles auprès de l'Union des Industries de la Protection des Plantes.

La persistance des substances actives dans les différents milieux va influencer sur la probabilité d'exposition de la population. En effet, les molécules sont soumises dans l'environnement à des agressions (photolyse, dégradation radicalaire ou par réaction avec l'ozone) auxquelles elles sont plus ou moins résistantes [4]. L'indicateur utilisé pour caractériser cette persistance est le temps de demi-vie ou DT50. La molécule est considérée comme peu persistante si elle présente un DT50 inférieur à 30 jours. Elle est très persistante pour une valeur supérieure à 100 jours. Il faut noter que, mis à part quelques composés (le lindane, la trifluraline...), peu de données sont disponibles sur la dégradation des pesticides dans l'atmosphère par photolyse, par dégradation radicalaire ou par réaction avec l'ozone.

C'est la constante de Henry qui rend le mieux compte de la capacité de volatilisation d'une molécule. Les substances dont la présence dans l'air sera la plus probable seront donc les substances actives dont la constante de Henry sera supérieure ou égale à $2,5 \cdot 10^{-5}$.

Blot K. propose d'ordonner les substances susceptibles d'avoir les impacts les plus importants sur la santé publique en considérant la grandeur « tonnage x DT50 x constante de Henry » [15].

Enfin, le caractère toxicologique des produits est pris en compte. En effet, une forte exposition à un produit inoffensif ne constitue pas un problème sanitaire. Donc, les produits dont la Dose Journalière Admissible (DJA) est inférieure à $0,01 \text{ mg/kg}_{\text{pc}} \cdot \text{jour}$ sont préférentiellement retenus. En effet, cette valeur est la médiane de la distribution de la toxicité des molécules actives utilisées comme pesticides [13].

- Niveaux des concentrations rencontrées

L'émission et la diffusion des pesticides dans l'atmosphère aboutissent à des concentrations de l'ordre de plusieurs ng/m^3 . Ce constat apparaît autant en milieu rural qu'en milieu urbain. L'étude de ATMO Champagne-Ardenne a même déterminé que la teneur globale en pesticides en ville est supérieure à celle de la campagne. En effet, les secteurs urbains se caractérisent par une diversité permanente des produits. Ainsi, Air Languedoc-Roussillon a constaté que la concentration totale en pesticides de l'air à Montpellier variait entre 6 et 60 ng/m^3 durant le mois de juin.

Une synthèse des observations menées en France depuis la fin des années 80 a été réalisée par Bedos *et al.* Les concentrations observées dans les eaux de pluie peuvent être importantes, avec des valeurs maximales atteignant 60 g/L . Les concentrations mesurées dans les brouillards sont plus importantes que dans les eaux de pluie. Concernant les phases gazeuse et particulaire, les concentrations sont comprises entre des niveaux nuls (non détectés) et 185 ng/m^3 , avec de fortes concentrations ($2,6 \text{ g/m}^3$), observées localement. Cette contamination a été observée tout au long de l'année, avec parfois une évolution saisonnière.

La plupart des pesticides retrouvés dans l'atmosphère en France sont des herbicides (alachlore, atrazine, simazine, trifluraline). Mais des insecticides (lindane, DDT) et des fongicides (HCB) sont aussi retrouvés. La concentration maximale retrouvée dans l'air de Rennes par le LERES n'excède pas $1,06 \text{ ng/m}^3$ [16].

1.3 Démarche : modélisation par un logiciel multimédia

1.3.1 Intérêts et limites

- Intérêts

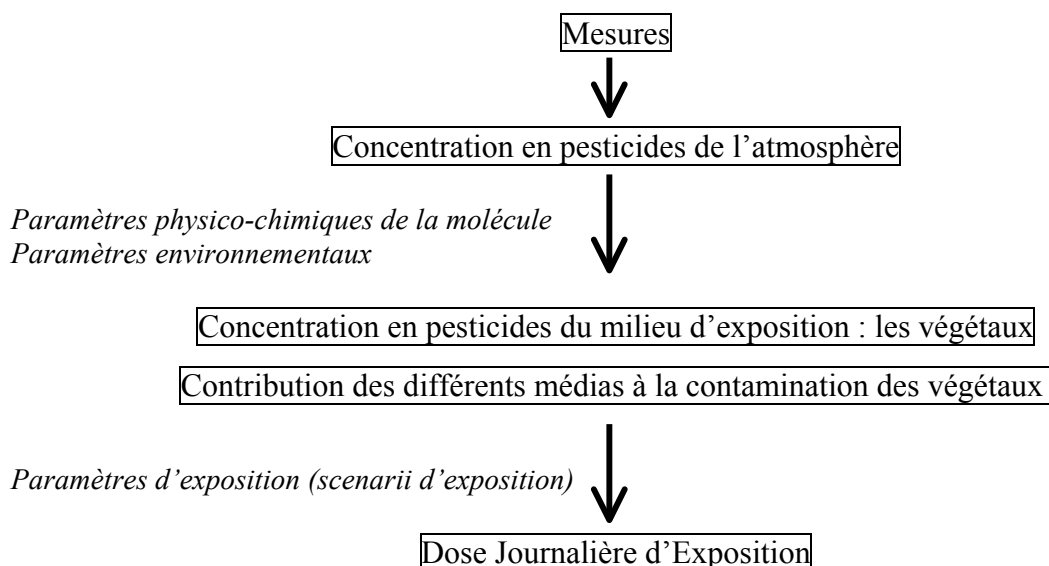
L'évaluation du risque pour la santé humaine suppose d'évaluer les niveaux d'exposition des individus en prenant en compte les multiples voies par lesquelles ils sont exposés [17]. Ici, compte tenu de l'objectif, seule l'ingestion des végétaux sera considérée. Mais la multiplicité des voies de contamination des végétaux par les pesticides oblige de déterminer les concentrations en polluant de tous les milieux (air, eau superficielle, sols, eaux souterraines et végétaux). En effet, on cherche à déterminer uniquement la quantité de pesticides apportés par l'atmosphère. Les échanges entre ces différents compartiments doivent aussi être modélisés. Comment distinguer lors d'une analyse les pesticides arrivés par dérive, de ceux initialement présents dans l'eau d'irrigation ou ceux apportés par le jardinier lui-même ? Bien sûr, un pesticide utilisé uniquement sur de grandes cultures ne pourra pas avoir été apporté par le jardinier. Mais comment s'assurer qu'il a été apporté par l'atmosphère ? Un logiciel permet de choisir une unique source d'émission du polluant et ainsi de s'assurer de la provenance de celui-ci.

Bien entendu, une campagne d'analyses de produits de jardin pourrait être menée. Couplée à une enquête visant à établir les comportements des jardiniers face aux produits phytosanitaires, des résultats pourraient être obtenus. Mais le coût d'une telle étude serait très important et l'obtention de résultats interprétables aléatoire. En effet, il est très probable que la concentration réelle en pesticide du produit cultivé soit inférieure au seuil de détection.

Dans le cas où seules des données sur la source sont disponibles (ex : débit d'émission), il faut modéliser la dispersion atmosphérique. Or, la donnée d'entrée principale est la concentration en pesticides de l'air, c'est à dire le résultat d'une telle modélisation.

Toutes ces contraintes mènent naturellement, au moins dans un premier temps, vers l'utilisation d'un logiciel multimédia. Un tel modèle permet d'évaluer les expositions directes et indirectes à partir des différents milieux touchés par la pollution [17].

Le principe d'estimation des niveaux d'exposition est résumé dans le schéma suivant :



- Limites

Les limites sont celles inhérentes à toute modélisation. C'est à dire que des phénomènes complexes vont être approchés par des équations qui ne font pas l'unanimité de la communauté scientifique. En effet, de nombreux phénomènes font encore l'objet d'études. De plus, le choix des données d'entrée va apporter de la variabilité et de l'incertitude aux résultats.

1.3.2 Exploitation des résultats

Les concentrations obtenues dans les végétaux pourront être comparées aux LMR du pesticide étudié. Dans le cas où des données existent, elles pourront aussi être confrontées aux valeurs mesurées par la DGCCRF.

Les valeurs d'exposition seront quant à elles comparées à la Dose Journalière Admissible (DJA).

De plus, il serait intéressant de déterminer la part d'un tel apport par rapport à la dose globale d'exposition de la molécule étudiée (DJE). Les données issues des plans de surveillance sont généralement exprimées en terme de dépassement, seules celles de la DGCCRF sont fournies de manière détaillée, permettant ainsi une exploitation. Mais ces données permettent-elles de déterminer l'exposition de l'homme à un pesticide ?

La réponse doit être nuancée. En effet, l'information est disponible pour un nombre réduit d'aliments (ne correspondant pas toujours aux usages homologués et ne couvrant donc pas la totalité des apports journaliers alimentaires), tous les échantillons ne sont pas prélevés au hasard, ce qui conduit à des résultats biaisés, et les pesticides décelés ne sont pas détaillés par aliment. Ajoutons à cela une variabilité importante des teneurs et un faible nombre d'échantillons présentant la substance active et donnant lieu au calcul [9]. Ainsi, il est très difficile de connaître l'exposition des Français à un pesticide et donc de la comparer aux résultats obtenus.

Un rapport de l'Observatoire des Consommations Alimentaires a essayé de déterminer un niveau d'exposition théorique pour chaque pesticide. Une simulation se basant sur des hypothèses pessimistes a été réalisée : les teneurs en résidus de pesticides sont estimées d'après les valeurs maximales admises, et tous les résidus sont considérés comme ingérés. Les données de consommation utilisées sont des statistiques d'achats alimentaires et d'autoconsommation. Ainsi, une consommation moyenne journalière est établie [18]. Elle pourra être comparée au niveau d'exposition déterminée par le logiciel multimédia.

Le modèle permet de mener une analyse de sensibilité. L'objectif est de déterminer les paramètres influents sur le calcul des concentrations dans les végétaux. En fonction de ces résultats, la robustesse du modèle sera estimée. Ils permettront aussi de mener une étude probabiliste. En effet, les paramètres sont soumis pour la plupart à de la variabilité ou à de l'incertitude. Le logiciel @Risk a la capacité de prendre en compte des distributions de valeurs et de réaliser les calculs pour chacune d'elles. Ainsi, des fourchettes de concentration dans les végétaux seront présentées, ce qui facilitera l'interprétation des résultats et donc la prise de décisions.

2 SELECTION DES PESTICIDES D'INTERÊT

2.1 Méthode

2.1.1 Etat des lieux des études réalisées

Plusieurs travaux de recherche sont engagés en France depuis la fin des années 80 concernant la présence des produits phytosanitaires dans les différents compartiments de l'atmosphère, à savoir l'eau de pluie, les brouillards, mais également dans les phases gazeuse et particulaire.

L'essentiel des études effectuées en France ont été effectuées dans 3 régions : Bretagne (LERES), Ile de France (Chevreuil *et al.*) et Alsace (Millet *et al.*).

Les objectifs des mesures sont variés. L'INRA de Paris Grignon s'attache à développer des modèles de volatilisation de pesticides à partir de sols traités, utilisant pour cela des chambres de volatilisation. Le LERES s'intéresse plus particulièrement à l'étude des flux verticaux de pesticides juste après un traitement. En Alsace, les migrations de pesticides de zones agricoles vers des zones non agricoles ont été étudiées.

Les sites sont également variés, pouvant être aussi bien ruraux qu'urbains. Il en est de même des mesures qui sont parfois réalisées dans l'eau de pluie, parfois dans les phases gazeuse et particulaire et parfois dans les deux simultanément. Ces données sont donc relativement hétérogènes et il est important de connaître le contexte de l'étude si l'on veut utiliser ces résultats à des fins comparatives.

Toutes ces remarques peuvent aussi être formulées pour les études américaines qui ont en plus l'inconvénient d'être moins récentes.

Les campagnes de mesures menées par les AASQA ont un objectif commun : mieux connaître l'exposition réelle des populations aux pesticides et ainsi orienter les politiques de prévention des risques liés à l'usage des pesticides. De plus, elles s'intéressent aux pesticides des phases gazeuse et particulaire [19]. Ces études semblent donc être plus près des préoccupations de ce mémoire et seront donc préférées pour la détermination des pesticides d'intérêt et leur niveau de concentration dans l'atmosphère.

- Lig'air : Rapport d'étape : Etude de la contamination de l'air par les produits phytosanitaires – Novembre 2002 [20]

Lig'air est une association régionale du type loi de 1901 créée pour assurer la surveillance de la qualité de l'air en région Centre. Lig'Air appartient au réseau national de surveillance et d'information sur l'air (ATMO), regroupant 40 réseaux de surveillance de la qualité de l'air agréés par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

L'association a pour rôles la surveillance de la qualité de l'air sur les 6 départements de la région Centre (Cher, Eure-et-Loir, Indre, Indre-et-Loire, Loir-et-Cher et Loiret), l'information et la diffusion de ses résultats.

Cette étude présente les résultats de mesures réalisées en 2002. Or la mise en œuvre de cette série de mesures avait nécessité la réalisation d'une étude bibliographique menée en 2000 : "Les pesticides en milieu atmosphérique : étude en région Centre" [4]. Cette étude de faisabilité visant la quantification des pesticides dans la région avait pour but la recherche de méthodologies de prélèvement et d'analyses des pesticides dans l'air ambiant. Cette phase expérimentale a débouché sur différents résultats relatifs à la comparaison de différents modes de prélèvement et à une estimation de la contamination de l'atmosphère par les produits phytosanitaires en plusieurs points de la région.

Pour cela, l'analyse de plus d'une soixantaine d'échantillons a été nécessaire. Treize pesticides à des concentrations variant de 0,15 à 15 ng/m³ ont été alors détectés dans l'atmosphère. Néanmoins, des interférences ne permettent pas toujours la caractérisation des composés.

La campagne de prélèvements du printemps 2001 montre la présence de produits phytosanitaires à Chambord en zone forestière. En milieu urbain et péri-urbain, des composés utilisés en agriculture sont trouvés dans l'atmosphère, mais aussi un composé (oxadiazon) employé majoritairement par les particuliers, les DDE et les municipalités. En milieu rural, l'effet des épandages sur les concentrations (une dizaine de ng/m³) est observé lors des périodes de traitement.

En 2002, plusieurs campagnes de mesures ont été réalisées sur des sites de différentes topologies (urbain, périurbain et rural). Ces mesures avaient pour objectif d'estimer les concentrations rencontrées en région Centre pendant (c'est à dire au printemps) et en dehors des périodes d'épandage.

Description des sites:

Site rural : Oysonville (28), situé en Beauce. Les cultures sont essentiellement des céréales (blé, orge...) et la culture du pois. **La culture du maïs n'est pas pratiquée**. Les mesures se sont déroulées du 8 avril 2002 au 17 juin 2002, soit 10 prélèvements.

Site périurbain : Mareau-aux-près (45). Les cultures avoisinantes sont le maïs, le blé, l'arboriculture (pommier, cerisier) et la vigne. Les habitations sont des pavillons souvent équipés de jardin et de potager. Les mesures se sont déroulées du 22 avril 2002 au 17 juin 2002, soit 8 prélèvements.

Site urbain : Saint Jean de Braye (45), commune située dans l'agglomération orléanaise, en milieu urbain mais avec la présence d'arboriculture au voisinage du site de mesure. Les mesures se sont déroulées du 22 avril 2002 au 17 juin 2002, soit 8 prélèvements.

Lors de cette campagne de mesure, 19 substances actives et deux métabolites ont été recherchés à chaque analyse d'échantillon.

Lors de l'été 2002, des mesures ont été réalisées sur un site urbain (Joué les Tours) et un site rural (Oysonville).

Le tableau n°1 présente les produits les plus fréquemment mesurés à des concentrations significatives pour chacun des 3 types de sites et en fonction de la période de mesure. Les campagnes de mesures sont réalisées sur une période d'environ un mois. Les valeurs proposées dans le tableau sont les médianes des distributions. En zone rurale, les champs d'épandage sont assez éloignés pour que l'influence du jour d'épandage soit lissée.

ng / m ³	Printemps	Eté
Rurale	Fenpropimorphe : Max : 25 Médiane : 1	Fenpropimorphe : 0,09
	Pendiméthaline : 4	Pendiméthaline : 0.17
	Chlorothalonil : 2,5	Chlorothalonil : Max : 4,22 Médiane:0,6
	Trifluraline : 0,7	Trifluraline : 1
	Lindane : 0,5	Lindane : 0,36
	Atrazine : 0,4	Fenpropimorphe : 0,09
Péri-urbain	Alachlore: Max : 18 Médiane : 6	
	Atrazine : 1	
Urbain	Alachlore: Max : 2 Médiane : 1	Alachlore : Médiane : 0,2
	Lindane : 0,5	Lindane : 0,3
	Chlorothalonil : Max: 1,5 Médiane: 0,5	Chlorothalonil : Médiane : 0,55
	Atrazine : 0,4	Atrazine : 0,15

Tableau 1 : Concentration des pesticides les plus fréquemment détectés dans l'atmosphère en région Centre

Tous ces pesticides (sauf le pendiméthaline) font partie des substances à suivre en priorité sur le plan national d'après le LCSQA.

Ces pesticides sont détectés très fréquemment, quelle que soit la zone géographique. Ils sont donc persistants dans l'atmosphère. De plus, ils sont présents à des concentrations très importantes sur les lieux d'épandage.

En zone rurale, les niveaux de contamination de l'atmosphère peuvent être très élevés (plusieurs dizaines de ng/m³). De plus, les molécules retrouvées sont représentatives des usages dans la région. Par exemple, il y a absence d'alachlore dans l'air car la culture du maïs n'y est pas pratiquée.

En zone péri-urbaine, la règle est la même. De plus, la proximité de la ville laisse à penser que le glyphosate doit être abondamment utilisé. Malheureusement, cette molécule n'est pas recherchée dans les plans de surveillance de l'atmosphère

En ville, les niveaux de contamination sont assez faibles mais les molécules sont variées et présentes tout au long de l'année.

- Mesure des pesticides dans l'atmosphère en Poitou-Charentes – 2001-2002 [19]

ATMO Poitou-Charentes est l'association équivalente à Lig'air en Poitou Charentes.

Cette étude présente les premiers résultats de mesures de pesticides dans l'air ambiant dans cette région.

Les résultats de cette étude sont très proches de ceux obtenus en région Centre (Annexe n°1). Les pesticides retrouvés sont les mêmes, et les niveaux de concentration sont eux aussi très proches.

Notons quelques particularités :

- la présence de pendiméthaline en zone urbaine en période d'épandage (médiane : 0,4 ng/m³) ;
- le tébutame, un herbicide du colza, est retrouvé à des concentrations importantes (3 ng/m³) en zone agricole lors des périodes de traitement fin septembre début octobre, mais il ne persiste pas au-delà.

- Premières mesures exploratoires de pesticides dans l'atmosphère des Pays de la Loire – 2002 [21] :

Cette étude a été menée par Air Pays de la Loire. Cette région présente la particularité d'avoir sur son sol une activité viticole. De ce fait, cette étude apporte des indications quant aux teneurs en pesticides dans l'air en zone rurale viticole et urbaine proche des lieux de culture de la vigne (tableau n°2 et annexe n°2).

ng/m ³	Rural	Urbain
Folpel	9	0.5
Atrazine	0,4	0,45
Chlorpyrifos éthyl	5	-

Tableau 2: Teneur de l'air en 3 pesticides en zones rurale et urbaine – Région Pays de la Loire

Le folpel est un produit particulièrement utilisé en viticulture. C'est la molécule qui est détectée avec la plus haute concentration dans l'air de Montpellier. Les valeurs oscillent entre 1 et 50 ng/m³ en période d'épandage [22].

Par contre, une deuxième catégorie de produits se distingue : les molécules qui sont fréquemment mesurées mais à des très faibles concentrations, aussi bien en zone rurale viticole qu'en zone urbaine. C'est le cas de l'atrazine, mais aussi du lindane et de la trifluraline. Ces molécules sont utilisées dans le traitement des grandes cultures (hormis le lindane qui est actuellement interdit). Elles semblent être plus persistantes que les molécules utilisées en viticulture. De plus, elles sont utilisées en quantité très largement supérieures dans des régions voisines.

Cette étude s'est aussi intéressée aux zones maraîchères. Il semblerait que peu de molécules y sont détectées et que les produits mesurés sont présents en de très faibles concentrations. Les maraîchers pratiquent un roulement de cultures au sein de leur exploitation. Ainsi, il n'y a pas un seul type de culture et de traitement associé réalisé au même instant, comme c'est le cas en zone viticole.

- Etude expérimentale des transferts sol-air de pesticides à l'échelle d'une parcelle [14]

Il pourrait être intéressant de s'intéresser aux teneurs en pesticides de l'air à l'échelle d'une parcelle traitée et de ses environs. Une étude menée par le LERES en 2000 nous apporte quelques éléments.

