



HAL
open science

Contribution à la modélisation du transfert de produits phytosanitaires en bassin versant rural. Prise en compte de l'influence des éléments du paysage

Nadia Carluer

► To cite this version:

Nadia Carluer. Contribution à la modélisation du transfert de produits phytosanitaires en bassin versant rural. Prise en compte de l'influence des éléments du paysage. Sciences de l'environnement. HDR, École doctorale Terre Univers Environnement, Université Joseph Fourier Grenoble, 2013. tel-02599109

HAL Id: tel-02599109

<https://hal.inrae.fr/tel-02599109>

Submitted on 16 May 2020

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

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

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
d'Habilitation à Diriger les Recherches

par Nadia Carluer

UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions

Equipe Pollutions Diffuses

Irstea Lyon-Villeurbanne

**Contribution à la modélisation du
transfert de produits
phytosanitaires en bassin versant
rural. Prise en compte de
l'influence des éléments du
paysage.**

Soutenance publique prévue le 26 novembre 2013
devant le jury composé de :

Yves Coquet	Professeur, Université d'Orléans	rapporteur
Patrick Durand	Directeur de Recherche, INRA Rennes	rapporteur
Claudio Paniconi	Professeur INRS-Eau, Québec	rapporteur
Véronique Gouy	HDR, Irstea Lyon-Villeurbanne	examineur
Marc Voltz	Directeur de Recherche, INRA Montpellier	examineur
Guy Delrieu	Directeur de Recherche, LTHE Grenoble	examineur



*A Anaëlle, Pauline, Guillaume, Benoit et bien sur les membres de
l'équipe Pollutions Diffuses.*

*Merci pour votre indulgence face à ma faible disponibilité en
cette période de rédaction.*

Je ne souhaite pas rédiger une longue page de remerciements, tant il semble impossible de citer tous ceux et celles qui ont contribué d'une façon ou d'une autre aux recherches retracées dans ce mémoire.

...Pour certains(es) en allégeant les tâches administrativo-financières, pour les multiples stagiaires, doctorants, CDD en apportant leur dynamisme et un regard nouveau aux permanents qui sinon s'encroûteraient, pour tous en contribuant à la bonne ambiance au coin café, en participant à l'acquisition de données de terrain et aux multiples tâches ingrates sans lesquelles les choses n'avancent pas mais qui ne sont pas valorisables, en alimentant les échanges d'idées et la construction souvent en grande partie collective des recherches menées au sein de l'équipe ou en partenariat ...

Bref en faisant que travailler au Cemagref / Irstea reste stimulant et enthousiasmant, malgré une évolution du contexte de la recherche (et très certainement un défaut d'organisation de ma part) faisant qu'il m'est parfois difficile de distinguer mon activité de recherche d'un mouvement brownien.

Une mention spéciale toutefois aux valeureux relecteurs des versions intermédiaires de ce mémoire : Jean Joël Gril que j'ai dérangé dans sa paisible retraite, et Etienne Leblois dont l'amitié se manifeste sous de multiples aspects, cette relecture en période estivale n'en étant qu'une facette.

Table des matières

Table des matières	4
Préambule	7
Introduction : Contexte socio-économique. Problématique de recherche, démarche adoptée.	9
Thèmes de recherche de l'équipe Pollutions Diffuses	11
Positionnement de mes objectifs de recherche	12
Axe I : Influence des éléments du paysage sur le devenir et les transferts des produits phytosanitaires	17
Influence des fossés sur les transferts de produits phytosanitaires	18
Préambule : considérations théoriques.....	19
Cas d'un fossé de bocage : étude expérimentale et modélisation	23
Conclusion de l'étude expérimentale : rôle de collecte d'un fossé en travers de la pente	27
Processus de dissipation au sein des fossés	28
Cas du drainage par tuyaux enterrés	29
Conclusion sur l'influence des fossés sur le transfert de pesticides.....	30
Zones tampons enherbées ou boisées	31
Préambule	31
Etude du bilan global (surface et subsurface) d'une bande enherbée dans le Beaujolais viticole.....	34
Conclusion de l'étude expérimentale. Conséquences opérationnelles.....	39
Modélisation et dimensionnement des zones tampons végétalisées.	42
Modélisation du devenir des pesticides au sein d'une zone tampon végétalisée	42
Mise au point d'une méthode de dimensionnement des zones tampons enherbées.....	49
Retour sur la méthode. Enseignements	53
Conclusion et perspectives de l'Axe I	56
Axe II : Caractérisation de l'exposition du milieu aux produits phytosanitaires	61
Dynamique des concentrations dans un petit cours d'eau du Beaujolais	62
Variabilité spatio-temporelle des concentrations	64
Conséquence pour la description de la contamination du milieu	66
Conclusion	69
Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides	70
Contexte	70
Démarche	72
Choix du descripteur utilisé	73
Résultats.....	74
Conclusion	77
Conclusion et perspectives de l'Axe II	78

<i>Axe III : Modélisation hydrologique adaptée à la représentation du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface.....</i>	81
Introduction : Cahier des charges.....	81
Adaptation d'un modèle hydrologique à la représentation de l'influence des éléments du paysage. Enseignements pour les choix de modélisation futurs.	86
Résultats. Enseignements pour les choix de modélisation futurs.....	91
Intérêt des plateformes de modélisation environnementales.....	94
Influence des éléments du paysage sur les transferts d'eau et de pesticides : développement de modules dédiés.	95
Modèle de parcelle drainée : PESTDRAIN	95
Module de haie : HEDGE.....	99
Développements de modules complémentaires	101
Perspectives : typologie et modélisation à l'échelle du versant	102
<i>Conclusions - Perspectives.....</i>	111
<i>Références bibliographiques.....</i>	117
<i>Annexe 1 : Résumé des activités de recherche.....</i>	133
<i>Annexe 2 : Curriculum Vitae détaillé</i>	147

Préambule

Le résumé de mes activités de recherche, joint en annexe 1, reprend de façon relativement linéaire le déroulement de mes travaux, depuis ma pré-affectation en 1993 dans la jeune équipe « Pollutions Diffuses » de l'Unité de Recherche Qualité de l'Eau du Cemagref de Lyon, jusqu'à ces dernières années, toujours au sein de cette équipe, dans l'Unité de Recherche devenue Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions. J'y présente brièvement la logique de l'élaboration des différents volets de ma recherche et de leur articulation mutuelle, ainsi que les activités d'animation de la recherche ou d'encadrement, qui ont progressivement pris plus d'importance.

Entretemps, le Cemagref est devenu Irstea et son statut d'EPST à part entière n'est plus contesté ; le programme P1 (bassins versants) dans lequel s'inscrivaient les activités de l'équipe a laissé sa place au Thème de Recherche –TR- TRANSPOL (Transport de Polluants) puis au TR PHYLEAU (Transferts d'eau et de polluants au sein des bassins ruraux aménagés : processus, diagnostic, compensation), lui-même fusionné avec deux autres TR lors du dernier plan stratégique pour former le TR ARCEAU (Aléas et Risques liés au cycle de l'Eau).

Pendant ces quelques vingt années, l'équipe Pollutions Diffuses s'est essentiellement investie dans le domaine de la pollution des eaux superficielles par les produits phytosanitaires. Si le thème central des activités de l'équipe n'a guère varié, les méthodes et outils disponibles ont bien évidemment beaucoup évolué. Surtout, les préoccupations de la société vis-à-vis des pollutions environnementales, et notamment vis-à-vis des risques liés à l'utilisation des produits phytosanitaires se sont affirmées avec force. Elles se sont parfois traduites par des questionnements en avance sur les réponses que pouvait réellement apporter la recherche, par exemple sur le dimensionnement des « bandes enherbées », ou plus récemment sur les méthodes à mettre en œuvre pour définir des plans d'action pertinents sur les Aires d'Alimentation de Captage. Cette contrainte a toutefois également permis d'assurer le caractère opérationnel des résultats de la recherche, en cohérence avec la stratégie globale d'Irstea.

En introduction à ce mémoire, je rappelle le contexte socio-économique lié à la contamination des eaux par les produits phytosanitaires, la problématique générale de recherche de l'équipe Pollutions Diffuses dans ce contexte, et, de façon plus spécifique, ma contribution aux travaux de l'équipe. Je détaille ensuite mes activités en les structurant selon trois axes directeurs. Il ne s'agit pas de viser à l'exhaustivité, mais, pour chacun de ces axes, de présenter quelques questions adressées à la recherche en lien avec des préoccupations sociétales, leur traduction en termes de questions de recherche, ma contribution propre pour tenter d'y répondre, ainsi que celle apportée par des étudiants que j'ai encadrés, des projets que j'ai animés ou auquel il m'a été donné de participer et, enfin, les verrous qui restent à lever et les perspectives de recherche. Pour conclure, je présente mes projets de recherche futurs pour avancer sur certaines des questions qui restent en suspens, ainsi que quelques considérations plus générales sur la modélisation du transfert des pesticides dans l'environnement.

L'ensemble de ces travaux et réflexions a été mené au sein d'un collectif de recherche (équipe, thème de recherche, unité de recherche notamment), et plus généralement d'une communauté scientifique, où les échanges sont riches et fructueux : il est difficile d'identifier systématiquement la filiation d'une nouvelle idée, justement parfois née d'une discussion ... Ce sont mes travaux au sein de ce collectif que je présente, beaucoup sans lui n'auraient pas abouti.

Introduction : Contexte socio-économique. Problématique de recherche, démarche adoptée.

Le constat de la présence fréquente de produits phytosanitaires¹ dans les eaux continentales en France est aujourd'hui largement partagé², et attribué pour l'essentiel aux activités agricoles. L'agriculture est en effet l'utilisateur très majoritaire (part estimée à 80 %) des quelques 62 700 tonnes de substances actives (dont 48 800 t de produits de synthèse) vendues au courant de l'année 2011³, confortant la France à sa place de premier utilisateur européen de produits phytosanitaires.

Pourtant, lors de la traduction en droit français des Directives Européennes (80/778 et 98/83/CE) sur l'eau potable, limitant à 0.1 µg/L la concentration maximale admissible de la plupart des substances actives (0.5 µg/L pour la somme des concentrations), la norme adoptée correspondait à l'époque à la limite de quantification de la majorité des substances actives, signifiant par là même que le législateur ne souhaitait pas retrouver de pesticide dans l'eau potable, sans considération de sa toxicité pour l'homme ou le milieu naturel... Force est de constater que ce souhait n'a pas été respecté, et l'amélioration des techniques analytiques, permettant de baisser les seuils de quantification, conduit à mettre en évidence des substances actives de façon généralisée, tant dans l'eau destinée à la potabilisation que dans les eaux souterraines ou de surface.

Dans le même sens, l'introduction de la directive 91/414/CE portant sur l'homologation des substances avant leur mise sur le marché européen, en se basant sur des « pires cas réalistes », visait à minimiser l'occurrence de détection de substances dans le milieu aquatique, à des concentrations supérieures à cette norme ou posant problème au milieu aquatique compte tenu de leur profil de toxicité. En effet, qu'il s'agisse du ruissellement ou du drainage par tuyaux enterrés vers les eaux de surface ou de la percolation vers les nappes profondes, la construction de scénarios types, censés couvrir la variété des situations agro-pédo-climatiques européennes et représenter des « pires cas réalistes » devait permettre d'identifier *a priori* les substances qui poseraient problème et limiter leur mise sur le marché. Cette démarche, nécessairement réductrice, ne peut toutefois intégrer l'extrême variabilité du milieu : caractéristiques hydrodynamiques des sols notamment, mais également occupation des sols, morphologie du territoire ou aléas climatiques. Si elle réduit assurément les risques de contamination du milieu (elle a ainsi conduit au retrait de nombreuses substances présentant un profil peu favorable en termes de toxicité et/ou de dispersion dans l'environnement), elle ne les supprime pas complètement. L'évolution de la procédure d'homologation induite par la mise en œuvre du règlement (CE) n° 1107/2009, entré en

¹ On désigne ici de façon indifférenciée par « produits phytopharmaceutiques », « produits de protection des plantes », « produits phytosanitaires » ou encore « pesticides » les molécules organiques de synthèse utilisées pour la protection des cultures contre les adventices, ravageurs ou pathogènes. Dans le cadre de ce rapport, le terme désignera le plus souvent une seule substance active ; il pourra toutefois parfois s'agir du produit commercial (mélange le plus souvent de différentes substances actives et de solvants ou surfactants destinés à en améliorer l'efficacité)

² <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/246/211/contamination-globale-cours-deau-pesticides.html> et .../contamination-globale-eaux-souterraines-pesticides.html

³ <http://www.uipp.org/Actualites/Legislation-et-reglementation/Actualite-francaise/Rapport-d-activite-UIPP-2011-2012-consulter-en-ligne>

vigueur le 14 juin 2011, durcit encore les conditions de mise sur le marché, mais sans en changer fondamentalement l'esprit.

La réglementation sur l'eau, par contre, a connu un changement de paradigme avec l'édiction de la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE) traduite en droit français en 2006 par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA). La DCE suppose en effet d'atteindre « le bon état » des masses d'eau en 2015, ce bon état recouvrant à la fois la notion de bon état chimique et de bon état écologique, avec une obligation de résultats, ce qui constitue une évolution significative par rapport aux textes précédents mettant plutôt l'accent sur les moyens. La notion de bon état chimique est basée sur le respect de normes de concentrations pour les substances prioritaires (une quarantaine, incluant environ 18 pesticides). La notion de bon état écologique est plus complexe ; elle recouvre à la fois des aspects qualitatifs, en prenant en compte des éléments de qualité biologique, utilisés comme bio-indicateurs pour mesurer l'écart à un état de « référence » correspondant à ce que seraient les communautés analysées en l'absence de perturbation d'origine anthropique, et des aspects plus quantitatifs, incluant par exemple des indicateurs de qualité hydrologique et de qualité physico-chimique. Ces derniers incluent quelques pesticides dont les concentrations doivent respecter les Normes de Qualité Environnementale –NQE–, comportant à la fois une concentration maximale admissible que le 90^{ème} percentile des concentrations mesurées ne doit pas excéder, et une concentration moyenne annuelle que la moyenne des concentrations mesurées ne doit pas dépasser.

Cette obligation de résultats implique de pouvoir faire le lien entre les pressions exercées sur le milieu et l'impact constaté, afin notamment de pouvoir adapter les solutions à mettre en œuvre en cas de risque de non atteinte du bon état. Ce point se heurte toutefois à plusieurs difficultés ; la première étant celle de caractériser l'état du milieu. Pour ce qui concerne les phytosanitaires en effet, à la fois la forte variabilité spatiale et temporelle des concentrations et le coût élevé des analyses compliquent significativement cette étape. Ensuite, compte tenu de la diversité des bassins versants, des caractéristiques physicochimiques des substances, et des interactions à l'œuvre entre de nombreux processus non linéaires, il est dans l'état actuel des connaissances difficile d'affirmer qu'un ensemble de solutions correctives sera suffisant. Hormis la disparition de l'utilisation des pesticides (ou au moins une réduction extrêmement drastique de leur utilisation), il est toujours difficile d'anticiper l'intensité de l'efficacité d'un plan d'action. De surcroît, même sur des bassins suivis de façon intensive, la variabilité inter annuelle du climat ne permet pas toujours d'affirmer avec certitude que les améliorations constatées sont bien pérennes, et pas le seul fruit d'une conjonction favorable des dates de traitement et événements pluvieux (Maillet-Mezeray, Réal et al. 2010). Les indicateurs permettant de quantifier l'efficacité des plans d'action (pas seulement en terme de pression d'usage - comme l'Indice de Fréquence de Traitement par exemple - mais aussi en termes d'exposition du milieu) restent à construire.

Compte tenu de la difficulté pressentie à atteindre le « bon état » sur l'ensemble des masses d'eau du territoire, et dans la suite du « Grenelle de l'Environnement », le gouvernement a souhaité mettre en exergue 507 « captages Grenelle », choisis pour leur intérêt stratégique (pas de captage alternatif possible pour une population significative, qualité de l'eau à reconquérir ...) et sur lesquels définir et mettre en œuvre un plan d'action avant la fin de l'année 2012, après avoir délimité l'Aire d'Alimentation de Captage (AAC), évalué sa vulnérabilité, et estimé les pressions auxquelles elle est soumise. Là encore, on se heurte à la difficulté de « doser » le plan d'action pour atteindre les objectifs visés. De plus, les temps de réponse du système, souvent longs en cas

de ressource souterraine, compliquent le caractère « pédagogique » de la démarche, une fois un plan d'action élaboré de façon concertée avec les acteurs concernés.

En France, l'expertise scientifique collective « Pesticides » menée par l'INRA et le Cemagref⁴ et finalisée en 2005 a identifié trois grands types de solution pour limiter les risques de contamination de l'environnement par les pesticides : **I** - les actions visant à réduire les transferts de pesticides, **II** - celles visant à réduire l'utilisation en affinant les critères de décision de traitement et de dosage des applications et enfin, **III** - celles visant à réduire l'utilisation des pesticides par le recours à des méthodes non chimiques et à rendre les systèmes de cultures moins dépendants de leur utilisation. Le plan Ecophyto 2018 adopté en 2008 et dont l'objectif le plus médiatique est de réduire de 50 % (si possible) les usages de phytosanitaires avant 2018 met surtout en avant les actions de type II et III, et n'envisageait d'ailleurs guère à l'origine de faire le lien entre cette diminution d'usage attendue et les effets prévisibles sur l'environnement. Ce point évolue toutefois progressivement, sans doute parce qu'il serait souhaitable de pouvoir s'assurer que le plan Ecophyto permet également de satisfaire aux exigences de la DCE, mais aussi parce que l'évolution des systèmes agricoles que supposent les actions de type III implique une modification profonde des systèmes de culture et des mentalités, et que les actions de type I, bien que moins séduisantes à long terme, ont l'avantage de pouvoir être assez rapidement mises en œuvre.

Notons que cette évolution du contexte français s'accompagne d'une évolution plus large, traduite notamment par le « verdissement » (relatif) de la Politique Agricole Commune (2003), qui s'est accompagné de l'éco-conditionnalité des aides et s'est traduit en France par la mise en place des bandes enherbées « BCAE » le long des cours d'eau⁵, ou par la récente Directive Cadre pour un Usage Durable des Pesticides (2009) qui régleme non seulement la mise sur le marché des produits phytosanitaires, mais veille également à un usage correct, via le réglage obligatoire des pulvérisateurs ou la formation des distributeurs et principaux utilisateurs de phytosanitaires. Plus généralement, il est maintenant assez communément admis que l'agriculture « tout productiviste » a atteint ses limites et que, y compris pour préserver les capacités de production à moyen terme, il faut tenir compte de la biodiversité, maintenir un maillage minimal d'éléments du paysage (trame verte), veiller à maintenir les sols vivants

Thèmes de recherche de l'équipe Pollutions Diffuses

Dans ce contexte relativement évolutif, l'équipe Pollutions Diffuses travaille à comprendre et quantifier les processus de transfert à l'échelle du petit bassin versant agricole, lieu de genèse des flux, en s'attachant notamment au rôle des éléments du paysage sur la modulation de ces flux. En effet, compte tenu de leur capacité à être dégradés ou adsorbés par les particules de sol riches en matière organique ou en argile, les quantités de phytosanitaires atteignant le milieu aquatique sont en général significativement moindres que celles qui quittent la parcelle (Louchart, Voltz et al. 2001). En conséquence, les éléments du paysage peuvent potentiellement être mis à profit pour

⁴ Expertise Scientifique Collective INRA-Cemagref « Agriculture, Pesticides et Environnement » : http://www.inra.fr/l_institut/expertise/expertises_realisees/pesticides_agriculture_et_environnement

⁵ BCAE : Bonnes Conditions Agro-Environnementales. Nécessité de mise en œuvre de bandes enherbées d'au moins 5 m, en priorité le long des cours d'eau « BCAE », à hauteur de 3% des surfaces en Céréales et Oléo Protéagineux pour prétendre aux aides PAC (petites exploitations exemptées).

limiter les quantités de pesticides atteignant le cours d'eau (Reichenberger, Bach et al. 2007). La mise en œuvre judicieuse de telles solutions, en complément de pratiques respectueuses de l'environnement à l'échelle de la parcelle, passe par l'établissement d'un diagnostic de risque de contamination à l'échelle du bassin versant, ce qui suppose d'identifier les processus d'écoulement dominants, domaine dans lequel l'équipe a également acquis une certaine expertise.

