

# Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle : Principes et intégration du compartiment atmosphérique

Elodie Guigon<sup>1</sup>, Alexandre Rat<sup>3</sup>, Emmanuel Ledoux<sup>3</sup>, Marc Chevreuil<sup>2</sup> et Hélène Blanchoud<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Université Pierre et Marie Curie/UMR Sisyphe 4, place Jussieu 75252 Paris cedex 5, [elodie.guigon@ccr.jussieu.fr](mailto:elodie.guigon@ccr.jussieu.fr),

<sup>2</sup> Laboratoire Hydrologie et Environnement EPHE/UMR Sisyphe 4, place Jussieu 75252 Paris cedex 5

<sup>3</sup> CIG/ UMR Sisyphe, ENSMP, 35 rue St Honoré, 77 305 Fontainebleau

Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Vesle : Principes et intégration du compartiment atmosphérique .....	1
1. Introduction .....	1
2. Principe de modélisation du transfert des phytosanitaires vers les eaux souterraines.....	3
3. Principe de modélisation du transfert des phytosanitaires vers les eaux de surface.....	4
3.1. Etude de la contamination atmosphérique.....	5
3.2. Intégration du compartiment atmosphérique.....	5
3.3. Conclusion.....	11
4. Conclusion générale et Perspectives .....	11
5. Bibliographie.....	12

## 1. Introduction

La contamination par les produits phytosanitaires des eaux de surface et souterraines est un enjeu majeur et les agences de l'eau étudient actuellement les possibilités de réduction de cette contamination dans le cadre de la directive européenne. En France, de nombreuses molécules sont à l'étude en vue de restrictions d'usage ou de retrait d'homologation. Ces changements risquent de modifier considérablement les pratiques de traitement, tant au niveau des quantités utilisées et des molécules rencontrées.

Les travaux déjà réalisés dans le cadre du programme Piren Seine ont permis d'effectuer un bilan global à l'échelle du bassin versant de la Marne. Le recensement de l'ensemble des pesticides utilisés, même s'il comprend des lacunes ou des incertitudes, permet d'avoir une première évaluation des molécules à rechercher (H. Blanchoud, 2001). Notamment, les usages (et les apports) qui étaient quantifiés concernaient le milieu agricole, le milieu urbain et les retombées atmosphériques. Ainsi, la large contribution due aux traitements agricoles a pu être démontrée, avec plus de 5200 tonnes par an comparativement aux autres apports (62 tonnes pour les usages urbains et moins de 1 tonne pour les retombées atmosphériques). Par ailleurs, la contribution de ces apports à la contamination de la Marne a été réalisée en considérant le bassin versant dans son intégralité comme étant une boîte noire. Ces exports ont été quantifiés en utilisant les connaissances du comportement de l'atrazine dans ce bassin versant (M. Garmouma, 1996). En effet, ces travaux avaient permis de dresser un bilan global de transfert de l'atrazine à l'échelle du bassin versant et de montrer notamment que seulement 0.5 % des traitements en atrazine rejoignaient la Marne par an. Au regard de ces résultats, un premier calcul des exports avait été réalisé en fonction des propriétés physico-chimiques des molécules par rapport à celles de l'atrazine. Les coefficients d'exportation annuels ont été calculés en tenant compte des

paramètres globaux d'adsorption ( $K_{oc}$ ) et de dégradation (durée de demi-vie). Les quantités totales de pesticides d'origine agricole étaient alors estimées entre 13 et 18 tonnes par an dans la Marne.

Cependant, cette approche ne permettait pas de définir des tendances dans le choix des molécules. La dynamique de transfert ne pouvait pas être définie, et il n'était pas possible de faire la distinction entre les molécules présentes toute l'année à des concentrations faibles, de celles dont la présence dans les cours d'eau sera limitée dans le temps à de très fortes concentrations.

C'est pourquoi un modèle de transfert de surface basé sur le principe de l'applicatif SENEQUE a été réalisé (H. Blanchoud et al., 2002). Le principe est d'utiliser les connaissances hydrologiques acquises jusqu'à présent pour le transfert des nitrates dans le bassin versant de la Seine et de développer un module de transfert des pesticides en utilisant des processus simples de transfert. Le but est de pouvoir définir le transfert de tous les produits phytosanitaires de façon à adapter le modèle aux nouvelles réglementations.

La première étape a consisté à vérifier si le module de transfert vers les eaux de surface simulait raisonnablement la contamination d'un cours d'eau élémentaire de l'orgeval. Le nombre de données disponibles tant au niveau hydrologique (CEMAGREF) que de la contamination par l'atrazine a permis de mettre en évidence la bonne représentation de la concentration en atrazine ainsi que les limites du module. La poursuite des études s'effectue simultanément dans plusieurs directions : d'une part, le module de transfert est amélioré pour s'adapter à d'autres molécules que l'atrazine. Ces travaux sont présentés dans le site atelier du Grand Morin pour la partie expérimentale et dans la partie hydrologie et agriculture pour la partie modélisation. D'autre part le module sera adapté à une plus grande échelle par le couplage avec une base de donnée SIG, ces travaux s'intégreront dans le site atelier de la Vesle et comprendront notamment des interactions avec les équipes rémoises dans le cadre du programme AQUAL. Parallèlement, le transfert de quelques pesticides vers les eaux souterraines est modélisé en utilisant le couplage STICS-MODCOU modifié pour les phytosanitaires. Ces approches sont complémentaires et utilisent une démarche similaire qui consiste à modéliser des processus simples pour s'adapter à plusieurs molécules. Cependant, elle nécessite la constitution d'une base de donnée élaborée selon deux principes ; le transfert vers les eaux souterraines est lent et progressif et concerne quelques molécules persistantes utilisées pendant les 30 dernières années alors que seuls transitent vers les eaux de surface les pesticides ayant été utilisées pendant les 3 dernières années. La constitution de cette base de données représente un travail considérable et est présenté dans l'action « collecte des données de pratiques phytosanitaires sur le bassin versant de la Vesle ».