Un champ de maïs a été traité avec de l'atrazine (1000 g/ha) et de l'alachlore (2400 g/ha).

A une distance de 150 mètres du champ, les concentrations en atrazine et en alachlore dans l'air sont respectivement de 500 ng/m³ et de 270 ng/m³, une heure après l'application. Il faut noter que les concentrations dans le champ et à une distance de 150 m s'équilibrent en 30 minutes.

Une semaine après le traitement, la concentration en atrazine est de 40 ng/m³ et celle de l'alachlore de 1000 ng/m³. Le fort écart entre les niveaux de concentration de ces deux produits s'explique par l'écart de volatilité des deux molécules actives. Ces niveaux de concentration peuvent être considérés comme représentatifs de la concentration moyenne du mois suivant le traitement. Tout d'abord car ces niveaux de concentration sont atteints dès le troisième jour après l'épandage et qu'ils sont constants au moins jusqu'au cinquième jour (figure n°1).

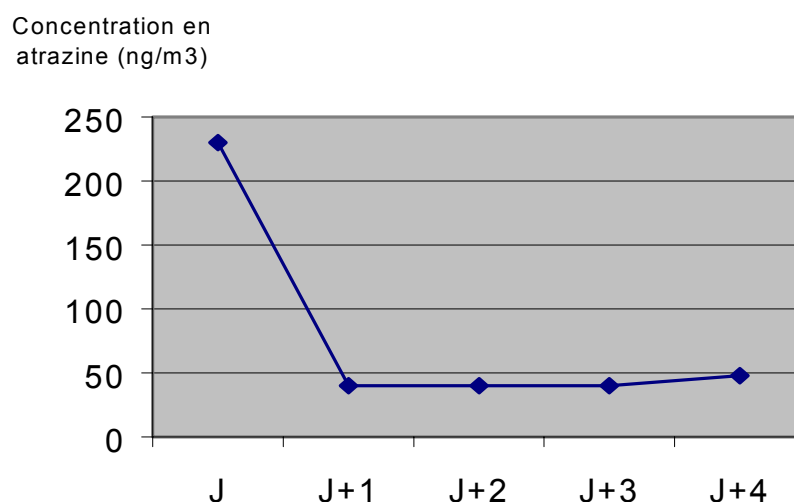


Figure 1: Evolution de la concentration en atrazine de l'atmosphère à proximité d'un champ d'épandage

De plus, moins de 1% de l'atrazine déposée sur le sol du champ a été volatilisé en 5 jours. Les flux de volatilisation augmentent les premiers jours puis se stabilisent rapidement. Une étude a montré qu'ils étaient constants jusqu'à 20 jours après l'épandage [23]. Ainsi, la quantité de pesticide volatilisé sera constante. En effet, les molécules disponibles dans le sol ne sont pas un facteur limitant. De ce fait, la présence de pesticides dans l'air va être soutenue plusieurs semaines après le traitement.

2.1.2 Critères de sélection des pesticides

Les différentes études réalisées dans le but de quantifier la concentration en pesticides de l'air permettent de dégager des molécules prépondérantes dans la contamination de l'atmosphère. Une sélection qui doit conduire au choix de deux ou trois molécules doit être effectuée.

Le critère prépondérant est la disponibilité de valeurs de concentrations dans l'air. Seuls les produits ayant fait l'objet d'une recherche sont donc susceptibles d'être étudiés. Ensuite, deux aspects sont à considérer : la fréquence de détection de la molécule dans l'air et les niveaux de concentration atteints. Certains pesticides peuvent être présents en très grande quantité lors de leur épandage mais disparaître très rapidement par la suite. Ainsi, ils ne seront détectés qu'en zone de culture. D'autres sont plus persistants et toucheront donc des zones plus vastes et avec des durées d'exposition plus importantes. Cette deuxième catégorie de pesticides semblent être la plus intéressante à étudier. En effet, dans le cas de la population générale, l'exposition est chronique, à l'inverse des professionnels qui sont exposés à des fortes doses notamment lors de la manipulation des produits. Les concentrations rencontrées dans l'atmosphère sont en effet très inférieures au seuil de toxicité aiguë. Ainsi, de faibles doses chroniques peuvent présenter un danger plus important.

Enfin, il faudra considérer la disponibilité des données physico-chimiques de la molécule. En effet, les logiciels de modélisation réclament comme données d'entrée de nombreuses valeurs caractérisant la molécule (annexe n°4). Or, il est très difficile de rassembler l'ensemble des données exigées pour chacune des molécules. Plusieurs sources d'informations ont été explorées :

- Illustrated Handbook of physical-chemical Properties and Environmental Fate of Organic Chemicals – pesticide Chemicals [24] ;
- AgriTox [25] ;
- ExToxNet [26].

Le logiciel de modélisation utilisé propose des valeurs pour un certain nombre de pesticides qui seront donc préférentiellement retenus.

2.2 Résultats : Pesticides sélectionnés

2.2.1 L'atrazine

L'atrazine est un herbicide appartenant à la famille des triazines. Il est absorbé par les racines et par les feuilles. Il a une remarquable efficacité à l'égard des graminées adventices et de nombreuses herbes dicotylédones. Sa durée d'action est de 2 à 6 mois, voir plus dans des conditions proches de la neutralité. Il est utilisé en pré-semis sur le maïs et le sorgho à grains. La dose d'application est de 1000 g/ha. Sa DJA est de 0,0005 mg/kg_{pc}.jour et sa constante de Henry est de $2,6 \cdot 10^{-4}$ Pa.m³/mol. La substance peut entraîner des troubles hépatiques, rénaux et cutanés. Elle est également irritante pour les yeux et cancérigène.

L'atrazine est un des pesticides les plus fréquemment mis en évidence. Il est détecté dans des zones où il n'est pas utilisé (urbaine et rurale sans culture de maïs) ainsi qu'en périodes où aucun épandage de ce pesticide n'est réalisé. De plus, ce pesticide est utilisé en très grandes quantités ce qui justifie sa présence dans la base de données du logiciel de modélisation. Sa DJA est particulièrement faible.

La sélection d'un herbicide est indispensable à la représentativité de cette étude. En effet, ce sont les molécules les plus fréquemment retrouvées dans l'atmosphère en France. L'avis de retrait de l'atrazine a été publié le 27 novembre 2001, avec une date limite d'utilisation des

stocks fixée au 30 septembre 2003. Ce produit sera donc très rapidement abandonné. L'alachlore est la molécule qui remplace l'atrazine. En terme de santé publique, cet événement est plutôt négatif car l'alachlore présente la même DJA que l'atrazine mais est utilisée à une dose 2,5 fois supérieure. Malheureusement, les données d'entrée pour l'alachlore n'ont pas pu être rassemblées malgré un contact avec le fabricant. En effet, il n'a pas pu mettre à notre disposition les valeurs des coefficients de diffusion dans l'air pur et dans l'eau pure.

L'atrazine reste tout de même une molécule d'intérêt car la population a été durant des décennies exposée à ce produit. De plus, le fait qu'elle ne sera plus utilisée ne garantit pas sa disparition immédiate de l'atmosphère.

2.2.2 Le chlorothalonil

Le chlorothalonil est un fongicide qui appartient à la famille chimique des dérivés phtaliques. Il est doté d'un large spectre d'activité. Il agit préventivement en inhibant les réactions enzymatiques chez les spores de champignons. Il est utilisé sur le blé (1100 g/ha), le pois protéagineux, la pomme de terre et également sur les cultures de jardin (plant de tomates, fraisiers, radis,....).

Sa DJA est de 0,0036 mg/kg_{pc}.jour et sa constante de Henry de $3,4 \cdot 10^{-2}$ Pa.m³/mol, ce qui la place dans les molécules qui ont une bonne capacité de volatilisation. Cette substance peut avoir des effets sur les reins et les voies digestives.

Ce pesticide est retrouvé aussi bien en ville qu'à la campagne. Il est persistant dans l'atmosphère puisqu'il est mesuré tout au long de l'année. Il a de nombreuses applications, ainsi les quantités utilisées sont importantes. Il fait partie des pesticides mis à disposition par le logiciel multimédia.

2.2.3 Le folpel

Le folpel est un fongicide qui appartient à la famille des dicarboximides. Ce fongicide de contact agit en inhibant la germination des spores. Il est très utilisé en viticulture, notamment pour la lutte contre le mildiou. 5 à 7 applications sont réalisées de mai à août à des doses supérieures à 450 g/ha [27]. C'est pourquoi il est très fréquemment détecté dans l'atmosphère. Mais il est aussi préconisé sur les cultures de jardin.

Sa DJA est de 0,1 mg/kg_{pc}.jour et sa constante de Henry de $7,8 \cdot 10^{-3}$ Pa.m³/mol.

Ce pesticide est retrouvé aussi bien en ville qu'à la campagne. Il permet de caractériser le cas particulier que représentent les zones viticoles.

2.2.4 Bilan

Les principales informations concernant les trois pesticides sélectionnés sont synthétisées dans le tableau n° 3.

	Atrazine	Chlorothalonil	Folpel
Type	Herbicide	Fongicide	Fongicide
Cultures	Maïs, sorgho	Blé, pois, cultures de jardin	Vigne
LMR (mg/kg)	0,1	0,001 et 2	0,1 et 2
DJA (mg/kg_{pc}.jour)	0,0005	0,0036	0,1
Constante de Henry (Pa.m³/mol)	2,6 10 ⁻⁴	3,4 10 ⁻²	7,8 10 ⁻³
Concentration dans l'atmosphère urbaine (µg/m³)	0,4	0,5	0,5
Concentration dans l'atmosphère rurale en période d'épandage (µg/m³)	1	2,5	9
Concentration dans l'atmosphère rurale hors épandage (µg/m³)	0,5	0,6	-

Tableau 3 : Récapitulatif des caractéristiques des trois pesticides sélectionnés

3 MODELISATION DES CONCENTRATIONS DANS LES VEGETAUX

3.1 Matériel et méthode

3.1.1 Modèle utilisé

CalTox est un modèle d'exposition multimédia développé sous Excel par le Lawrence Berkeley National Laboratory de l'Université de Californie pour le Department of Toxic Substances Control (DTSC). Le but initial était d'aider à l'évaluation des risques pour la santé et à la définition des seuils de remédiation pour les sols pollués. Ce logiciel est très intéressant car il permet de prendre en compte une source polluante sous la forme d'une concentration de polluant dans l'atmosphère. Il comporte deux parties : un modèle de transfert des polluants et un modèle d'exposition.

CalTox appartient à la catégorie des modèles basés sur la conservation de la masse. L'environnement est divisé en 7 compartiments : une couche de sol superficielle, une couche de sol sous-jacente cultivable ou végétale, une couche de sol plus profonde correspond à la zone située entre la couche cultivable et la nappe, l'air, les eaux superficielles, les sédiments et les végétaux. Dans la version 4.0 (β), ce dernier compartiment est scindée en deux entités : la feuille et la surface des feuilles ou cuticule.

La modélisation des transports et des modélisations multimédia est basée sur le modèle des fugacités. Cette notion traduit le comportement d'une substance chimique pour des faibles concentrations. La fugacité est une grandeur thermodynamique homogène à une pression, qui représente la « potentialité d'échappement » d'une substance à partir d'un compartiment. Toute substance évolue du compartiment où sa fugacité est élevée vers celui où elle est faible. Deux phases à l'équilibre ont même fugacité. La concentration de polluant dans un compartiment est égale à :

$$C = f \times Z$$

avec f : fugacité en Pa,

Z : capacité fugace du milieu. Z est une grandeur dépendante de la température, de la pression, de la substance et du compartiment [17].

3.1.2 Adéquation de CalTox

- Caractéristiques de la source de pollution

Les émissions primaires sont ponctuelles, il s'agit d'épandages de pesticides par les agriculteurs. Les périodes d'épandage sont connues, il faut donc les considérer dans l'interprétation des résultats. Seule la pollution véhiculée par l'atmosphère est considérée. Elle est représentée par la contamination de l'atmosphère en pesticide. Les campagnes de mesure sont réalisées sur des périodes d'un mois. La concentration en pesticides de l'atmosphère peut varier fortement en milieu rural, alors qu'elle est stable en milieu urbain. La concentration sera donc considérée constante dans le temps en sélectionnant la valeur médiane des mesures effectuées. Elle est homogène sur toute la surface d'étude qui correspond à la superficie d'un jardin potager. CalTox permet d'appréhender ce cas car la source de pollution peut être considérée comme étant une concentration en pesticide de l'atmosphère.

- Délai entre le début de l'émission des polluants et l'exposition

CalTox est un modèle qui a été mis au point pour des expositions longues, plusieurs mois à plusieurs décennies. Il doit être utilisé avec précaution pour des périodes inférieures à 1 an.

Or, l'objectif du mémoire est de déterminer des concentrations dans les végétaux. Le délai d'exposition après le début de l'émission de pollution correspond au temps de culture des produits dans le jardin. Il s'agit donc de déterminer si la concentration évolue au cours du temps. C'est à dire savoir si le système est un état transitoire ou stationnaire pour de courtes durées. Cela a été testé en faisant varier le temps de 40 jours (qui est le temps d'exposition utilisé) jusqu'à 2 ans. Les concentrations dans les milieux sont strictement identiques. La dose d'exposition va quant à elle augmenter car la masse des légumes aura augmentée au cours du temps.

Aucune contre-indication à l'utilisation de CalTox pour une période courte n'a pu être mise en évidence, le système étant en état transitoire à 40 jours..

- Natures des molécules étudiées

Ce modèle est approprié pour les substances chimiques organiques non ionisées. Pour ces substances, la répartition entre les différents milieux est fortement liée à leurs propriétés chimiques, comme la pression de vapeur saturante, la solubilité et le coefficient de partage octanol/eau. Les pesticides entrent dans cette catégorie, il n'existe donc pas d'obstacle à l'utilisation de CalTox.

- Surface d'étude

CalTox a été conçu pour une superficie d'étude supérieure à 1000 m².

L'objectif est de modéliser les phénomènes qui ont lieu à l'échelle d'un jardin. La surface utilisée sera égale à 100 m². Aucune différence significative dans les concentrations en pesticides des plantes n'a pu être mise en évidence lorsque la surface choisie varie.

3.1.3 Identification de processus prépondérant de contamination

CalTox permet de déterminer qu'elle est la contribution des différents milieux à la contamination des végétaux. Il est intéressant de dégager un milieu prépondérant pour pouvoir, ensuite, étudier plus précisément les mécanismes de transfert de polluants entre celui-ci et les végétaux.

Deux grands types de végétaux sont à considérer : les végétaux aériens et les végétaux racinaires. En effet, la surface d'échange entre les différents milieux est très différente en fonction de la morphologie du végétal. Ainsi, il serait intéressant de déterminer quels sont les végétaux les plus exposés et par quels milieux.

3.1.4 Sélection des données d'entrée

Trois types de données d'entrée sont nécessaires pour faire fonctionner CalTox :

- les paramètres environnementaux (Annexe n° 3) ;
- les paramètres physico-chimiques caractérisant la molécule étudiée (Annexe n° 4) ;
- les facteurs d'exposition humaine (Annexe n° 5).

- Les paramètres environnementaux

La majorité des paramètres caractérisent le sol. Ainsi, il serait très intéressant de connaître l'impact de la nature du sol sur les résultats. En effet, s'il s'avère minime, les résultats pourront être extrapolés à tous les contextes pédologiques.

D'après des analyses d'incertitudes et de sensibilité, les calculs de risque effectués par le logiciel CalTox sont moins sensibles aux propriétés du site qu'aux propriétés chimiques de la substance polluante (Maddalena *et al.*). Si cette constatation pouvait être faite pour différents sols représentatifs des sols français, les résultats obtenus pour un sol pourrait être extrapolé à tous.

Le modèle a été utilisé en faisant varier le paramètre global de la nature du sol. CalTox propose par défaut deux types de sol : un sol argileux et un sol limoneux. Des évaluations de risque ont déjà été menées à l'aide de CalTox, notamment autour des usines d'incinération d'ordures ménagères. Les données d'entrée caractérisant les sols de chacune des zones d'études ont pu être testées.

Les paramètres qui ne caractérisent pas le sol ont pour objectif de décrire les conditions climatiques et les caractéristiques de l'air ambiant. Les valeurs les plus représentatives sont recherchées pour chacun d'eux.

- Les paramètres physico-chimiques

Ces paramètres sont fournis par CalTox pour certaines molécules.

- Les facteurs d'exposition humaine

L'objectif est d'isoler la consommation des fruits et légumes de la consommation d'autres végétaux pouvant être cultivés dans la zone d'étude. En effet, la prise en compte de l'apport de pesticides par la consommation de céréales cultivés localement augmenterait l'exposition via les produits de jardin. CalTox permet de déterminer la proportion de produits locaux consommés.

En fonction des premiers résultats, le choix de privilégier les légumes racinaires ou aériens sera effectué. CalTox permet de réaliser cette distinction en faisant varier le paramètre « % de fruits et légumes exposés ».

Pour s'adapter aux différents modes de vie, la part des produits cultivés sur place pourra varier. Ces informations sont fournies par l'étude de Michèle Bernard sur la « Consommation et les lieux d'achat des produits alimentaires en 1991 » [28].

Les paramètres concernant l'utilisation de l'eau, la production et la consommation d'aliments autres que les végétaux (ex : la viande, le lait...), ainsi que ceux caractérisant les budgets espace-temps ne seront pas modifiés car ils n'interviennent pas dans le calcul de l'exposition via les végétaux.

3.1.5 Analyse de sensibilité

- Détermination des paramètres d'influence

Une analyse de sensibilité sera réalisée sur la concentration en pesticides de la plante. Elle consiste à affecter d'autres valeurs plausibles aux paramètres d'entrée déterminant pour le calcul de cette concentration, c'est à dire ceux concourant le plus à l'incertitude. Les résultats obtenus seront comparés à ceux obtenus lors de l'évaluation de la contamination des végétaux

proprement dite. L'objectif est de situer l'évaluation initiale par rapport à d'autres estimations possibles. Mais l'intérêt est aussi d'identifier, parmi les paramètres testés, ceux qui s'avèrent être les plus sensibles [29].

Pour cela, les équations régissant les concentrations dans les végétaux sont répertoriées.

Par exemple, nous pouvons nous intéresser à l'apport de polluant aux plantes via l'air. Le détail de la démarche est présenté en annexe n° 6.

Ainsi, il est possible d'établir une liste des données d'entrée qui interviennent dans le calcul de la concentration en polluant des plantes (annexe n° 7).

Tous ces paramètres ne feront pas l'objet d'une analyse de sensibilité. La surface d'étude ainsi que la fraction de terre immergée sont choisies en fonction de l'étude et ne présentent donc pas de variation. Ensuite, la recharge des eaux souterraines, même si elle intervient dans le calcul, sera sans doute un paramètre peu important car la contamination a lieu par le compartiment aérien. Il en est de même pour les paramètres caractérisant la tige. En effet, ils concernent plus des transferts sol-plante par l'intermédiaire du phloème et du xylème.

Certains paramètres s'avèrent être difficilement transposables en France comme le facteur d'atténuation végétale. De ce fait, il n'existe pas de données le concernant.

Ensuite, la valeur de vitesse de déposition des particules de l'air ne semble pas faire débat. En effet, CalTox propose une valeur qui est reprise par les évaluateurs de risque en France. Ainsi, ce paramètre semble ne présenter ni d'incertitude, ni de variabilité. Le même constat peut-être fait pour la densité du sol.

La variation de la température moyenne d'une région en fonction du mode de calcul choisi est très faible. Cette source d'erreur est donc infime.

Il existe un consensus sur la valeur du poids moléculaire des principes actifs des pesticides. Ce paramètre ne peut donc pas constituer une source d'incertitude.

Quand la valeur du K_{pa} n'est pas choisie par défaut, elle n'intervient à aucun moment dans le calcul réalisé par CalTox. Or, pour les molécules étudiées, c'est toujours le cas. Ainsi, ce paramètre ne sera pas évalué.

La proportion de balayage des pluies est la même quelque soit la molécule, soit 50 000. La littérature ne présente pas de données contradictoires, l'incertitude liée à ce paramètre est donc nulle.

Enfin, le TSCF est calculé par CalTox. La valeur de ce paramètre est lié directement et uniquement à celle du K_{ow}. Ainsi, les variations du K_{ow} sont répercutées dans le calcul du TSCF. L'analyse de sensibilité du K_{ow} sera donc aussi celle du TSCF.

- Analyse probabiliste

Après avoir déterminé quels étaient les paramètres prépondérants, c'est à dire ceux qui allaient concourir le plus à la variabilité et à l'incertitude des résultats, il est intéressant de déterminer des fourchettes de concentrations. Il s'agit pour cela de prendre en compte des distributions de valeurs plutôt que des valeurs ponctuelles pour les données d'entrée. En fonction du paramètre, le type de distribution le plus approprié sera choisi. Le logiciel @Risk permet alors de faire fonctionner le logiciel CalTox plusieurs milliers de fois avec autant de valeurs différentes des paramètres d'entrée (simulation de Mont Carlo). Ainsi, ce n'est pas une seule et unique réponse qui est apportée mais une distribution des résultats possibles.