Elle aborde essentiellement la ressource en eau superficielle sur les petits bassins versants situés sur socle peu profond et peu perméable, conduisant à des écoulements latéraux significatifs : ruissellement, écoulements latéraux de subsurface, voire drainage agricole par réseau enterré. Les AAC en eaux superficielles peuvent constituer une exception pour ce qui est de l'échelle, ainsi que les bassins à tendance karstique pour ce qui concerne le type de ressource. Ceci implique de tenir compte des interactions entre les différents types d'écoulements, à la fois dans le temps et dans l'espace. En termes de modélisation des processus, on conçoit aisément que ce type de fonctionnement induise certaines contraintes : sur de tels bassins versants, on ne peut par exemple pas se limiter à représenter l'infiltration et le ruissellement de façon « disjointe », et il convient au contraire de les représenter de façon couplée. Les infiltrations profondes ne sont donc pas abordées, d'une part parce que les eaux souterraines ne sont pas du ressort d'Irstea, cette thématique ayant été dévolue au BRGM à la fin des années 1970, d'autre part parce qu'elles échappent au type de solutions correctives que l'équipe investigue. Ceci étant, ce partage est en grande partie artificiel, l'eau ne tenant pas compte des partages effectués par les humains : la prise en compte des écoulements souterrains est d'autant plus nécessaire que les échelles considérées sont vastes et à l'inverse, la prise en compte des écoulements en surface peut s'avérer nécessaire pour bien traiter des apports aux nappes, comme le souligne par exemple le besoin d'une méthode harmonisée pour élaborer le diagnostic de vulnérabilité sur les AAC « mixtes » (Barrez, Le Hénaff et al. 2013).

L'équipe aborde également l'étude de la dynamique des concentrations à l'exutoire d'un bassin versant viticole, à la fois comme révélateur de l'intégration des processus à l'échelle du bassin versant, et pour abonder la réflexion sur le lien nécessaire entre pression, exposition et impact. Cet aspect de ses activités lui a permis, en collaboration forte avec la Laboratoire de Chimie des Milieux Aquatiques (LAMA) d'Irstea Lyon, d'investiguer de façon poussée les avantages et limites de différents types d'échantillonnage.

Pour chacune de ces thématiques de recherche, l'équipe articule les expérimentations de terrain et la modélisation, avec parfois le recours à des dispositifs expérimentaux de taille réduite. La définition des protocoles se fait le plus souvent en collaboration forte avec le LAMA, ce qui permet d'intégrer dès le début les contraintes analytiques, mais aussi de profiter de nouvelles méthodes.

Positionnement de mes objectifs de recherche

Dans ce cadre général, mes activités tournent autour de la **modélisation hydrologique adaptée à la qualité**.

Le recours à la modélisation semble en effet nécessaire pour permettre de quantifier les processus en jeu et dépasser ainsi la seule expertise « descriptive », telle que mise en œuvre par exemple dans la méthode de diagnostic CORPEN (CORPEN 1996; CORPEN 1999) basée sur l'identification des écoulements dominants, en fonction du sol de la parcelle considérée et de la saison. Celle-ci a tout son intérêt à l'échelle de la parcelle, mais ne permet pas par exemple de hiérarchiser les situations à risque sur un bassin versant, et encore moins entre deux bassins,

même proches : seule la modélisation peut permettre de quantifier les processus non linéaires à l'œuvre et leur intégration. Une alternative serait de disposer de données suffisantes, dans un contexte donné, pour établir des lois empiriques permettant de prévoir les exportations de pesticides pour une année climatique donnée, ou d'anticiper les effets d'un plan d'action. Compte tenu de la complexité des processus en jeu et du nombre de variables intervenant, il n'existe toutefois pas, à notre connaissance, de bassin suffisamment documenté pour mener à bien une telle démarche, dont la transposition serait de toute façon sujette à caution.

Dans ce contexte, des indicateurs du risque de transferts des pesticides ont été mis au point pour tenter de contenir cette complexité, et permettre malgré tout d'utiliser de façon opérationnelle les connaissances existantes sur les processus en jeu et facteurs d'influence. Les indicateurs existants (Devillers, Farret et al. 2005) ont pour la plupart été conçus à l'échelle de la parcelle, le plus souvent pour un contexte agro-pédo-climatique donné. Compte tenu de leur mode de construction et malgré quelques essais en ce sens (Wohlfahrt 2008; Wohlfahrt, Colin et al. 2010), les indicateurs actuellement utilisés n'incluent pas l'effet du délai entre l'application des phytosanitaires et les premiers événements pluvieux significatifs ultérieurs (par nature aléatoire), qui est pourtant un élément essentiel dans la genèse des flux exportés de la parcelle. Enfin, la prise en compte du milieu, et notamment de la topologie des écoulements est le plus souvent très frustrée, et se limite en général au mieux à la distance entre chaque parcelle et le milieu récepteur. Des éléments du paysage susceptibles de jouer un rôle tampon ou au contraire de court-circuits ne sont donc pas correctement pris en compte. Les indicateurs actuels ne permettent en conséquence pas d'intégrer la variabilité spatio-temporelle des interactions entre processus qui s'exprime à l'échelle d'un bassin versant, compte tenu de la mosaïque de cultures, d'éléments du paysage et de stratégies de traitement qui caractérise un bassin. Le recours à des méthodes permettant d'intégrer explicitement ces éléments paraît nécessaire pour quantifier les effets attendus de la mise en place d'un plan d'action ou de modifications de pratiques.

Enfin, la modélisation permet également de formaliser les résultats issus d'expérimentations, condition nécessaire à défaut d'être suffisante pour permettre de transposer et d'extrapoler les résultats acquis à d'autres sites ou d'autres conditions.

De ce qui précède, on conçoit qu'une approche relativement mécaniste, permettant de représenter les processus dominants et leurs interactions semble nécessaire : cela implique l'explicitation des interactions entre les processus engendrant les flux élémentaires, même si on peut envisager, comme on le verra plus loin, de calculer ensuite ces flux de façon simplifiée. Notamment, la représentation des « chemins de l'eau », qui conditionne fortement le devenir des produits phytosanitaires, *via* les milieux qu'ils traversent et les temps de séjour associés, plus ou moins propices à leur dissipation, paraît un préalable indispensable. Ce pré-requis complique significativement la tâche : autant certains modèles hydrologiques réussissent très honorablement à représenter les débits à l'exutoire d'un bassin, pour une grande gamme de conditions hydrologiques (témoin par exemple GR4, qui, avec 4 paramètres, représente souvent de façon très satisfaisante la dynamique des débits sur un bassin versant, pour des bassins aux caractéristiques très variées), autant le constat est plus mitigé quand on s'intéresse également aux variables internes, telles que la piézométrie, la distribution de l'humidité du sol ou la localisation des écoulements concentrés (Beven 1989; Beven 2002; Vaché and McDonnell 2006).

La modélisation hydrologique n'est pourtant qu'un aspect de la complexité : même en supposant ce problème résolu, le fait que le devenir des pesticides soit régi par des processus dépendant de variables hétérogènes tant spatialement que temporellement et difficiles à acquérir

expérimentalement : caractéristiques hydrodynamiques des sols -incluant la macroporosité- ; quantité et diversité de la microflore, température des différents horizons de sol ... complique encore l'exercice. La modélisation du devenir des pesticides suppose donc d'être à même de juger du degré de complexité nécessaire et suffisant pour rendre compte des processus dominants aux échelles d'intérêt, ainsi que de fournir la description du milieu et suivre les variables d'état à cette échelle. Ceci relève d'un compromis qui varie avec les cas d'application, et est le plus souvent difficile à trouver, d'autant que les données disponibles ne sont en général pas en cohérence avec le degré de complexité qui paraît nécessaire. Notons que les processus dominants pour les pesticides peuvent parfois passer par des processus qui ne le sont pas du point de vue de la seule hydrologie. Ainsi, les écoulements préférentiels (écoulements advenant dans les pores les plus gros ou les fissures du sol, et non régis par la capillarité) sont souvent cités comme responsables de l'essentiel des flux percolés ou drainés de pesticides (Scorza junior, Smelt et al. 2004; Jarvis 2007) ; rares sont pourtant les modèles hydrologiques dépassant l'échelle très locale qui les prennent en compte et plus rares encore les données permettant de caractériser ces macropores.

La notion d'échelle est à la fois récurrente et multiple dans cette problématique, une difficulté majeure étant que l'échelle à laquelle les connaissances sont acquises et formalisées et les méthodes développées n'est souvent pas celle à laquelle les outils opérationnels sont nécessaires. Du point de vue spatial, on peut citer entre autres :

- L'échelle locale, du profil de sol ou de l'élément du paysage - voire de l'agrégat de sol -, à laquelle étudier les processus et pour laquelle les équations décrivant ces processus sont valables,
- L'échelle de la parcelle ou de l'élément du paysage qui représente l'entité de base de gestion et de prise de décision de l'agriculteur, mais aussi de modélisation pour nombre de modèles de simulation du devenir des pesticides dans l'environnement,
- L'échelle du versant, qui représente le système minimal que l'on peut représenter de façon « autonome », la ligne de crête et les limites latérales pouvant être représentées par des conditions à la limite à flux nul,
- L'échelle du petit bassin versant, qui représente à la fois l'unité minimale de suivi des débits ou de la qualité de l'eau, et l'unité de mise en œuvre d'un plan d'action,
- L'échelle de la masse d'eau ou du grand bassin versant, qui représente l'unité de contrôle et de prise de décision pour les gestionnaires. L'échelle de l'Aire d'Alimentation de Captage est comparable à cette échelle, voire égale dans le cas d'une ressource en eau superficielle.

Une large gamme d'échelles est également à prendre en compte du point de vue temporel : durée de l'événement pluvieux qui va générer des pics de concentration, notamment dans les petits cours d'eau ; durée de ressuyage des sols, où les concentrations restent souvent supérieures au bruit de fond ; dynamique saisonnière des écoulements et de la contamination ; durée de contamination – aigue ou chronique- caractéristique pour les organismes aquatiques (dépendant du cycle de vie de l'organisme considéré) ; échelle temporelle de suivi de la qualité l'eau dans le cours d'eau : il peut s'agir d'échantillons ponctuels, à fréquence fixe ou non, d'échantillons moyennés, asservis au temps ou au débit, en crue ou non ...

Toute démarche de modélisation du devenir des pesticides dans l'environnement doit donc veiller à la cohérence des échelles spatiales et temporelles considérées entre elles, ainsi qu'à leur

adéquation à l'objectif de modélisation et aux données disponibles pour asseoir la démarche adoptée.

Dans ce contexte, ma contribution a consisté à apporter quelques éléments de réponse aux questions spécifiques que posent l'étude et la modélisation du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. La présentation de mes travaux qui suit est organisée en trois axes complémentaires :

- Evaluer l'influence des éléments du paysage sur les transferts de pesticides, notamment pour les fossés et les zones tampons enherbées,
- Contribuer à mieux cerner en quoi les données de concentrations acquises dans le milieu aquatique renseignent effectivement sur l'exposition du milieu et, en retour, le type de résultats de modélisation utiles pour caractériser l'exposition et permettre d'établir un lien avec l'impact sur les écosystèmes aquatiques,
- Alimenter la réflexion sur la modélisation du transfert des pesticides vers les eaux de surface à une échelle dépassant celle de la parcelle : versant ou bassin versant.

Les deux premiers axes nourrissent le troisième : le premier en permettant l'acquisition de connaissances et d'ordres de grandeur sur les processus à l'œuvre au sein de certains types d'éléments du paysage du point de vue du transfert des pesticides, et en fournissant ainsi des éléments de réflexion sur une modélisation pertinente de leur influence à une échelle plus large ; le deuxième en fournissant des éléments sur les variables relatives à la présence de pesticides dans les cours d'eau qu'il est pertinent de modéliser, d'une part pour permettre la confrontation aux mesures disponibles, d'autre part pour permettre le lien avec l'évaluation de leur impact sur les écosystèmes aquatiques.

Axe I : Influence des éléments du paysage sur le devenir et les transferts des produits phytosanitaires

Une fois épandus, les produits phytosanitaires ont la capacité d'être dégradés et/ou adsorbés sur les particules du sol, notamment lorsqu'elles sont riches en matière organique ou en argile. Pour une substance active donnée, la facilité à être dégradée est rendue de façon usuelle par le temps de demi-vie, ou DT50, qui représente la durée (en jours) nécessaire pour que la moitié de la quantité épandue soit dégradée ; la capacité d'adsorption est quant à elle en général caractérisée par le coefficient de partage Carbone / Eau, ou Koc, qui représente l'équilibre entre la part adsorbée sur le carbone organique du sol et la part présente en solution. Une des difficultés de l'étude du devenir des pesticides dans l'environnement est la grande variabilité qui existe, notamment pour ces deux caractéristiques, entre les différentes matières actives : DT50 pouvant varier de quelques jours voire quelques heures à plus de 100 jours, et Koc pouvant aller de quelques L/kg à quelques dizaines de milliers de L/kg. Ceci se traduit par une grande diversité de comportements, qui complique la transposition des connaissances obtenues pour une molécule à une autre. Notons que la procédure adoptée pour l'homologation des substances actives, visant à une moindre mobilité des molécules vers le milieu aquatique, se traduit par la mise sur le marché de nouvelles substances actives, ayant en moyenne une demi-vie plus faible et une capacité d'adsorption plus élevée.

Une autre difficulté sensible pour prédire le comportement des pesticides est que, pour une molécule donnée, la DT50 et le Koc peuvent être très variables. La DT50 qui s'exprime au champ est bien plus variable et de nature plus complexe que celle calculée au laboratoire, établie dans des conditions contrôlées, car dépend des conditions d'humidité et de température du milieu, de la quantité et diversité de la microflore du sol, ... Ce paramètre est en fait empirique, et rend compte de la cooccurrence de plusieurs processus : photolyse, dégradations biotique et abiotique... dont l'importance et les proportions varient notamment avec la profondeur dans le sol. Pour une même molécule il est donc très variable, à la fois dans le temps et dans l'espace. De même, le Koc est un paramètre empirique, usuellement utilisé pour permettre de comparer les molécules entre elles, en normalisant le processus d'adsorption relativement à la teneur en matière organique du sol, celle-ci influençant significativement la capacité d'adsorption d'un sol. En toute rigueur, la nature de la matière organique considérée, et notamment son degré d'humification, a également une importance significative (Benoit, Madrigal et al. 2008). De plus, d'autres constituants du sol, notamment les particules argileuses, peuvent servir de sites de sorption (Barriuso, Soulas et al. 2000). Enfin, la partition phase adsorbée/phase en solution d'une matière active n'est pas linéaire en fonction de la concentration : il faut donc pour être précis considérer l'isotherme de Freundlich : $C_s = k_f \cdot C_l^{1/n}$ où C_s et C_l sont respectivement les parts sorbées et en solution, k_f et n le coefficient et l'exposant de Freundlich. Pour une molécule donnée, le coefficient k_f varie fortement avec le type de sol. Nous aurons l'occasion de revenir sur ces difficultés plus tard.

Quoiqu'il en soit, cette capacité des phytosanitaires à interagir avec le milieu est susceptible d'induire des abattements significatifs des quantités transférées entre la parcelle et le milieu hydrographique, selon le temps et la « qualité » de la trajectoire suivie par les phytosanitaires. C'est l'objectif des zones tampons : zones tampons enherbées ou boisées, fossés végétalisés, zones tampons humides construites, bassins d'orage aménagés ... que de permettre d'allonger le

temps de transfert en favorisant de plus la sorption et/ou la dégradation des produits, pour a minima abattre les pics de concentration ou, mieux, abattre également les flux transférés (Reichenberger, Bach et al. 2007; Gregoire, Elsaesser et al. 2009). Les travaux sur l'utilisation des zones tampons pour limiter les transferts de produits phytosanitaires sont relativement nouveaux en France, venant notamment à la suite de l'expertise scientifique collective « Pesticides, Agriculture et Environnement » (Aubertot, Barbier et al. 2005), qui cite les zones tampons comme pouvant contribuer aux actions de type I visant à réduire les transferts de pesticides, avec l'amélioration des formulations, l'utilisation de buses adaptées pour limiter la dérive, ou les actions sur les pratiques culturales –telles que l'adaptation des dates de traitement, l'utilisation de molécules moins mobiles ou la limitation du ruissellement-, en complément des actions visant à réduire l'utilisation des pesticides (voir Introduction). L'équipe Pollutions Diffuses a été pionnière dans ce domaine, en abordant l'influence des zones tampons enherbées et des fossés sur les transferts de pesticides dès, respectivement, le début et la fin des années 90.

J'ai pour ma part notamment contribué aux recherches liées à l'influence des fossés sur les écoulements au sein d'un bassin versant et sur leur rôle potentiel en termes de collecte des pesticides, ainsi qu'à l'étude et la modélisation de l'efficacité globale (du point de vue des écoulements tant de surface que de subsurface) des zones tampons enherbées. J'aborderai successivement dans la suite de cette partie les travaux menés sur les fossés, puis sur les zones tampons enherbées ou boisées.

Influence des fossés sur les transferts de produits phytosanitaires

Les fossés peuvent avoir des caractéristiques très variées, tant du point de vue de leur gabarit, des caractéristiques hydrodynamiques des sols dans lesquels ils sont creusés, du substrat couvrant leur fond, de la végétation qui s'y développe, que de leur pente ou des objectifs pour lesquels ils ont été conçus.