Le bassin versant de la Vesle s'étend sur 1482 km<sup>2</sup> et est situé principalement en Champagne crayeuse. Le vignoble y est également très développé et localisé au niveau de la montagne de Reims (Figure 1). Cette agriculture intensive pose déjà des problèmes de contamination de l'eau par les produits phytosanitaires et affecte l'alimentation en eau potable de la ville de Reims. Notamment, l'atrazine, la simazine et leurs produits de dégradation, le diuron, la terbuthylazine et l'isoproturon sont des molécules régulièrement détectées dans la Vesle à Reims (Bardet, *et al.*, 2002). C'est pourquoi l'étude de ce bassin versant est intéressante, tant par sa taille que par son occupation du sol.

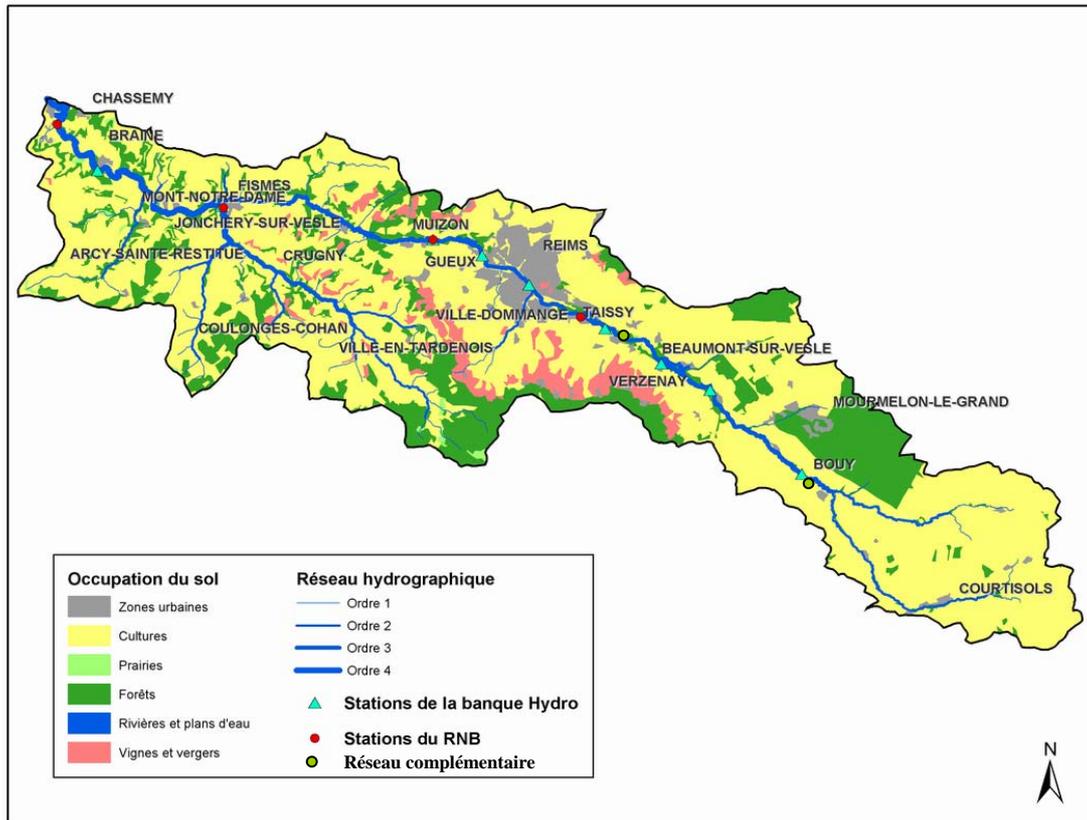


Figure 1 : occupation du sol sur le bassin versant de la Vesle

## 2. Principe de modélisation du transfert des phytosanitaires vers les eaux souterraines

Cette partie est présentée ici de façon générale. Elle est détaillée dans le chapitre « hydrologie et agriculture ».

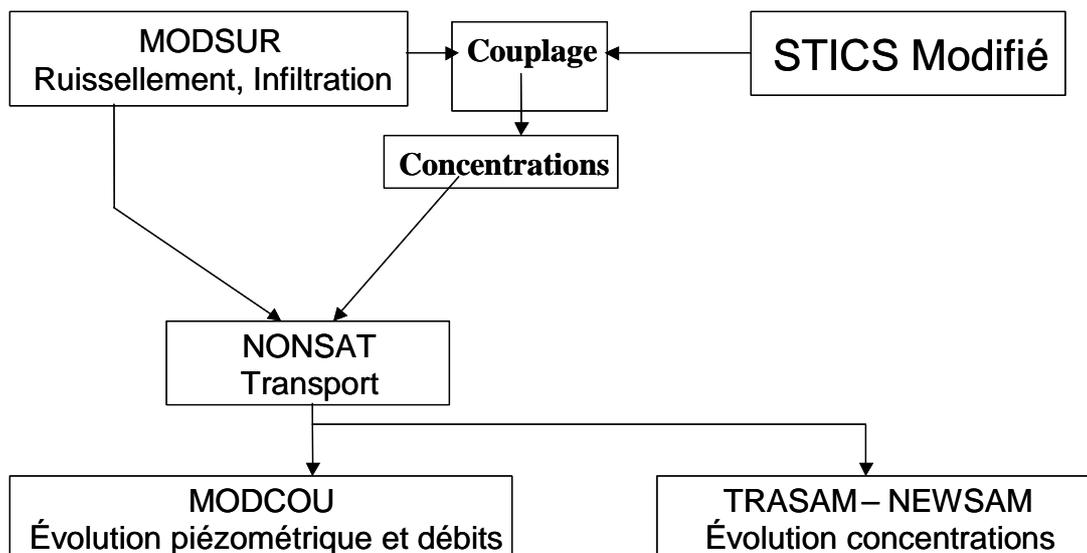


Figure 2 : Schéma de modélisation du transfert des pesticides vers les eaux souterraines

Le modèle de transfert vers les eaux souterraines est basé sur la modification du couplage STICS – MODCOU développé pour le transfert des nitrates (Figure 2). La nouvelle version de « STICS modifié » est basée sur la description phénoménologique des processus dans la zone non saturée du sol.