@Risk permet aussi grâce à la construction d'un diagramme tornado de déterminer les paramètres prépondérants et dans quel sens ils influent sur le résultat.

3.2 Résultats

3.2.1 Prépondérance de la voie aérienne et de sa phase gazeuse

A Prépondérance de la voie aérienne

La voie aérienne est prépondérante quelque soient les sols en présence. En effet, la figure n° 2 montre clairement que la voie racinaire est marginale quant à son apport de pesticides à la plante. La figure présente la concentration en atrazine des végétaux lorsque la teneur en ce pesticide de l'air est de $0,5 \text{ ng/m}^3$.

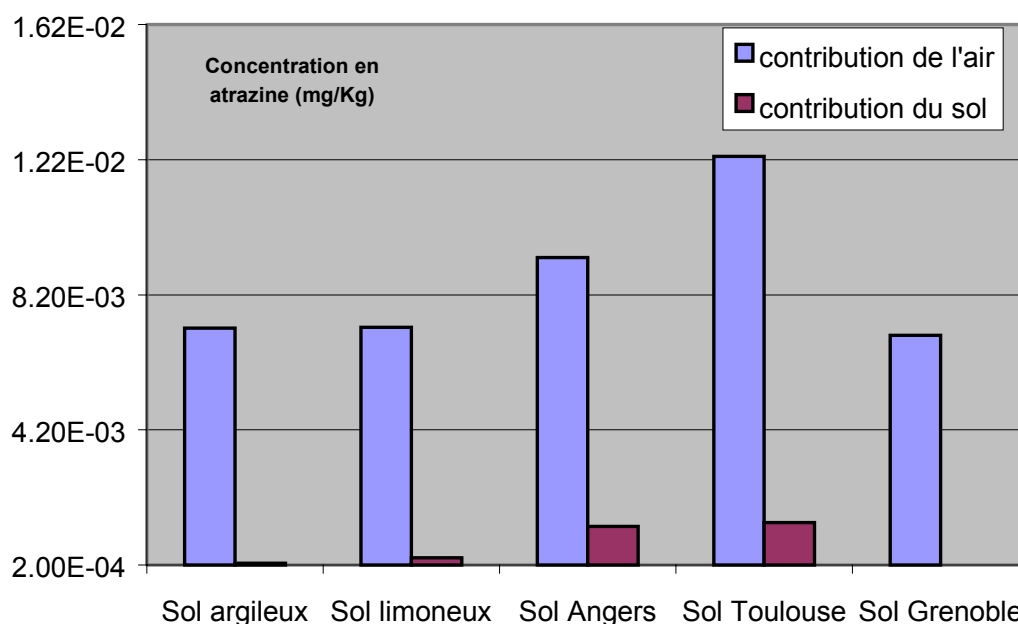


Figure 2 : Comparaison de la contribution de l'air et du sol à la concentration en atrazine des végétaux pour différents sols

Il serait très intéressant de déterminer si on peut toujours estimer que le média aérien est le seul à considérer. Des essais doivent donc être menés en faisant varier d'autres paramètres. Les résultats obtenus pour les différents sols l'ont été en considérant que tous les produits étaient exposés à l'air. Ce qui pourrait expliquer la prépondérance de la voie aérienne dans la contamination des produits. Il a donc été considéré que les cultures pouvaient être essentiellement souterraines. Ainsi, le paramètre « proportion de produits exposés » a été abaissé à 10%.

La dose d'exposition apportée par les produits souterrains ne représentent que 35% de celle apportée par les produits exposés. Même si les produits souterrains sont considérés comme très largement majoritaires dans la ration alimentaire, ils contribuent peu à l'exposition aux pesticides. Ainsi, la voie aérienne est confirmée comme étant la voie prépondérante.

Ce qui a été démontrée pour l'atrazine doit l'être pour d'autres molécules actives. Des calculs ont donc été réalisés pour deux autres molécules mesurées fréquemment dans l'atmosphère. Le tableau 4 présente les résultats obtenus.

Pesticide (Concentration dans l'air)	Atrazine (1ng/m ³)	Trifluraline (1ng/m ³)	Chlorothalonil (0,5ng/m ³)
Contribution de la phase gazeuse de l'air (mg/kg)	6,87 E-03	2,97 E-04	3,50 E-05
Contribution de la phase particulaire de l'air (mg/kg)	3,61 E-04	8,80 E-07	9,39 E-09
Contribution du sol racinaire (mg/kg)	3,78 E-04	2,87 E-09	3,75 E-09
Rapport : Contribution du sol / Contribution de l'air	5,3 %	< 0,01 %	< 0,01 %

Tableau 4: Comparaison de la contribution de l'air et du sol à l'exposition à 3 pesticides

L'air est de façon encore plus prononcée que pour l'atrazine, le vecteur principal de la trifluraline et du chlorothalonil vers les plantes.

Ces résultats confirment ce que Paterson *et al.* affirmaient déjà en 1990 : le transport aérien de molécules de pesticide consécutif à leur volatilisation est la voie principale de transfert vers les plantes et donc vers les animaux et les hommes [30]. On a, d'autre part, rapporté que les vapeurs pouvaient être reconcentrées dans les gouttelettes de brouillard puis redéposées sur les végétaux [13].

B Prépondérance de la phase gazeuse par rapport à la phase particulaire

Au sein du compartiment de l'air, il existe deux entités que CalTox permet de distinguer : la phase gazeuse et la phase solide constituée par les poussières. Or, on constate que la contribution de la phase gazeuse est très supérieure à celle des poussières (Tableau 4). Pourtant, les pesticides sont très largement contenus dans les aérosols, c'est à dire fixés sur un support dans l'atmosphère. Cet état de fait est plus ou moins prononcé en fonction de la température, de l'humidité relative ou encore de la nature du pesticide. Plus la température est élevée, plus les pesticides seront en phase gazeuse. Il en est de même pour la pression de vapeur des molécules. Plus elle est élevée, plus le pesticide est susceptible de se retrouver en phase gazeuse.

La trifluraline est une molécule hypervolatile. Il pourrait être intéressant d'établir qu'elle est la répartition entre la contamination par les gaz et celle par les poussières de l'atmosphère pour cette molécule. Une comparaison sera réalisée avec l'atrazine et le Chlorothalonil. Les résultats du tableau 4 permettent d'établir le tableau 5.

Molécule (Valeur de la constante de Henry)	Atrazine H=3,08 E-04	Chlorothalonil H=5,89 E-02	Trifluraline H=2,67
Rapport : contribution de la phase particulaire de l'air / Contribution de la phase gazeuse	5,2 %	<0,1 %	0,3%

Tableau 5: Comparaison de la contribution de la phase gazeuse et de la phase solide de l'atmosphère en fonction de la molécule

La part de la contribution de la phase gazeuse semble se renforcer quand la constante de Henry augmente. Malheureusement, CalTox ne distingue pas les coefficients de transfert de masse de la phase gazeuse et des poussières de l'atmosphère.

Mais les niveaux de concentrations eux diminuent. En effet, une molécule volatilisée est beaucoup plus vulnérable à la photodégradation qu'une molécule adsorbée sur un support. Ainsi, la trifluraline a un temps de demi-vie très court dans l'atmosphère.

Pour autant, la part des poussières ne devrait pas être si peu importante par rapport à celle de la phase gazeuse. Ce phénomène peut s'expliquer par la difficulté des molécules actives à franchir la cuticule.

Il y a deux modes d'absorption des herbicides : ceux de contact et ceux systémiques qui affectent les fonctions physiologiques de la plante. En ce qui concerne les herbicides de contact, ils sont surtout d'origine inorganique et ils ont pour effets de brûler la région touchée (feuillage ou racines) sans qu'il y ait de pénétration dans l'organisme.

Toutefois, les herbicides systémiques sont absorbés par la plante selon une des trois façons suivantes :

- par le feuillage ;
- par les racines ;
- par le feuillage et les racines.

Lorsqu'ils sont appliqués au feuillage, les herbicides doivent traverser l'épiderme qui est recouvert d'une cuticule cireuse. Étant donné que les cires se composent d'esters d'acides carboxyliques et d'alcools hydrocarbonés, l'eau peut traverser lentement avec des solutés mais les substances lipidiques traversent plus facilement par diffusion entre les cires . Ceci dit, les solutions à pH acide seront favorisées puisqu'elles solubiliseront les cires en surface des feuilles permettant alors une pénétration du produit. Bref, un herbicide que l'on épand au feuillage doit posséder un bon degré d'équilibre entre l'hydrosolubilité et la liposolubilité. Une fois la barrière extérieure franchie, le composé chimique circule dans les tissus conducteurs de la plante et, selon le type d'herbicide, agira sur différents métabolismes. Ainsi, lors de l'épandage, les molécules actives sont associées à des adjuvants facilitant leur passage. Sans leur aide, elles restent fixées aux poussières et ne contaminent pas la plante [13].

3.2.2 Données d'entrée utilisées

- Données environnementales

- Caractéristiques du sol

L'essentiel des paramètres expérimentaux décrivent les caractéristiques du sol. Plusieurs types de sol ont donc été testés dans le but de comparer les résultats obtenus.(Tableau 6)

Concentration en
atrazine des végétaux

Dose journalière
d'exposition

Type de sol	Sol argileux	Sol limoneux	Sol Angers	Sol Toulouse	Sol Grenoble
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	6,85 E-03	6,88 E-03	9,00 E-03	9,08 E-03	6,7 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,60 E-04	3,62 E-04	2,92 E-04	4,77 E-04	3,5 E-04
Contribution air + poussières	7,21 E-03	7,24 E-03	9,3 E-03	1,23 E-02	7 E-03
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	2,54 E-04	4,15 E-04	1,34 E-03	1,45 E-03	1,7 E-04
Dose d'exposition par l'air (mg/kg _{pc} :jour)	1,66E-05	1,67E-05	1,09E-05	1,87E-05	7,2 E-06
Dose d'exposition par le sol (mg/kg _{pc} :jour)	5,84E-07	9,56E-07	1,57E-06	2,83E-06	1,7 E-07
Rapport DJE sol/ DJE air (%)	3,5	5,7	14,4	15,1	2,4

Tableau 6 : Contamination des végétaux et niveau d'exposition à l'atrazine pour différents sols

Les résultats obtenus avec les deux types de sols mis à disposition par CalTox sont très semblables. Cela laisserait donc à penser que la nature du sol a peu d'influence sur la contamination des végétaux. Or, les paramètres environnementaux utilisés par Glorennec lors de l'étude sur l'incinérateur d'Angers et ceux utilisés par Cassadou *et al.* donnent des résultats différents ([29, 41] et annexe n°8, 9 et 10). En effet, la contribution du sol est près de dix fois supérieure à celle trouvée pour les deux sols type de CalTox. Les caractéristiques climatiques peuvent peut-être expliquer cette différence.

- Caractéristiques climatiques et atmosphériques

La pluviométrie semble pouvoir expliquer à elle seule cette différence. Le tableau 7 illustre les résultats obtenus pour deux pluviométries avec les caractéristiques du sol de Toulouse.

Type de sol	Sol Toulouse	Sol Toulouse
Pluviométrie	1,98 E-03	1,01 E-03
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	9,08 E-03	6,87 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	4,77 E-04	3,61 E-04
Contribution air + poussières	1,23 E-02	9,55 E-03
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	1,45 E-03	3,74 E-04
Dose d'exposition par l'air (mg/kg pc-j)	1,87E-05	1,41E-05
Dose d'exposition par le sol (mg/kg pc-j)	2,83E-06	7,30E-07
Rapport DJE sol/ DJE air (%)	15,1	5

Tableau 7 : Concentration en atrazine des végétaux et dose d'exposition en fonction de la pluviométrie

Une faible pluviométrie semble favoriser le transfert par la voie aérienne, alors qu'une forte pluviométrie augmente la contribution relative du sol racinaire. Pour consolider notre hypothèse, il pourrait être intéressant de se placer dans des conditions de pluviométrie faible. Cela dans le but de minimiser l'erreur de l'approximation aux seuls apports aériens. Ainsi, la pluviométrie sera choisie égale à 1,1 mm/jour.

La nature du sol ne semble pas avoir d'influence significative sur les résultats. Ainsi, la modélisation des concentrations dans les végétaux sera réalisée à l'aide du sol limoneux proposé par CalTox.

La température moyenne sera choisie égale à 16°C. C'est une température volontairement chaude pour la France qui reflète mieux la saison d'étude, c'est à dire le printemps. De plus, les molécules se volatilisent d'autant plus que la température est élevée. Ainsi, le phénomène prépondérant de contamination des végétaux est favorisé.

La quantité de poussières dans l'air sera égale à 38 µg/m³, qui est la valeur la plus fréquemment utilisée en France.

- Données caractérisant l'exposition humaine

Tout d'abord, la fraction de céréales produite localement est annulée. Ainsi, les produits exposés ne seront composés que des fruits et légumes auxquels on s'intéresse.

De plus, le paramètre « proportion des produits exposés » sera égal à 100%. En effet, la voie prépondérante de contamination est la voie aérienne. Ces produits sont donc les plus exposés et donc potentiellement les plus dangereux.

3.2.3 Estimations des concentrations dans les végétaux :

- Atrazine

En milieu urbain ou en zone rurale où la culture du maïs n'est pas pratiquée (exemple : zone viticole), la concentration en atrazine de l'air est de l'ordre de $0,5 \text{ ng/m}^3$. Cette valeur est constante toute l'année.

La concentration modélisée dans la plante est alors de **$7,7 \text{ E-03 mg/kg}$** .

En zone agricole (urbaine ou péri-urbaine), la concentration moyenne est de l'ordre de 1 ng/m^3 . La concentration dans la plante est alors de **$1,44 \text{ E-02 mg/kg}$** .

Certains jardins ont la particularité d'être situés à proximité de surfaces cultivées en maïs. Lors des épandages, la concentration en atrazine de l'air peut dépasser très largement les moyennes observées. Ainsi, une concentration de 40 ng/m^3 d'atrazine a été mesurée une semaine après l'application du produit à 150 mètres du champs. C'est une distance acceptable pour l'installation d'un jardin.

La concentration dans la plante est alors de **$5,53 \text{ E-01 mg/kg}$** .

- Chlorathalonil

En milieu urbain, la concentration en chlorothalonil est environ de $0,5 \text{ ng/m}^3$. Il en est de même pour le milieu rural en-dehors des périodes d'épandage.

La concentration dans la plante est alors de **$3,54 \text{ E-05 mg/kg}$** .

En période d'épandage, la concentration en chlorothalonil de l'air est de $2,5 \text{ ng/m}^3$. La concentration dans la plante est alors de **$1,75 \text{ E-04 mg/kg}$** .

- Folpel

Dans une ville située dans une région viticole, la concentration en folpel de l'air est de l'ordre de $0,5 \text{ ng/m}^3$.

La concentration dans la plante est alors de **$9,81 \text{ E-03 mg/kg}$** .

En zone viticole, la concentration dans l'atmosphère est en période d'épandage d'environ 9 ng/m^3 .

La concentration dans la plante est alors de **$1,7 \text{ E-01 mg/kg}$** .

Le tableau 8 synthétise les résultats obtenus pour les trois pesticides étudiés.

	Urbain et rural hors épandage		Rural en période d'épandage		A proximité d'un épandage	
	Cntn dans l'air (ng/m ³)	Cntn dans les plantes (mg/kg)	Cntn dans l'air (ng/m ³)	Cntn dans les plantes (mg/kg)	Cntn dans l'air (ng/m ³)	Cntn dans les plantes (mg/kg)
Atrazine	0,5	7,7 E-03	1	1,44 E-02	43	5,53 E-01
Chlorothalonil	0,5	3,54 E-05	2,5	1,75 E-04		
Folpel	0,5	9,81 E-03	9	1,7 E-01		

Tableau 8 : Concentration estimée dans les plantes pour les 3 pesticides

3.2.4 Variabilité et incertitude

A Analyse paramètre par paramètre

Les paramètres étudiés sont ceux qui interviennent dans l'équation qui régit le transfert air-plante (annexes n°6 et n°7).

- Paramètres environnementaux

Pluviométrie :

La pluviométrie moyenne annuelle proposée par CalTox est calculée à partir des moyennes mensuelles observées au cours des 30 dernières années. De plus, ce logiciel a été conçu pour des périodes supérieures à un an. Ainsi, et même si le mode de calcul est un peu modifié, la moyenne sur 30 ans ne devrait pas varier beaucoup. Et on peut se satisfaire de l'approximation annuelle.

Or, quand on veut cibler la modélisation sur une courte période, la variation de la pluviométrie peut-être beaucoup plus importante. En effet, il faudra être attentif à la saison d'étude. De plus, les variations annuelles de la pluviométrie peuvent être très importantes. La variabilité engendrée par ce paramètre peut donc être significative. Comme on l'a déjà vu, une hausse de la pluviométrie semble favoriser l'apport de pesticide par le sol (Tableau 7). Dans certaines conditions, cette voie de contamination pourrait devenir importante.

Production végétale :

La production végétale est exprimée dans CalTox en $\text{kg/m}^2/\text{jour}$. CalTox propose une seule valeur par défaut qui est $0,9 \text{ kg/m}^2/\text{an}$. Or, cette valeur peut présenter une grande variabilité du fait de la complexité de sa détermination.

L'exemple de la laitue permet de se confronter à différentes difficultés. Tout d'abord, la densité de peuplement des laitues est comprise entre 9 et 16 laitues par m^2 . Ensuite, les rendements d'une même variété de laitue peuvent être très variables, en fonction par exemple de la richesse du sol, notamment en azote minéral. Mais les conditions de culture peuvent varier de manière encore plus subtile. Des chercheurs ont étudié l'impact sur le rendement de la couleur du film de paillage [31]. Le tableau 9 présente la masse des laitues après 50 jours de culture ainsi que la production végétale en fonction de la densité du peuplement et de la couleur du paillage :

Couleur	Masse (en g)	Production végétale (densité de 9 laitues/m²) (kg/m²/an)	Production végétale (densité de 16 laitues/m²) (kg/m²/an)
Témoin	430	0,84	1,53
Noir	470	0,93	1,65
Brun	490	0,96	1,72
Rouge	500	0,98	1,75

Tableau 9: Masse des laitues après 50 jours de culture et production végétale en fonction de la densité du peuplement et de la couleur du paillage

Les valeurs peuvent donc s'avérer être différentes en fonction des conditions de culture. Ces valeurs peuvent surtout être très supérieures à la valeur moyenne proposée par CalTox qui est de 0,9 kg/m²/an. Le logiciel indique que la valeur ne devra pas être supérieure à 3 kg/m²/an. Pourtant, en été, la masse d'une laitue peut croître de 100 g en 3 jours. Ce qui correspond à une production végétale de 3,29 à 5,8 kg/m²/an selon la densité du peuplement. Le tableau 9 présente les résultats obtenus pour l'atrazine (concentration dans l'air de 0,5 ng/m³), en fonction du niveau de production végétale :

Production végétale (kg/m²/an)	0,9	1,75	3,29
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	6,87 E-03	5,51 E-03	4,60 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,61 E-04	2,89 E-04	2,42 E-04
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,78 E-04	1,98 E-04	1,26 E-04
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	7,7 E-03	6 E-03	5 E-03

Tableau 10: Concentration en atrazine des végétaux en fonction du niveau de la production végétale

La répartition de la contribution des différents médias reste sensiblement la même. De façon générale, une baisse de la contamination des végétaux est observée quand la vitesse de croissance augmente, peut-être causée par un phénomène de dilution. Ainsi, une prise en compte de la nature des espèces présentes sur la zone d'intérêt peut amener une modification des résultats.

Teneur en eau des feuilles :

- Variation inter-espèces :

En fonction des espèces présentes sur la zone d'étude, la teneur en eau moyenne des feuilles à considérer peut être très variable. CalTox propose comme valeur par défaut 50% d'eau par rapport à la matière fraîche. Or cette valeur correspond à ce qui est observé dans un tronc d'arbre ou encore dans les feuilles d'un pommier (60 %). Les espèces légumières cultivées dans un jardin présentent des teneurs très supérieures. Par exemple, on peut citer le chou (85,7%) ou la laitue (97 %) [32]. La tableau 11 présente les résultats obtenus pour différentes teneurs en eau des feuilles pour l'atrazine à une concentration dans l'air de 0,5 ng/m³.