Ainsi, les fossés de bocage, à l'origine creusés pour fournir le matériau du talus qu'ils longent et évacuer l'eau excédentaire, mesurent quelques dizaines de centimètres de profondeur. Actuellement souvent à l'abandon, ils ont une continuité aléatoire et présentent fréquemment un substrat riche en matière organique. A l'inverse, les fossés collecteurs de drainage ont été conçus pour évacuer l'eau et sont le plus souvent rectilignes, peu encombrés (car couramment curés), et relativement profonds. On conçoit intuitivement que les premiers peuvent jouer un rôle d'atténuation pour les flux de pesticides qu'ils collectent, alors que les seconds joueront le plus souvent le rôle de court circuit entre la parcelle dont ils collectent les flux et le milieu aquatique récepteur. Dès mon travail de doctorat, il m'avait paru nécessaire de tenir compte de l'influence des fossés, et plus globalement des réseaux linéaires d'origine anthropique sur les écoulements au sein d'un bassin versant, compte tenu de l'importance qu'ils sont susceptibles d'avoir sur les composantes superficielles ou peu profondes de l'écoulement, et donc sur les transferts de pesticides. En l'absence de données expérimentales ou d'ordres de grandeur pour asseoir la modélisation, l'exercice était toutefois resté essentiellement théorique et n'avait pas permis de conclure réellement sur leur influence sur la composante rapide des écoulements (Carluier and De Marsily 2004). Il paraissait donc nécessaire pour aller plus loin de combler cette lacune, afin de mieux cerner leur influence effective.

Préambule : considérations théoriques

Du point de vue de l'hydrologie, le rôle d'un fossé peut se décrire par les deux composantes de collecte (celle-ci pouvant être « négative » dans le cas où il infiltre plus d'eau qu'il n'en draine) et de transfert. Du point de vue des phytosanitaires, il faut ajouter à ces deux composantes celles de dégradation et de rétention, qu'on peut dans un premier temps grouper en « dissipation ». C'est la conjonction de ces trois composantes, qui varie selon les contextes agropédoclimatiques et pour un site donné au cours du temps, qui définira l'influence globale d'un fossé sur le transfert des phytosanitaires (Kao, Vernet et al. 2002; Lagacherie, Diot et al. 2006).

Marofi (1999) a étudié le fonctionnement de fossés situés dans le contexte méditerranéen du bassin de Roujan (Voltz, Andrieux et al. 1996). Il a montré que les fossés y jouent essentiellement un rôle de réinfiltration vers la nappe de l'eau collectée pendant les événements ruisselants, dans des proportions variant avec la saison et pouvant atteindre 90 % des volumes collectés pendant les crues estivales et 60 à 80 % pendant les périodes intermédiaires. Ils contribuent ainsi de façon significative à la recharge de la nappe, d'autant que la perméabilité du fond du fossé est significativement plus élevée que celle des sols des parcelles adjacentes. Certains fossés situés dans la dépression centrale du bassin peuvent toutefois parfois jouer un rôle de rabattement de la nappe. Les projets conjoints « Rôle des aménagements d'origine anthropique -dispositifs enherbés et fossés- dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole » respectivement dans le cadre de l'ASS AQUAE INRA-Cemagref (Moussa, Ackerer et al. 2001) et du programme « Pesticides » du Ministère en charge de l'environnement (Carlier, Ackerer et al. 2004) ont permis d'affiner les connaissances sur le rôle de ces fossés dans le transfert des pesticides vers l'exutoire, en quantifiant notamment la rétention, relativement modérée, du diuron sur les sédiments de fond de fossé : l'essentiel de l'abattement des flux de surface se fait donc par infiltration des pesticides en solution, qui sont ainsi susceptibles de rejoindre la nappe sous jacente, comme le confirment les expériences de traçage réalisées sur un fossé de la dépression centrale (Lacas 2001; Dages 2003) ou un bilan de masse réalisé sur cette zone pour deux événements automnaux (Dages, Voltz et al. 2009).

L'influence des fossés creusés dans des sols situés sur socle peu perméable et peu profond, relativement répandus dans le grand ouest de la France, paraissait a priori devoir être différente, puisque le niveau de la nappe est supérieur à celui du fossé au moins une partie de l'année : c'est le cas des collecteurs de drainage qui se situent nécessairement sous le niveau du réseau de drainage qu'ils collectent, mais aussi des fossés de bocage, susceptibles de rabattre la nappe et évacuer l'eau excédentaire (y compris par ruissellement) avant d'être « supplantés » par la généralisation du drainage par tuyaux enterrés. En période de nappe haute au moins, ces fossés sont donc drainants plutôt qu'infiltrants. Pour ce qui concerne les fossés de bocage, souvent relativement peu profonds (un mètre maximum) et très espacés (puisque le plus souvent bordant des parcelles), l'intuition est que l'influence qu'ils exercent sur l'hydrologie du versant qui les supportent peut être assez limitée, mais susceptible d'être significative en terme de collecte de pesticides, dans la mesure où ces fossés interceptent les horizons superficiels de sol et peuvent donc capter des eaux a priori chargées en pesticides (Tang, Zhu et al. 2012).

Ainsi, McDaniel, Regan et al (2008) montrent, sur un petit bassin versant de l'Idaho, que les flux latéraux subsurfaciques induits par la nappe perchée développée sur fragipan⁶ peuvent contribuer

⁶ Fragipan : horizon dense de subsurface, présentant une faible perméabilité à l'eau, plus à cause de son extrême densité ou compacité qu'à cause d'une haute teneur en argile ou d'un colmatage.

à hauteur de 90% de la pluie incidente ou de la fonte des neiges au débit observé en début de printemps. Ils mettent également en évidence des mouvements rapides de soluté via la subsurface, de 2.9 à 18.7 m/jour, la faible profondeur de la nappe conduisant à un système très réactif. De même, Allaire, Dadfar et al (2011), qui tentent de donner des éléments pour identifier la probabilité d'occurrence d'écoulements latéraux dans les sols agricoles canadiens notent que les fragipans ou les sols développés sur socle peu perméable et peu profond sont favorables au développement d'écoulement latéral localisé -finger flow-, notamment dans les couches de profondeur 0-30 et 60-90 cm. Kahl, Ingwersen et al (2007) qui étudient les chemins d'écoulement et les mécanismes de transfert de pesticides dans un sol pentu (20° environ) en Thaïlande mettent également en évidence des écoulements latéraux, essentiellement sous la forme d'écoulements préférentiels, dans les couches 0-30 et 60-90 cm. Ils concluent par contre que les transferts latéraux de pesticides y sont négligeables, une percolation rapide des produits jusqu'à 90 cm laissant toutefois craindre une contamination de la subsurface.

Les travaux abordant de façon quantitative l'influence d'un fossé sur les écoulements traitent le plus souvent du fonctionnement de ces structures en régime permanent et/ou simplifient le problème en se plaçant dans la situation du drainage, permettant d'avoir une limite à flux nul sur un bord du système (Clement, Wise et al. 1996; Kumar, Jaiswal et al. 2000; Kao, Bouarfa et al. 2001). De surcroît, le système considéré repose le plus souvent sur un fond horizontal imperméable, notamment pour pouvoir obtenir une solution analytique aux équations d'écoulement en autorisant les hypothèses de Dupuit-Forchheimer⁷. Retenons toutefois l'analyse de Kao, Bouarfa et al (2001) qui ont, dans une démarche de caractérisation fine des processus, étudié le profil de pression au-dessus d'une nappe drainée par un fossé, pendant une pluie en régime permanent, pour un sol homogène et isotrope (Figure 1). Le fossé reposait sur la couche imperméable. Une simulation réalisée avec Hydrus-2D (Simunek, Sejna et al. 1999) pour trois types de sol -sableux, limoneux et argileux- a mis en évidence que l'écoulement horizontal non saturé au-dessus de la nappe pouvait représenter une part non négligeable du flux d'infiltration, et ce d'autant plus que ce flux était faible. L'essentiel de cet écoulement non saturé se fait dans une faible partie de la zone quasi saturée située au dessus de la nappe. Par exemple, pour un rapport [flux d'infiltration / conductivité à saturation du sol] de 0.05, la part des écoulements latéraux non saturés va de 9 à 22% pour le sable, 4 à 14% pour le limon et 3 à 7% pour l'argile (rapport d'autant plus fort que l'on est proche du drain). Cette étude peut servir à évaluer les erreurs faites dans l'utilisation des modèles saturés, qui considèrent que la recharge de la nappe est homogène et égale à la pluie efficace. Cette nuance peut s'avérer importante dans le cas par exemple d'un transfert de polluant depuis la surface du sol : une partie peut rejoindre directement le fossé ou drain sans passer par la nappe. Cet aspect a été approfondi par (Paris 2004; Paris, Tournebize et al. 2004) qui ont étudié des transferts de solutés non réactifs sur une maquette de système drainé. Toutefois, pour un système de grande extension latérale et pour des taux d'infiltration élevés $|q_{in}|/K_s > 0.1$, on peut considérer que la différence entre l'infiltration et la recharge effective de la nappe est négligeable.

⁷Celles-ci supposent le milieu homogène et isotrope, le substratum quasi-horizontal et imperméable, la composante verticale des vitesses négligeable, et les vitesses identiques en tous points d'une même verticale. Le flux en chaque point est alors proportionnel à la pente de la nappe.

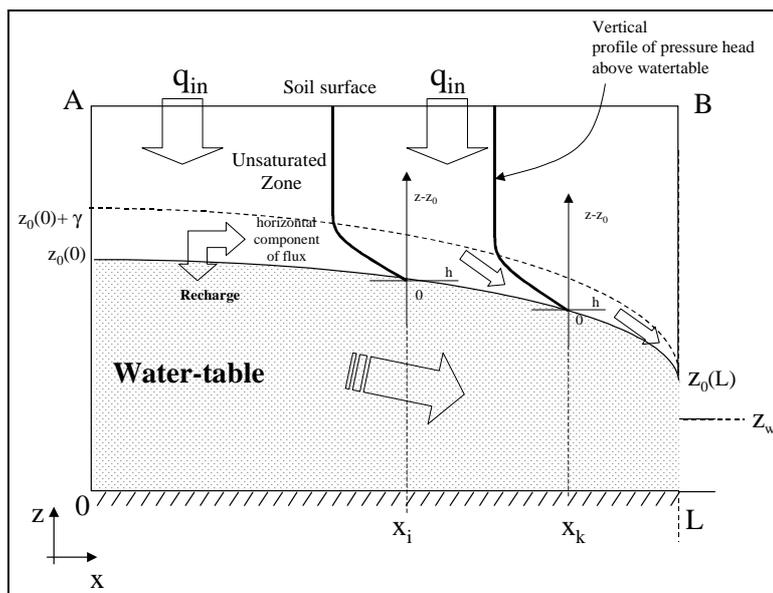


Figure 1 : Nappe drainée par un fossé, d'après Kao (2001)

Les travaux de Clement, Wise et al (1996), qui ont comparé les performances des modèles de Dupuit -Forchheimer, de Laplace et un modèle décrivant les écoulements variablement saturés pour différents types de sol, ceci pour des systèmes de dimensions différentes vont dans le même sens. En se basant sur la prédiction de la position de la surface libre de la nappe, de la hauteur de suintement et du débit sortant du système, les auteurs concluent que, pour des systèmes de grandes dimensions -de l'ordre de la centaine de mètres-, les 3 modèles sont équivalents. Pour les systèmes de petites dimensions par contre, seul le modèle variablement saturé rend correctement compte de la position de la nappe et de la hauteur de suintement (le modèle de Dupuit – Forchheimer n'en représentant pas par construction). Effectuer une modélisation « saturée » dans un système à petite échelle peut donc induire des erreurs significatives sur la description fine des processus. Tout ceci ne concernant que des systèmes horizontaux, à limite à flux nul à l'extrémité opposée au drain ou au fossé étudié.

Pour ce qui concerne spécifiquement l'influence d'un fossé sur un sol en pente, seuls Van Hoorn et Van Der Molen (1973) semblent analyser ce cas, pour le drainage en régime permanent d'un terrain en pente drainé par un fossé en travers de la pente. En considérant que l'hypothèse de Dupuit–Forchheimer s'applique, les auteurs aboutissent à des équations permettant de calculer la longueur d'influence d'un fossé en fonction des caractéristiques topographiques du site. Pour un fossé tel que représenté sur la Figure 2, avec α l'angle de la couche imperméable par rapport au plan horizontal, H la hauteur de nappe, D_0 la distance du fond du fossé à l'imperméable et si on considère que la longueur d'influence du fossé est telle que la hauteur de la nappe en ce point soit égale à 0.9 fois la hauteur non influencée, on obtient, en posant a tel que $D_0 = a.H$:

$$x_{eff} = \frac{H}{\tan\alpha} * \left[\ln\left(\frac{1-a}{0,1}\right) - (0,9-a) \right] = \frac{H}{\tan\alpha} * b \quad \text{où :} \quad b = \left[\ln\left(\frac{1-a}{0,1}\right) - (0,9-a) \right] \quad \text{Équation 1}$$

Par exemple, pour une hauteur H égale à un mètre, une pente de 3.0 % et un fossé dont le fond est à 0.2 m de l'imperméable, on obtient une longueur d'influence de 46 m⁸. Cette distance n'est plus que de 13.8 m pour une pente de 10 %.

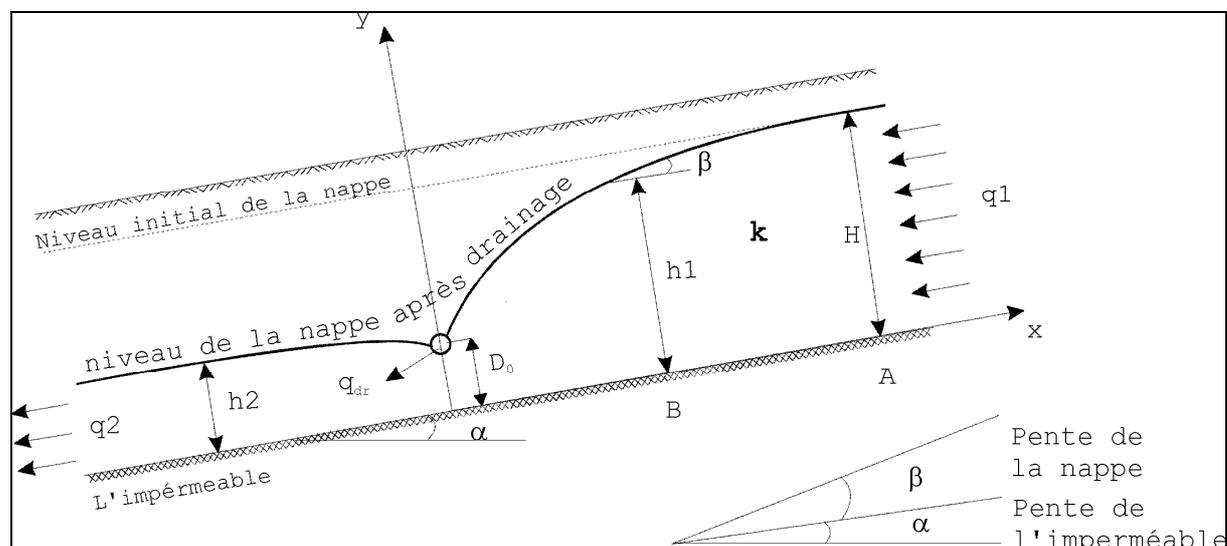


Figure 2 : Fossé d'interception dans un sol homogène surmontant une couche imperméable de pente uniforme (d'après Van Hoorn et Van Der Molen, 1973)

Le débit unitaire drainé par un tel fossé sera : $q_{dr} = q_1 - q_2 = \frac{H - h_2}{H} q_1$ Équation 2

Où q_1 est le débit unitaire amont [m²/s], h_2 est la hauteur de la nappe aval [m] et $q_2 = K h_2 \tan \alpha$, est le débit unitaire aval [m²/s]. Si on considère que h_2 est égal à D_0 on obtient :

$$q_{dr} = \frac{H - D_0}{H} K H \tan \alpha = (1 - a) K H \tan \alpha \quad \text{Équation 3}$$

Si on considère le fossé précédent, dans un sol isotrope dont la conductivité est de $K_s = 36 \text{ mm/h} = 1.10^{-5} \text{ m/s}$, on obtient un débit drainé de $2.56 \cdot 10^{-4} \text{ L/s}$, soit 0.92 L/h pour un mètre linéaire de fossé ($8.10^{-4} \text{ L/s} = 2.88 \text{ L/h}$ pour une pente de 10 %). Ces nombres montrent que l'influence en terme d'hydrologie d'un tel fossé ne semble pas significative ; toutefois, en influant sur la forme de la nappe et en l'éloignant de la surface du sol, au moins sur sa longueur d'influence, un tel fossé est susceptible de favoriser l'infiltration et le contact avec la matrice du sol des pesticides qui auraient sinon rejoint le milieu par ruissellement ; à l'inverse, il intercepte des écoulements qui se seraient sinon poursuivis dans la subsurface ; la résultante de ces processus dont les influences semblent antagonistes n'est pas triviale à déterminer a priori, d'autant que ces quelques ordres de grandeur ne concernent que le régime permanent. Les travaux initiés par Dunn et Mackay (1996), qui analysent l'effet d'un fossé sur un versant, en utilisant le modèle SHE avec une fine résolution et qui en déduisent une paramétrisation effective de l'influence du fossé pour pouvoir utiliser le modèle avec une résolution moindre vont dans le même sens. Les auteurs concluent que l'influence peut être significative, mais qu'il n'est pas facile a priori de savoir dans quel sens elle s'exerce...

⁸ Cette application numérique correspond, comme on le verra plus loin, au site principal d'application de nos travaux sur les fossés.

En conséquence, pour étudier finement l'influence d'un fossé sur l'hydrologie d'un versant et les conséquences prévisibles pour le transfert de phytosanitaires, dans le contexte de sols développés sur socle peu perméable, il m'a semblé nécessaire de mettre en place des expérimentations de terrain.