Une fois que le pesticide a rejoint la zone saturée, les processus de dégradation des molécules sont considérés comme négligeables. Ce transport conservatif dans les eaux souterraines implique que l'historique des traitements phytosanitaires soit connu pour une longue période. Un recul de 30 ans a été choisi pour quelques molécules représentatives. Le choix des molécules a été établi en fonction des données de contamination des eaux dans les captages d'eau potable disponibles auprès des DDASS.

Sur les 15 molécules prioritaires suivies depuis 1991, 8 présentent des données presque toujours inférieures à la limite de détection. Les molécules les plus fréquemment détectées sont l'atrazine, la simazine et leurs produits de dégradation (DEA et DIA). Le diuron, la cyanazine, la terbuthylazine et le terbuméton sont également détectés mais dans une moindre mesure. Cependant, il est à noter que cette contamination ne concerne que les captages qui sont en activité. Un grand nombre de captages a été abandonné depuis 1997 pour dépassement de la norme phytosanitaire dans l'eau potable. Aucun suivi des captages abandonnés n'est effectué et la contamination observée est donc une représentation minimaliste de l'état des nappes.

Dans le bassin versant de la Vesle, les molécules choisies sont l'atrazine, la simazine et le terbuméton. Ces 3 matières actives sont maintenant interdites à la vente depuis 2003 pour l'atrazine et la simazine et depuis 1998 pour le terbuméton, mais elles sont fréquemment détectées dans le bassin de la Vesle. En effet, le terbuméton était utilisé sur la vigne en association avec la terbuthylazine et la forte présence du vignoble champenois au niveau de la montagne de Reims explique la contamination par cette matière active et son principal produit de dégradation.

A partir des résultats d'enquêtes réalisées par l'INRA de Mirecourt, les premières simulations pourront être effectuées et comparées à la contamination des eaux de surface. Nous tenterons alors de vérifier les grandes évolutions de la contamination par l'atrazine dans un premier temps, puis de la simazine et du terbuméton. Une campagne d'analyse financée par la délégation Oise de l'AESN a débuté en novembre 2003 pour les principaux pesticides sur 16 captages souterrains dans le bassin de la Vesle. Ce suivi mensuel nous permettra de caler et de valider le modèle.

### **3. Principe de modélisation du transfert des phytosanitaires vers les eaux de surface**

Au cours des études précédentes effectuées au sein du programme Piren-Seine, un bilan global a été établi concernant les apports et les transferts des pesticides sur le bassin de la Marne. Suite à ce travail, une première étape de modélisation du transfert des pesticides vers les eaux de surface a été réalisée (Blanchoud, *et al.*, 2002). Le modèle est, en fait, un module de transfert des phytosanitaires qui sera intégré dans le modèle SENEQUE. Ce module a été calé avec l'atrazine sur le sous-bassin de Goins appartenant au bassin versant de l'Orgeval pour l'année 1999. Les premiers essais montrent que l'assèchement du fossé ainsi que le pic de concentration en atrazine dans le fossé sont bien simulés. Cette année, un effort plus particulier a été mené sur l'amélioration de ce module de transfert par l'intégration du compartiment atmosphérique. Dans ce but, une étude sur la contamination des pesticides dans l'atmosphère a été entreprise cette année ainsi que la prise en compte des processus de volatilisation, de lessivage et de dégradation dans le compartiment atmosphérique au sein du modèle (Guigon, 2003).

La première phase a été de déterminer la répartition des pesticides dans l'air, afin de connaître les propriétés physico-chimiques importantes dans le transfert des pesticides au sein du compartiment atmosphérique. Ces propriétés ont été utilisées dans second temps pour modéliser la contamination atmosphérique. De plus, ce modèle a été créé afin de simuler les transferts de n'importe quel pesticide vers les eaux de surface, il a donc été nécessaire de définir des paramètres qui peuvent être renseignés pour tous les produits. Ce travail est détaillé dans la partie « hydrologie et agriculture » dans l'action concernant le transfert des pesticides.

### **3.1. Etude de la contamination atmosphérique**

Le suivi de la contamination de l'air et des retombées atmosphériques totales a été réalisé de mars à juillet 2003 sur un site urbain (Paris) et un site agricole (Coulommiers). En effet, le module de transfert a préalablement été calé sur un bassin versant élémentaire de l'Orgeval et les prélèvements correspondent donc à ce site. Cependant, l'installation d'un nouveau site au niveau de la Montagne de Reims sera effectuée dès février 2004. Les résultats sont présentés dans la partie générale « hydrologie et agriculture ». Ils montrent notamment que la relation entre la contamination de l'air et des retombées totales ne peut pas être faite directement. En effet, le transport à moyenne et longue distance inclut la prise en compte d'une masse d'air située à une altitude plus élevée qui inclut un processus de « rain in », augmentant ainsi la contamination de la pluie. De nombreuses molécules sont concernées comme par exemple l'atrazine et le triallate. Par contre, le nombre de molécules détectées dans l'air est plus important et met en évidence les risques liés à la procédure de traitement.

Les substances actives que nous avons mesurées, peuvent être classées dans plusieurs catégories. Tout d'abord parmi les molécules recherchées, cinq sont interdites à la vente depuis le 30 septembre 2002. Ce sont l'atrazine, le métolachlore, la cyanazine, la terbutryne et le tébutam, elles sont donc moins présentes dans la contamination atmosphérique par rapport aux autres années.

Certains produits sont caractérisés par leur stabilité dans l'environnement. Par exemple, les organochlorés qui ne sont plus utilisés depuis quelques années, sont encore détectés à l'état de traces dans les différents compartiments de l'atmosphère à cause de leur grande stabilité. Les organophosphorés (malathion, ethyl- et methyl-parathion) sont également mesurés à l'état de traces mais à l'inverse des organochlorés, ils ont une grande dégradabilité et sont peu employés.