Teneur en eau des feuilles	50 %	85,7 %	97 %
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	6,87 E-03	1,33 E-03	1,24 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,61 E-04	7,01 E-05	6,54 E-05
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,78 E-04	8,23 E-05	7,68 E-05
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	7,7 E-03	1,5 E-03	1,4 E-03

Tableau 11: Concentration en atrazine des végétaux en fonction de la teneur en eau des feuilles

L'augmentation de la teneur en eau de la feuille semble diminuer la contamination des plantes. Par contre, quand les teneurs représentatives des légumes (à partir de 85%) sont atteintes, les résultats ne varient plus. Ce qui laisse supposer qu'une valeur élevée devra être choisie si on modélise la contamination dans un potager. Par contre, elle ne devra pas être déterminée avec précision et ne dépendra pas des espèces cultivées. Il semble que les concentrations déterminées pour les différents pesticides soient surestimées du fait de ce paramètre.

Les mêmes conclusions ont pu être tirées avec la trifluraline.

-Variabilité intra-espèces :

Au sein d'une même espèce, des valeurs différentes peuvent être retrouvées en fonction des auteurs. Ainsi, la teneur en eau des feuilles de la tomate est de 93 % d'après le CNRS [33] alors que d'autres auteurs proposent la valeur de 87,5 %. Il est désormais acquis que dans cette gamme de variation, les résultats sont identiques. Cela ne posera donc pas de problème notable.

Par contre, une même espèce peut présenter naturellement des teneurs en eau très variables. En effet, selon la température et la disponibilité en eau, la plante va plus ou moins se gorger d'eau. Ainsi, le maïs à pleine turgescence contient 89% d'eau, alors qu'il peut présenter un déficit dit léthal de 29%. La gamme des valeurs est donc très large. Le tableau 12 présente les résultats obtenus pour l'atrazine, pesticide utilisé sur la culture du maïs.

Teneur en eau des feuilles	29 %	89 %
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	6,74 E-03	1,30 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,54 E-04	6,86 E-05
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,64 E-04	8,05 E-05
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	7,5 E-03	1,45 E-03

Tableau 12: Concentration en atrazine des végétaux en fonction du niveau de turgescence du plant de maïs

Les conclusions sont les mêmes que précédemment sauf qu'une mise en garde doit dans ce cas être édictée. En effet, il faut être vigilant dans le calcul de cette teneur en eau de la feuille en se renseignant notamment sur l'état hydrique des plantes lors des mesures. Si la période d'étude correspond à une saison sèche, il faudra le prendre en compte dans le choix de la valeur.

Teneur en eau du sol :

L'eau désignée dans ce paramètre est l'eau utile, c'est à dire l'eau disponible pour les plantes. Les sables sont les types de sol qui présentent les teneurs en eau utile les plus faibles (5 %), or peu de culture y sont réalisées. Ainsi, l'argile qui présente une teneur en eau utile d'environ 12 % représente la borne inférieure de l'intervalle. A l'autre extrémité des limons argileux présentent des teneurs en eau supérieures à 20 % [34]. Ces valeurs ont été testés lors de la détermination de l'adéquation de CalTox à différents types de sol. Aucun résultat n'a été modifié par l'évolution de ce paramètre.

Teneur en air du sol :

La « capacité en air » d'un sol va dépendre de sa nature, mais aussi des traitements qu'il aura subi [35]. Ainsi, des différences significatives peuvent être observées (tableau 13)

Etat du sol	Fraîchement travaillé	Plusieurs mois après travail	Sol non travaillé
Teneur en air	22 %	17 %	14 %

Tableau 13: Teneur en air du sol en fonction du traitement subi

Cette gamme de variation a elle aussi été déjà testée et aucune différence significative dans les résultats a pu être mise en évidence. Glorennec a utilisé une valeur de 53 %, sans effet là non plus [29].

Charge atmosphérique en poussières :

Glorennec et Cassadou *et al.* ont retenu $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les agglomérations d'Angers et de Toulouse. Si cette donnée est assimilée au polluant PM10 mesurée dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, la charge atmosphérique en poussières semblent comprise entre 20 et $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [36]. CalTox propose $61,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La gamme de variation est trop faible pour que ce paramètre ait un impact significatif sur les concentrations en pesticides de la plante.

Vitesse de ruissellement de l'eau sur le sol :

Les évaluateurs de risque en France ont jusqu'à présent choisi la valeur suivante : 6.10^{-4} m/s. Mais CalTox propose des valeurs différentes pour certains états d'Amérique. La vitesse de ruissellement peut atteindre $1,58.10^{-3}$ et descendre à $4,44.10^{-5}$ m/s. Les résultats obtenus sont peu différents dans cette gamme de variation.

Fraction interceptée au niveau des feuilles :

Ce paramètre caractérise la capacité de la feuille à retenir les particules à sa surface. L'US EPA a édicté des recommandations pour ce paramètre. Pour les fruits exposés, la valeur de 0,053 est préconisée alors que pour les légumes exposés la valeur de 0,982 est retenue. Selon que l'on s'intéresse aux fruits aux légumes, la valeur du paramètre est donc sensiblement différente. L'US EPA préconise la valeur moyenne de 0,39 [37]. Le tableau 14 présente les résultats obtenus pour l'atrazine.

Fraction interceptée	0,053	0,1	0,39	0,982
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	5,67 E-03	6,87 E-03	1,43 E-02	2,94 E-02
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	2,98 E-04	3,61 E-04	7,51 E-04	1,55 E-03
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,9 E-04	3,78 E-04	2,85 E-04	1,16 E-04
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	6,4 E-03	7,7 E-03	1,6 E-02	3,1 E-02

Tableau 14: Concentration des végétaux en atrazine en fonction de la fraction interceptée

Ce paramètre a une influence significative sur le niveau de contamination des végétaux. Il semblerait d'ailleurs que les légumes soient plus vulnérables du fait de leur capacité à intercepter les polluants qui est supérieure à celle des fruits.

Fraction de carbone organique du sol superficiel:

CalTox a attribué aux sols limoneux la valeur de 8,89 E-03 et aux sols argileux 2,78 E-02. Il semble que ces deux valeurs soient les extrêmes proposées par CalTox. Les résultats obtenus avec ces deux données d'entrée ne sont pas significativement différents. La fraction de carbone organique du sol n'est donc pas un paramètre assez variable pour influencer sur le résultat.

- Paramètres caractérisant la molécule active :

Constante de Henry (H) :

Pour certaines molécules, différentes valeurs de la constante de Henry peuvent être retrouvées dans la littérature.

C'est notamment le cas pour l'atrazine. Si la plupart des valeurs sont comprises entre 2,66 E-04 et 6,2 E-04 Pa.m³/mol, Sieber et al. proposent une valeur de 1 E-03 [24]. Il pourrait être intéressant de tester l'influence de ce paramètre (tableau 15).

Valeur de H	H=3,08 E-04	H=1 E-03
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	6,85 E-03	2,15 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,60 E-04	3,49 E-05
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	2,54 E-04	7,67 E-05
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	7,7 E-03	2,3 E-03

Tableau 15: Concentration des végétaux en atrazine pour deux valeurs de H

La contamination des plantes est environ trois fois moindre quand la valeur de la constante de Henry est de 1 E-03. La constante de Henry est donc un paramètre dont la valeur devra être choisie avec soin.

On peut aussi noter que la contribution des poussières de l'air est quant à elle 10 fois inférieure. Ainsi, l'augmentation de la valeur de la constante de Henry semble rendre encore plus marginale la contamination via les poussières de l'atmosphère.

Dans le cas du folpel et du chlorothalonil, la constante de Henry ne fait pas l'objet de débat quant à sa détermination.

Coefficient de partage octanol-eau (Kow) :

Les remarques formulées pour la constante de Henry sont vraies pour le coefficient de partage octanol-eau. Ce paramètre mesure la tendance lipophile ou hydrophile d'une substance. La littérature fournit en général pour l'atrazine des valeurs de 112,2 à 631. Mais Finizio *et al.* proposent une valeur de 2818 [24]. Trois valeurs de Kow sont utilisées successivement comme donnée d'entrée de CalTox (tableau 16).

Kow atrazine	112,2	631	2818
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	5,39 E-03	7,48 E-03	8,74 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	7,11 E-05	5,55 E-04	2,90 E-03
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	2,60 E-04	4,11 E-04	5,07 E-04
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	5,7 E-03	8,5 E-03	1,2 E-02

Tableau 16: Concentration des végétaux en atrazine pour trois valeurs de Kow

Quand le Kow augmente, la contribution des poussières de l'atmosphère devient très importante. Elle peut même influencer significativement la contamination globale de la plante. De façon générale, tous les niveaux de contribution sont augmentés.

Le folpel présente aussi des valeurs très hétérogènes, allant de 112 à 4265. La valeur de $6,3 \times 10^6$ a même été proposée par Patil en 1994 [24]. Les observations sont les mêmes que pour l'atrazine. Pour la valeur de Kow proposée par Patil, la contribution de la phase particulaire devient très supérieure à celle de la phase gazeuse.

Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) :

Ce coefficient fait aussi l'objet de nombreuses études. Les valeurs obtenues par les chercheurs sont très hétérogènes. Les valeurs 5 mais aussi 645 ou encore 13 490 ont été proposées [24]. Le tableau 17 présente les résultats obtenus pour trois valeurs extrêmes de Koc établies pour l'atrazine.

Koc	5	645	13490
Contribution de l'air (gaz) à la contamination des végétaux (mg/kg)	7,17 E-03	6,84 E-03	6,81 E-03
Contribution de l'air (poussières) à la contamination des végétaux (mg/kg)	3,77 E-04	3,60 E-04	3,58 E-04
Contribution du sol racinaire à la contamination des végétaux (mg/kg)	2,84 E-03	1,86 E-04	9,37 E-06
Concentration totale dans les végétaux (mg/kg)	9,4 E-03	7,3 E-03	7,1 E-03

Tableau 17: Concentration des végétaux en atrazine pour trois valeurs de Koc

La contamination globale de la plante n'est pas modifiée dans la gamme de variation du Koc. Par contre, la contribution du sol est d'autant plus faible que le Koc est fort. A la borne inférieure du Koc, le sol racinaire contribue à hauteur de 31 % de la contamination totale. L'air reste donc le média prépondérant.

Il pourrait être intéressant de déterminer si cette particularité est vraie pour d'autres molécules.

Le premier exemple choisi est la trifluraline. La valeur du Koc de cette molécule peut aller de 501 à 51286. Or, dans cette gamme de variation, les résultats sont strictement identiques pour cette molécule. Le Koc semble n'avoir aucune importance pour cette molécule hypervolatile.

Le second exemple sera le folpel. Une valeur de Koc qui varie de 60 à 1860 ne modifie pas la contamination globale de la plante. On constate que, comme pour l'atrazine, la contribution du sol racinaire décroît fortement quand le Koc augmente.

- Synthèse de l'analyse paramètre par paramètre

Le tableau 18 synthétise les conclusions tirées pour chaque paramètre.

Paramètre	Influence sur la concentration dans les plantes
Pluviométrie	Une hausse de la pluviométrie augmente la contribution du sol
Teneur en eau des feuilles	Une hausse de la teneur en eau des feuilles jusqu'à 80% fait chuter la contamination des végétaux, au-delà de 80% (fruits et légumes) peu de modification. Importance du niveau de turgescence des végétaux selon la saison
Fraction interceptée	Une hausse de la fraction interceptée augmente la contamination des végétaux. Les légumes semblent plus vulnérables que les fruits
Production végétale	Une hausse de la production végétale modère la contamination des végétaux.
Teneur en eau du sol	Pas d'influence sur la contamination des végétaux
Teneur en air du sol	Pas d'influence sur la contamination des végétaux
Vitesse de ruissellement	Pas d'influence sur la contamination des végétaux
Fraction de carbone organique du sol superficiel	Pas d'influence sur la contamination des végétaux
Température de l'air	Gamme de variation réduite pour une même région donc une source d'erreur faible
Charge atmosphérique en poussières	Gamme de variation trop étroite
Constante de Henry	Une hausse de la constante de Henry fait chuter la contamination des végétaux. Elle fait aussi chuter la contribution des poussières de l'atmosphère
Kow	Une hausse de Kow augmente la contamination de la plante et la contribution des poussières de l'atmosphère
Koc	Peu d'influence sur la contamination des végétaux

Tableau 18 : Influence des paramètres testés sur la contamination des végétaux

Les cinq paramètres prépondérants sont :

- la pluviométrie ;
- la fraction interceptée par les feuilles ;
- la teneur en eau des feuilles ;
- la constante de Henry ;
- le Kow.

B Analyse probabiliste

L'analyse probabiliste permet de classer les paramètres en fonction de leur importance. L'analyse paramètre par paramètre a mis en évidence cinq paramètres prépondérants.

Une distribution qui décrit le plus fidèlement possible les valeurs pouvant être prises par chacun des paramètres doit être choisie (annexe n°11).

Les valeurs observées pour la teneur en eau des feuilles s'échelonnent de 50 % à 97 %. Or, les espèces produisant des fruits et légumes présentent plutôt des teneurs en eau qui sont proches de 90 %. Ainsi, une distribution de Pert est choisie car elle rend très bien compte des caractéristiques de ce paramètre. Il en est de même pour la fraction interceptée. En effet, le minimum se situe à 0,053 et le maximum à 0,962, alors que la moyenne est égale à 0,39.

Pour les trois autres paramètres, des nombreuses valeurs existent, @Risk permet d'attribuer la distribution la plus adéquate.

Pour H et Kow, l' Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate of Organic Chemicals synthétise toutes les valeurs établies par des chercheurs. Une distribution log normale est attribuée à la constante de Henry et une distribution « valeur extrême » au Kow.

Les pluviométries mensuelles de la région de Rennes des mois d'avril, mai et juin des trente dernières années sont retenues comme base de données pour déterminer la distribution théorique applicable à la pluviométrie. En effet, on cherche à déterminer si la variabilité de pluviométrie d'une année sur l'autre influence de façon significative le résultat. La distribution proposée par @Risk est une distribution lognormale.

@Risk calcule pour chaque paramètre le niveau de significativité de la dispersion des résultats grâce au test statistique de Student. La figure 3 propose sous forme d'un diagramme tornado ces résultats.

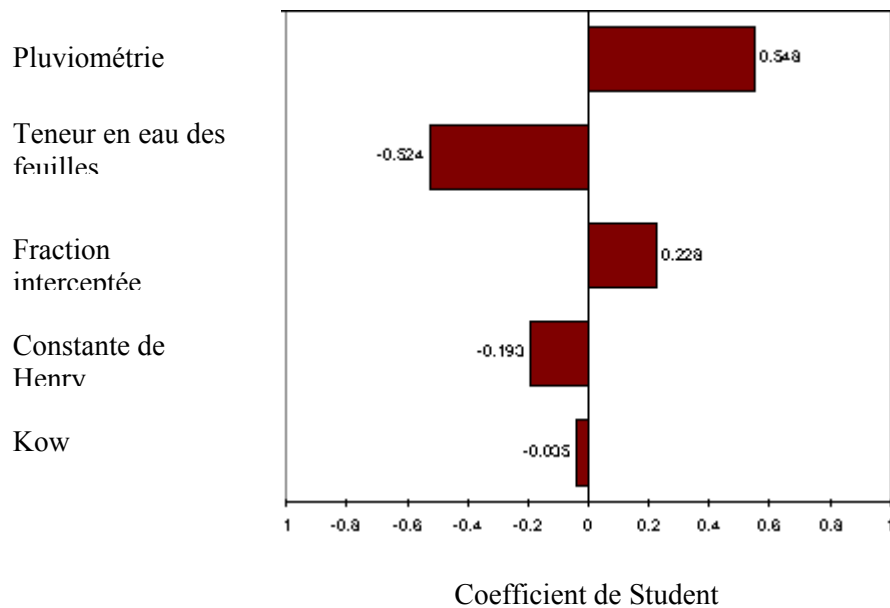


Figure 3: Influence relative des paramètres d'entrée pour la concentration en atrazine des végétaux

Les deux paramètres prépondérants semblent donc être la pluviométrie et la fraction d'eau dans les feuilles. Mais leur effet est opposé. Une forte pluviométrie augmente la concentration en atrazine des végétaux, alors que les végétaux dont les feuilles ont une teneur en eau élevée présenteront des concentrations en ce polluant faibles.

La fraction interceptée par les feuilles ainsi que la constante de Henry ont une importance beaucoup moindre. Le Kow quant à lui a très peu d'influence sur la concentration en atrazine. En ce qui concerne le sens des associations, les observations faites lors de l'étude paramètre par paramètre ont été corroborées.

4 EXPOSITION

4.1 Scenarii d'exposition

Plusieurs scenarii peuvent être élaborés. Tout d'abord, il conviendra de distinguer les zones urbaines des zones péri-urbaines et rurales. Les concentrations en pesticides de l'atmosphère sont en effet sensiblement différentes.

Ensuite, la période de l'année est prépondérante car les traitements ne sont pas réalisés de façon continue.

Enfin, en ce qui concerne les doses d'exposition, elles sont proportionnelles à la quantité de fruits et légumes ingérés ainsi qu'à la part de l'autoconsommation dans les apports alimentaires. Il existe un contraste entre les villes et les campagnes pour ce dernier critère. Et en ce qui concerne les consommations de fruits et légumes, des disparités régionales existent. Le tableau 19 synthétise les données pour trois régions françaises ainsi que les valeurs moyennes proposées par CalTox pour les Etats-Unis [28].

	Région parisienne	Centre	Méditerranée	Données américaines
Consommation totale de fruits et légumes (g/kg _{pc} .jour)	4	4,7	5	4,16
Proportions de produits locaux	5,9 %	23,9 %	12,1 %	24 %

Tableau 19: Consommation de fruits et légumes et proportions de produits locaux consommés en fonction de la région

Les données pour la région parisienne seront considérées comme représentatives de toutes les grandes villes.

4.2 Doses Journalières d'Exposition

- **Atrazine**

En milieu urbain ou en zone rurale où la culture du maïs n'est pas pratiquée (exemple : zone viticole), la teneur en atrazine de l'air est environ de 0,5 ng/m³. Cette valeur est aussi représentative des zones agricoles productrices de maïs en-dehors des périodes d'épandage.

En région Centre, la part d'autoconsommation est de 24 % et la quantité de fruits et légumes consommés de 4,7 g/kg_{pc}.jour. La dose d'exposition est alors de 8,12 E-06 mg/kg_{pc}.jour.

En région méditerranéenne, la dose d'exposition est de 4,4 E-06 mg/kg_{pc}.jour.

Dans une grande ville comme Paris, la fraction de fruits et légumes auto-consommés est de l'ordre de 5,9%. Ainsi, la dose d'exposition diminue très fortement pour atteindre 1,80 E-06 mg/kg_{pc}.jour.

En zone agricole, la concentration moyenne atmosphérique en période d'épandage est de l'ordre de 1 ng/m³.

En région Centre, la dose serait de 1,71 E-05 mg/kg_{pc}.jour.

En région Méditerranéenne, la dose serait de 8,75 E-06 mg/kg_{pc}.jour.

Certains jardins ont la particularité d'être situés à proximité de surfaces cultivées en maïs. Lors des épandages, la concentration en atrazine de l'air peut dépasser très largement les moyennes observées. Ainsi, une concentration de 40 ng/m³ d'atrazine a été mesurée une

semaine après l'application du produit à 150 mètres des champs. C'est une distance acceptable pour l'installation d'un jardin.

L'exposition est alors de $6,9 \text{ E-04 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$.

La figure 4 représente les niveaux d'exposition pour les différents scénarii. Le dernier scénario décrit n'est pas représenté car la valeur de l'exposition est très supérieure aux autres.

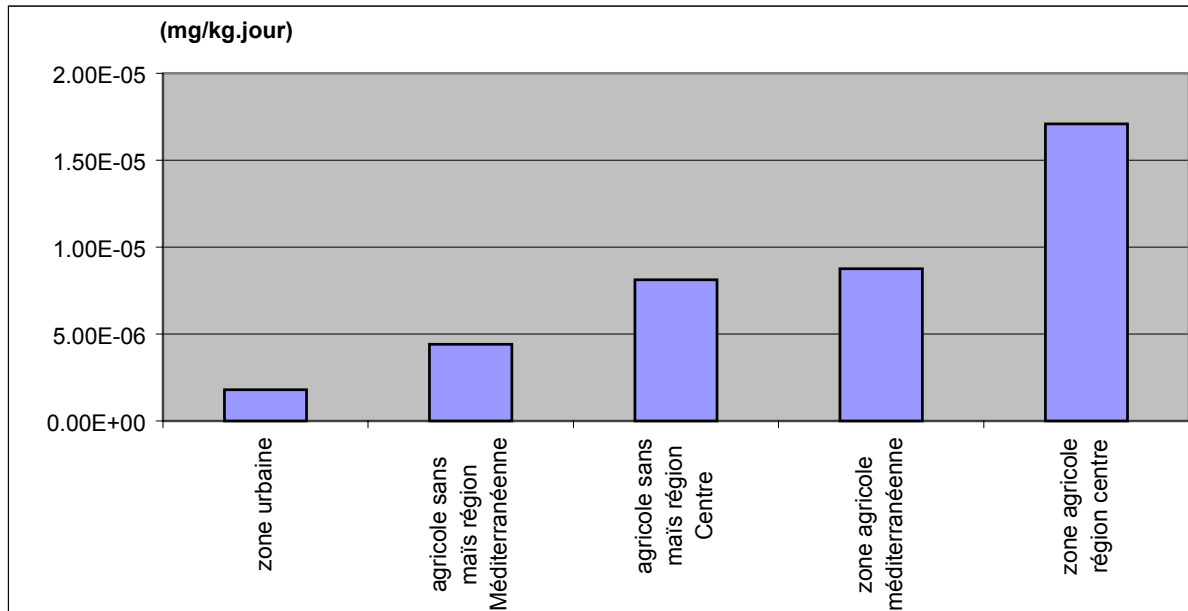


Figure 4: Niveau d'exposition à l'atrazine pour différents scénarii

- **Chlorathalonil**

La dose d'exposition en milieu urbain est de $8,35 \text{ E-09 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$.