Cas d'un fossé de bocage : étude expérimentale et modélisation

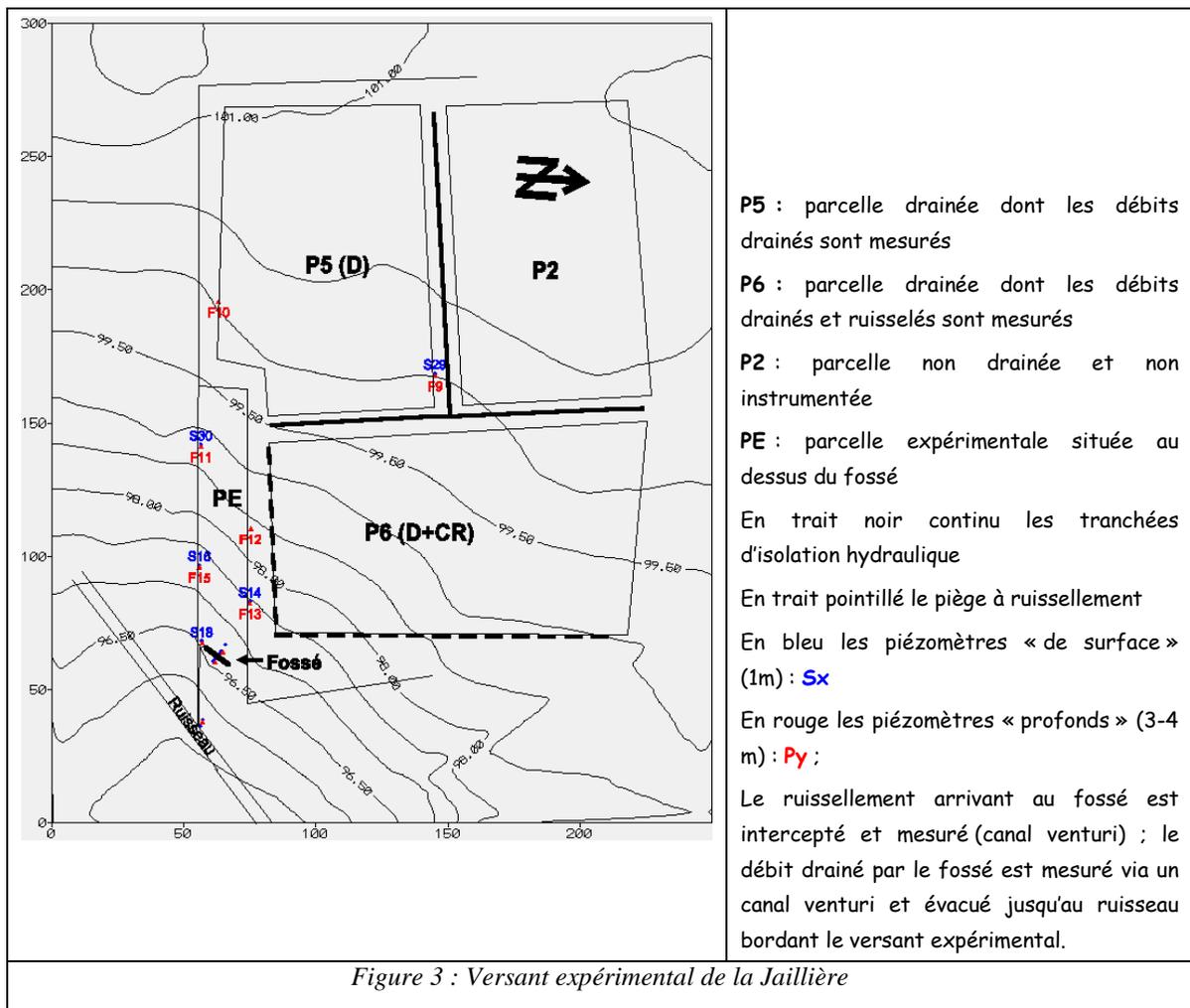
Ce travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de Victor Corneliu Adamiade (Adamiade 2004). L'objectif était d'obtenir des références expérimentales, puis de formaliser les résultats obtenus via la modélisation, afin de permettre de généraliser les résultats obtenus. Les travaux se sont déroulés sur le site ARVALIS-Institut du Végétal de la Jaillière, dans le Maine et Loire (Arlot 1999). Afin de permettre une démarche aussi analytique que possible, deux fossés ont été instrumentés sur le site :

- Le premier, perpendiculaire à la ligne de plus grande pente, d'une profondeur d'environ un mètre, devait permettre d'évaluer le rôle d'interception des écoulements provenant de l'amont du versant. Il a été creusé pour les besoins de l'expérimentation,
- Le second, existant préalablement à l'expérimentation, était situé en fond de talweg, et devait permettre d'étudier le rôle de rabattement de la nappe et de « routage » de l'eau.

L'objectif d'étudier ainsi deux fossés, l'un suivant une courbe de niveau et l'autre un talweg, était de caractériser et d'analyser les processus hydrologiques générés par chacun de ces fossés, les résultats étant ensuite combinés pour en déduire l'influence d'un fossé quelconque de par son positionnement sur un versant et son orientation par rapport à la ligne de plus grande pente.

Les sols du site de la Jaillière sont bruns hydromorphes à texture limono-argileuse, développés sur des formations d'altérites de schistes (Arlot 1999). L'horizon d'altération du schiste est considéré comme quasi-imperméable. Il est de profondeur et qualité variables (entre 1,2 m et 2,5 m) et permet le développement d'une nappe superficielle dans la couche de sol sus-jacente pendant la saison humide, en général d'octobre à avril, qui justifie le drainage par tuyaux enterrés sur la majorité des parcelles du site. Une nappe plus étendue, à tendance captive -voire artésienne par endroits- se développe sous la couche de schiste altéré. Cette configuration a conduit à instrumenter le site avec des piézomètres situés à deux profondeurs, pour permettre d'étudier la dynamique conjointe des deux nappes, comme l'illustre la Figure 3. Deux transects de piézomètres ont été installés, l'un au droit du fossé et l'autre non influencé par le fossé, afin de déterminer l'influence du fossé sur le fonctionnement du versant. Des difficultés météorologiques ont induit des incertitudes élevées sur les données acquises sur le fossé « en long », et la suite se concentre sur le fossé « en travers »⁹.

⁹ Ces incertitudes étaient liées notamment à la forte dépendance à la température des mesures réalisées par les capteurs de hauteur d'eau, identifiée tardivement. Ces déboires ont toutefois eu un rôle pédagogique, en permettant de mettre en évidence la nécessité de bonnes pratiques météorologiques, et les inconvénients de travailler sur un site géographiquement éloigné.



L'étude des chroniques piézométriques à l'échelle annuelle a permis de proposer un zonage spatial et temporel, servant ensuite de cadre à l'analyse du comportement du versant pendant un épisode pluvieux. Ainsi, trois zones ont été identifiées sur l'ensemble du versant :

- la zone de plateau, où la nappe profonde est alimentée par la nappe superficielle toute l'année.
- le versant (excepté au voisinage du fossé), où la nappe profonde présente un niveau piézométrique supérieur au niveau de la nappe superficielle, cette situation ne s'inversant que de façon éphémère et rare.
- le voisinage du fossé où le niveau de la nappe profonde est en général supérieur au niveau de la nappe superficielle, sauf pendant les épisodes pluvieux où la tendance peut s'inverser.

Les gradients hydrauliques entre les deux nappes sont toutefois modérés : de l'ordre de 0,1 m/m aux alentours du fossé, et de 0 à -0,25 m/m à l'aval du versant. Trois périodes ont pu être caractérisées du point de vue du comportement :

- une période de basses eaux, jusque mi-octobre à fin décembre selon la pluviométrie. Quand le bilan hydrique devient positif, la réserve en eau du sol se reconstitue, et la nappe profonde devient captive, en étant alimentée par une nappe superficielle qui reste jusque là souvent éphémère. C'est la période d'amorce du système de drainage.
- une période de hautes eaux, débutant à la fin de la période précédente et finissant entre mi-mars à mi-avril. La nappe profonde alimente alors le plus souvent la nappe superficielle sur le versant, alors que sur le plateau, la nappe superficielle garde toujours un niveau supérieur.

- une période de basses eaux, de mi-mai à fin août environ, quand le bilan hydrique s'inverse. La nappe superficielle s'efface, sauf localement sur le versant, dans des zones où la nappe profonde reste captive.

L'analyse des épisodes pluvieux en période de hautes eaux montre une montée significative des deux nappes à la suite des fortes précipitations, permettant localement à la nappe superficielle d'alimenter la nappe profonde sur le versant, notamment aux alentours du fossé, qui draine alors un débit significatif (de l'ordre de 10-30 L/h/mètre linéaire de fossé) contrairement aux périodes de régime quasi permanent où il est très faible. En période de basses eaux, seul le sol semble réagir aux précipitations, la nappe superficielle pouvant se reformer brièvement en bas de profil. Les résultats d'un traçage au bromure (NaBr), réalisé sur la parcelle située à l'amont du fossé (PE) en janvier 2003 vont dans le même sens (Branger 2003). La pluviométrie du premier semestre de l'année 2003 a toutefois été très déficitaire, ne permettant notamment pas de récolter des eaux potentiellement chargées en traceur dans le fossé, et ainsi de préciser encore les conclusions issues de ces travaux sur le fonctionnement d'un fossé.

La modélisation du fonctionnement du fossé a ensuite été réalisée en deux étapes successives : **1** - une modélisation saturée du versant, via Modflow¹⁰, afin notamment de fournir les conditions aux limites à la modélisation variablement saturée du fossé réalisée dans la 2^{ème} étape, mais aussi de quantifier les flux échangés entre les deux nappes, en fonction de la saison et de la zone considérée ; **2** - une modélisation variablement saturée aux alentours du fossé, via Hydrus2D (Simunek, Sejna et al. 1999), afin de quantifier son influence et de pouvoir transposer les résultats acquis. Il n'existait en effet pas à l'époque de modèle permettant de représenter les écoulements variablement saturés (et le ruissellement) sur l'ensemble d'un versant. De plus, malgré les efforts réalisés au moment du choix du versant expérimental pour que celui-ci soit assimilable à un problème bi-dimensionnel (versant « plan »), les écoulements sur ce versant sont clairement tri-dimensionnels. Au moins Modflow permettait-il de représenter les écoulements saturés en 3D, pour approcher au mieux les conditions aux limites à utiliser pour représenter le système fossé en 2D.

Les flux et charges modélisés via Modflow ont servi de conditions aux limites à la modélisation Hydrus 2D (Figure 4) des alentours du fossé pendant un épisode pluvieux. Le formalisme de Modflow ne permettait en effet pas de représenter correctement l'interface nappe / fossé ; de plus, les conclusions de Clement, Wise et al (1996) citées précédemment sur les limites d'une modélisation saturée pour un système de petite taille plaident pour une approche variablement saturée des alentours du fossé. Les conductivités hydrauliques à saturation calées lors de cette 1^{ère} phase de modélisation ont été utilisées pour représenter les caractéristiques hydrodynamiques des sols. Les caractéristiques de rétention en eau des différents horizons et la variation de leur conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau (non utilisées par Modflow puisque modèle « saturé ») sont issues de mesures effectuées sur le terrain. Je ne détaillerai pas ici l'ensemble des résultats et ne retiendrai que ceux qui me paraissent les plus significatifs.

¹⁰ <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow.html>

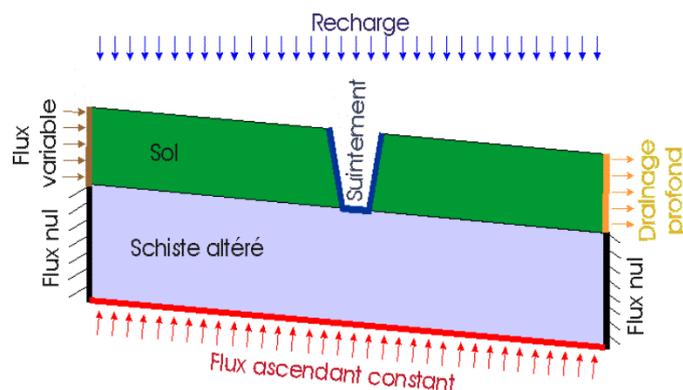


Figure 4 : Conditions aux limites utilisées lors de la simulation via Hydrus du système « fossé » lors d'un épisode pluvieux

La modélisation réalisée avec Modflow conduit à des résultats satisfaisants et conforte le schéma de fonctionnement auquel a abouti l'analyse des données, ainsi que le découpage du versant en trois zones ; elle se heurte toutefois au caractère très « superficiel » du système à modéliser : la nappe perchée est très peu profonde, sa dynamique est prépondérante dans le comportement global du versant et influence directement sa propre recharge, ce que le formalisme de Modflow ne permettait pas de représenter. Les difficultés numériques rencontrées pour modéliser les périodes de basses eaux, où il y a réhumectation de certaines cellules (et alternance de nappe captive / libre dans les schistes sains) montrent également la difficulté de Modflow, à cette époque, à modéliser des systèmes peu profonds. Ce point n'est toujours pas complètement résolu, comme le montre l'article de Bedekar, Niswonger et al (2012), qui testent différentes façons de traiter du problème des nappes perchées et des cellules alternativement « sèches » et « humides » dans Modflow. Les auteurs concluent que la solution qui paraît stable numériquement est très lourde informatiquement, et ne doit être utilisée que quand les autres solutions échouent, illustrant ainsi que ce problème est toujours d'actualité.

La modélisation saturée a montré que les échanges entre les deux nappes sont faibles pendant un épisode pluvieux, et que l'eau drainée par le fossé provient à 98.5% du sol. Ce constat légitime le fait de ne pas représenter explicitement la dynamique de la nappe profonde pendant un épisode pluvieux lors d'une modélisation en milieu variablement saturé du système fossé. Cette deuxième étape de modélisation a conduit à des résultats globalement satisfaisants. Le schéma d'écoulement aux environs du fossé est correctement reproduit : inversion du gradient horizontal à l'aval du fossé, ordres de grandeur des vitesses, débit de pointe en sortie du fossé. Les conductivités hydrauliques à saturation, choisies pour rester cohérent avec la modélisation Modflow conduisent toutefois à une nappe trop « plate », à la dynamique moins marquée que celle qui est observée. Plus globalement, la modélisation en « poupées russes » montre ses limites : les conditions aux limites issues de Modflow contraignent fortement le fonctionnement de l'ensemble du système fossé. Une solution pour s'en abstraire consisterait à utiliser les données issues des piézomètres (deux à l'amont pour calculer un gradient et imposer un flux entrant, un à l'aval pour imposer une charge variable), mais réduirait d'autant le nombre de données de validation. Enfin, la différence d'un ordre de grandeur entre les conductivités à utiliser pour les deux simulations saturée et variablement saturée illustre notre incapacité à rendre compte de façon complètement satisfaisante du comportement hydrodynamique du sol à des échelles variables. Ces résultats plaident toutefois pour une modélisation de l'ensemble du versant et de ses éléments via une démarche harmonisée, s'appuyant idéalement sur un modèle unique permettant de se dégager des problèmes de

conditions aux limites (constituées ici par le terme de recharge pour Modflow, et par les conditions Amont et Aval pour Hydrus).

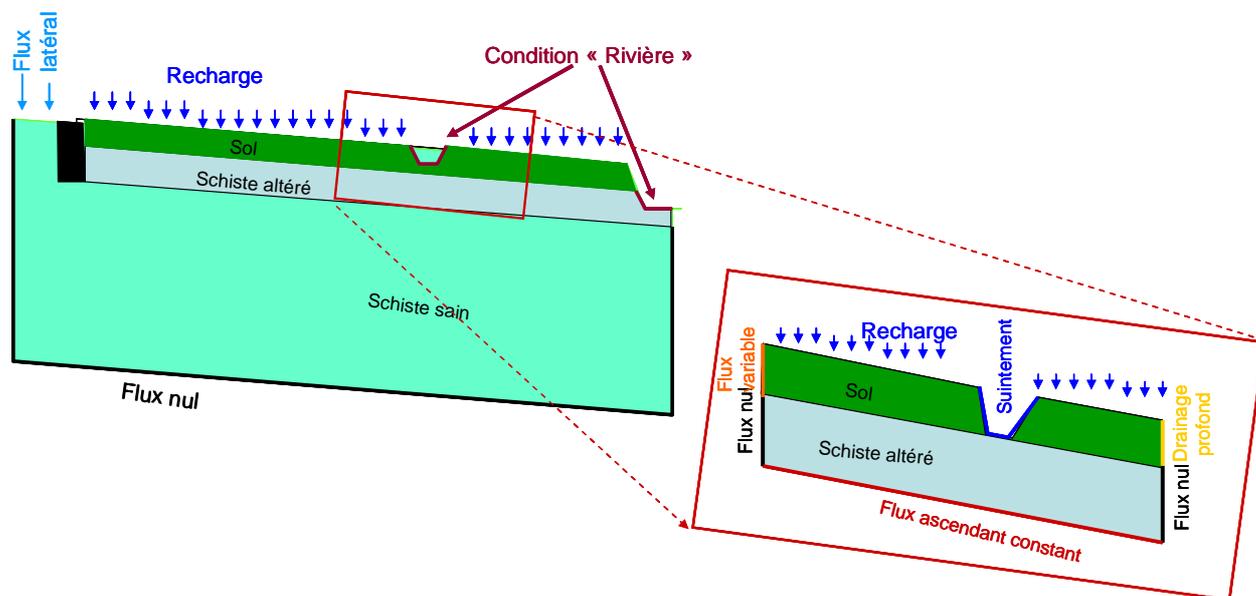


Figure 5 : Schéma de principe des modélisations emboîtées Versant / Environs du fossé

Conclusion de l'étude expérimentale : rôle de collecte d'un fossé en travers de la pente

Il convient maintenant de traduire les résultats acquis en termes d'influence potentielle du fossé expérimental sur la collecte de pesticides. Si on assimile la zone drainée par le fossé en travers à un rectangle de 100 m de long (longueur de la parcelle amont) et 10 m de large (longueur du fossé), le volume d'eau collecté par le fossé au cours d'un épisode pluvieux en période de hautes eaux n'est pas négligeable par rapport au volume précipité sur la zone.

Par exemple, si on reprend les équations 2 et 3 dans le cas du fossé considéré, en faisant l'hypothèse d'une nappe perchée située à 20 cm de la surface à l'amont de la zone d'influence du fossé et à 80 cm à l'aval de cette zone ($H = 0.8$ m et $h_2 = 0.2$ m), ce qui est une situation représentative des hautes eaux sur ce versant, on a : $a = 0$, pente = 3.2 %, $K_s = 1.10^{-5}$ m/s (valeur haute des mesures de conductivité à saturation des horizons de sol aux alentours du fossé). Nous obtenons, en régime permanent, une longueur d'influence du fossé de 35 m et un débit drainé de $1.92.10^{-7}$ m³/s soit 6.9 L/h (pour les 10 m de fossé). Rapporté à la surface de 1000 m² considérée, on a donc un débit drainé par le fossé de $6.9.10^{-3}$ mm/h (0.166 mm/jour), ce qui est faible.

Si on considère maintenant l'épisode pluvieux des 18 et 19 mars 2002, s'inscrivant dans une période pluvieuse un peu plus large ayant donné lieu à modélisation via Modflow et Hydrus, le Tableau 1 synthétise les observations et résultats de simulation via Hydrus et Modflow et illustre le fait que le comportement du fossé en période d'écoulement est significativement différent de ce qu'il est en régime permanent.

Débit maximum / Volume cumulé	Q maximum (m ³ /h)	Volume cumulé du 18 au 19 mars (m ³)
Mesuré	0,34	3,03
Simulé avec Hydrus	0,25	7,7
Simulé avec MODFLOW	0,58	16,5
<i>Pluie cumulée (en m³ pour les 1000 m² considérés)</i>	<i>2.5 mm/h en moyenne</i>	25

Tableau 1 : Débits de pointe et volumes cumulés dans le fossé « en travers », observés et simulés. 18 au 19 mars 2002

L'hiver et printemps très secs de l'année 2003, où a eu lieu le traçage au bromure sur la parcelle située à l'amont du fossé, n'ont pas permis d'évaluer quantitativement l'influence du fossé sur les transferts de soluté. Le profil des vitesses simulé pendant l'événement du 18-19 mars 2002 montre toutefois que l'infiltration relativement « directe » jusqu'au fossé a lieu aux environs immédiats du fossé, les particules qui atteignent sinon le fossé ont transité relativement profondément dans le sol, permettant une certaine dissipation dans le cas de pesticides. La simulation du transfert de bromures aux alentours du fossé (Branger 2003) va dans le même sens.