Trois autres pesticides montrent aussi des caractéristiques particulières, l'alachlore est très soluble et elle est détectée uniquement dans l'eau de pluie ; la trifluraline et le triallate sont très volatiles et possèdent aussi un coefficient d'adsorption élevé. Le triallate se trouve dans tous les compartiments (air, filtre, eau de pluie) et la forte contamination des retombées atmosphériques à Paris pourrait être due à la présence de particules aérosols. Actuellement, la dynamique des particules dans l'atmosphère n'est pas prise en compte dans le modèle. Il semble pourtant que pour certaines molécules volatiles et très adsorbables, ce processus ne soit pas négligeable. Il faudra donc l'intégrer par la suite dans le modèle

La dispersion des produits dans l'atmosphère semble fonction des propriétés physico-chimiques suivantes : la pression de vapeur, la solubilité, le coefficient d'adsorption et aussi le temps de dégradation. Ce sont ces paramètres qui seront utilisés dans le modèle. Un autre paramètre important, la quantité employée, sera pris en compte par l'intermédiaire de la dose recommandée. Le pourcentage de culture concernée restera constant dans un premier temps.

L'étape de modélisation permettra alors de vérifier comment ces paramètres peuvent intervenir dans la contamination atmosphérique.

### **3.2. Intégration du compartiment atmosphérique**

Le principe de la modélisation des phytosanitaires vers les eaux de surface est basé sur un modèle hydrologique couplé à un module de transfert des pesticides. Ce transfert est calculé au pas de temps journalier en répartissant les apports de pesticides dans le sol, puis par transfert de la fraction dissoute vers les autres compartiments : l'eau de surface par ruissellement et écoulement hypodermique et la nappe par infiltration. C'est le transfert de l'eau qui régit le transfert des pesticides (Figure 3). Cela nécessite des données météorologiques (pluie, ETP) et des données concernant le traitement phytosanitaire (produit utilisé, dose et dates de traitement). Le recueil des données de traitement est réalisé par l'INRA de Mirecourt. A cela s'ajoute la connaissance des propriétés physico-chimiques des matières actives : Koc, durée de demi vie dans les différents compartiments. Ces valeurs ne sont pas toujours très simples à obtenir, notamment concernant la durée de demi vie dans les compartiments sol et nappe. Par ailleurs, l'adsorption représentée par le Koc est une propriété difficile à déterminer car elle est dépendante du type de sol et que sa cinétique est différente si on considère l'adsorption ou la désorption. Ceci explique la grande variabilité des valeurs indiquées pour une même molécule. D'une manière générale, nous prendrons la valeur moyenne de la littérature.

Dans le cadre du programme AQUAL, la réalisation d'expérimentations sur les cinétiques d'adsorption – désorption permettront par la suite d'affiner les processus dans le compartiment sol et de le rendre plus dynamique.

Afin d'améliorer le module, nous y avons ajouté le compartiment atmosphérique. Plusieurs processus ont alors été pris en compte tels que la volatilisation des produits, le lessivage de la couche atmosphérique lors d'évènements pluvieux et la stabilité des molécules dans l'atmosphère (Figure 3). Ces processus sont brièvement expliqués ci dessous mais sont développés dans le chapitre « hydrologie et agriculture ».