En milieu rural, il faut distinguer les périodes de traitement (mai et juin) des autres périodes de l'année durant lesquelles ce produit n'est pas appliqué. Lors des épandages, la concentration en chlorothalonil de l'air est de $2,5 \text{ ng/m}^3$. L'exposition est alors de $1,97 \text{ E-07 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$. Hors des périodes d'épandage, l'exposition n'est plus que de $3,97 \text{ E-08 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$.

- **Folpel**

Dans une ville située dans une région viticole, la concentration en folpel de l'air est de l'ordre de $0,5 \text{ ng/m}^3$. La dose d'exposition est alors de $9,8 \text{ E-06 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$.

En zone viticole, la concentration dans l'atmosphère est en moyenne de 9 ng/m^3 .

La dose d'exposition est de $1,77 \text{ E-04 mg/kg}_{\text{pc}}\cdot\text{jour}$.

5 DISCUSSION

5.1 Représentativité et variabilité des résultats

5.1.1 Représentativité géographique

Les niveaux de concentration en pesticide de l'atmosphère sont représentatifs de ceux observés dans toute la France. Les études concordent, ces concentrations représentent donc une base fiable.

Toutes les molécules n'ont pas été considérées. Or, pour des niveaux de contamination atmosphérique équivalents, les niveaux de concentration en polluants des plantes sont très différents. De ce fait, une molécule présente en faible concentration dans l'atmosphère pourrait se retrouver en grande quantité au niveau des plantes et ainsi, constituer un danger pour les consommateurs.

Les valeurs des paramètres environnementaux sont des moyennes utilisées par les évaluateurs de risque ou proposées par calTox pour décrire l'ensemble du territoire des Etats-Unis. De plus, peu de paramètres ont une influence importante sur la contamination des végétaux, les résultats obtenus sont donc extrapolables à l'ensemble du territoire français. C'est notamment le cas des caractéristiques du sol. Ainsi, les résultats obtenus par cette étude peuvent être extrapolés à tous les types de sol. Il faut considérer la distance des jardins au champ d'épandage pour la molécule à laquelle on s'intéresse. C'est sans doute le point déterminant. C'est ce qui créera de la variabilité inter-régionale en fonction des cultures pratiquées.

Les autres paramètres ne semblent pas devoir varier régionalement. La pluviométrie, peut-être, mais les écarts entre les saisons ou encore les années considérées sont plus importants.

5.1.2 Variabilité et incertitude

Les résultats présentent de la variabilité. En ce qui concerne l'incertitude, elle va surtout concerner la valeur de la constante de Henry.

La pluviométrie devra faire l'objet d'une attention toute particulière. En effet, ce paramètre présente une grande variabilité qui, de plus, influence significativement la contamination des végétaux. L'objectif de l'étude, notamment en terme de durée d'exposition, doit donc être bien défini pour choisir la valeur de pluviométrie la plus appropriée. La saison d'étude aura une très grande importance.

La nature des végétaux présents sur la zone d'étude, de part leur plus ou moins grande capacité à intercepter les polluants de l'atmosphère, devra être étudiée.

Enfin, il faut noter que les valeurs ponctuelles obtenues dans cette étude semblent toujours faire partie des valeurs hautes qui ont été établies grâce à @Risk. Par exemple, 85 % des valeurs de concentration en atrazine des végétaux sont inférieures à la valeur établie (0,014 mg/kg) pour la concentration atmosphérique de 1 ng/m³ (Figure 5). Cela peut s'expliquer par le fait que les données d'entrée ont été choisies pour favoriser la voie de contamination considérée comme majoritaire, c'est à dire la voie aérienne.

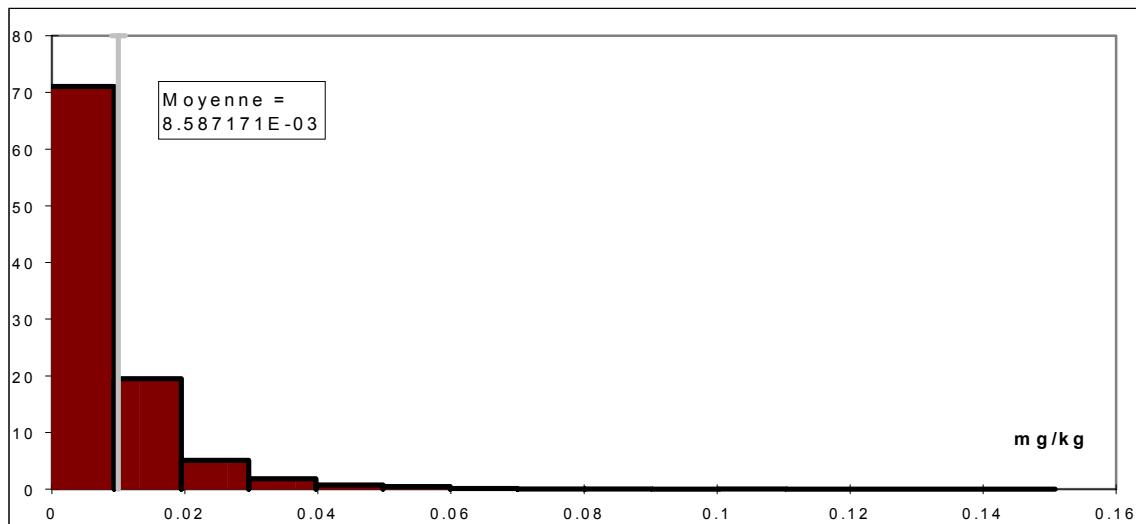


Figure 5 : Distribution de la concentration en atrazine des végétaux avec une concentration atmosphérique de 1 ng/m³

Le logiciel @Risk permet d’avoir une idée plus concrète de la dispersion des valeurs et ainsi d’établir si la variabilité des résultats est importante. Les résultats sont présentés dans la partie suivante.

5.2 Niveaux de contamination et d’exposition observés

- Atrazine

La réglementation a fixé une LMR de 0,1 mg/kg d'atrazine dans les fruits et légumes. Les pesticides apportés par l'air aux produits potagers contribuent entre 8 % de la LMR jusqu'à plus de cinq fois la LMR. Pour le cas qui est le plus inquiétant et le plus sujet à discussion, c'est à dire lorsque le jardin est à proximité d'un champ d'épandage, il semble important de situer la distribution des valeurs par rapport à la valeur ponctuelle de 0,55 mg/. La figure 6 présente la distribution des concentrations en atrazine dans les végétaux pour une concentration atmosphérique de 40 ng/m³.

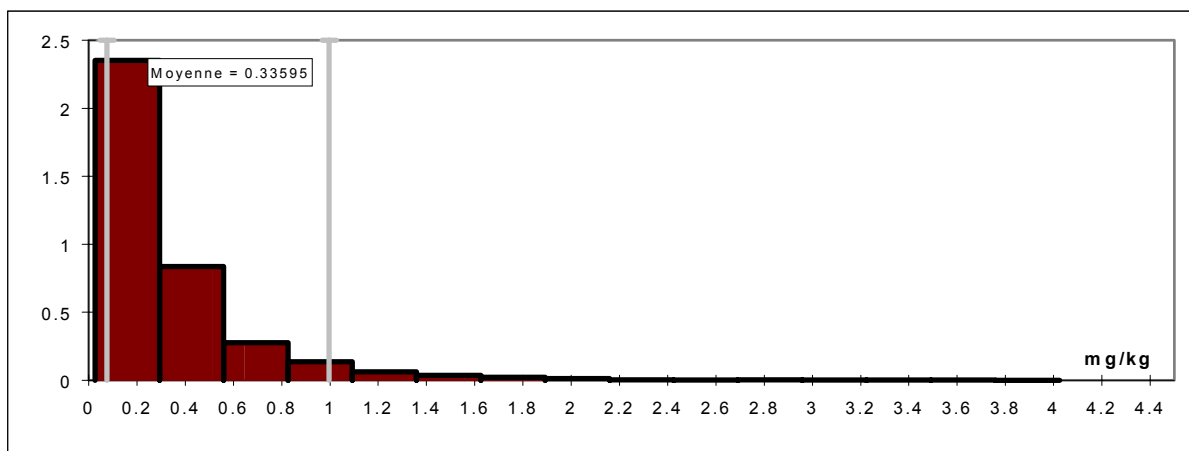


Figure 6 : Distribution de la concentration en atrazine des végétaux pour une concentration atmosphérique de 40 ng/m³

85 % des valeurs sont inférieures à 0,55 mg/kg et 70 % sont comprises entre 0,1 mg/kg et 0,5 mg/kg. Seulement 14% sont inférieures à la LMR. Ainsi, la grande majorité des jardins qui se trouvent près d'un champ d'épandage devrait produire des fruits et légumes dont la teneur en atrazine serait supérieure à la LMR.

Il faut relativiser ces chiffres car les LMR s'appliquent en général au produit entier, même lorsqu'une partie de celui-ci n'est pas comestible. Par exemple, les légumes sont analysés sans fane ni terre et rincés à l'eau courante si nécessaire. Ils ne doivent pas comporter de partie abîmée comme peuvent l'être les feuilles extérieures d'une salade [8]. Ainsi, une partie conséquente des pesticides modélisés au sein de la plante ne sera pas mesurée.

Il serait donc très intéressant de comparer les résultats obtenus aux niveaux de contamination retrouvés dans les denrées végétales. L'atrazine fait partie des pesticides recherchés sur les denrées végétales par la DGCCRF. Or, il n'est pas recherché en priorité dans le cadre du plan de surveillance communautaire. De plus, il n'apparaît pas dans la liste des pesticides prioritaires à rechercher dans les aliments établis par le LERES en fonction de la fréquence de détection des pesticides. En effet, l'atrazine est surtout appliquée sur les grandes cultures et non pas sur les produits maraîchers. De ce fait, les concentrations retrouvées sont très faibles. Et les données sont inexistantes.

La DJA de l'atrazine est de $5 \text{ E-}04 \text{ mg/kg}_{\text{pc}}.\text{jour}$. Dans le cas extrême d'un jardin mitoyen d'un champ de maïs, l'apport d'atrazine par les produits du jardin pourrait suffire à atteindre la DJA pour une hypothèse de consommation représentative de la région Centre.. La figure 6 illustre la distribution des expositions.

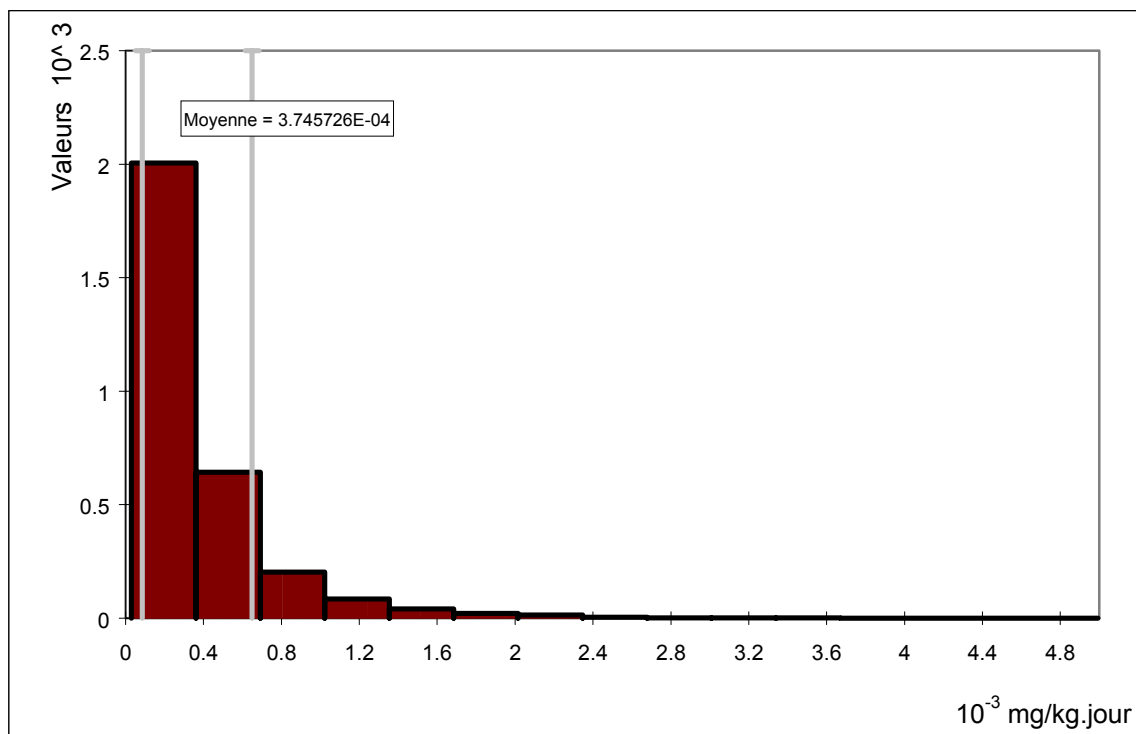


Figure 7 : Distribution du niveau d'exposition à l'atrazine dans le cas d'une concentration atmosphérique de 40 ng/m^3

78 % des valeurs sont inférieures à $5 \text{ E-}04 \text{ mg/kg}_{\text{pc}}.\text{jour}$, c'est à dire à la DJA. La grande majorité des jardins produisent donc des produits dont la consommation ne suffirait pas à atteindre la DJA.

Pour les situations moins extrêmes qui sont les plus fréquentes, la dose apportée représente moins de 3,5% de la DJA.

L'étude réalisée par l'Observatoire des Consommations Alimentaires (OCA) a établi une consommation moyenne de 40 µg/jour. Le cas le plus défavorable (proximité d'un épandage) fournit en moyenne 0,37 µg/kg_{pc}.jour d'atrazine, soit environ 22,2 µg/jour et par personne. La contribution par rapport à l'exposition totale dépasse les 50 %.

Dans le cas d'une zone agricole sans proximité d'un épandage, l'exposition est de 0,0171 µg/kg_{pc}.jour d'atrazine, soit 1 µg/jour et par personne. La contribution par rapport à l'exposition totale est inférieure à 2,5%.

- Chlorothalonil

La LMR du chlorothalonil est pour la plupart des fruits et légumes égale à 0,01 mg/kg. Elle est supérieure pour un certain nombre d'espèces comme le haricot vert, le raisin ou encore la famille des solanacées pour laquelle la LMR est de 2 mg/kg.

L'apport de pesticides par l'air contribue pour entre moins de 1 % et 2% à atteindre la LMR.

Les analyses réalisées par la DGCCRF montrent que la concentration en chlorothalonil des végétaux dépassent très rarement la limite de détection des appareils de mesure (moins de 1 % des échantillons pour la laitue) [8].

La DJA du chlorothalonil est de 3,6 µg/kg_{pc}.jour. Les apports par les produits de jardin sont très inférieures à 0,001 % de la DJA donc infimes sur un plan toxicologique. L'exposition totale serait d'après l'OCA de 35 µg/jour et par personne, c'est à dire très inférieure à la DJA.

- Folpel

La LMR du folpel dans la plupart des fruits et légumes est de 0,1 mg/kg. Elle est supérieure pour certains comme la salade, le poireau ou encore le haricot, pour atteindre 2 mg/kg. Pour ces légumes, la LMR ne sera pas atteinte. Par contre, en zone viticole, une LMR de 0,1 mg/kg est atteinte par le simple apport des pesticides de l'air. En ville, la contribution est inférieure à 10%.

Le folpel n'est pas un produit très toxique. De ce fait, la DJA est assez élevée (0,1 mg/kg_{pc}.jour). Ainsi, dans le cas défavorable d'une région viticole, l'exposition via les produits de jardin ne représente que 0,2 % de la DJA. Il apparaît donc que le légume, que le jardinier aura produit, inapte à la vente et à la consommation car dépassant la LMR, ne présentera pas de risque pour sa santé. De ce fait, il semblerait que la LMR édictée pour le folpel soit quelque peu majorée, sauf si l'on considère la valeur de 2 mg/kg.

Le tableau 20 synthétise la contribution de l'atmosphère à la LMR et à la DJA pour les trois pesticides.

	Atrazine	Chlorothalonil	folpel
LMR	8 % à 500 %	1% à 2 %	< 10 % à 100 %
DJA	< 3,5 % à 100 %	< 0,001 %	< 0,2 %

Tableau 20: Part de la LMR et de la DJA apportée par la consommation de produits de jardin

5.3 Implication en gestion de risque

5.3.1 Risque toxicologique réel dans le cas de la proximité d'une parcelle d'épandage

En-dehors des cas où le jardin jouxte une parcelle d'épandage, le risque toxicologique est très faible. De plus, les épandages d'un pesticide se concentrent sur des périodes de 4 à 8 semaines par an. Ainsi, la population est le plus fréquemment confronté à de bas niveaux d'exposition. De ce fait, l'organisme devrait être capable d'éliminer les polluants, ingérés en plus grande quantité lors des épandages, au cours des périodes où les expositions sont moindres. En effet, l'organisme humain possède un grand pouvoir de détoxification.

Les dosages utilisés par les agriculteurs sont de plus en plus faibles car les produits sont de plus en plus efficaces. Mais les agriculteurs français ont aussi la volonté de réduire les coûts de production pour rester compétitifs dans un contexte mondial concurrentiel.

Le nombre d'applications ainsi que la molécule utilisée sont l'objet d'une réflexion qui n'englobe plus seulement la productivité mais aussi l'impact sur l'environnement. De ce fait, on assiste à une amélioration des pratiques agricoles. Ainsi, les concentrations en pesticides dans l'atmosphère vont sans aucun doute diminuer dans les années à venir. Et avec elles, l'exposition des populations. De ce fait, les résultats fournis par cette étude majorent sans doute les niveaux d'exposition des générations futures.

L'exposition très minime aux pesticides entraîne des risques qui sont très largement dépassés par le bénéfice d'une alimentation équilibrée. Et les fruits et légumes cultivés localement contribuent pour beaucoup à la diversité de l'alimentation. De plus, l'émergence des produits « bio » illustrent la perte de confiance d'une partie de l'opinion publique pour le système conventionnel de production. Certains préfèrent dorénavant des produits estampillés du label « Agriculture Biologique » ou bien produits à proximité de leur lieu de vie. Ainsi, la production des potagers amateurs jouit d'un grand capital sympathie. Il serait peu judicieux de discréditer ce mode de production en alarmant la population.

De toute évidence, la contamination des végétaux par les pesticides de l'air ne constitue pas un problème de santé publique en France. Seuls les cas de proximité avec des parcelles d'épandage doivent être considérés.

5.3.2 Mesures préventives à envisager

Des études ont été menées pour déterminer la zone impactée par un épandage. L'objectif de ces recherches est de déterminer la distance à laquelle il faut placer une zone tampon capable de collecter l'essentiel des pesticides ayant dérivés. Il s'agit donc d'un objectif de protection des ressources en eau. Pour autant, l'étude des dépôts peut permettre de déterminer une zone à risque pour la population. Christopher *et al.* ont montré qu'une zone tampon placée à 100 mètres présentait une très bonne efficacité [38]. Une autre étude démontre l'impact de l'épandage jusqu'à au moins 200 mètres [39]. Il semblerait que la zone d'impact d'un épandage ne dépasse pas 250 mètres. Ainsi, une zone tampon pourrait être instaurée entre les champs d'épandage et les jardins potagers.

Des formations à l'utilisation des produits phytosanitaires sont dispensées, notamment dans les Chambres d'Agriculture. Il pourrait être intéressant de mettre l'accent, lors de ces formations, sur les pratiques limitant le phénomène de dérive. Ces consignes devant être d'autant plus respectées que sont proches des jardins d'amateurs.

Dans la plupart des cas, les traitements s'effectuent par pulvérisation de pesticides en solution ou en suspension dans l'eau, à l'aide d'un pulvérisateur à rampe (porté, autoporté ou traîné). Les pesticides sont donc appliqués sous forme de microgouttelettes.