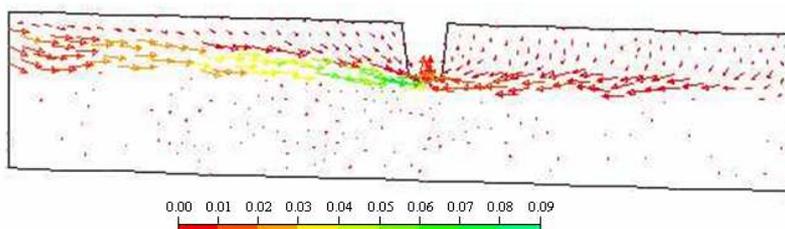


Figure 6 : Distribution des vitesses (m/h) le 19 mars 2002 à 2h00. (Adamiade 2004)

Cette étude a donc mis en évidence l'influence significative que peut avoir un fossé en travers de la pente sur les écoulements, dans ce type de contexte agro-pédoclimatique, au cours d'un épisode pluvieux advenant en période de hautes eaux. Les résultats obtenus sur la qualité de l'eau sont toutefois moins probants, tant à cause des difficultés expérimentales rencontrées (notamment la sécheresse l'année du traçage) que des incertitudes associées à la modélisation que l'on pourrait faire du transfert de solutés (a fortiori réactifs) à l'échelle du versant, qui se combinent avec les limites identifiées pour la modélisation des flux d'eau.

Processus de dissipation au sein des fossés

En parallèle aux travaux de (Adamiade 2004) et (Branger 2003), la thèse de Christelle Margoum, encadrée par Véronique Gouy et qui s'est déroulée au sein de l'équipe (Margoum 2003; Margoum, Mallessard et al. 2006) abordait les phénomènes de rétention des pesticides dans les fossés. Elle a mis en évidence une dissipation qui peut être importante, et ce d'autant plus que l'écoulement est lent et le substrat riche en matière organique en décomposition ou, dans une moindre mesure, sert de support à une végétation vivante. Pour compléter ces travaux, qui mettaient en évidence l'adsorption plus ou moins réversible sur les matériaux présents dans le fossé, et compte tenu de l'importance attribuée dans certains travaux au rôle des écoulements hyporhéiques dans l'épuration naturelle des cours d'eau (Findlay 1995), j'ai voulu investiguer le rôle potentiel de la pénétration des pesticides dans les premières couches sous-jacentes au fossé. La démarche a été la même que celle suivie dans la thèse de C. Margoum, avec un suivi à la fois

sur le terrain et sur un canal expérimental (Grellier 2002; Carluer 2003) des concentrations à faible profondeur sous un fossé dans lequel on injectait des solutés réactifs (isoproturon, atrazine, diflufenicanil) ou non (bromure). Ces travaux ont montré que, pour le type de fossé étudié fonctionnant en drainage plutôt qu'en infiltration, les échanges entre l'écoulement dans le fossé et le sol ne pouvaient contribuer significativement à la dissipation des pesticides. Les simulations réalisées via Hydrus2D ont également montré, ce qui était moins attendu que, pour des supports très perméables, comme le sable utilisé dans le canal expérimental, une approche basée uniquement sur l'équation de convection-diffusion n'était pas suffisante pour rendre compte des observations : le coefficient de diffusion moléculaire « apparent » à utiliser variait avec les vitesses d'écoulement, pour rendre compte des phénomènes de turbulence qu'Hydrus ne peut représenter. Ces travaux ont en partie été approfondis dans le cadre de la thèse de Boutron (2009), encadrée par V Gouy et C. Margoum. Il a étudié l'influence des conditions hydrodynamiques sur le transfert et la rétention de pesticides, sur un substrat modèle de chanvre dont le fond était modelé pour lui conférer différentes formes et pouvoir ainsi évaluer l'influence de ce facteur sur la rétention observée. Ses résultats ont bien confirmé l'influence des conditions hydrodynamiques sur la dissipation des produits (Boutron, Margoum et al. 2011).

Cas du drainage par tuyaux enterrés

Pour ce qui concerne la collecte, le rôle **des fossés récepteurs de drainage par tuyaux enterrés** est plus évident, puisqu'il s'agit de leur fonction première. Ils reçoivent quasiment l'ensemble des exportations de pesticides des parcelles drainées, que ce soit par le drainage proprement dit ou par le ruissellement qui persiste. Je n'entrerai pas ici dans l'analyse de l'influence du drainage sur les exportations de pesticides. Je signale simplement les faits saillants, issus de l'analyse de la bibliographie relative au sujet (Novak 1999; Jones, Arnold et al. 2000; Kladviko, Brown et al. 2001; Accinelli, Vicari et al. 2002; Petersen, Holm et al. 2002; Kronvang, Strom et al. 2004; Riise, Lundekvam et al. 2004; Brown and Van Beinum 2009), abordant notamment des données nord-américaines (applications de printemps surtout) ou nord européennes (sols très argileux) ainsi que des données issues du site ARVALIS-Institut du végétal de la Jaillière (Dairon, Tournebize et al. Soumis). Ces études vont dans le même sens, et concluent que les pertes en phytosanitaires via le réseau de drainage par tuyaux enterrés sont presque toujours inférieures à un pourcent de la dose appliquée, et même souvent de 0.1 ou 0.5% de cette quantité. Elles sont d'autant plus faibles que la capacité d'adsorption de la molécule est forte. Dans ce cas, le transfert semble se faire en même temps que celui des matières en suspension, même si la majeure partie du produit est retrouvée dans la phase liquide et pourrait en fait être transférée sous forme adsorbée sur des colloïdes (Mercier 1998). Si, pour mieux appréhender les processus à l'œuvre, on étudie la dynamique des exportations au cours d'un événement, le pic de concentration pour les produits faiblement adsorbés précède le pic de débit ou le pic de concentration en traceur, ce qui n'est pas le cas des produits fortement adsorbés, pour lequel le pic de concentration est synchrone avec celui du traceur. Dans le cas d'un produit modérément mobile, les pertes totales diminuent rapidement quand le délai [application – événement drainant] augmente. Cet aspect semble moins marqué pour les produits très mobiles. Dans tous les cas toutefois, l'essentiel des exportations se produit peu de temps après l'application, les concentrations dans les eaux de drainage diminuant au fil des événements. Cette constatation justifie que dans quasiment toutes les études, les écoulements préférentiels soient invoqués pour expliquer la dynamique réactive d'exportation des phytosanitaires dans les eaux de drainage (Brown, Dubus et al. 2004; Jarvis 2007).

Au total, le drainage ne semble pas augmenter les exportations de pesticides par rapport à ce qu'elles seraient sur parcelles non drainées, si l'on excepte le fait que cet aménagement permet la mise en culture de parcelles qui sinon ne se prêteraient pas aux cultures annuelles. Il n'en reste pas moins que les fossés collecteurs de drainage réceptionnent des quantités significatives de pesticides, qui doivent être prises en compte à l'échelle du bassin versant. De plus, pour ne pas limiter la capacité de drainage du réseau, les fossés collecteurs de drainage sont dans le cas général assez profonds, rectilignes et bien entretenus, et leurs capacités de collecte et de transfert l'emportent donc le plus souvent sur leur capacité de dissipation, au contraire des fossés du type de ceux du bassin de Roujan qui, quoique également larges profonds et peu végétalisés ont une capacité de dissipation importante via leur influence sur l'infiltration des flux collectés.

Conclusion sur l'influence des fossés sur le transfert de pesticides

L'ensemble des travaux évoqués ci-dessus a permis d'établir une typologie des fossés en fonction de leur influence potentielle sur la collecte, le devenir et le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. Le cas des fossés plus répandus dans le Grand Ouest (collecteur de drainage et fossés de bocage) a été plus particulièrement étudié au sein de l'équipe pollutions diffuses, compte tenu de ses thématiques de recherche. Ces travaux ont permis de cerner les périodes et les modes de fonctionnement des fossés, et de fournir des ordres de grandeur sur les principaux processus en jeu. Ils fournissent une base essentielle pour, par exemple, réaliser un diagnostic du risque de contamination des eaux par les pesticides à l'échelle d'un bassin versant. Ils permettent ainsi de raisonner les applications de produits en fonction de la saisonnalité du fonctionnement des fossés, sur un site donné.

Les travaux réalisés sur les fossés de bocage n'ont toutefois pas permis d'aller jusqu'à la quantification et la modélisation des processus en jeu pour la qualité de l'eau, pour partie pour des limites liées à l'expérimentation (traçage réalisé une année de sécheresse, incertitudes élevées) et pour partie pour des limites liées aux modélisations emboîtées utilisées. Cet aspect mériterait d'être repris en s'appuyant sur un modèle simulant à la fois les transferts de surface et de subsurface variablement saturés et les transferts de solutés réactifs à une échelle compatible avec le site expérimental. Malgré les évolutions dans ce domaine, il n'existe toutefois à notre connaissance pas de tel modèle réellement opérationnel (Langevin and Panday 2012). Des travaux s'appuyant sur le modèle CATHY (Orlandini, Mancini et al. 1996; Hilberts, Van Loon et al. 2004; Weill, Mazzia et al. 2011) démarrent toutefois en ce sens dans l'équipe, ce modèle semblant *a priori* pouvoir répondre en grande partie aux besoins énoncés plus haut.

Pour ce qui concerne ensuite le transfert des pesticides dans le fossé, il n'existe pas réellement à ma connaissance de modèle à base physique adapté à des fossés peu profonds à écoulements turbulents. Le modèle TOXSWA utilisé pour l'homologation des pesticides au niveau européen et développé aux Pays Bas (Adriaanse 1990; Gouy 2003) est ainsi adapté à de larges fossés de drainage à fond plat, où les écoulements sont laminaires et les phénomènes d'adsorption essentiellement réversibles, ce qui n'a pas été constaté sur les fossés étudiés. Les travaux de O. Boutron sont en ce sens plus adaptés aux types de fossés sur lesquels nous travaillons, mais le caractère conceptuel de la modélisation utilisée suppose de savoir faire le lien entre les caractéristiques du fossé et les paramètres à utiliser. Le modèle SPIDER –Simulating Pesticides In Ditches to assess Ecological Risk- (Renaud, Bellamy et al. 2008) tente également de dépasser ces limites en prenant en compte, via une approche capacitive et distribuée, les apports par dérive, drainage, écoulements de subsurface et ruissellement aux petits cours d'eau. A notre

connaissance, l'application du modèle a toutefois surtout pour l'instant abordé des échelles locales (Renaud and Brown 2008) et le modèle, conceptuel, demande également une phase significative de calage et ne permet pas en l'état une application à des situations réelles de terrain.

Enfin, les travaux ci-dessus n'abordaient pas la dégradation des pesticides retenus et/ou transférés, qui représente pourtant une composante importante du fonctionnement, pour un fossé potentiellement apte à « retenir ». Ces aspects sont maintenant abordés ailleurs dans les recherches menées sur les fossés végétalisés (Moore, Denton et al. 2011), ainsi que sur les zones tampons humides artificielles (Gregoire, Elsaesser et al. 2009; Passeport 2010; Passeport, Tournebize et al. 2010; Stehle, Elsaesser et al. 2011), les fossés pouvant être considérés, selon leurs caractéristiques, comme des zones humides étroites. Ces travaux mettent en évidence les processus et facteurs d'efficacité pour les pesticides, et notamment la nécessité d'allonger le trajet hydraulique, et conséquemment le temps de rétention, pour laisser aux phénomènes d'adsorption sur les sédiments et de dégradation le temps de se dérouler.

Zones tampons enherbées ou boisées

Préambule

Les zones tampons végétalisées, dont les « bandes enherbées » sont le type le plus connu (types 1, 2 et 6 sur la Figure 15), sont depuis longtemps utilisées pour limiter l'érosion des terres agricoles, notamment aux Etats-Unis (Van Dijk, Kwaad et al. 1996). Leur influence sur le transfert d'azote ou de phosphore a ensuite été également largement investiguée (Gril and Duvoux 1991; Muscutt, Harris et al. 1993; Lim, Edwards et al. 1998; Borin, Vianello et al. 2005). Les recherches sur leur rôle potentiel sur le transfert de pesticides sont relativement plus récentes, les travaux de l'équipe Pollutions Diffuses au cours des années 1990 étant alors pionniers dans ce domaine en France (Tingle, Shaw et al. 1998; Mersie, Seybold et al. 1999) avec notamment les travaux menés sur le site ARVALIS-Institut du Végétal (dénommé alors ITCF) de la Jaillière. Les travaux ont d'abord porté sur des bandes enherbées expérimentales de largeurs diverses (6-12-18 m), situées à l'aval de parcelles cultivées en rotation blé-maïs (Réal, Morel et al. 1996) et pour lesquelles les flux ruisselant à l'aval de la zone tampon étaient cumulés pour chaque événement ruisselant. Ils ont mis en évidence une réelle capacité d'abattement des volumes ruisselés, ainsi que des quantités de MES ou de phytosanitaires transférés, qui ont permis de proposer la mise en œuvre des zones tampons enherbées pour limiter les transferts de pesticides de façon opérationnelle dès la fin des années 1990 (CORPEN 1997). Le protocole expérimental, traitant des flux de façon cumulée à l'échelle de l'événement, ne permettait toutefois pas d'analyser la dynamique des processus au cours de l'événement. Afin d'identifier les processus dominants et les facteurs clés, ces suivis en conditions naturelles ont ensuite été complétés par des expériences de simulation de ruissellement sur bandes enherbées, mais également sur dispositifs boisés, permettant de contrôler les conditions expérimentales (lames ruisselées, concentrations d'entrée ...) (Michalak 2000; Assier 2001; Souiller, Coquet et al. 2002). Il s'agissait d'apporter de l'eau chargée en produits phytosanitaires à débit constant, une fois un régime permanent du point de vue hydraulique établi, sur une placette de 1 m de large et 3 m de long, isolée hydrauliquement en surface par des toles enfoncées dans le sol (Figure 7). La mesure du débit et des concentrations en sortie permettait d'estimer la perméabilité effective du système, et d'évaluer la rétention des produits phytosanitaires.

Ces expériences ont permis d'appréhender quelques ordres de grandeur, qu'il s'agisse de bandes enherbées, de dispositifs boisés comme les taillis à très courte rotation, ou de boisements en place

(Souiller, Coquet et al. 2002), et de mettre en évidence le rôle de la matière organique dans l'efficacité des dispositifs tampons, d'une part via la facilité d'adsorption et de dégradation qu'elle induit pour les phytosanitaires (Benoit, Barriuso et al. 1999; Madrigal, Benoit et al. 2002; Madrigal-Monarez 2004), d'autre part via la structuration du sol qu'elle entraîne, qui se traduit par une conductivité hydraulique plus élevée du sol et donc une infiltration accrue (Souiller, Coquet et al. 2002).



Figure 7 : Dispositif de simulation de ruissellement. Site de la Jaillière (Photo C. Souiller)

Les résultats acquis lors de ces travaux sont cohérents avec ceux que l'on trouve dans la littérature, synthétisés notamment dans les revues de (Dosskey 2001; Krutz, Senseman et al. 2005; Lacas, Voltz et al. 2005; Reichenberger, Bach et al. 2007). Je ne les reprendrai pas en détail ici et présenterai les points qui me paraissent essentiels :

- Les expérimentations ayant servi de base à ces synthèses diffèrent par de nombreux points, rendant difficiles leur comparaison ou l'établissement de règles statistiques pour déterminer leur efficacité : caractéristiques de la zone alimentant la zone végétalisée en ruissellement, et notamment du ratio [surface amont / surface bande] ; concentrations du ruissellement entrant en matières en suspension et en pesticides ; caractéristiques des MES ; propriétés physico-chimiques des pesticides ; caractéristiques de la bande tampon¹¹ -sol, pente, dimensions, état d'humidité du sol lors des suivis- ; variables suivies -ruissellement et concentration entrants et sortants, ou seulement flux sortants et comparaison avec un témoin sans bande tampon- ...
- Ces auteurs s'accordent toutefois sur le rôle prépondérant de l'infiltration et de la sédimentation dans l'efficacité des zones tampons. L'infiltration est en général le processus majoritaire, au moins pour les substances peu ou modérément sorbées : le transfert est nul pour toute molécule quand le ruissellement s'infiltré totalement dans la bande, et l'efficacité reste très grande quand il est fortement réduit. La sédimentation à

¹¹ Même si les zones tampons végétalisées présentes dans la réalité peuvent avoir des formes variées, celles utilisées pour les expérimentations sont le plus souvent de largeur (longueur dans le sens de l'écoulement) constante, justifiant alors le nom de « bande tampon » ou de façon plus restrictive encore « bande enherbée », bien que la végétation puisse parfois comporter une part arbustive ou arborée.

l'amont de la bande ne l'emporte que pour des molécules au K_{oc} supérieur à 1000 L.kg^{-1} . Dans ce cas, l'essentiel du dépôt se fait à l'amont de la bande enherbée, préférentiellement pour les particules les plus grossières (Gumiere, Le Bissonnais et al. 2011) : les particules fines arrivant au sein de la bande ne semblent pas ensuite avoir un comportement significativement différent de l'écoulement « liquide ». Sabbagh, Fox et al (2009) notent ainsi que pour les molécules fortement adsorbées, la largeur de la bande n'est pas un paramètre significatif. Par ailleurs, selon la revue réalisée par Gouy (2012) sur le partage des pesticides transportés par ruissellement entre les phases liquide et solide, cette dernière n'est majoritaire qu'en cas de substance active à la capacité d'adsorption élevée, et dans ce cas, les quantités exportées à l'extérieur de la parcelle d'application sont en général faibles. Au total, la sédimentation à l'amont de la zone tampon ne nous paraît donc pas un processus majeur dans l'efficacité à réduire les flux de pesticides transportés par ruissellement. Les autres processus à l'œuvre sont l'adsorption des molécules en solution à la surface ou dans le sol de la bande enherbée, ainsi que la dilution par l'eau de pluie (qui agit sur les concentrations transférées, pas sur les flux), comme synthétisé dans la Figure 8.

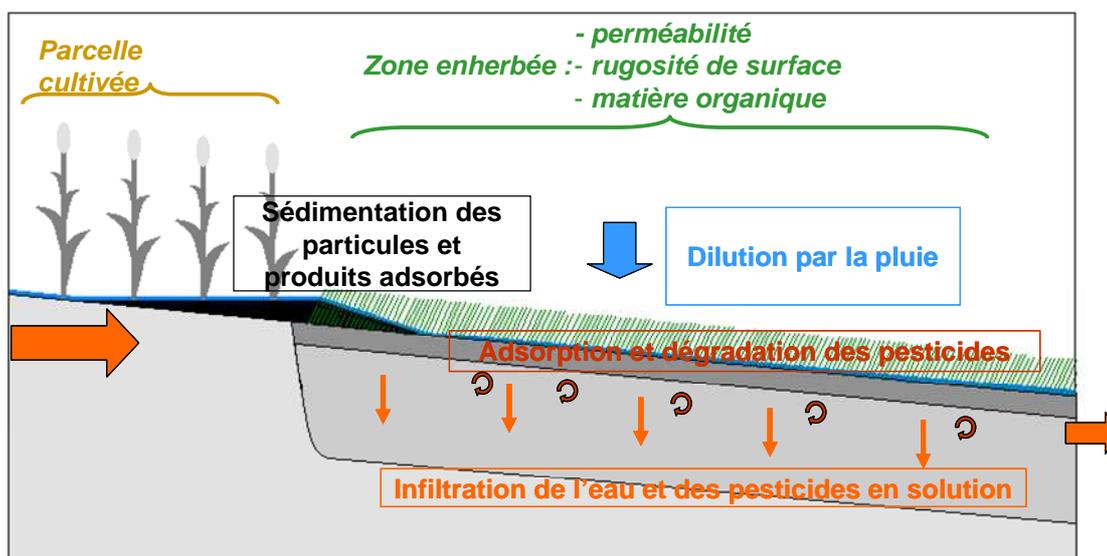


Figure 8 : Processus à l'oeuvre au sein d'une bande enherbée. D'après (Lacas 2005)

- Les propriétés de perméabilité, de teneur en matière organique et de rugosité accrues pour les sols de bandes enherbées par rapport aux sols des parcelles avoisinantes sont en grande partie liées à la présence d'une végétation pérenne, permettant la création d'un mat racinaire aux propriétés hydrodynamiques et bio-chimiques spécifiques. Le sol d'une « jeune » bande enherbée ne sera ainsi pas très différent des sols avoisinants, le temps (quelques années ?) qu'il se structure et que la matière organique s'accumule. A l'inverse, un sol boisé, riche en litière, pourra présenter des perméabilités élevées, doublées de capacités d'adsorption intéressantes (Rachman, Anderson et al. 2004; Otto, Vianello et al. 2008). Ainsi, les perméabilités mesurées sur les zones tampons enherbées étaient de l'ordre de $80\text{-}120 \text{ mm.h}^{-1}$ alors que celles relevées sur bois anciens allaient de 100 à 1300 mm.h^{-1} .