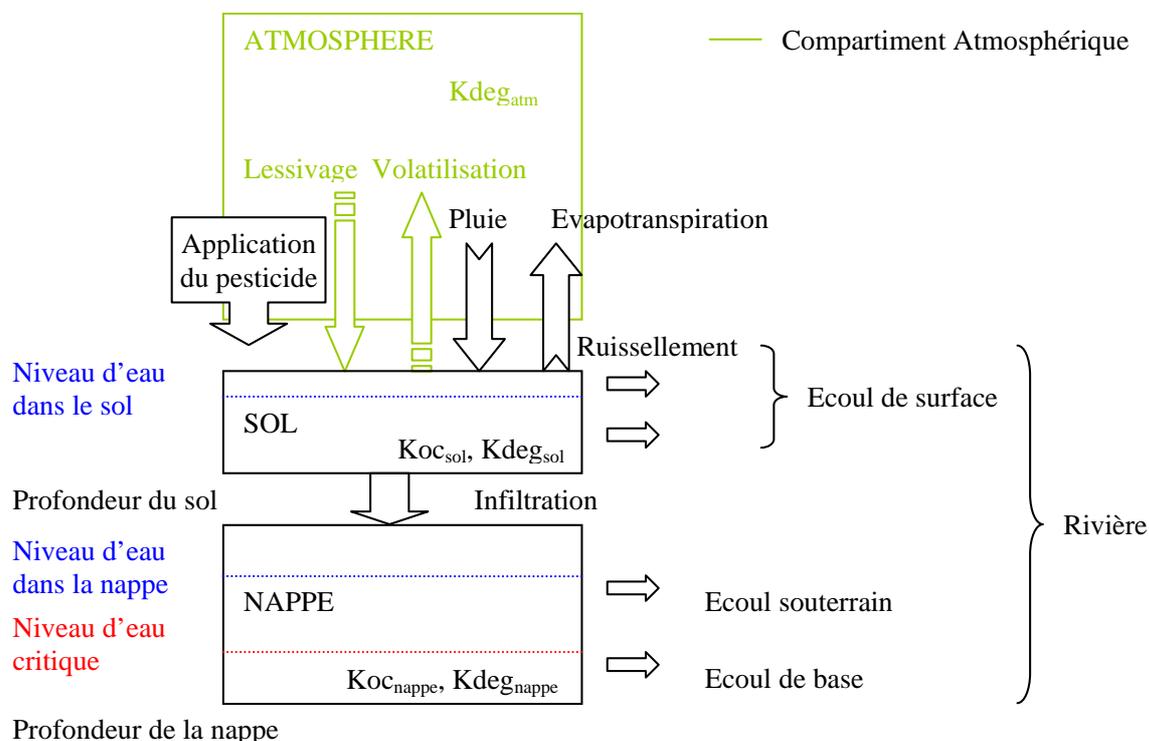


Figure 3: schéma de la modélisation vers les eaux de surface

La volatilisation s'effectue à partir des molécules dissoutes du compartiment Sol. Elle est estimée par la loi de Henry qui définit un équilibre théorique entre les phases liquide et gazeuse. Ce processus dépend de la température qui sera dans un premier temps fixée à 20°C. Seules les molécules contenues dans la phase dissoute et dans les premiers cm du sol sont concernées par ce processus. Pour le modéliser, nous avons décidé de définir un coefficient de restriction. La progression verticale des substances actives dans le sol étant expliquée par le taux d'infiltration, c'est donc le facteur « 1- taux d'infiltration » qui simule la quantité de molécules disponibles.

Une fois dans l'atmosphère, les molécules sont dégradées. Si la durée de demi vie dans les sols est un paramètre généralement connu, il n'en est pas de même pour celle dans l'atmosphère. Dans le cas de l'atrazine, celle ci a été estimée en considérant le rapport produit de dégradation (DEA) vs produit mère (atrazine). La dégradation des autres molécules est évaluée indirectement en se basant sur la demie vie dans le sol qui est alors multipliée par le rapport entre la dégradation dans le sol et l'atmosphère pour l'atrazine. Le lessivage est intégré sous sa forme simplifiée c'est-à-dire en ne tenant pas compte de la phase particulaire de l'air. Le lessivage est donc modélisé par la formule inverse de la volatilisation.

Les premières simulations de contamination de l'air et des retombées atmosphériques ont été effectuées pour l'atrazine, l'alachlor et le triallate. Ces molécules ont été choisies car l'atrazine est la molécule de référence interdite à la vente depuis 2002. L'alachlor est une des molécules de remplacement de l'atrazine et ses propriétés physico-chimiques laissent supposer que le compartiment atmosphérique aura un rôle plus important que dans le cas de l'atrazine. Le triallate est intéressant car

il possède des propriétés physico-chimiques très différentes avec une volatilité très importante mais un Koc élevé, ce qui limitera le transfert de la molécule vers l'atmosphère et les eaux souterraines. Les résultats de simulation sont détaillés dans le chapitre « hydrologie et agriculture ». En les comparant avec les mesures réalisées cette année, le modèle simule correctement la durée et le niveau de contamination de l'atmosphère pour l'atrazine et l'alachlor, mais sous estime la contamination de la pluie. Il semble que le transport à moyenne ou longue distance joue un rôle prépondérant dans la contamination de la pluie par le phénomène de « rain in ». Afin de prendre en compte ce processus, il faudra intégrer ultérieurement une seconde masse d'air dans le modèle simulant la contamination intérieure de la masse nuageuse. Les échanges entre la phase gazeuse et les gouttelettes d'eau seront privilégiés par une température plus faible et la condensation de l'eau à l'intérieur du nuage. La comparaison des simulations de la contamination de l'atmosphère par le triallate et les mesures a permis de supposer un rôle prépondérant des particules aérosols pour cette molécule. En effet, le Koc élevé du triallate indique une adsorption préférentielle sur les particules. Les mesures réalisées sur les filtres des prélèvements d'air montre des concentrations non négligeables. Le rôle des particules dans le transfert de polluants dans l'atmosphère a généralement été négligé dans les études précédentes. Pourtant, il semble qu'elles aient une importance dans certains cas. Leur intégration dans le modèle sera un des objectifs de 2004.

### 3.2.1 Impact des propriétés physico-chimiques des molécules

Afin de tester la sensibilité du modèle et de vérifier les caractéristique des molécules susceptibles de contaminer le compartiment atmosphérique, nous avons voulu connaître l'impact de trois paramètres physico-chimiques : la pression de vapeur, l'adsorption sur la fraction de carbone organique et le temps de demi-vie dans l'atmosphère uniquement. Le pesticide de référence est l'atrazine et nous avons modifié ses paramètres par un facteur 10 (Tableau 1) afin d'avoir une gamme de variation la plus proche de celle correspondant aux différents produits phytosanitaires existant.

Tableau 1: modification des propriétés physico-chimiques de l'atrazine

	-	Atrazine	+
Pression de vapeur (Pa)	4	40	400
Coefficient d'adsorption sur le carbone organique (mg.ml <sup>-1</sup> )	8	80	800
Temps de demie-vie atmosphérique (jour)	0,23	2,3	23

Un seul paramètre est modifié à chaque simulation (Figure 4).

Impact de la pression de vapeur : Plus une molécule aura une pression de vapeur élevée, plus elle se volatilise. Le pesticide se retrouvera donc dans l'atmosphère en plus grande quantité. Par contre, le lessivage par la pluie sera moins efficace et ne conduira pas à une augmentation de la contamination de la pluie dans les mêmes proportions. Ceci accentuera la concentration dans l'air. Ainsi, la concentration dans l'atmosphère sera multipliée par 10 si on augmente la pression de vapeur d'un facteur 10 alors que la concentration simulée dans la pluie montre une augmentation d'un facteur 5.