Il faut éviter d'opérer l'épandage en plein vent, ou alors que du vent est annoncé. Il en est de même pour la forte chaleur et une hygrométrie faible. En effet, les stomates se referment et la pénétration des molécules actives est alors significativement freinée. De plus, la forte chaleur favorisera l'évaporation des produits.

La pluie et la rosée permettent une déposition rapide des substances et limitent la dérive, mais elles réduisent l'efficacité du traitement du fait du lessivage des feuilles et du ruissellement sur le sol. Ainsi, la quantité de molécules disponibles pour l'érosion éolienne ou la volatilisation est accrue.

La dispersion des produits est directement liée à la taille des gouttelettes. Pour maîtriser cette taille, un entretien régulier du pulvérisateur, ainsi qu'un réglage précis de la pression appliquée à la sortie des buses sont indispensables. Des dispositifs anti-dérive sont désormais disponibles [40].

Toutes ces mesures ont pour effet de réduire le phénomène de dérive. Or, la volatilisation constitue le plus grand pourvoyeur de polluant à l'atmosphère. Mais il ne semble pas exister de solution pour limiter significativement et à grande échelle ce phénomène. L'enfouissement des certains pesticides est préconisée comme la trifluraline. Mais dans le cas d'un pesticide pénétrant par les feuilles, cette technique n'est pas envisageable. Ainsi, un diagnostic des parcelles jouxtant des jardins pourraient être menées. L'objectif étant de déterminer les caractéristiques de chacune :

- les caractéristiques de la culture (état physiologique et sanitaire, mode de conduite, stade végétatif, état initial des résidus dans les sols) ;
- l'environnement (données météo, vents et pluies dominants, données topologiques, situation géographique) ;
- les caractéristiques du procédé d'épandage et ses conséquences (produits et mélanges utilisés, réglages de la machine, mode opératoire, qualité des dépôts) ;
- les préconisations de traitement (doses prescrites, adéquation locale).

Ainsi, le traitement serait adapté à la culture en place et donc plus efficace. Les pertes seraient moins importantes et l'exposition des populations riveraines diminuée.

5.3.3 Réduction des incertitudes

Des études complémentaires pourraient être menées pour déterminer avec plus de précision les niveaux de concentration dans l'atmosphère à proximité d'une parcelle traitée plusieurs semaines après un épandage. Ainsi, l'exposition du jardinier pourra être plus finement déterminée. Si les concentrations dans l'air s'avèrent rester importantes durant une longue période, des analyses sur des fruits et légumes pourraient être envisagées car leur contamination devrait alors majoritairement dépasser le seuil de détection.

Il pourrait être intéressant d'étudier d'autres molécules actives. Tout d'abord car elles n'ont pas toutes le même comportement après la pulvérisation [14]. Ensuite, car elles n'ont pas toutes la même capacité à pénétrer dans les végétaux. Ainsi, une substance présente en concentration faible dans l'atmosphère pourra être retrouvée massivement dans les végétaux. Une constante de Henry faible semble favoriser le transfert du pesticide dans la plante. Ainsi, il ne faut pas s'intéresser uniquement aux molécules qui ont une constante élevée et qui sont

normalement retrouvées en très grande quantité dans l'atmosphère du fait de leur forte capacité de volatilisation. Le spectre des molécules d'intérêt s'élargit donc sensiblement. Les molécules qui présentent une DJA faible doivent être étudiées en priorité. Le cas du folpel montre bien que malgré que la LMR soit atteinte, la DJA ne peut pas l'être. Ainsi, cette molécule ne présente pas de danger par ingestion de produits de jardin.

CONCLUSION

Cette étude a permis, en tant que travail exploratoire, de mieux situer le niveau de contamination des végétaux par des pesticides de l'atmosphère par rapport aux concentrations fréquemment retrouvées dans les fruits et légumes et celles légalement autorisées. Pour les trois pesticides étudiés, les teneurs restent faibles et ne semblent pas représenter un danger pour la santé humaine, mise à part si le jardin se trouve à proximité d'un champ d'épandage. C'est dans cette voie que des études devront être approfondies. Ces situations peuvent être identifiées et faire l'objet d'une démarche de traitement adaptée.

Cette étude, même si elle n'est pas exhaustive, est plutôt rassurante pour tous les jardiniers qui souhaitent produire « bio ». En effet, ils peuvent considérer que leurs produits ne sont pas significativement contaminés par les pesticides de l'atmosphère. De plus, elle permet de cibler très précisément les situations à risque et de s'y consacrer entièrement. En effet, les teneurs en pesticides de l'atmosphère vont baisser à l'avenir. Ainsi, les situations qui ne sont pas problématiques aujourd'hui, par exemple les potagers en zone urbaine, ne pourront donc pas l'être demain.

L'énergie qui n'aura pas à être mise en œuvre pour régler ce problème pourra être utilisée pour d'autres. Par exemple, l'information des jardiniers amateurs sur la toxicité et l'intérêt que présente le respect des doses préconisées pourra être encore une fois améliorée pour des bénéfices environnementaux et de santé de grande envergure. Il en est de même pour l'utilisation des pesticides à l'intérieur des habitations. Les concentrations retrouvées dans l'air intérieur sont très importantes et l'exposition, notamment des enfants, peut s'avérer problématique. Ainsi, les vrais enjeux se trouvent dans la sensibilisation de la population aux dangers que représentent les pesticides qu'ils appliquent eux-mêmes.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Silvy C. Quantifions le phytosanitaire II. INRA. *Le courrier de l'environnement*, 1995, **25**
- [2] Tron I., Piquet O., cohuet S.– Effets chroniques des pesticides sur la santé : Etat actuel des connaissances [en ligne]. Observatoire Régionale de Santé de Bretagne. Janvier 2001 [visité le 2.05.2003]. Disponible sur internet : www.orsb.aso.fr
- [3] Maison de la Consommation et de l'Environnement (mce). Les pesticides : Réglementation et effets sur la santé et l'environnement [en ligne]. Février 2003 [visité le 27.07.2003]. Disponible sur internet : www.mce-info.org/pesticides.php
- [4] Lig'air / GREPPES – « Les pesticides en milieu atmosphérique : Etude en région Centre » [en ligne]. 2000-2001 [visité le 28.04.2003]. Disponible sur internet : www.ligair.fr
- [5] Miquel G., Deutsch J.C. Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques [en ligne]. 2003 [visité le 2.05.2003]. Disponible sur internet : www.senat.fr
- [6] Fabre I. , Gingomard MA., Elisabeth Marcotullio E. *Un réseau français de toxivigilance en agriculture. BEH*, 1998, **43**.
- [7] Leiss JK, Savitz DA. Home pesticide use and childhood cancer – A case-control study. *Am J Public Health*, 1995, **85**, 249-252.
- [8] Laboratoire d'Etude et de Recherche en Environnement et Santé (LERES). Bilan des modalités de surveillance de la contamination par les produits phytosanitaires de l'eau et des denrées alimentaires. 2001.
- [9] Roudaut R. Mise au point et adaptation à la routine du dosage dans les légumes frais de nouveaux produits de traitement. COOPAGRI . 1990.
- [10] Baert A. Quelques aspects sanitaires de l'exposition aux pesticides. Unité de Toxicovigilance Centre Antipoison de Rennes. 2000.
- [11] Marchand J.M. et al. Rapport d'information n°3088 de la Commission de la Production et des Echanges de l'Assemblée Nationale sur la pollution de l'air. 2001.
- [12] Miquel G., Deutsch J.C. Audition du Dr. René Seux dans le rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques [en ligne]. 2003 [visité le 2.05.2003]. Disponible sur internet : www.senat.fr
- [13] Hayo M.G. van der Werf. Evaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. INRA. *Le courrier de l'environnement*, 1997, **31**.

- [14] Briand O., Bertrand F., Millet M., Seux R. Etude expérimentale des transferts sol-air de pesticides à l'échelle d'une parcelle – Utilité de déterminer des flux de volatilisation. *Ingénieries*, 2001, 67-71.
- [15] Blot K. Détermination des paramètres permettant d'identifier les produits phytosanitaires susceptibles d'avoir les impacts sur la santé publique les plus importants en France. Mémoire IGS. Ed. ENSP. 2001.
- [16] Bedos C., Cellier P., Calvet R., Barrusio E. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 2002, **22** (1), 35-49.
- [17] Bonnard R. Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées [en ligne]. INERIS. Décembre 2001. Disponible sur internet : www.ineris.fr/recherches/multi/multi.pdf
- [18] La surveillance des résidus de pesticides dans les fruits et légumes. Détermination des priorités à partir des données de consommation. Rapport du CREDOC/OCA, n°CP002. Septembre 1994.
- [19] ATMO Poitou-Charentes – « Mesure des pesticides dans l'atmosphère en Poitou-Charentes » [en ligne]. 2001-2002 [visité le 28.04.2003]. Disponible sur internet: www.atmo-poitou-charentes.org
- [20] Lig'air / GREPPES – « Rapport d'étape : Etude de la contamination de l'air par les produits phytosanitaires » [en ligne]. Novembre 2002 [visité le 28.04.2003]. Disponible sur internet : www.ligair.fr
- [21] Air Pays de la Loire – « Premières mesures exploratoires de produits phytosanitaires dans l'atmosphère des Pays de la Loire » [en ligne]. 2002 [visité le 28.04.2003]. Disponible sur internet : www.airpl.org
- [22] Air Languedoc-Rousillon – « Mesures des pesticides dans l'air ambiant-Campagne de mesure de juin 2002 en milieu urbain (Montpellier) » [en ligne]. 2003 [visité le 28.04.2003]. Disponible sur internet : www.air-lr.asso.fr
- [23] Jury W.A., Spencer W.F., Farmer W.J. "Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil ". *J. Environ. Qual.* 1984, **13**(4), 558-586.
- [24] Mackay D., Shiu W.Y., Ma K.C. Illustrated Handbook of physical-chemical properties and Environmental Fate of Organic Chemicals – pesticide Chemicals Vol. V. CRC Press. 1997.
- [25] <http://www.inra.fr/agritox/>
- [26] <http://ace.ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html>
- [27] Barneaud A. Elements d'évaluation de l'exposition des habitants du vignoble nantais aux pesticides présents dans l'atmosphère. Mémoire IGS. Ed. ENSP. 2002.

- [28] Bertrand M. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. INSEE. 1993.
- [29] Glorennec P. Evaluation du risque sanitaire lié au fonctionnement de l'usine d'incinération d'ordures ménagères d'Angers. CIRE OUEST. 2001.
- [30] Paterson S., Mackay D., Tam D., Shiu W.Y. Uptake of organic chemicals by plants : a review of processes, correlations and model. *Chemosphere*, 1990, **21**, 297-331.
- [31] Thicoipe J.P. Laitues. Centre Technique Interprofessionnel des Fruits et Légumes (Ctifl). SERAIL. 1997.
- [32] Heller R., Esnault T R. Physiologie végétale. Nutrition – 1^{er} et 2^{ème} cycles. Ed. DUNOD. 1998
- [33] www.cnrs.fr
- [34] Duchaufour Ph. Pédologie – sol, végétation et environnement. Ed. MASSON. 1991
- [35] Morel R. Les sols cultivés. Ed. Tec&Doc. 1996
- [36] www.airparif.asso.fr
- [37] US EPA. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, Support Materials
Volume 1: Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities [en ligne]. Disponible sur internet :
<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/riskvol.htm>
- [38] Riley C.M., wiesner C.J., Off-target deposition and drift of aerially applied agricultural sprays. *Pestic. Sci.* 1989. **26**. 159–166
- [39] Robinson R.C., Parsons R.G., Barbe G., Patel P.T., Murphy S. Drift control and buffer zones for helicopter spraying of bracken (*Pteridium aquilinum*). *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, 2000, **79**, 215-231.
- [40] Ravier S., Briand O., Seux R. Rapport de recherche interne au LERES : Pratiques agricoles et conséquences sanitaires. Etude du comportement des agriculteurs bretons lors de l'utilisation de pesticides. LERES. Juin 2002. 42 pp.
- [41] Cassadou S., Pouey J. Impact sanitaire des émissions atmosphériques de l'UVE des déchets du syndicat de DECOSET [en ligne]. 2001. Disponible sur internet :
<http://orsmip.free.fr/download/BESSIERES.pdf>
- [42] <http://www.ineris.fr/lcsqa/metrol3.htm>

TABLE DES ANNEXES

Résultats des mesures de pesticides dans l'atmosphère en région Poitou-Charentes	Annexe n°1
Résultats des mesures de pesticides dans l'atmosphère en région Pays de la Loire	Annexe n°2
Paramètres environnementaux du logiciel CalTox 4.0	Annexe n°3
Paramètres physico-chimiques de la molécule étudiée dans le logiciel CalTox.....	Annexe n°4
Paramètres d'exposition humaine du logiciel CalTox	Annexe n°5
Démarche de détermination des paramètres rentrant dans le calcul de la contribution de l'atmosphère à la contamination des végétaux.....	Annexe n°6
Liste des paramètres intervenant dans le calcul de la concentration en pesticides des végétaux	Annexe n°7
Paramètres Grenoble	Annexe n°8
Paramètres Toulouse	Annexe n°9
Paramètres Angers.....	Annexe n°10
Distributions des cinq paramètres prépondérants pour l'analyse probabiliste avec le logiciel @Risk.....	Annexe n°11

Annexe n° 1: Résultats des mesures de pesticides dans l'atmosphère en région
Poitou-Charentes

PESTICIDES LES PLUS ABONDAMMENT RETROUVES DANS L'ATMOSPHERE										
alachlore	212	467	497	221	24	98	34			22
atrazine	26	178	61	541	63	288	145	18		
chlorothalonil	60	99	146	1459	79	393	914	33		
cyprodinil	1059	368	21	274	33	43	66	22		25
fenpropimorphe	23	151	398	495		37	22	5		33
lindane	609	553	391	456	204	367	224	50	66	164
métolachlore	40	204	93	130	36	35		18		25
trifluraline	516	895	438	156	20	288	25	24	58	49

Résultats des mesures hebdomadaires de pesticides à La Rochelle d'avril à juin 2002 (pg/m³)

PESTICIDES LES PLUS ABONDAMMENT RETROUVES DANS L'ATMOSPHERE										
alachlore	670	250	178	173	105					
atrazine	210	167								<110
chlorothalonil	3763	3583								
lindane	<360		133	208	174	138	966	382	475	173
métolachlore	<310	<210	222	<140						
tébutame			2536	2880	1186	552	358	139	136	
trifluraline	155		890	798	593	345	1038	1076	678	375

Résultats des mesures hebdomadaires de pesticides à Surgères (rural : blé, orge, maïs, pois avec influence urbaine) de juin à novembre 2001 (pg/m³)

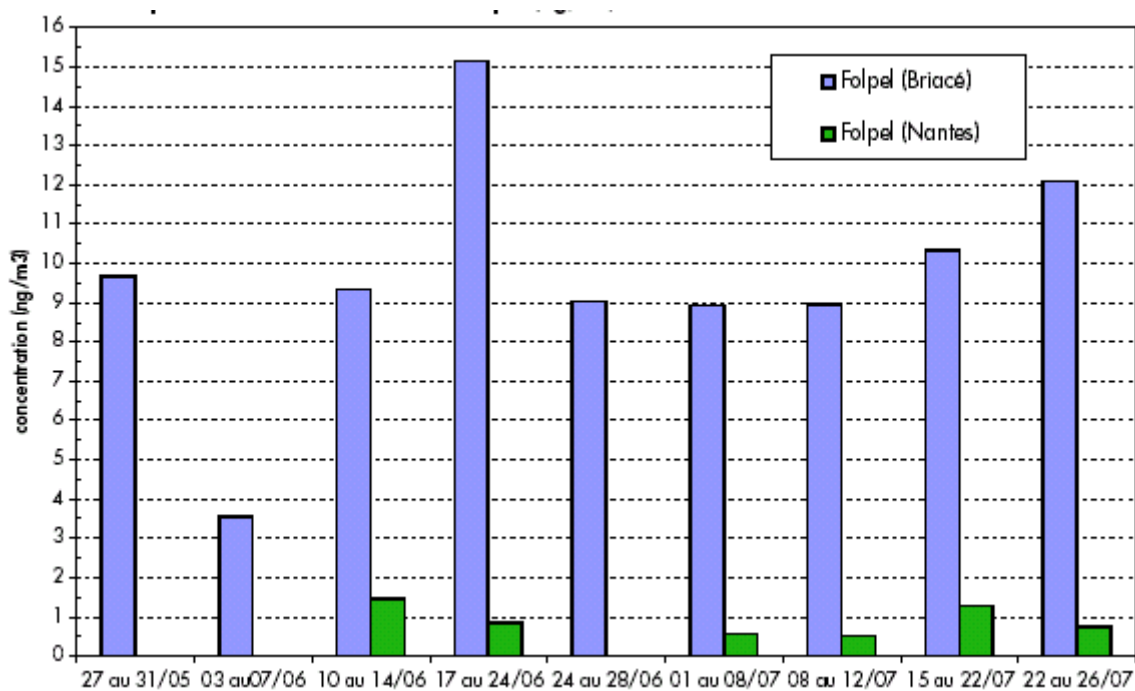
PESTICIDES LES PLUS ABONDAMMENT RETROUVES DANS L'ATMOSPHERE										
aclonifen	120	241	401	391	234	412	230		177	65
alachlore	168	541	927	541	195	183	105	92	72	27
atrazine	102	162	191	222	215	157	316	229	275	118
chlorothalonil			66				66		118	686
fenpropimorphe	180	114	389	120	91	48	45		38	27
lindane	150	156	329	198	260	236	289		118	216
métolachlore	204	541	508	391	221	281	217	164	98	30
pendiméthaline	90	902	508	481	404	720	362		85	18
terbuthylazine	174	361	329	391	397	177	302	262	131	216
trifluraline	96	541	478	66	905	242	473		157	39

Résultats des mesures hebdomadaires de pesticides à Cognac d'avril à juin 2002 (pg/m³)

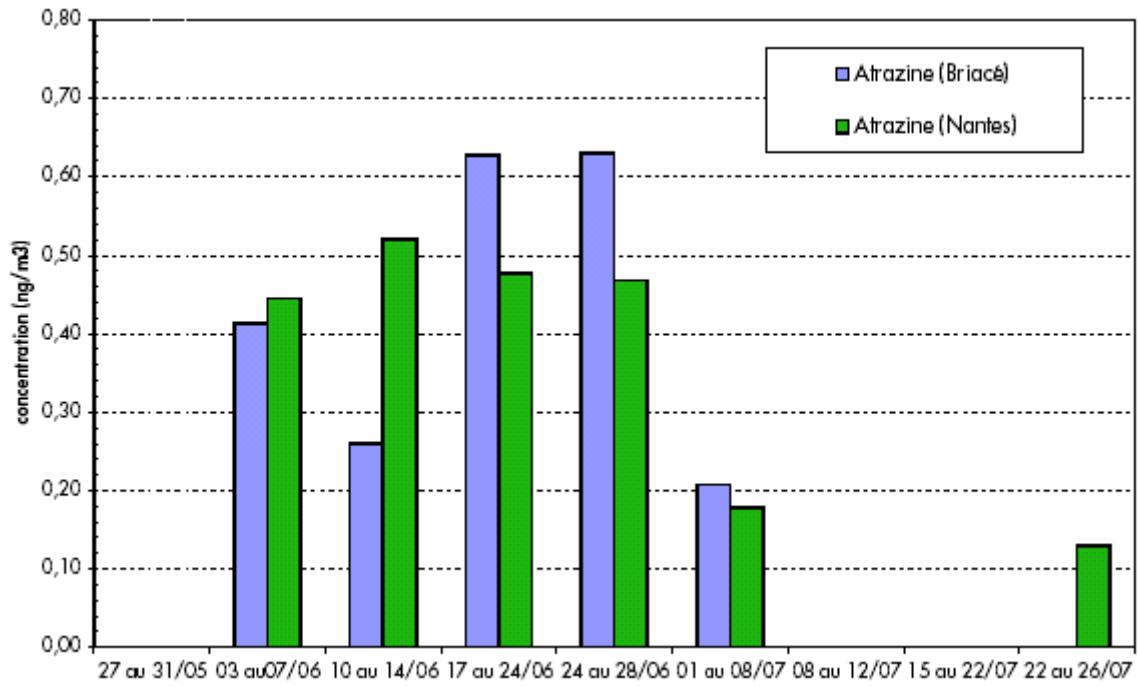
Annexe n° 2 : Résultats des mesures de pesticides dans l'atmosphère en région Pays de la Loire

Molécule	Concentration (ng/m ³)
Lindane	0,2 - 0,9
Trifluraline	0,2 - 0,6
Atrazine	0,13 – 1
Folpel	0,5 – 26
Chlorpyriphos éthyl	0,4 - 20