Cette forte capacité d'infiltration pose cependant la question du devenir des pesticides infiltrés dans le sol. En effet, malgré une capacité d'adsorption théorique très forte de la zone racinaire, liée notamment à l'enrichissement de cette zone en matière organique, la rapidité des flux infiltrés,

induite notamment par la mise en charge de macropores liés aux racines et à la forte activité biologique, semble susceptible d'entraîner une partie non négligeable des phytosanitaires infiltrés sous la zone « active » pour la rétention et la dégradation du dispositif enherbé - c.-à-d. en première approximation la zone enrichie en matière organique, de par la présence d'une végétation dense et pérenne -.

Les produits infiltrés restent-ils adsorbés dans le sol de la zone tampon pour y être dégradés, ou sont-ils susceptibles de rejoindre une nappe sous-jacente par percolation, ou le cours d'eau par écoulement latéral subsurface, dans le cas d'une zone tampon située à proximité du réseau hydrographique ?

Au début des années 2000, ces questions n'avaient été que très peu abordées, mais les études existantes suggéraient la possibilité de transferts non négligeables en subsurface (Lowrance, Vellidis et al. 1997; Delphin and Chapot 2001; Watanabe and Grismer 2001; Vellidis, Lowrance et al. 2002), non dans la zone racinaire, riche en matière organique, mais plus en profondeur, dans le cas d'une rupture de perméabilité facilitant des écoulements latéraux.

Etude du bilan global (surface et subsurface) d'une bande enherbée dans le Beaujolais viticole

La question se posait donc d'évaluer dans quelle mesure la mise en place de zones tampons enherbées le long des cours d'eau, qui se généralisait à l'époque (dans le cadre des BCAE – Bonnes Conditions Agri-Environnementales - de la PAC) n'allait pas se limiter à un transfert de pollution, depuis le ruissellement vers la subsurface, puis éventuellement le cours d'eau de façon retardée. Ce questionnement a motivé la thèse de Jean Guillaume Lacas, que j'ai proposée et encadrée : « Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface » et dont Marc Voltz assurait la direction. L'un des objectifs majeurs était de réaliser, sur le terrain, un bilan global, incluant à la fois les transferts en surface et subsurface, de l'efficacité d'une zone tampon enherbée à abattre les flux transférés par ruissellement. Le dispositif de simulation de ruissellement utilisé jusque-là dans l'équipe paraissait peu adapté pour aborder cette question, et le travail a donc été basé sur un site expérimental « fixe ».

Le site expérimental est situé dans le Beaujolais viticole, sur une prairie ancienne, qui longe la rivière Morcille, et constitue une zone tampon potentielle récupérant les eaux ruisselant des parcelles de vigne situées à l'amont (Lacas 2005). Le dispositif, d'une surface de 25,2 m² (4 m x 6,3 m) et d'une pente de 25,2% est constitué d'une partie de cette prairie, isolée hydrauliquement en surface du reste du versant et qui draine une surface de vigne de 2800 m² (Figure 9). Le sol, sableux, a été caractérisé du point de vue hydrodynamique - conductivités à saturation et sous succion, courbe de rétention en eau -, et physico-chimique - notamment isotherme d'adsorption et cinétique de dégradation du diuron -. Les valeurs moyennes de perméabilité sont élevées en surface, de l'ordre de 680 mm.h⁻¹. La perméabilité diminue significativement avec la profondeur : celle-ci est divisée par cinq entre la surface et l'horizon 15/25 cm (133 mm.h⁻¹), puis par deux entre l'horizon 15/25 cm et l'horizon 40 cm (64 mm.h⁻¹). Ces valeurs élevées traduisent la texture sableuse du milieu mais probablement aussi un effet structurant de la matière organique et du chevelu racinaire, très dense dans l'horizon [0-15 cm] et dense dans l'horizon [15-50 cm]. L'hétérogénéité spatiale de la perméabilité des différents horizons est très prononcée.

Compte tenu des arguments présentés en préambule et des difficultés d'échantillonnage et d'analyse qu'aurait induit le suivi de la dynamique des concentrations de pesticides adsorbés sur le terrain, le choix a été fait de ne suivre que les produits transférés en phase liquide, sous forme soluble ou colloïdale. Des pièges à sédiments à l'amont du dispositif assurent le dépôt de l'essentiel des matières en suspension grossières avant l'entrée sur la bande ; l'eau analysée est l'eau brute : si donc des produits transportés sur des fines entrent sur la bande, ils sont inclus dans les analyses effectuées.

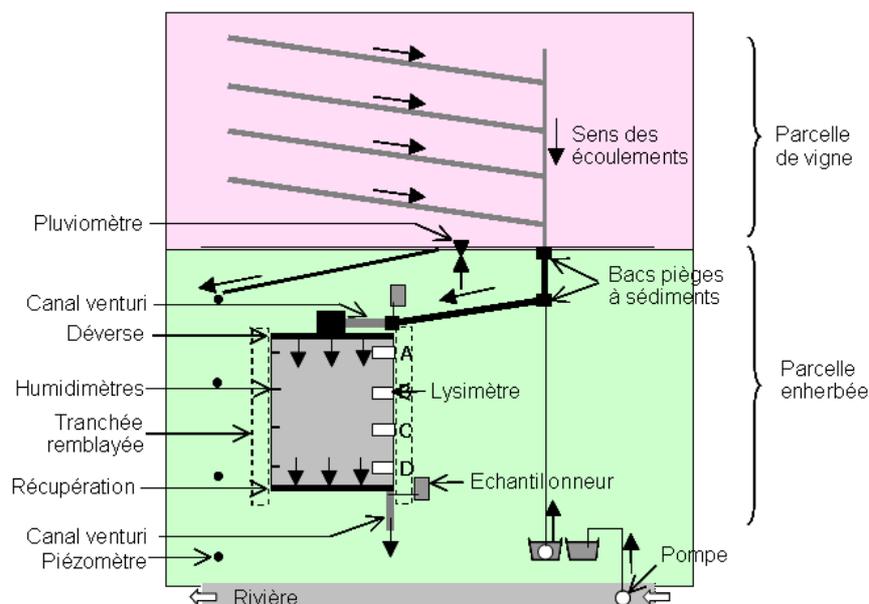


Figure 9 : Vue de dessus du dispositif expérimental

L'originalité du dispositif est de permettre, outre le suivi des débits et concentrations en pesticides entrant et sortant du dispositif, celui des variables internes au système (humidimètres et tensiomètres) mais aussi des flux d'eau et de pesticides percolant sous la zone racinaire via des lysimètres atmosphériques implantés à 50 cm de profondeur. Le dispositif est conçu pour collecter des écoulements provenant d'événements naturels, générant un ruissellement sur la parcelle de vigne située à l'amont. Il a également été utilisé pour simuler artificiellement des épisodes ruisselants, afin de permettre de contrôler au mieux la dynamique des variables d'intérêt pendant l'événement, notamment pour les flux percolés, sinon suivis uniquement de façon cumulée à l'échelle de l'événement. Les travaux de J.G Lacas, portant uniquement sur le transfert de diuron, herbicide très majoritaire en vigne à l'époque (Lacas, Carluer et al. 2012), ont été complétés par les travaux post doctoraux d'Arnaud Boivin (Boivin, Margoum et al. 2007; Carluer, Margoum et al. 2007; Gouy, Boivin et al. 2007), permettant de couvrir une gamme plus large de caractéristiques physico-chimiques pour les pesticides et de dépasser certaines difficultés expérimentales.

Les suivis réalisés en conditions naturelles ont permis de montrer que, malgré un ratio [surface collectée/surface de zone tampon] très réaliste de [110/1], l'essentiel des événements ruisselants conduisaient à une infiltration totale des flux entrants dans la placette expérimentale, comme l'illustre la Figure 10.

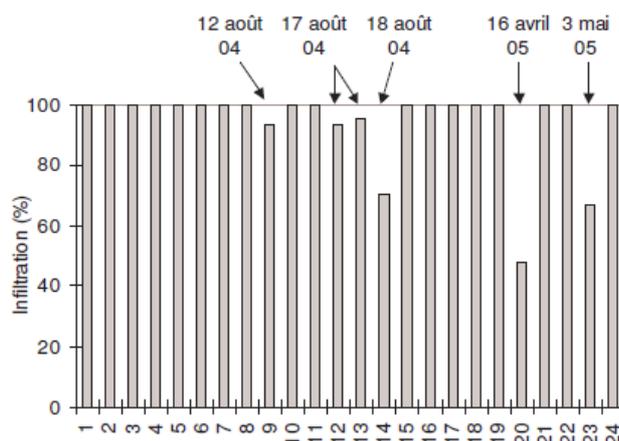


Figure 10 : Infiltration relative dans la placette, pour les 24 événements enregistrés en 2004 et 2005, calculée comme le ratio du volume mesuré à l'exutoire sur le volume mesuré en entrée de la placette.

Pour comprendre et quantifier la dynamique des processus à l'œuvre pendant un événement ruisselant, une simulation de ruissellement a été réalisée, en trois temps, afin de simuler une succession d'événements réalistes et de permettre d'estimer l'évolution de la disponibilité des produits retenus au sein de la bande enherbée avec le temps. La première phase (T0) a consisté en l'application d'un flux d'eau contaminé (pesticides + bromure utilisé comme traceur), simulant un épisode de ruissellement (2 L.s^{-1} , 40 min) sur la bande enherbée expérimentale. Ce volume, correspondant à une lame d'eau de 190 mm apportée sur la bande enherbée en 40 minutes, s'il peut paraître élevé en première approche est réaliste : si on considère en effet un coefficient de ruissellement de 10% sur la parcelle de vigne susjacente (valeur réaliste compte tenu de l'état du sol et des études sur le ruissellement déjà réalisées sur la zone), l'événement simulé a une période de retour d'environ 2 ans du point de vue hydrologique. Après 2 et 22 jours (T2 et T22) des événements de ruissellement constitués uniquement d'eau ont été simulés dans des conditions de débit et de durée similaires : l'objectif était d'évaluer la capacité des produits retenus dans le sol de la zone tampon à être remobilisés par des événements ultérieurs, l'un advenant peu de temps après l'infiltration (T2) et l'autre après que des phénomènes de dégradation et/ou de formation de résidus liés aient pu se dérouler. Les flux d'eau interceptés par les différents lysimètres ont été collectés en continu. Les caractéristiques physico-chimiques des cinq produits phytosanitaires apportés (sous forme de préparations commerciales) au temps T0 sont résumées dans le Tableau 2. Les concentrations initiales appliquées ont été déterminées sur la base de résultats préliminaires sur le lessivage des pesticides en zone viticole (Louchart, Voltz et al. 2001) : elles sont significatives sans être extrêmes.

	Isoproturon	Azoxystrobine	Diméthomorphe	Diuron	Tébuconazole
Solubilité (mg/L)	65	6	18	36	32
Koc (L/Kg)	120	423	428	480	1027
Concentration initiale ($\mu\text{g/L}$)	187	104	204	105	380
DT50	6-28	3-39	14-50	90-180	43-170

Tableau 2 : Caractéristiques physico-chimiques des produits phytosanitaires appliqués sur le dispositif enherbé de

Le bilan en eau confirme les résultats obtenus en conditions naturelles : qu'il s'agisse de l'application du mélange à T0 ou des rinçages à T2 et T22, 99 à 100% du volume d'eau entrant sur le dispositif en surface s'infiltrent avant d'atteindre l'aval de la bande. Le front de

ruissellement progresse d'autant plus loin que l'humidité initiale du sol est importante au début de l'événement simulé, cette observation étant confirmée par l'évolution des profils d'humidité du sol à différentes abscisses et plus encore par les volumes percolés collectés dans les lysimètres. Le lysimètre D situé le plus à l'aval (à 5.8 m du point d'injection) reçoit toutefois toujours un volume nul. Du point de vue de la limitation des flux transférés par ruissellement, l'efficacité du dispositif enherbé est donc totale pour ces 3 événements. Le caractère majoritairement vertical des écoulements pendant les expériences est confirmé par les observations réalisées sur les humidimètres et tensiomètres pendant les expériences (Figure 11). Le ressuyage du sol est très rapide, et le retour à des teneurs en eau comparables à celles précédant la simulation de ruissellement advient en 24 h. Cette forte infiltration induit toutefois une remontée marquée de la nappe sous-jacente, qui peut atteindre jusqu'à 70 cm au centre du dispositif. Notons que pour des événements mobilisant des volumes entrants plus importants, le niveau de la nappe peut encore monter plus haut, contrôlant alors la perméabilité apparente du dispositif et réduisant son efficacité (Lacas 2005).

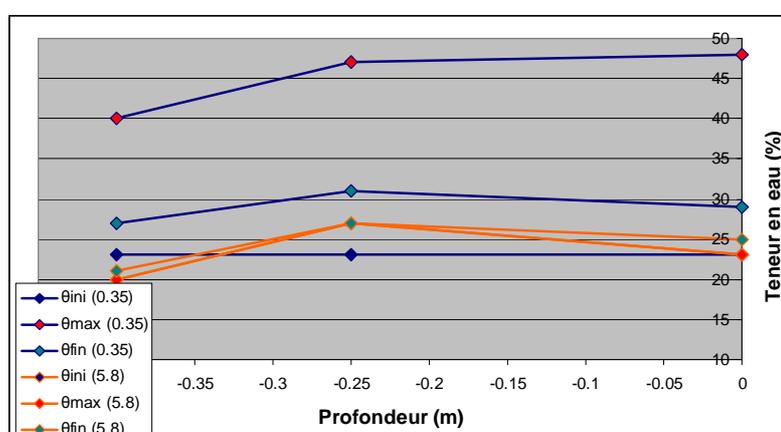


Figure 11 : Profils d'humidité en amont (1^{ère} série d'humidimètres située à 0.35 m de l'amont du dispositif) et à l'aval (4^{ème} série située à 5.8 m) pour l'apport à T0. Ils représentent le contenu en eau initial du sol (θ_{ini}), le contenu en eau le plus élevé (θ_{max}) ainsi que le contenu en eau relevé une heure après la fin de l'expérimentation (θ_{fin}) à l'aide des différents humidimètres.

L'observation de la réduction des concentrations observées dans les lysimètres par rapport aux concentrations initiales appliquées montre que : **1** - pour un soluté donné, la réduction de concentration est d'autant plus importante que le lysimètre considéré est situé à l'aval (de 40 à 98% pour le diuron par exemple), **2**- pour un lysimètre donné, l'abattement est d'autant plus fort que le coefficient d'adsorption (K_{oc}) de la molécule considérée est important (par exemple de 25 à 46% de l'isoproturon au tébuconazole pour le lysimètre A). Ceci est compatible avec l'hypothèse d'une rétention par adsorption, d'autant plus prononcée que le chemin parcouru par la molécule sur ou dans le sol est important et que la capacité d'adsorption de la molécule est marquée. Toutefois, des phénomènes physiques de dilution par l'eau du sol ou de piégeage dans la microporosité du sol sont également à l'œuvre, puisque la réduction de concentration pour le bromure est également significative, de 13.6 à 64 % en passant du lysimètre A au C.

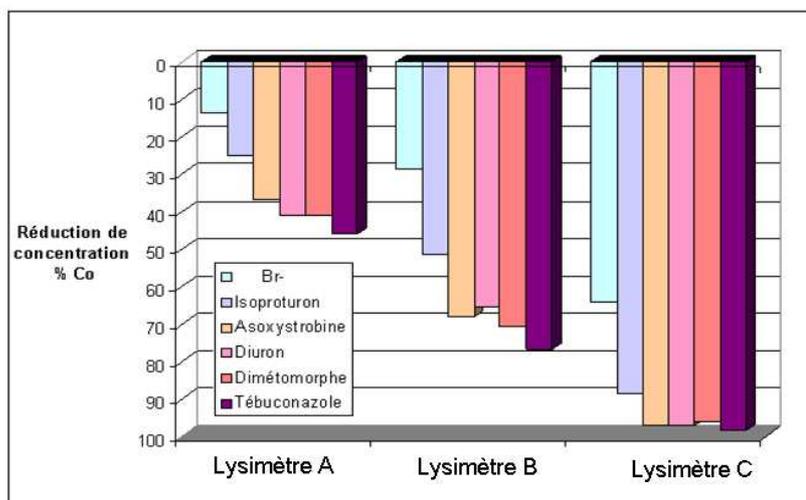


Figure 12 : Concentration en pesticides et bromure (en % des concentrations initiales) pour les lysimètres A, B et C (pas d'eau collectée dans le lysimètre D). Expérimentation T0.

Cette interprétation des réductions de concentrations demande à être complétée par un bilan des flux percolés sous le dispositif, repris dans la Figure 13. On constate qu'à l'issue de l'apport d'eau contaminée et du ressuyage qui a suivi, 31 à 52 % des quantités de produits appliqués ont percolé jusqu'à une profondeur de 50 cm, en fonction de leur coefficient d'adsorption : la capacité du sol de la bande enherbée à retenir les produits infiltrés à court terme est donc très significative. Les épisodes de rinçage qui ont suivi ont certes mobilisé des quantités significatives de produits : 2.6 à 5.5 % pour le 1^{er} rinçage en passant du tébuconazole à l'isoproturon (ordre qui semble lié là encore au Koc) ; 0.23 à 1.18 % pour le 2^{ème} rinçage respectivement pour le tébuconazole et le diuron (avec un ordre qui semble cette fois intégrer des phénomènes de dégradation -via les quantités disponibles pour l'écoulement-, et plus seulement le Koc). Les quantités globalement retenues restent toutefois importantes, allant de 70 à 40 % des quantités infiltrées, en fonction des caractéristiques des molécules, et ce malgré un contexte a priori peu favorable à la rétention, compte tenu de la très forte perméabilité du milieu étudié.