Impact du coefficient d'adsorption sur la fraction organique (Koc): Le Koc reflète l'adsorption sur la matière organique du sol. Ce coefficient correspond au coefficient de distribution entre les phases particulaire et dissoute du sol (Kd) rapporté à la seule fraction de carbone organique. Il semblerait en effet que le Koc permette de s'affranchir en partie des caractéristiques du sol. Cependant, des variations très importantes de la valeur de Koc peuvent être relevées pour un même pesticide dans la littérature, allant jusqu'à un facteur 10. Dans la figure 5, les simulations faites ne correspondent pas à l'éventail des valeurs possibles de Koc. Les variations de Koc affectent la mobilité de la molécule dans le modèle, que ce soit pour le lessivage ou la volatilisation. Un Koc faible entraîne une augmentation des teneurs dans l'atmosphère et la pluie avec notamment un impact plus important tout de suite après le traitement, quand les concentrations dans le sol sont les plus élevées. Ce coefficient n'intervenant pas à l'intérieur du compartiment atmosphérique, le processus de lessivage de l'air n'est pas influencé. Dans le cas de molécules extrêmement adsorbées mais très volatiles comme le triallate, la présence de particules aérosols pourraient jouer un rôle dans le comportement du pesticide dans l'air. Seule sera prise en compte l'adsorption des pesticides sur les particules après la volatilisation,

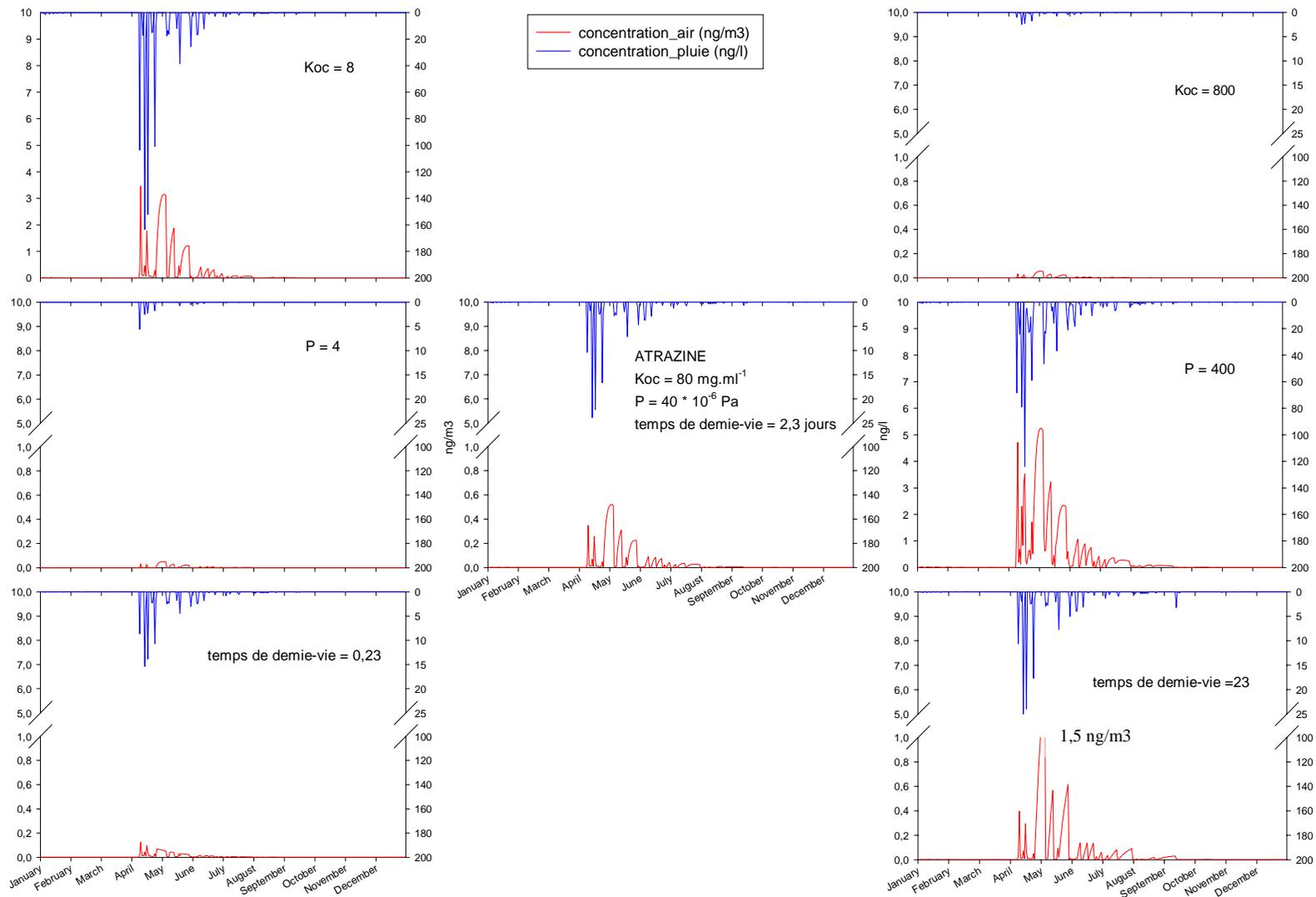


Figure 4: Résultats des simulations pour l'atrazine: P, K<sub>oc</sub>, temps de demie-vie correspondent respectivement aux paramètres : Pression de vapeur, Constante d'adsorption sur le carbone organique et au temps de demie-vie dans l'atmosphère

l'érosion est considérée comme négligeable.

Impact du temps de demie-vie atmosphérique : Si la durée de demi vie du pesticide augmente, les pics de contamination dans l'atmosphère deviennent plus pointus, car la dégradation ne compense pas la volatilisation. Le temps de présence dans le compartiment atmosphérique n'est pourtant pas plus important, la contamination étant détectable jusqu'à mi-septembre. Le temps de présence dans l'atmosphère dépend donc plus de la durée de demi vie dans les sols que dans l'atmosphère. En effet, le lessivage par la pluie est un processus prédominant pour l'atrazine car sa constante de Henry (pression de vapeur vs solubilité) est très faible. Dans ce cas, le compartiment sol représente un réservoir pour l'atmosphère.

### 3.2.2 Impact du sol et des pratiques culturales

Les simulations suivantes indiquent comment réagit le modèle en fonction d'une caractéristique du sol (sa fraction de carbone organique) et de deux pratiques culturales (la dose de produit appliquée à l'hectare et le pourcentage de surface traitée dans le bassin versant). Les paramètres ont été divisés ou multipliés par deux (Tableau 2).