Niveaux de concentrations de 5 molécules à proximité d'une vigne



Evolution temporelle des concentrations en folpel (ng/m³) mesurées simultanément à Nantes et à Briacée (rural)



Evolution temporelle des concentrations en atrazine (ng/m³) mesurées simultanément à Nantes et à Briacée (rural)

Annexe n° 3: Paramètres environnementaux du logiciel CalTox 4.0

Désignation française	Désignation US	Nom de la variable
Contaminated area in m ²	Surface contaminée	Area
Annual average precipitation (m/d)	Précipitation moyenne annuelle	rain
Flux; surface water into landscape (m/d)	Flux d'apport d'eau sur le site	inflow
Land surface runoff (m/d)	Vitesse de ruissellement	runoff
Atmospheric dust load (kg/m ³)	Charge en poussières de l'atmosphère	rhob_a
Dry deposition velocity, air particles (m/d)	Vitesse de déposition des particules dans l'air	v_d
Aerosol organic fraction	Fraction organique des aérosols	foc_ap
Volume fraction of water in leaf	Fraction d'eau dans la feuille	beta_leaf
Volume fraction of air in leaf	Fraction d'air dans la feuille	alpha_leaf
Volume fraction of lipid in leaf	Fraction de lipide dans la feuille	lipid_leaf
Volume fraction of water in stem	Fraction d'eau dans la tige	beta_stem
Volume fraction of water in root	Fraction d'eau dans les racines	beta_root
Primary production dry vegetation(kg/m ² /y)	Production végétale journalière	veg_prod
One-sided Leaf Area Index	LAI	LAI -
Wet interception fraction	Fraction d'interception	IF_w
Avg thickness of leaf surface(cuticle)(m)	Épaisseur moyenne de la cuticule	d_cuticle
Stem wet density (kg/m ³)	Densité sèche de la tige	rho_stm
Leaf wet density (kg/m ³)	Densité sèche de la feuille	rho_leaf
Root wet density (kg/m ³)	Densité sèche des racines	rho_root
Veg attenuation fctr, dry interception(m ² /kg)	Facteur d'atténuation végétale	atf_leaf
Stomata area frctn(area stomata/area leaf)	Fraction de la surface des stomates par rapport à la surface de la feuille	na_st
Effective pore depth	Épaisseur efficace des pores	del_st
Boundary layer thickness over leafs	Épaisseur de la couche frontière sur les feuilles	del_a
Leaf surface erosion half-life (d)	Demi-vie de la surface de la feuille	Thalf_le
Ground-water recharge (m/d)	Recharge des eaux souterraines	recharge
Evaporation of water from surface wtr (m/d)	Évaporation de l'eau de surface	evaporate
Thickness of the ground soil layer (m)	Épaisseur du sol profond	d_g
Soil particle density (kg/m ³)	Densité des particules du sol	rhos_s
Water content in surface soil (vol fraction)	Fraction d'eau dans le sol superficiel	beta_g
Air content in the surface soil (vol frctn)	Fraction d'air dans le sol superficiel	alpha_g
Erosion of surface soil (kg/m ² -d)	Erosion du sol superficiel	erosion_g
Bioturbation (m ² /d)	Bioturbation	D_bio
Thickness of the root-zone soil (m)	Épaisseur de la zone de sol racinaire	d_s
Water content of root-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'eau dans la zone de sol racinaire	beta_s
Air content of root-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'air dans la zone de sol racinaire	alpha_s
Thickness of the vadose-zone soil (m)	Épaisseur de la zone de sol vadose	d_v

Water content; vadose-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'eau dans la zone de sol vadose	beta_v
Air content of vadose-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'air dans la zone de sol vadose	alpha_v
Thickness of the aquifer layer (m)	Epaisseur de l'aquifère	d_q
Solid material density in aquifer (kg/m3)	Densité des matériaux solides de l'aquifère	rhos_q
Porosity of the aquifer zone	Porosité de l'aquifère	beta_q
Fraction of land area in surface water		f_arw
Average depth of surface waters (m)	Profondeur moyenne des eaux de surface	d_w
Suspended sedmnt in surface wtr (kg/m3)	Sédiments en suspension dans les eaux de surface	rhob_w
Suspended sdmnt deposition (kg/m2/d)	Vitesse de déposition des sédiments	deposit
Thickness of the sediment layer (m)	Epaisseur de la couche de sédiments	d_d
Solid material density in sediment (kg/m3)	Densité des matériaux solides dans la couche de sédiments	rhos_d
Porosity of the sediment zone	Porosité de la zone de sédiments	beta_d
Sediment burial rate (m/d)		bury_d
Ambient environmental temperature (K)	Température ambiante	Temp
Surface water current in m/d	Vitesse du courant pour les eaux de surface	current_w
Organic carbon fraction in upper soil zone	Fraction de carbone organique pour le sol superficiel	foc_s
Organic carbon fraction in vadose zone	Fraction de carbone organique pour la zone vadose	foc_v
Organic carbon fraction in aquifer zone	Fraction de carbone organique pour la zone aquifère	foc_q
Organic carbon fraction in sediments	Fraction de carbone organique pour la zone de sédiments	foc_d
Bndry lyr thickness in air above soil (m)	Epaisseur de la couche frontière entre l'air et le sol	del_ag
Yearly average wind speed (m/d)	Vitesse moyenne annuelle du vent	v_w

Annexe n° 4 : Paramètres physico-chimiques de la molécule étudiée dans le logiciel CalTox

Désignation US	Désignation française	Nom de la variable
Molecular weight (g/mol)	Poids moléculaire	MW
Octanol-water partition coefficient	Coefficient de partition Octanol-eau	Kow
Melting point (K)		Tm
Vapor Pressure in (Pa)	Pression de vapeur	VP
Solubility in mol/m ³	Solubilité	S
Henry's law constant (Pa-m ³ /mol)	Constante de Henry	H -
Diffusion coefficient in pure air (m ² /d)	Coefficient de diffusion dans l'air pur	Dair
Diffusion coefficient; pure water (m ² /d)	Coefficient de diffusion dans l'eau pure	Dwater
Organic carbon partition coefficient Koc	Coefficient de partition carbone organique-eau	Koc -
Octanol/air partition coefficient	Coefficient de partition octanol-air	Koa -
Partition coefficient in ground/root soil layer	Coefficient de partition dans la zone de sol racinaire	Kd_s -
Partition coefficient in vadose-zone soil layer	Coefficient de partition dans la zone vadose	Kd_v -
Partition coefficient in aquifer layer	Coefficient de partition dans la zone auifère	Kd_q -
Partition coeffic. in surface wtr sediments	Coefficient de partition dans les sédiments des eaux de surface	Kd_d -
Leaves/phlm wtr prtn cff.(wet kg/m ³ per wet kg/m ³)		Kl_phl -
Stem/xylem-fluid prtn cff (m ³ [xylem]/m ³ [stem])		Ks_x -
Transpiration stream cncntrtn fctr (m ³ [wtr]/m ³ [ts])		TSCF -
Biotransfr fctr, plant/air (m ³ [a]/kg[pFM])	Facteur de biotransformation plant/air	Kpa -
Biotransfer factor; cattle-diet/milk (d/kg[milk])	Facteur de biotransformation alimentation bovine/lait	Bk -
Biotransfer factor; cattle-diet/meat (d/L)	Facteur de biotransformation alimentation bovine/viande	Bt -
Biotransfer fctr; hen-diet/eggs (d/kg[egg contents])	Facteur de biotransformation alimentation de la volaille/oeufs	Be -

Biotransf. fctr; brst mlk/mthr intake (d/kg)	Facteur de biotransformation lait maternel/ingestion de la mère	Bbmk -
Bioconcentration factor; fish/water	Facteur de biotransformation poisson/eau	BCF -
Particle scavenging ratio of rain drops	Ratio de balayage des gouttes de pluie	Psr_rain -
Skin permeability coefficient; cm/h	Coefficient de perméabilité de la peau	Kp_w -
Skin-water/soil partition coefficient (L/kg)	Coefficient de partition eau de la peau/sol	Km -
Fraction dermal uptake from soil	Fraction prise par l'épiderme à partir du sol	dfct_sl-
Reaction half-life in air (d)	Temps de demi-vie dans l'air	Thalf_a
Reaction half-life in surface soil (d)	Temps de demi-vie dans le sol de surface	Thalf_g
Reaction half-life in root-zone soil (d)	Temps de demi-vie dans la zone racinaire	Thalf_s
Reaction half-life in vadose-zone soil (d)	Temps de demi-vie dans la zone vadose	Thalf_v
Reaction half-life in ground water (d)	Temps de demi-vie dans l'eau souterraine	Thalf_q
Reaction half-life in surface water (d)	Temps de demi-vie dans l'eau de surface	Thalf_w
Reaction half-life in sediments (d)	Temps de demi-vie dans les sédiments	Thalf_d
Reaction half-life in the leaf surface (d)	Temps de demi-vie à la surface des feuilles	Thalf_ls

Annexe n° 5: Paramètres d'exposition humaine du logiciel CalTox

Désignation US	Désignation française	Nom de la variable
Body weight (kg)	Poids corporel	BW
Surface area (m ² /kg)	Surface de contact	SAb
Active breathing rate (m ³ /kg-h)	Taux de respiration en période d'activité	BRa
Resting breathing rate (m ³ /kg-h)	Taux de respiration au repos	BRr
Fluid Intake (L/kg-d)	Quantité de liquide ingérée par jour	Ifl
Fruit and vegetable intake (kg/kg-d)	Quantité de graines ingérée par jour	Ifv
Grain intake (kg/kg-d)	Quantité de graines ingérée par jour	Ig
Milk intake (kg/kg-d)	Quantité de lait ingérée par jour	Imk
Meat intake (kg/kg-d)	Quantité de viande ingérée par jour	Imt
Egg intake (kg/kg-d)	Quantité d'œufs ingérée par jour	Iegg
Fish intake (kg/kg-d)	Quantité de poissons ingérée par jour	Ifsh
Soil ingestion (kg/kg-d)	Quantité de sol ingérée par jour	Isl
Breast milk ingestion by infants (kg/kg-d)	Quantité de lait maternel ingérée par jour	Ibm
Inhalation by cattle (m ³ /d)	Taux de respiration du bétail	Inc
Inhalation by hens (m ³ /d)	Taux de respiration des volailles	Inh
Ingestion of pasture, dairy cattle (kg[FM]/d)	Quantité de pâture ingérée par le bétail laitier	Ivdc
Ingestion of pasture, beef cattle (kg[FM]/d)	Quantité de pâturage ingérée par le bétail non laitier	Ivbc
Ingestion of pasture by hens (kg[FM]/d)	Quantité de pâturage ingérée par les volailles	Ivh
Ingestion of water by dairy cattle (L/d)	Quantité d'eau ingérée par le bétail laitier	Iwdc
Ingestion of water by beef cattle (L/d)	Quantité d'eau ingérée par le bétail non laitier	Iwbc
Ingestion of water by hens (L/d)	Quantité d'eau ingérée par les volailles	Iwh
Ingestion of soil by cattle (kg/d)	Quantité d'eau ingérée par le bétail	Isc
Ingestion of soil by hens (kg/d)	Quantité de sol ingérée par les volailles	Ish

Fraction of water needs from ground water	Fraction d'eau souterraine utilisée	fw_gw
Fraction of water needs from surface water	Fraction d'eau de surface utilisée	fw_sw
Water irrigation rate applied to agr.soil (l/m ² -d)	Fraction de polluants dans les eaux d'irrigation transférés dans le sol	R_irr
Frctn frts & vgtbls that are exposed produce	Fraction de fruits et légumes exposés (aériens)	fabv_grd_v
Fraction of fruits and vegetables local	Fraction de fruits et légumes locaux	flocal_v
Fraction of grains local	Fraction de graines locales	flocal_g
Fraction of milk local	Fraction de lait local	flocal_mk
Fraction of meat local	Fraction de viandes locales	flocal_mt
Fraction of eggs local	Fraction d'œufs locaux	flocal_egg
Fraction of fish local	Fraction de poissons locaux	flocal_fsh
Plant-air prttn fctr, particles, m ³ /kg[FM]	Répartition air-plante des particules	Kpa_part
Rainsplash (mg/kg[plnt FM])/(mg/kg[soil])	Fraction d'éclaboussure du sol par les plantes	rainsplash
Water use in the shower (L/min)	Quantité d'eau utilisée pour la douche	Wshower
Water use in the House (L/h)	Quantité d'eau utilisée dans l'habitation	Whouse
Room ventilation rate, bathroom (m ³ /min)	Ventilation de la salle de bains	VRbath
Room ventilation rate, house (m ³ /h)	Ventilation de la maison	VRhouse
Exposure time, in shower or bath (h/day)	Durée de la douche	ETsb
Exposure time, active indoors (h/day)	Durée des activités dans la maison	ETai
Exposure time, outdoors at home (h/day)	Durée des activités à l'extérieur	ETao
Exposure time, indoors resting (h/day)	Durée des temps de repos dans la maison	ETri
Indoor dust load (kg/m ³)	Quantité de poussières dans la maison	dust_in
Exposure frequency to soil on skin, (d/y)	Fréquence d'exposition de la peau au sol	EFsl
Soil adherence to skin (mg/cm ²)	Adhérence du sol à la peau	Slsk
Ratio of indoor gas conc. to soil gas conc.	Ratio concentration intérieure sur concentration extérieure	alpha_inair

Exposure time swimming (h/d)	Durée de la baignade	ETsw
Exposure frequency, swimming (d/y)	Fréquence des baignades	EFsw
Water ingestion while swimming (L/kg-h)	Quantité d'eau ingérée pendant la baignade	ISww
Exposure duration (years)	Durée de fonctionnement de l'installation	ED
Averaging time (days)	Nombre de jours d'exposition	AT

Annexe n° 6 : Démarche de détermination des paramètres rentrant dans le calcul de la contribution de l'atmosphère à la contamination des végétaux

Ce calcul est régi par une formule articulée autour d'une condition concernant le facteur de biotransformation plant/air. Ce facteur est un paramètre d'entrée décrivant la molécule étudiée. En fonction de la molécule, cette valeur peut être soit une valeur par défaut qui ne dépend pas des conditions d'étude, soit une valeur calculée par CalTox. La plupart des molécules répondent à cette deuxième condition.

La formule est de la forme suivante :

$$C = SI(\dots; \dots; \dots) \cdot \overbrace{\frac{Z_{air}/Z_a \cdot N_a \cdot (T_{al} + T_{ac})}{(N_a \cdot (T_{al} + T_{ac}) + N_s \cdot T_{sl})}}^X$$

- Si la valeur du facteur de biotransformation plant/air est choisie par défaut, alors :

$$C = Z_{air}/Z_a \cdot K_{pa} \cdot f_a \cdot Z_a \cdot PW \cdot 1000 \cdot X$$

$$C = 1/RT \cdot K_{pa} \cdot f_a \cdot PM \cdot 1000 \cdot X$$

Les paramètres entrant dans le calcul sont donc :

T : Température

Fa : fugacité de l'air : $N_a/Z_a/V_a$

Kpa : facteur de biotransformation plant/air

PM : poids moléculaire

- Si la valeur du facteur de biotransformation plant/air est calculée par CalTox en fonction des conditions d'études :

$$C = Z_{air}/Z_a \cdot (N_l + N_c) / ((\text{Masse des végétaux}/m^2) \cdot (1 - f_{arw}) \cdot \text{Area} \cdot PM \cdot 1000) \cdot X$$

Or $Z_a = Z_{air} + Z_{ap} \cdot \rho_{ob_a} / \rho_{os_g} = 1/RT + Z_{ap} \cdot \rho_{ob_a} / \rho_{os_g}$
Masse des végétaux/m² = $0,5 \cdot \text{veg_prod} / (1 - \beta_{leaf} \cdot 1000 / \rho_{leaf})$

Les paramètres entrant dans le calcul sont :

Veg-prod : production végétale en kg/m²/jour

Beta_leaf : teneur en eau des feuilles

Rho_leaf : densité des feuilles

rho_a : densité des poussières de l'atmosphère

rho_g = rho_s : densité de particule du sol

f_arw : fraction de terre immergée

Area : surface d'intérêt

Le détail du calcul de la valeur du transfert air-feuille peut aussi être analysé :

$$T_{al} = \text{Area} \cdot (1 - f_{arw}) \cdot LAI \cdot mtc_{st} / V_a \cdot Z_{air}/Z_a$$

Il en est de même pour le transfert air-cuticule :

$$T_{ac} = \text{Area} * (1 - f_{arw}) * 2 * \text{LAI} * \text{mtc}_{ct} / \text{Va} * \text{Zair} / \text{Za} + (\text{IF}_w * \text{rain} * \text{Zwater}) + \text{rhob}_a / \text{rhos}_g * (\text{rain} * \text{IF}_w * \text{Psr}_{rain} * \text{Zap} + v_d * \text{IF}_d * \text{Zap}) * (1 - f_{arw}) / d_a / \text{Za}$$

Or : LAI : One-sided leaf area index = $3,9 * \text{veg_prod}^{0,685}$
 $\text{Zwater} = 1 / \text{H}$
 IF_d : Interception fraction for dry deposition on leaf
 $= 1 - \text{EXP}((1 - \text{beta}_{leaf} * 1000 / \text{rho}_{leaf}) * (\text{atf}_{leaf} * \text{bm}_{leaf}))$
 D_a : taille du compartiment de l'air = $0,22 * (\text{RACINE}(\text{Area}))^{0,8}$
 mtc_{ct} : conductance

Les paramètres entrant dans le calcul sont :

IF_w : fraction interceptée par les feuilles
 Rain : pluviométrie
 H : constante de Henry
 Psr_{rain} : Proportion de balayage des pluies
 V_d : vitesse de déposition des particules de l'air
 Atf_{leaf} : facteur d'atténuation végétale en m^2/kg

Le transfert sol-feuille est aussi à considérer :

$$T_{sl} = (1/x_{rs} + 1/x_{sl})^{-1}$$

- Avec x_{rs} (transfert sol racinaire/tige) = $\text{transpire} * (\text{Area} * (1 - f_{arw})) / \text{Vs} * \text{TSCF} * \text{Zwater} / \text{Zs}$

Or Transpire : $\text{evapotrans} = \text{rain} * (1 - f_{arw}) - \text{recharge} - \text{runoff}$
 Zs : fugacité du sol racinaire
 $= (\alpha_s * \text{Zair}) + (\beta_s * \text{Zwater}) + \text{Zsp} * (1 - \alpha_s - \beta_s)$
 Zsp : $\text{Kd}_s * \text{rhos}_s / 1000 * \text{Zwater}$
 Kd_s : coefficient de partition entre le sol racinaire et profond = $\text{Koc} * \text{foc}_s$

- Avec x_{sl} (transfert tige/feuille) = $\text{transpire} * (\text{Area} * (1 - f_{arw})) / \text{Ks}_x / \text{Vstm}$

Or Ks_x : Stem/xylem-fluid prtn cff ($\text{m}^3[\text{xylem}] / \text{m}^3[\text{stem}]$)
 : fonction de β_{stem} ou Kow et rho_{stm}
 Vstm : $\text{bm}_{stem} / \text{rho}_{stm} * (\text{Area} * (1 - f_{arw}))$
 Bm_{stem} : masse de bois et de tige par m^2 de sol
 : fonction de rho_{stm} , veg_prod , β_{stem}

Les paramètres entrant dans le calcul sont :

Recharge : recharge des eaux souterraines
 Runoff : vitesse de ruissellement l'eau sur le sol
 TSCF : Transpiration stream cncntrtn fctr ($\text{m}^3[\text{wtr}] / \text{m}^3[\text{ts}]$)
 α_s : concentration en air du sol racinaire
 β_s : concentration en eau du sol racinaire
 Koc : Coefficient de partage carbone organique-eau
 foc_s : fraction de carbone organique dans la couche superficielle de sol
 β_{stem} : teneur en eau des tiges
 Kow : coefficient de partage octanol-eau
 rho_{stm} : densité des tiges

Annexe n° 7: Liste des paramètres intervenant dans le calcul de la concentration en pesticides des végétaux

Paramètres environnementaux

Area : surface d'intérêt

T : température

Rain : pluviométrie

Veg-prod : production végétale en kg/m²/jour

Beta_leaf : teneur en eau des feuilles

Rho_leaf : densité des feuilles

rhob_a : densité des poussières de l'atmosphère

rhos_g = rhos_s : densité de particule du sol

f_arw : fraction de terre immergée

IF_w : fraction interceptée par les feuilles

V_d : vitesse de déposition des particules de l'air

Atf_leaf : facteur d'atténuation végétale en m²/kg

Recharge : recharge des eaux souterraines

Runoff : vitesse de ruissellement de l'eau sur le sol

Alpha_s : concentration en air du sol racinaire

Beta_s : concentration en eau du sol racinaire

Foc_s : fraction de carbone organique dans la couche superficielle de sol

Beta_stem : teneur en eau des tiges

Rho_stm : densité des tiges

Caractéristiques chimiques de la molécule :