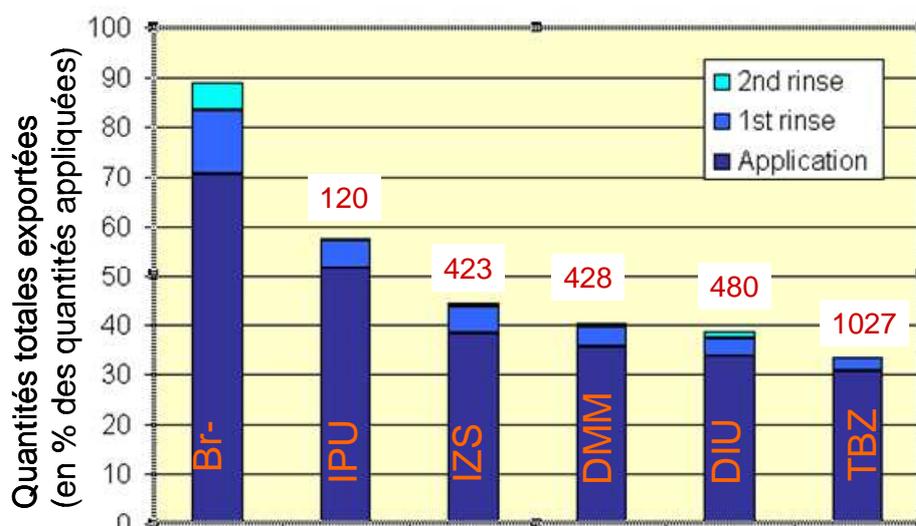


Figure 13 : Quantités de bromure et de pesticides collectées dans les lysimètres à 50 cm (en % de quantité initiale apportée) après l'apport du flux d'eau contaminée (T0) et les deux rinçages à l'eau réalisés 2 et 22 jours plus tard. Les valeurs des Koc (L/kg) sont rappelées au dessus des histogrammes

La rétention significative de produits au sein de la zone racinaire du dispositif enherbé pose toutefois la question du devenir des molécules retenues : s'agit-il de molécules restant disponibles pour l'écoulement, forment-elles des résidus liés, ou subissent-elles une minéralisation ? Pour permettre d'analyser l'évolution de la part des pesticides retenus dans le sol de la bande enherbée et restant potentiellement disponibles pour l'écoulement sans perturber le dispositif expérimental principal, un dispositif témoin, parallèle au premier et de seulement 1 mètre de largeur, a reçu des apports d'eau et de solutés équivalents à ceux du dispositif principal aux temps T0, T2 et T22 (Boivin, Margoum et al. 2007). L'extraction et l'analyse des échantillons de sol réalisés à différentes dates montrent que les quantités de phytosanitaires extractibles à l'eau décroissent beaucoup moins vite que celle du bromure, une diminution significative n'intervenant, par exemple pour le diuron (Figure 14), qu'un mois après l'application, probablement par suite d'une minéralisation, favorisée par la hausse des températures.

Ces résultats sont compatibles avec la faible capacité de minéralisation du diuron mesurée sur ce sol (Leclerc 2004) à l'instar de ce qui a été constaté par Randriambolohasinirina (2012) sur d'autres sols enherbés du bassin de la Morcille pour le diuron et le tébuconazole ou par Madrigal-Monarrez (2004) sur le sol des bandes enherbées de la Jaillière pour l'isoproturon et le diflufenicanil. Il semble en fait ici que le sol de la zone tampon, bien que riche en matière organique et propice à l'activité de la microflore, ne contienne pas une quantité significative de micro-organismes adaptés à la dégradation des pesticides apportés sur la zone. Ceux-ci peuvent toutefois s'adapter en cas d'exposition répétée comme le montrent la capacité de minéralisation plus forte constatée sur le sol de vigne sus-jacent, ou les travaux de (Pesce, Martin-Laurent et al. 2010; Devers, Pesce et al. En préparation pour Biodegradation) sur le développement de souches adaptées à la dégradation du diuron par exemple).

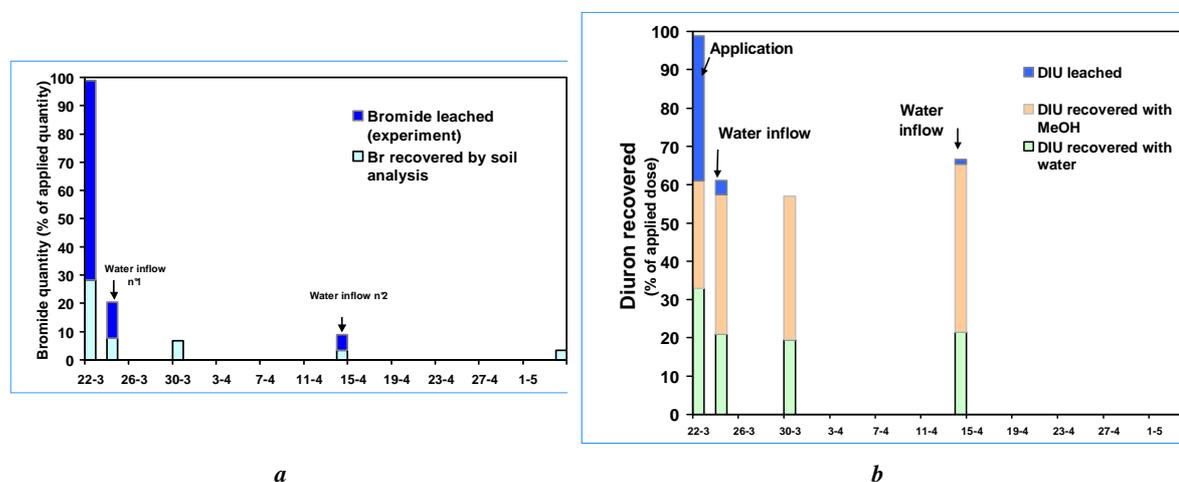


Figure 14 : Quantités de bromure (fig a) et de diuron (fig b) (en % de la dose appliquée) retrouvées dans le sol après extraction à l'eau et au méthanol, depuis l'application jusqu'à 42 jours plus tard (4 mai 2006).

Conclusion de l'étude expérimentale. Conséquences opérationnelles.

L'expérimentation relatée ici a permis de montrer que, dans ce contexte a priori défavorable du point de vue de l'infiltration puisque correspondant à un sol très perméable, 40 à 70 % des pesticides infiltrés étaient retenus, et n'étaient pas mobilisés par des écoulements ultérieurs de façon significative. La généralisation de ces résultats à d'autres contextes me semblait nécessaire. Des travaux ont eu lieu dans ce sens et ont été encadrés par Jean Joël Gril (Garric 2008). Ils ont consisté à étudier la percolation d'eau chargée en 5 pesticides dans 9 colonnes de sols non

remaniés (diamètre : 31 cm ; hauteur : 40 cm), issues des 3 sites de la Morcille, La Jaillière (sol brun lessivé sur schiste) et Bourville (Pays de Caux ; sol limoneux battant). Les résultats ont confirmé que plus les écoulements sont lents et le Koc de la molécule considéré élevé, et plus la rétention est importante. Toutefois, il semble que des écoulements préférentiels le long des colonnes de prélèvement se soient développés, malgré les précautions prises au moment de leur prélèvement : cet artefact ne permet pas de définir une « clé de passage » permettant de transposer quantitativement les résultats obtenus sur le site la Morcille à d'autres types de sol, en effectuant un changement d'échelle à partir des résultats obtenus sur colonne.

Néanmoins, on peut considérer que le site de la Morcille constitue un pire cas du point de vue du risque de percolation des pesticides infiltrés, compte tenu de sa forte perméabilité et de la présence marquée de macropores (cf Figure 16), mis à part sans doute le cas de sols très argileux et secs au moment de l'écoulement, se fissurant. Sur les autres types de sol, le risque réside plutôt dans un moindre abattement du flux ruisselé que dans une percolation rapide sous la zone tampon, une partie des flux entrants traversant la zone tampon sans être infiltrés compte tenu de la perméabilité moindre de ces sols.

Du point de vue opérationnel, quelques règles se dégagent de ces travaux, qui vont dans le même sens que les préconisations issues de la littérature :

- Il faut dans la mesure du possible favoriser l'infiltration en amont sur les versants (Reichenberger, Bach et al. 2007) et ne pas se contenter d'enherber les bords de cours d'eau, et ce d'autant plus que les sols sont peu perméables et/ou qu'une nappe sous jacente ou la géologie (socle peu perméable et peu profond par exemple) sont susceptibles de limiter la capacité d'infiltration des sols, voire de l'annuler,
- Même s'il semble que les produits infiltrés restent en majorité dans le sol des dispositifs enherbés, il est préférable d'éviter l'implantation de tels aménagements à l'aplomb de nappes vulnérables, pour ne pas induire de transfert de pollution,
- Enfin, la concentration des écoulements, dans des talwegs, des rigoles d'érosion ou autres figures topographiques limite également fortement l'efficacité des dispositifs tampons, puisque seule une partie du potentiel tampon du dispositif peut alors s'exprimer : il est donc nécessaire d'assurer au mieux la dispersion des écoulements (Fiener and Auerswald 2005; Poletika, Coody et al. 2009).

Ces travaux expérimentaux se sont déroulés quand les « bandes enherbées » se généralisaient. La réforme de la PAC en 2003 a ainsi impliqué pour les producteurs de céréales et oléo-protéagineux d'implanter à partir de 2005, dans le cadre des BCAE, des bandes « en couvert environnemental » de 5 m, en priorité le long des cours d'eau, à hauteur de 3% de la surface aidée de leur exploitation. Dans le même temps, la directive nitrates pouvait également entraîner l'implantation de bandes enherbées le long des cours, pour certains départements situés en zone vulnérable nitrates. Certains arrêtés préfectoraux imposent ainsi des bandes de 10 ou 15 m (Maillet-Mezeray, Viaux et al. 2007). Un autre arrêté concernant la mise sur le marché des produits phytosanitaires (JO n°219 du 21 septembre 2006), paru en 2006, impose une zone non traitée de 5 m le long des cours d'eau pour l'ensemble des produits, cette distance pouvant être portée jusqu'à 100 m pour certaines substances actives. L'article 52 de la loi Grenelle II suppose maintenant de surcroît l'implantation de bandes végétalisées permanentes et pérennes le long des cours d'eau ou plans d'eau « Grenelle » sur une largeur de 5 m (CGEDD and CGAAER 2010).

Je ne rentrerai pas dans la complexité inextricable de la définition des divers cours d'eau « ZNT », « directive nitrate », « BCAE » ou « Grenelle »..., ni sur les modalités d'implantation ou d'entretien (espèces, dates de fauche notamment) qui varient allègrement d'un type de zone à l'autre selon son « statut ». Notons simplement que sauf exception (exploitation n'ayant pas de parcelle le long d'un cours d'eau pour les BCAE par ex), ces dispositifs sont à installer en priorité le long des cours d'eau. C'est également l'implantation prévue pour la généralisation du dispositif BCAE aux cours d'eau européens dans le cadre de la réforme de la PAC en 2013. Cette implantation est effectivement optimale pour limiter la dérive de pulvérisation ou permettre la continuité de la trame verte et bleue prévue par le Grenelle, ainsi, dans la majorité des cas que pour abattre les flux d'azote, en permettant l'alternance des conditions aérobie et anaérobie nécessaire à la dénitrification (Muscutt, Harris et al. 1993; Borin, Passoni et al. 2010). Elle est aussi a priori celle qui est le plus facilement acceptable pour les agriculteurs. Compte tenu de ce qui précède, on conçoit toutefois que cette implantation n'est a priori pas optimale pour limiter les transferts de pesticides dans le ruissellement. Reichenberger, Bach et al (2007) et Tomer, Dosskey et al (2008) notent ainsi que la probabilité que les écoulements arrivent sous forme concentrée voire via des rigoles d'érosion est élevée (Dosskey, Helmers et al. 2002; Bereswill, Golla et al. 2012). De plus, l'infiltration peut être limitée par la présence d'une nappe accompagnant le cours d'eau, et/ou un sol moins perméable en bas de versant (Widiatmaka 1994; Lladós Soldevila 1997; Rouxel, Molénat et al. 2011). Le CORPEN (CORPEN 1997; CORPEN 2007) propose ainsi des implantations variées sur le bassin versant (Figure 15), en fonction de la topologie des écoulements et des fonctions environnementales dévolues aux zones tampons.

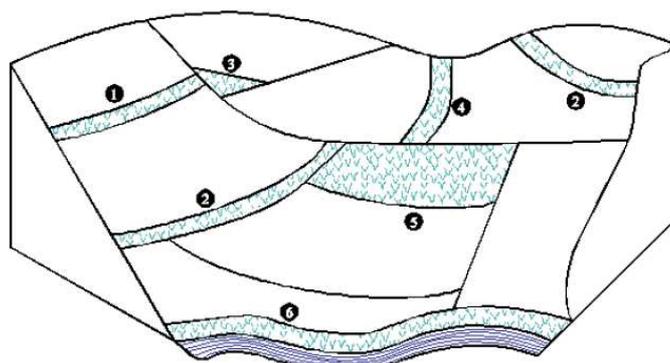


Figure 2.1 Localisation des zones tampons (CORPEN 1997)

- | | |
|-------------------------------------|-----------------------------------|
| ① Bande intra-parcellaire | ④ Chenal enherbé de thalweg |
| ② Bande en bordure aval de parcelle | ⑤ Prairie en travers du thalweg |
| ③ Coin aval | ⑥ Bande en bordure de cours d'eau |

Figure 15 : Localisations possibles pour les zones tampons (CORPEN 1997)

Une autre évolution liée au Grenelle de l'Environnement est l'identification, déjà signalée, de 507 « Captages Grenelle »¹², choisis pour leur caractère stratégique et/ou la potentialité de problèmes de qualité de l'eau. Sur ces AAC, il était prévu de réaliser la délimitation et le diagnostic de vulnérabilité, ainsi que le diagnostic territorial des pressions agricoles avant fin 2011, pour permettre la définition et la mise en place d'un plan d'action avant la fin 2012. Le panel des actions possibles sur ces AAC est relativement limité -mise à part une réduction massive des intrants- et l'implantation de zones tampons constitue une des actions possibles pour agir sur les transferts, quand une partie significative du cheminement de l'eau se fait en surface.

¹² La dénomination exacte est en réalité « Aire d'Alimentation de Captage », ou AAC

Qu'il s'agisse d'un plan d'action sur une AAC ou sur un bassin versant, il est important d'être en mesure de « doser » les mesures, pour atteindre les objectifs visés en minimisant le coût socio-économique pour les agriculteurs. Dans ce contexte, un outil permettant de dimensionner les zones tampons semble nécessaire.

Modélisation et dimensionnement des zones tampons végétalisées.

Modélisation du devenir des pesticides au sein d'une zone tampon végétalisée

Le type de modèle à choisir/développer dépend évidemment des objectifs qu'on lui assigne. Les modèles existants spécifiquement adaptés à la représentation des transferts de pesticides au sein de zones tampons végétalisées ne sont à ma connaissance pas très nombreux. Ils ne considèrent que le ruissellement hortonien au sens strict, l'infiltration étant le plus souvent calculée par l'équation de Green et Ampt, a priori inadaptée au cas du ruissellement sur surface saturée ou au cas des nappes peu profondes, qu'il me semble pourtant essentiel de pouvoir représenter compte tenu de la limitation de l'efficacité de la zone tampon induite dans ce cas. Winchell (2010) a comparé sans les caler 4 modèles représentant le transfert de pesticides au sein de bandes enherbées, en les confrontant aux données expérimentales de 3 sites de caractéristiques variées, où l'efficacité mesurée des zones tampons allait de 0 à 100 %. Ces modèles étaient APEX (Gassman, Williams et al. 2010), PRZM-BUFF (Suaréz 2005), REMM (Lowrance, Altier et al. 2002) et VFSSMOD (Munoz-Carpena, Fox et al. 2010) : ils concluent que VFSSMOD est le modèle qui rend le mieux compte des observations, devant APEX. Aucun de ces modèles ne permet toutefois de représenter les écoulements de subsurface, et tous ont une approche événementielle. Pourtant, une modélisation bi-dimensionnelle des écoulements de subsurface semble nécessaire. En effet, dans le cas du contrôle des écoulements par le bas du profil de sol, par exemple en présence d'une nappe ou d'une couche peu perméable peu profonde, des transferts latéraux significatifs peuvent être induits d'autant que les sols de zones tampons enherbées ont souvent une forte perméabilité. Par ailleurs, les conditions initiales (teneur initiale du sol en eau et concentrations en pesticides disponibles sur la zone tampon avant l'arrivée de l'événement ruisselant) peuvent être difficiles à déterminer et plaident pour une approche de modélisation continue dans le temps.

De façon générale, les modèles représentant les transferts d'eau et de solutés dans le sol sont basés sur une représentation « darcienne » des écoulements, c'est à dire que les écoulements sont censés se dérouler dans la microporosité du sol. Or le sol des bandes enherbées, riche en macropores, est le lieu d'écoulements préférentiels, difficilement représentables par cette approche. Ainsi Lacas (2005) a réalisé des tests d'infiltration type « Double anneau de Muntz » avec de l'eau dopée en ion chlorure au dessus des lysimètres du dispositif expérimental de la Morcille pour y caractériser la percolation de l'eau et des solutés. Les tests ont mis en évidence la rapidité de la percolation de l'eau jusqu'à 50 cm de profondeur, ce qui était attendu, mais également une arrivée très rapide des solutés. En effet, les premières traces en chlorure sont détectées dès l'arrivée de l'eau dans les lysimètres et mettent ainsi en évidence des écoulements préférentiels, la courbe de percée ne suivant pas la classique équation de convection-diffusion, comme l'illustre la Figure 16. Les concentrations mesurées montrent que le flux récolté dans les lysimètres est, dès le début de l'écoulement, en grande partie constitué d'eau injectée en surface, et non d'eau du sol, dont la concentration en ions Cl⁻ est de l'ordre de 10 à 20 mg.L⁻¹. Par ailleurs, la forme des courbes, en forme de selle de cheval, suggère l'arrivée plus tardive de chlorure provenant d'un écoulement plus lent, probablement dans la microporosité. Les tests effectués en utilisant la version

« classique » d'Hydrus2D (Simunek, Sejna et al. 1999), représentant les écoulements d'eau par l'équation de Richards et les transferts de solutés par l'équation de convection-diffusion, peinent à reproduire ces observations, même en utilisant un coefficient de dispersivité très élevée pour tenter de représenter dans une certaine mesure le non-équilibre des écoulements (Lacas 2005). Le recours au concept d'eau mobile-eau immobile permet d'améliorer la forme des courbes de percée simulées en préservant une dispersivité réaliste, mais sans parvenir toutefois à rendre compte de l'arrivée quasi instantanée du soluté dans le lysimètre, montrant ainsi la nécessité du recours à une approche à double perméabilité.