Tableau 2: description des paramètres modifiés

	-	Atrazine	+
Fraction organique du sol (g.g <sup>-1</sup> )	0,0075	0,015	0,03
Dose appliquée au sol (g.ha <sup>-1</sup> )	750	1500	3000
% de cultures traitées	10	20	40

La Figure 5 montre les résultats de ces simulations.

Impact de la fraction organique du sol : La variation de la fraction de carbone organique du sol intervient de la même façon que celle du Koc en jouant sur la disponibilité de la molécule au transfert vers les autres compartiments. Cependant, ce paramètre ne peut pas être maîtrisé et est moins sujet à fluctuations que le premier et est plus facilement mesurable. Dans le bassin de l'Orgeval, des analyses de sol ont été réalisées ; un sol agricole au niveau de Goins et un sol forestier à Choqueuse. Les résultats sont détaillés dans le chapitre « développement d'un module de transfert des pesticides vers les eaux de surface dans un petit bassin versant élémentaire de l'Orgeval » du site atelier du Grand Morin. Ceux ci ont permis de mettre en évidence la différence de fraction de carbone organique entre les deux sols (19.9g/kg pour l'agricole contre 24 g/kg pour le forestier) et les données d'entrée du modèle tiendront compte de cette mesure. Les variations de teneur en carbone organique pourront être considérées comme négligeables en comparaison avec les incertitudes sur l'estimation du Koc.

Impact du pourcentage de surface traitée : De même que précédemment, cette donnée d'entrée est fixée par l'occupation du sol. Les simulations de changement de pourcentage de culture dans le bassin versant permettent de confirmer que l'on a bien un doublement de la contamination atmosphérique par le doublement de la quantité appliquée. Ceci nous permet de valider le fonctionnement du modèle mais n'aura aucun impact sur de futurs scénarios, puisque cette donnée d'entrée est fixée.

Impact de la dose appliquée : Ce paramètre est très important, surtout par les enjeux socioéconomiques qui en découlent. En effet, la dose appliquée est réglementée en fonction de l'efficacité du traitement et des risques de contamination de l'environnement. Il est donc primordial de vérifier si sa modification a les répercussions attendues. Dans le cas de la contamination atmosphérique, nous avons une corrélation entre la dose appliquée et la concentration dans l'air et la pluie. Ce résultat est surprenant étant donné que la concentration en pesticide dissous dans le sol dépend de la fraction de carbone organique du sol. Or, si dans le cas précédent nous avons les mêmes fluctuations de quantité de pesticide que de quantité de matière organique, ici nous avons une variation de la quantité de pesticide pour un même stock de matière organique. La partie adsorbée dans le sol devrait donc être plus faible et la partie dissoute plus importante, entraînant ainsi une augmentation de la contamination atmosphérique. En fait, l'épaisseur du sol prise en compte dans le modèle ne permet pas une sursaturation à la surface du sol après le traitement phytosanitaire et surestime l'adsorption. En conséquence, la fraction dissoute disponible pour la volatilisation est largement sous estimée. Outre la