PM : poids moléculaire

H : constante de Henry

TSCF : transpiration stream cnctrtn fctr (m³[wtr]/m³[ts])

Kow : coefficient de partage octanol-eau

Koc : coefficient de partage carbone organique-eau

Psr-rain : proportion de balayage des pluies

Kpa : facteur de biotransformation plant/air

Annexe n° 8 : Paramètres sol Angers

Designation US	Designation française	Nom de la variable dans CalTox	Valeur par défaut	Valeur utilisée	Source	Remarques
annual average precipitation (m/d)	Précipitation moyenne journalière	rain	1,48 E-03	1,83 E-03	Météo France	
land surface runoff (m/d)	Vitesse de ruissellement à la surface	runoff	6,40 E-04	1,40 E-04	SFSP 99	
atmospheric dust load (kg/m ³)	Quantité de poussières dans l'air	rhob_a	5,95 E-08	3,8 E-08	Cassadou et al. 2001	Sud ouest de la France
ground-water recharge (m/d)	Recharge des eaux souterraines	recharge	8,20 E-06	5,00 E-04	SFSP 99	
soil particle density (kg/m ³)	Densité des particules du sol	rhos_s	265 E+03	1,15 E+03	Chambre agriculture 49	Moyenne limons peu profond (0.7 E+03) et profond (1.6 E+03)
air content in the surface soil (vol frctn)	Fraction d'air dans le sol (en surface)	alpha_g	2,42 E-01	5,3 E-01	Chambre agriculture 49	
thickness of the root-zone soil (m)	Epaisseur de la zone des racines	d_s	8,87 E-01	6,5 E-01	Chambre agriculture 49	Moyenne limons peu profond (0.4) et profond (0.9)
air content of root-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'air dans la couche des racines	alpha_s	2,23 E-01	5,3 E-01	Chambre agriculture 49	
thickness of the vadose-zone soil (m)	Epaisseur de la zone vadose	d_v	3,40 E+01	1		Pas de zone vadose car pas de nappe, pas d'influence sur le résultat
thickness of the aquifer layer (m)	Epaisseur de la zone aquifère	d_q	3,00 E+00	1,00 E-03		Pas de nappe
ambient environmental temperature (K)	Température ambiante	Temp	2,88 E+02	2,89 E+02	Météo France	
Surface water current in m/d	Vitesse du courant pour les eaux de surface	current_w	0,00 E+00	? ? E+00	Diren	
organic carbon fraction in upper soil zone	Fraction de carbone organique dans la zone de surface du sol	foc_s	3,00 E-03	2,25 E-02	Chambre agriculture 49	
organic carbon fraction in vadose zone	Fraction de carbone organique dans la zone vadose	foc_v	2,70 E-04	5 E-03	Chambre agriculture 49	
yearly average wind speed (m/d)	Vitesse moyenne du vent	v_w	1,50 E+05	2,94 E+05	Météo France	

Annexe n° 9 : Paramètres sol Toulouse

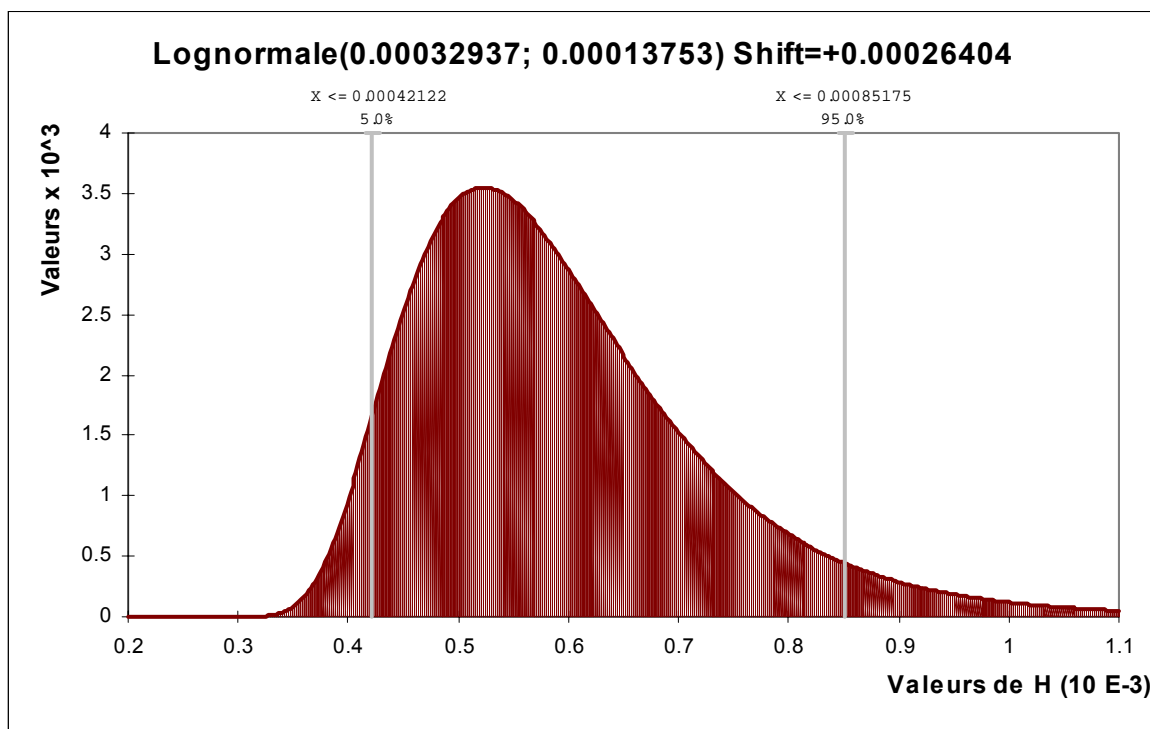
Designation US	Designation française	Nom de la variable	Valeur par défaut	Valeur utilisée
annual average precipitation (m/d)	Précipitation moyenne journalière	rain	1,48 E-03	1,98 E-03
land surface runoff (m/d)	Vitesse de ruissellement à la surface	runoff	6,40 E-04	1,40 E-04
atmospheric dust load (kg/m ³)	Quantité de poussières dans l'air	rhob_a	5,95 E-08	3,8 E-08
ground-water recharge (m/d)	Recharge des eaux souterraines	recharge	8,20 E-06	5,00 E-04
soil particle density (kg/m ³)	Densité des particules du sol	rhos_s	265 E+03	2,14 E+03
air content of root-zone soil (vol. frctn.)	Fraction d'eau dans la couche des racines	beta_s	1,25 E-01	1,69 E-01
Water content : vadose-zone soil (vol.frctn.)	Fraction d'eau dans la couche vadose	Beta_v	2,8 E-1	1,08 ^E -1
thickness of the vadose-zone soil (m)	Epaisseur de la zone vadose	d_v	3,40 E+01	3,6
thickness of the aquifer layer (m)	Epaisseur de la zone aquifère	d_q	3,00 E+00	1
Solid material density in aquifer (kg)	Fraction d'eau dans la couche aquifère	Rhos_q	2,65 E3	2,14 ^E 3
Porosity of the aquifer zone	Fraction d'air dans la couche aquifère	Beta_q	2 E-1	1 E-1
Solid material density in sediment (kg/m ³)	Densité de la matière solide dans les sédiments	Rhos_d	2,65 E3	2,14 E3

ambient environmental temperature (K)	Température ambiante	Temp	2,88 E+02	1,5 E-2
organic carbon fraction in upper soil zone	Fraction de carbone organique dans la zone de surface du sol	foc_s	3,00 E-03	2,25 E-02
organic carbon fraction in vadose zone	Fraction de carbone organique dans la zone vadose	foc_v	2,70 E-04	3 E-03
Organic carbone fraction in aquifer zone	Fraction de carbone organique dans la zone aurifère	Foc_q	1 E-2	1 E-3
yearly average wind speed (m/d)	Vitesse moyenne du vent	v_w	1,50 E+05	2 E+05

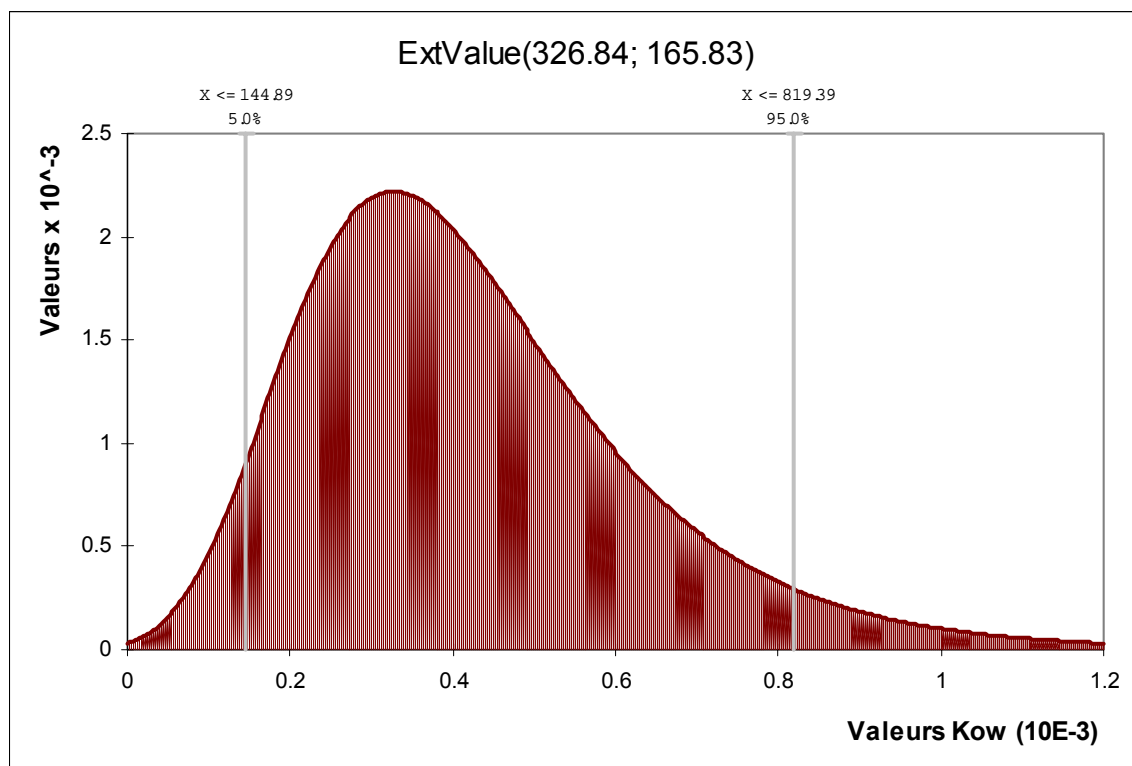
Annexe n°10 : Paramètres sol Grenoble

Designation américaine des paramètres	Designation française des paramètres	Abréviations	Valeurs CAL/TOX par défaut	Valeur utilisée
Contaminated area in m ²	Surface contaminée (m ²)	Area	4,11E+11	3,90 E+04
Annual average precipitation (m/d)	Moyenne annuelle des précipitations (m/jour)	rain	1,48E-03	1ère période : 2,35E-03 2ème période : 1,57E-03
Land surface runoff (m/d)	Vitesse de ruissellement (m/jour)	runoff	6,10E-04	1,40E-04 (SFSP, 1999)
Ground-water recharge (m/d)	Recharge des eaux souterraines (m/jour)	recharge	5,58E-05	5,00E-04 (SFSP, 1999)
Thickness of the root-zone soil (m)	Epaisseur de la zone des racines (m)	d_s	8,87E-01	2,00E-01 (EPA, 1998)
Ambient environmental temperature (K)	Température ambiante (K)	Temp	2,88E+02	2,85E+02 (Météo France, station de Mâcon)
Organic carbon fraction in upper soil zone	Fraction de carbone organique dans la zone de surface du sol	foc_s	3,00E-03	1,50E-02 (SFSP, 1999)
Organic carbon fraction in vadose zone	Fraction de carbone organique dans la zone vadose	foc_v	2,70E-04	3,00E-03 (SFSP, 1999)
Organic carbon fraction in aquifer zone	Fraction de carbone organique dans la zone aquifère	foc_q	1,00E-02	1,00E-03 (SFSP, 1999)

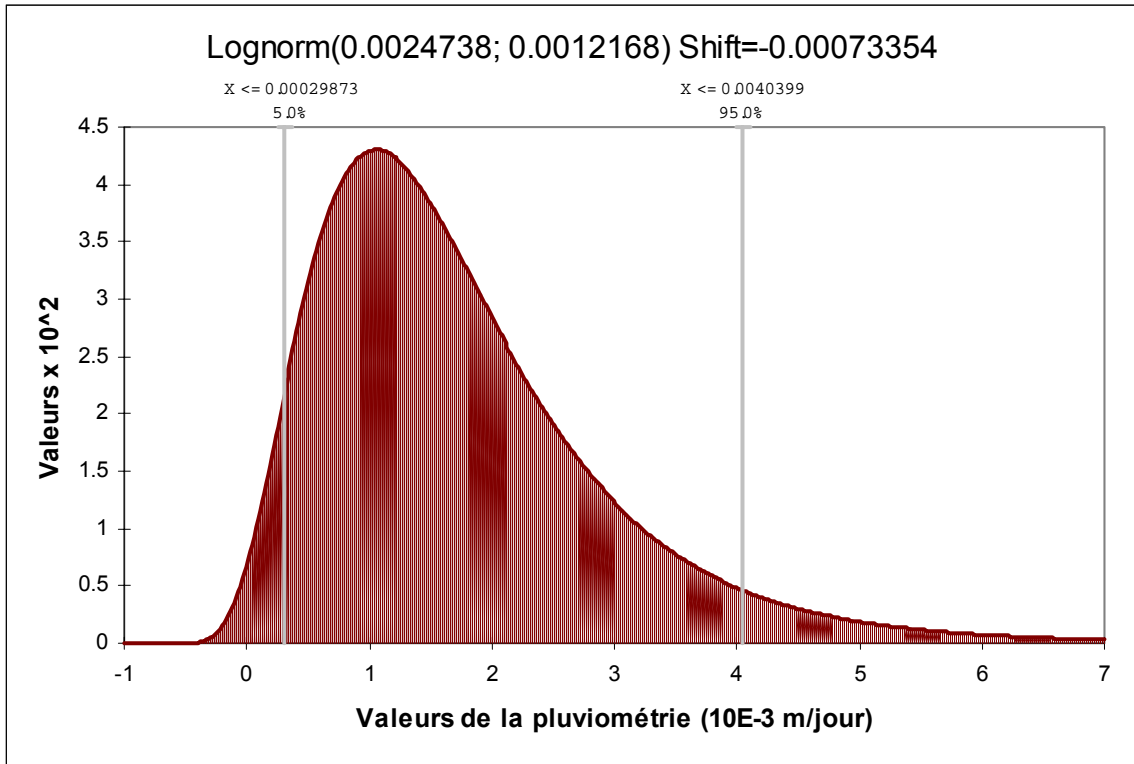
Annexe n° 11 : Distributions des cinq paramètres prépondérants pour l'analyse probabiliste avec le logiciel @risk



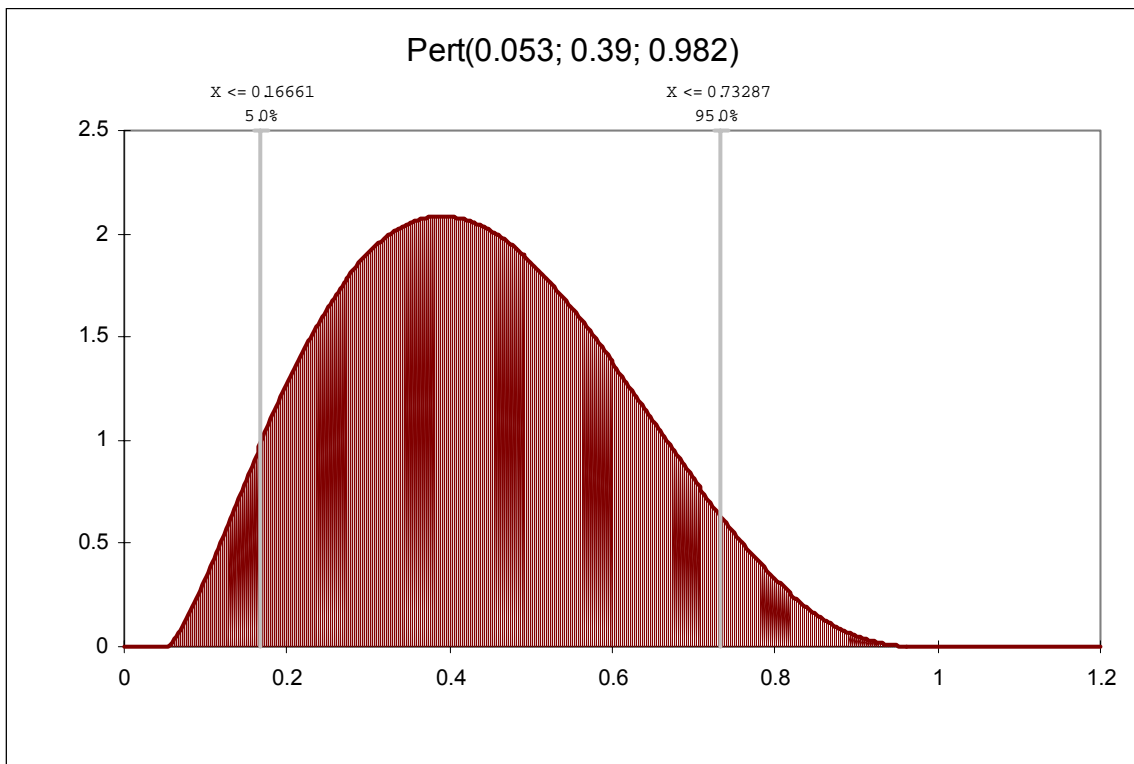
Distribution de H



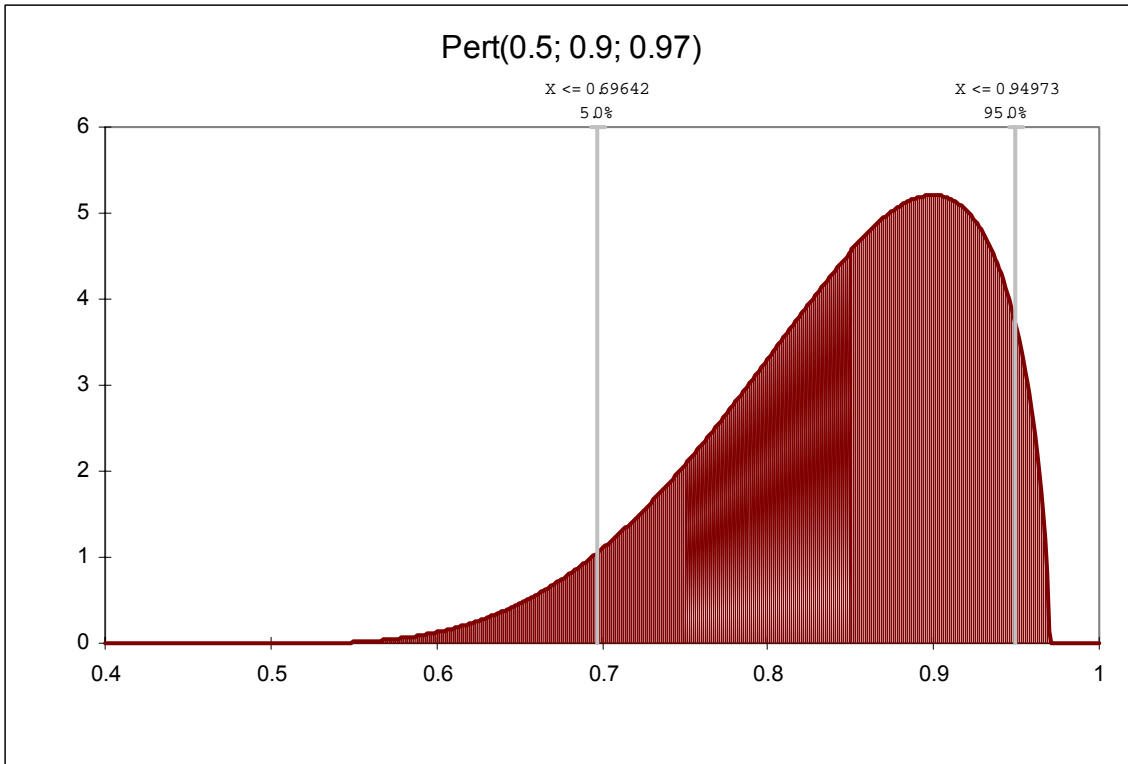
Distribution Kow



Distribution pluviométrique



Distribution de la fraction d'interception



Distribution de la fraction en eau des feuilles