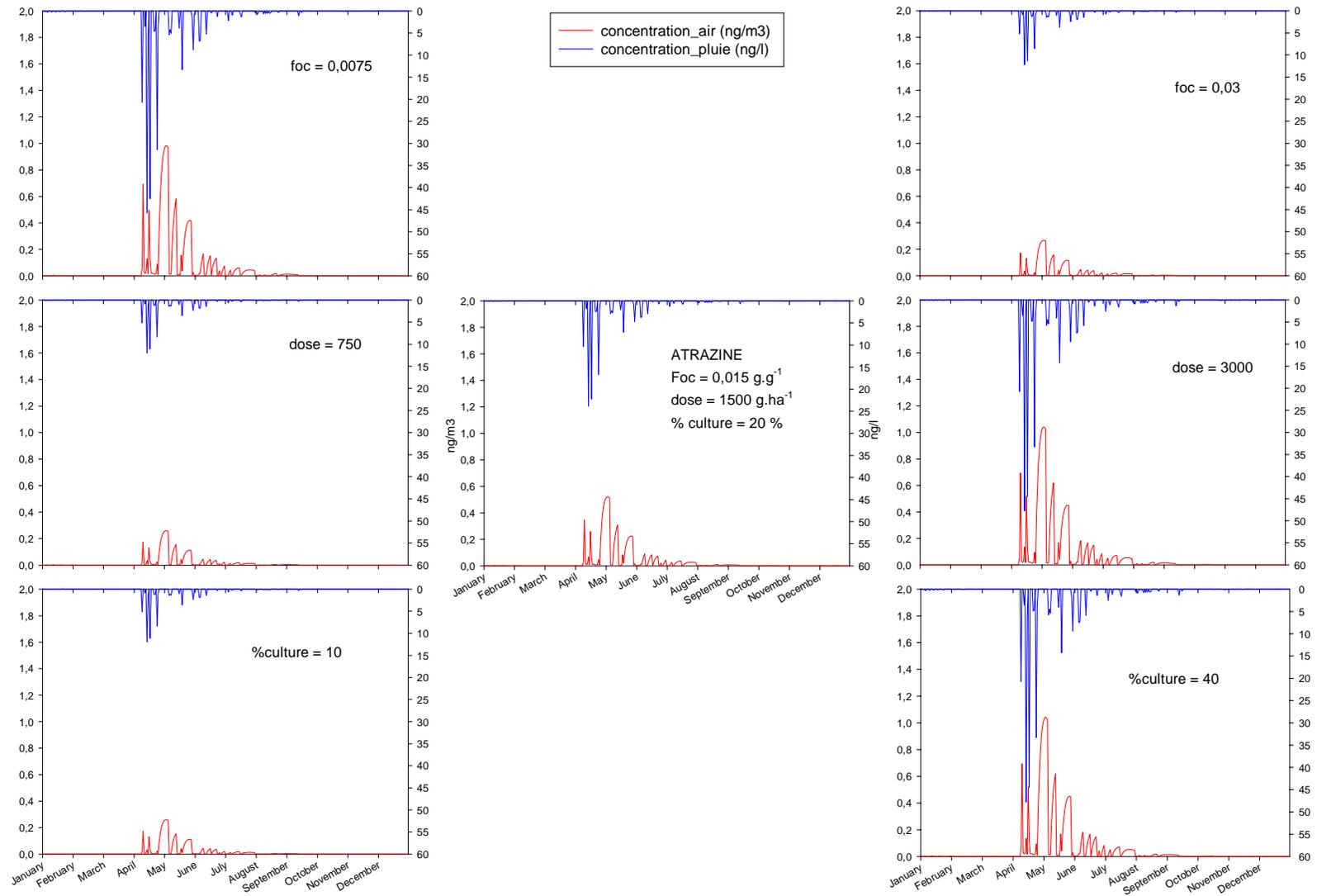


Figure 5 : Résultats de simulations pour l'atrazine : foc, dose et %culture sont respectivement le fraction de carbone organique du sol, la dose appliquée à l'hectare et le pourcentage de culture concernée par le traitement.

prise en compte d'un gradient vertical du compartiment atmosphérique, il faudra également scinder le compartiment sol en deux, avec une partie superficielle mieux adaptée aux échanges avec l'atmosphère.

### **3.3. Conclusion**

Les prélèvements atmosphériques ont permis de vérifier la présence de pesticides dans l'atmosphère au cours des traitements agricoles. La répartition des substances actives semble régie par quelques propriétés physico-chimiques telles que la pression de vapeur, la solubilité, le coefficient d'adsorption et la dégradation. Ces paramètres ont été utilisés pour l'intégration du compartiment atmosphérique dans le modèle de transfert des pesticides vers les eaux de surface.

Notre modèle simule correctement la période de présence des produits dans l'atmosphère. La volatilisation des produits est bien modélisée, en revanche, le modèle sous-estime les concentrations dans les précipitations. La phase particulaire de l'air semble avoir un rôle dans la contamination des retombées atmosphériques, ainsi que le processus de rain-in c'est-à-dire la concentration des pesticides dans la masse nuageuse supérieure.

Le modèle réagit bien aux différents paramètres qui caractérisent soit une molécule, soit un sol, soit des pratiques culturales. Il pourra donc simuler le comportement de nombreux pesticides. De plus, le couplage du modèle avec un SIG permettra de travailler sur un bassin versant plus étendu comme la Vesle. Nous pourrions également voir l'impact d'une diminution ou augmentation de la dose recommandée à l'hectare.

## **4. Conclusion générale et Perspectives**

Cette première étape de modélisation des pesticides à l'échelle du bassin versant de la Vesle fait intervenir de nombreuses équipes de recherche dans différents domaines. La cohésion du travail mené dans le cadre du programme AQUAL permet le regroupement d'informations nécessaires à la modélisation. Les deux approches vers les eaux de surface et souterraines sont ainsi menées en parallèle en utilisant des bases de données communes élaborées par les autres équipes. Les deux modèles sont actuellement en cours d'élaboration et de test. Notamment, la vérification de la contamination des captages d'eau a permis de définir le choix des molécules prioritaires à suivre. De plus, la prise en compte du compartiment atmosphérique et l'étude de sa contamination ont montré l'intérêt du suivi de certaines molécules plus volatiles.

A court terme, ces deux modèles seront développés et améliorés pour répondre aux caractéristiques du bassin versant de la Vesle. Le modèle superficiel sera couplé à un système d'informations géographiques et le modèle STICS sera adapté au transfert souterrain des pesticides.

Des expérimentations seront menées sur deux sites représentant les cultures principales sur le bassin versant de la Vesle : un site de grandes cultures dans la champagne crayeuse par des prélèvements en bougies poreuses et en cases lysimétriques, un deuxième site en milieu viticole. Ces expériences nous permettront de valider les processus d'infiltration et de ruissellement sur le bassin pour les deux modèles. Selon les résultats obtenus et la précision des événements à prendre en compte, il sera envisagé, pour le modèle de surface, un couplage avec le modèle STREAM qui simule le ruissellement et l'érosion à un pas de temps plus fin.

Dans le même temps et à moyen terme, des améliorations seront effectuées au modèle superficiel sur la modélisation du compartiment atmosphérique. Ces améliorations porteront sur la prise en compte de la température, des particules aérosols et sur l'ajout d'un second compartiment atmosphérique afin de modéliser le rain-in et le transport à moyenne distance. Ceci implique un suivi expérimental de la contamination de l'atmosphère et des retombées atmosphériques dans le bassin de la Vesle. Un premier secteur d'étude a été choisi sur la montagne de Reims.

## 5. Bibliographie

- Bardet C., Rouxel-David E., Auguste G., Cordonnier G. and Dachy S. (2002) - Synthèse des études menées sur le bassin versant du champ captant de Couraux (Marne) - Reims: BRGM-FREDONCA, 204 p.
- Blanchoud H. (2001).- Apports et transfert de pesticides en milieux agricole et urbain dans le bassin versant de la Marne : vers une évaluation globale - Thèse: Sciences et techniques de l'environnement, Paris: Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 87 p.
- Blanchoud H., Benoit M., Billen G., Chevreuil M., Ledoux E. and Rat A. (2002) - Modélisation du transfert des pesticides dans le bassin versant de la Marne -: Programme Piren-Seine, rapport d'activité.
- Garmouma M. (1996) - Transfert d'herbicides (triazines et phénylurées) et de produits de dégradation dans le bassin versant de la Marne - Thèse, Paris: Université Pierre et Marie Curie, 217 p.
- Guigon E. (2003) -Répartition des pesticides dans les phases gazeuse, dissoute et particulaire du compartiment atmosphérique : influence sur le transport à longue distance - Rapport de DEA, [www.cig.ensmp.fr/~hhgg/arch/memoires2003/Guigon2003.pdf](http://www.cig.ensmp.fr/~hhgg/arch/memoires2003/Guigon2003.pdf).