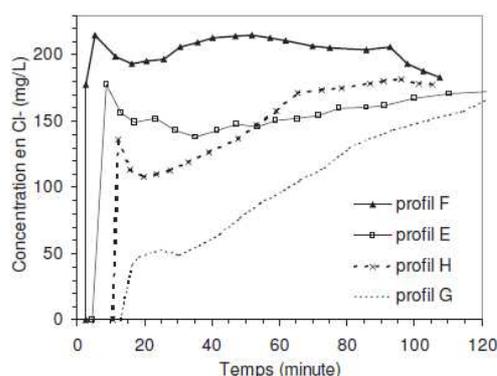


Figure 16 : Courbe de percée du traceur Cl- enregistrée dans les lysimètres

Un autre élément suggérant le rôle actif de macropores dans le fonctionnement de la zone tampon expérimentale est le fait que la perméabilité apparente de la zone tampon croît avec le ruissellement entrant. Ainsi, pour rendre compte de façon satisfaisante des observations réalisées lors d'une simulation de ruissellement correspondant à un événement intense (équivalent à une lame d'eau de 943 mm rapportée à la surface de la bande), Lacas (2005) a dû considérer une conductivité à saturation de l'ordre de 1000 mm.h^{-1} pour les 10 premiers centimètres de sol et de l'ordre de 400 mm.h^{-1} pour les couches sous-jacentes, alors que des conductivités respectivement de 680 et environ 100 mm.h^{-1} suffisaient pour rendre compte des observations pour un événement naturel plus fréquent (97 mm).

Il semble donc nécessaire de représenter explicitement l'effet des écoulements préférentiels dans les transferts de pesticides au sein d'une bande enherbée. En effet, si on peut dans une certaine mesure aboutir à une représentation correcte des transferts d'eau en prenant en compte une conductivité hydraulique à saturation intégrant les macropores (Vogel, Van Genuchten et al. 2001), les modèles classiques échouent à rendre compte des observations pour les solutés réactifs, où des phénomènes d'écoulements hors de l'équilibre à la fois du point de vue physique (macropores) et chimiques (cinétique d'adsorption non instantanée) sont à considérer.

A notre connaissance, la plupart des modèles représentant explicitement les transferts préférentiels de solutés réactifs sont unidimensionnels (Simunek, Jarvis et al. 2003). On peut ainsi citer MACRO (Jarvis, Stahli et al. 1994), PEARL (Tiktak, Hendriks et al. 2011), CTFIX (Raharinosy 2001) ou DUAL (Gerke and Köhne 2004), qui décrivent, avec des formalismes différents, les écoulements dans la micro et la macroporosité et les échanges entre les deux domaines. Les approches bi-dimensionnelles sont plus rares. Gärdenas, Simunek et al (2006) ont en ce sens une démarche intéressante. Ils comparent ainsi 4 approches conceptuellement différentes pour rendre compte du transfert d'eau et de pesticides vers un réseau de drains enterrés observés pendant 6 semaines sur un site expérimental suédois, pour l'herbicide MCPA. Ils adaptent à cet effet Hydrus2D selon 4 modalités différentes : 1 – un modèle à l'équilibre, qui adapte simplement les

propriétés hydrodynamiques du sol à l'approche de la saturation, **2** – un modèle de transport de soluté s'appuyant sur le concept d'eau mobile-eau immobile, **3** – un modèle à double porosité, et **4** - un modèle à double perméabilité. Aucune de ces approches ne va toutefois jusqu'à considérer les phénomènes d'adsorption non instantanée, qui peuvent s'exprimer en cas d'écoulement préférentiel. Les auteurs concluent que l'approche à double perméabilité est celle qui permet le mieux de rendre compte des débits drainés, et que les deux approches à l'équilibre et d'eau mobile-eau immobile échouent complètement à rendre compte des concentrations en MCPA, les sous-estimant de deux ordres de grandeur. Cette conclusion justifie le recours à des approches non à l'équilibre. Celles-ci exacerbent toutefois la difficulté de décrire les caractéristiques hydrodynamiques des sols, en multipliant les données à fournir, sans qu'il soit aisé de les acquérir par des campagnes de terrain. Outre le manque de méthodologie pour définir ces paramètres, leur nature même dépend de la conceptualisation adoptée dans le modèle choisi, par exemple pour décrire les échanges entre la matrice et la macroporosité ; cet aspect ne facilite pas une démarche communautaire pour définir ces paramètres, comme cela est fait par exemple pour les fonctions de pédotransfert de sols « classiques », au sens qu'on n'y considère que le fonctionnement matriciel.

A ma connaissance, il n'existe toutefois pas encore de modèle bi-dimensionnel décrivant à la fois les transferts de solutés non à l'équilibre dans le sol et le ruissellement. Face à ce constat, l'équipe a adopté deux approches menées en parallèle : d'une part le développement d'un modèle à base physique pour les écoulements d'eau et simplifié pour les transferts de pesticides, qui sera abordé dans la dernière partie de ce mémoire ; d'autre part l'adaptation d'un modèle existant, VFSMOD, afin qu'il puisse rendre compte de l'influence de l'éventuelle saturation en eau du sol sur l'efficacité de la bande enherbée et permettre de répondre dès maintenant à des questions opérationnelles..

Adaptation de VFSMOD à la représentation de l'influence d'une nappe perchée

VFSMOD (Muñoz-Carpena 1993; Muñoz-Carpena, Parsons et al. 1999) est un modèle bidimensionnel représentant les processus de transfert et de dépôt d'eau et de matières en suspension au sein des zones tampons enherbées. C'est un modèle à base physique, largement utilisé en contexte opérationnel pour le dimensionnement des zones tampons, en particulier dans des contextes érosifs. Le modèle utilise l'équation de Green et Ampt pour l'infiltration, une résolution aux éléments finis de l'équation de l'onde cinématique pour le ruissellement (Figure 17), et un algorithme issu de l'université du Kentucky pour le dépôt des MES, qui a l'avantage d'avoir été spécifiquement conçu pour la filtration des MES par la végétation herbacée¹³.

¹³ http://abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/software/vfsmod/VFSMOD_UsersManual_v6.pdf

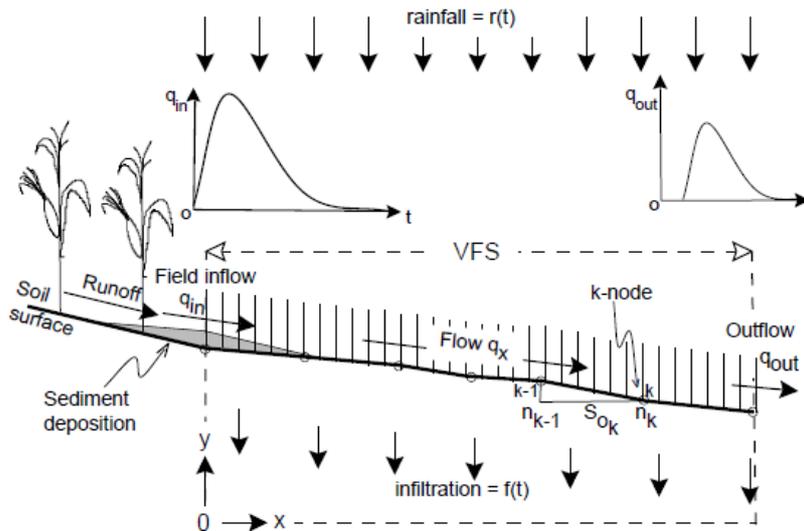


Figure 17 : Discretisation du domaine pour le module de ruissellement dans VFSSMOD.

VFSSMOD a récemment été adapté pour représenter également le transfert de pesticides (Poletika, Coody et al. 2009; Sabbagh, Fox et al. 2009; Munoz-Carpena, Fox et al. 2010). Cette approche est basée sur une analyse statistique réalisée à partir des données de 5 études présentées dans la littérature et fournissant des données relatives aux paramètres supposés être importants : propriétés du sol et des pesticides, abattement (en pourcentage) du flux ruisselé et du flux de matières en suspension, largeur de la bande enherbée. Les auteurs concluent finalement que la largeur de la bande n'est pas un facteur réellement significatif, et aboutissent à la formule suivante :

$$\Delta P = 24.79 + 0.54(\Delta Q) + 0.52(\Delta E) - 2.42 \cdot \ln(F_{ph} + 1) - 0.89(\% C) \quad \text{Équation 4}$$

Où ΔP , ΔQ et ΔE sont respectivement les abattements (en %) en pesticides, MES et ruissellement.

$F_{ph} = \frac{Q_i}{K_d \cdot E_i}$ où Q_i et E_i sont les volumes d'eau (L) et la masse de sédiment (kg) entrant la bande,

est le facteur de distribution de phase. Ce facteur est peu significatif pour les pesticides faiblement ou modérément adsorbés, et devient significatif pour les plus fortement adsorbés. Le modèle VFSSMOD est utilisé pour simuler les valeurs de ΔQ et ΔE et permettre ainsi de calculer ΔP

Malgré ses nombreux avantages, VFSSMOD ne me semblait pas totalement adapté à la représentation de l'influence d'une bande enherbée sur le transfert de pesticides dans le contexte hexagonal, dans la mesure où l'équation de Green et Ampt utilisée pour rendre compte de l'infiltration ne paraissait pas a priori adaptée pour représenter la limitation de l'infiltration par la présence d'une nappe sous-jacente ou d'une rupture de perméabilité dans le profil. En effet, cette équation, relativement conceptuelle, est basée sur le concept d'un front d'infiltration à teneur en eau constante et est particulièrement adaptée à la représentation du ruissellement hortonien. Sa version classique ne permet guère la description de la redistribution de l'eau dans le profil de sol, et a fortiori pas la description des transferts de solutés éventuellement associés. Le caractère mécaniste du modèle et sa large utilisation en font toutefois un outil très utile pour rendre compte de façon opérationnelle de l'influence des bandes enherbées sur les transferts d'eau, de MES et de pesticides.

Le séjour de Rafael Munoz-Carpena, le concepteur de VFSSMOD, au sein de l'équipe a permis d'adapter le modèle à la représentation de l'influence d'une nappe sous-jacente. Les approches

implicites de Salvucci et Entekhabi (1995) et Chu (1997), traitant de sols avec excès d'infiltration au dessus d'une nappe, ont été combinées pour traiter, avec une approche explicite, le cas plus général où le sol n'est pas nécessairement ruisselant et où les pluies peuvent être fluctuantes. L'approche adoptée, basée sur l'hypothèse d'un front d'infiltration horizontal au dessus d'une nappe à l'équilibre hydrostatique (Figure 18), permet de calculer le moment où le sol devient ruisselant, et celui où la colonne de sol est saturée (Munoz-Carpena, Lauvernet et al. 2011; Muñoz-Carpena, Lauvernet et al. Soumis).

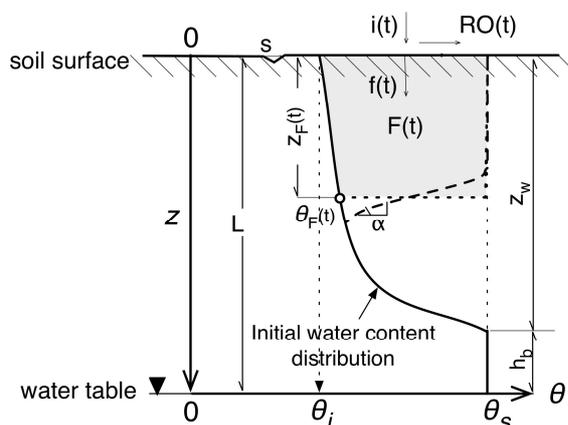


Figure 18 : Hypothèse de redistribution de l'eau pour un sol avec nappe à l'équilibre hydrostatique

Les résultats obtenus via cet algorithme ont été confrontés à ceux obtenus par la classique équation de Richards pour 4 types de sol (argile, limon sableux, limon argileux, sable fin), ainsi qu'à des données expérimentales sur sol sableux pour le dernier (Vachaud and Thony 1971). Les paramètres utilisés pour décrire les sols sont donnés dans le Tableau 3. Les tests ont montré la capacité de l'algorithme à représenter correctement la dynamique de l'infiltration et du profil d'humidité pour chaque sol, comme l'illustre par exemple la Figure 19.

Sol	L (m)	θ_r	θ_s	K_s (m.s ⁻¹)	h_b (m)	λ	η
Limon argileux	1.5	0	0.35	$3.40 \cdot 10^{-6}$	0.450	1.20	4.67
Argile	1.5	0	0.45	$3.40 \cdot 10^{-7}$	0.900	0.44	7.54
Limon sableux	1.5	0	0.25	$3.40 \cdot 10^{-5}$	0.250	3.30	3.61
Sable fin (Vachaud et Thony, 1971)	1.01	0	0.35	$1.75 \cdot 10^{-5}$	0.181	0.73	4.63

Tableau 3 : Profondeur de la nappe (L) et paramètres de Brooks et Corey pour les différents sols.

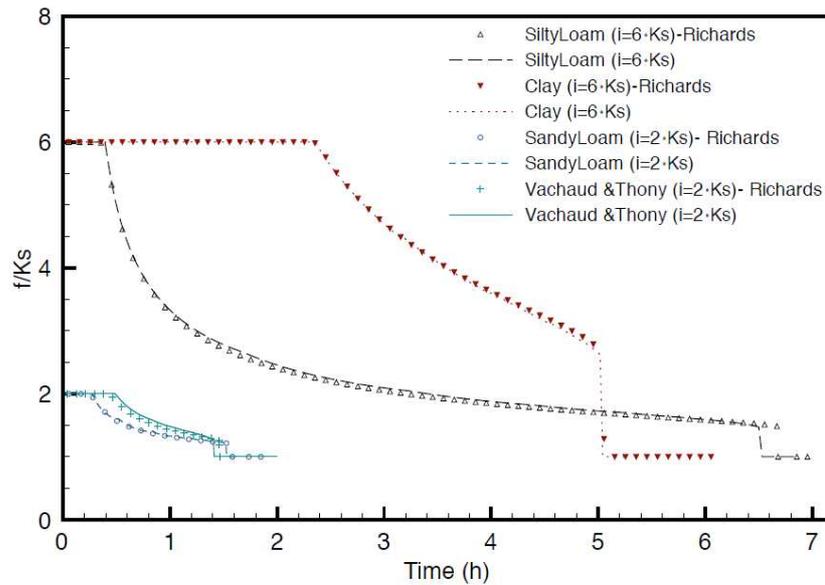


Figure 19 : Comparaison des résultats du modèle simplifié (lignes) et de l'équation de Richards (symboles) pour des sols avec nappe.

L'algorithme a ensuite été appliqué pour évaluer l'influence de la présence et de la profondeur de la nappe sur l'infiltration dans une colonne de sol, pour différents types de sol et intensités de pluie. La Figure 20 illustre les résultats : pour chaque sol, 3 zones peuvent être identifiées pour ce qui concerne l'influence de la profondeur de la nappe sur l'infiltration. Dans la zone I, quand la nappe est proche de la surface (profondeur L de la nappe $<$ à la pression d'entrée d'air), la position de la nappe n'affecte pas l'infiltration, car le sol est déjà saturé. Dans la zone II par contre, la profondeur de la nappe influence significativement l'infiltration ; la limite de cette zone dépend de la forme de la courbe de rétention du sol. Elle va ainsi de 67 à 165 cm du limon sableux au sol argileux (on fixe comme limite la profondeur où un changement de profondeur de la nappe de 1 cm entraîne un changement de l'infiltration cumulée F de moins de 0.2%). Dans la zone III enfin la profondeur de la nappe n'influence plus l'infiltration. On voit ainsi que pour les sols à texture fine, l'influence de la présence d'une nappe peut être significative.

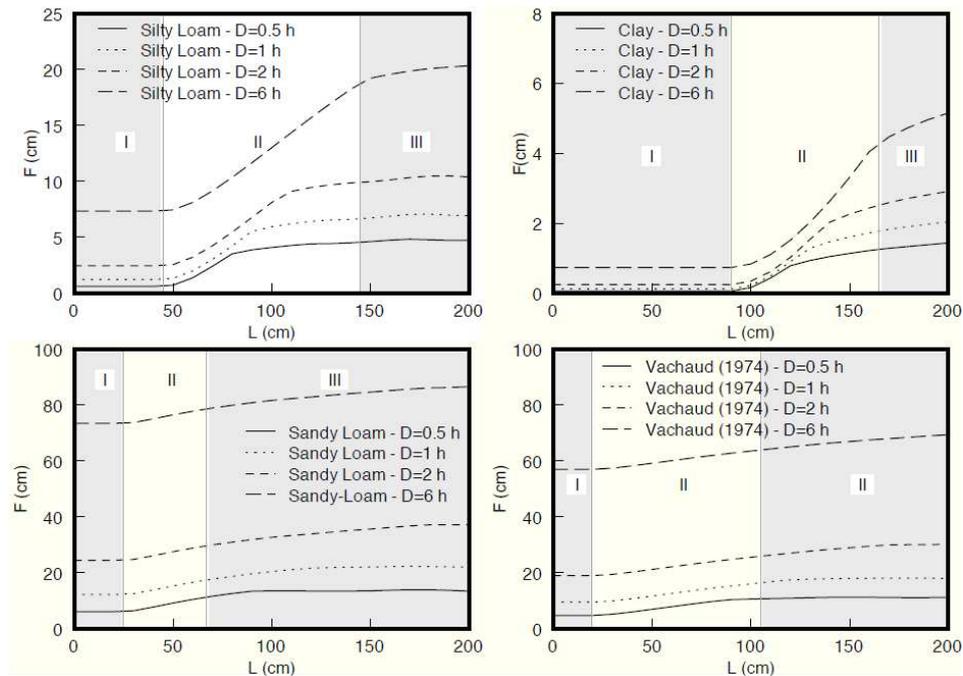


Figure 20 : Influence de la profondeur de la nappe (L) sur l'infiltration cumulée (F) pour un sol ruisselant et des conditions initiales hydrostatiques.

Une analyse de sensibilité a été menée sur les deux sites de La Morcille et de La Jaillière, afin d'y comparer le rôle des facteurs influençant l'efficacité des bandes enherbées, avec une version modifiée de VFSSMOD, incluant l'algorithme permettant de représenter l'influence d'une nappe sous-jacente (Lauvernet and Munoz-Carpena 2011; Lauvernet, Munoz-Carpena et al. En préparation). Pour chacun des sites, une parcelle avec et sans nappe a été simulée, pour un événement réaliste pour le site considéré (pluie, débit entrant sur la zone tampon, teneur en sédiments et en pesticides). Une analyse de sensibilité qualitative –Méthode de Morris (Saltelli, Chan et al. 2000)-, permettant d'identifier les paramètres les plus importants et les interactions existant entre les paramètres a montré que la conductivité à saturation est le facteur le plus important pour les 3 variables considérées : abattements en eau, en MES et en pesticides, en accord avec les résultats de (Muñoz-Carpena, Zajac et al. 2007). Sur le site de la Jaillière toutefois, la présence de la nappe joue un rôle important, plus que les dimensions de la zone tampon ou la teneur en eau à saturation. L'analyse globale de sensibilité -méthode FAST-, qui permet de quantifier le poids des paramètres va dans le même sens, comme l'illustre par exemple la Figure 21 pour un événement de faible importance et l'herbicide isoproturon sur le site de la Jaillière. Pour un événement fort, le sol devient rapidement saturé et la profondeur de la nappe ne joue pas de rôle significatif. Notons toutefois que cette analyse est sans doute légèrement biaisée par le fait que la régression utilisée dans VFSSMOD pour évaluer l'abattement en pesticides a été élaborée à partir de données obtenues sur des zones tampons enherbées « fonctionnant bien », en ce que l'infiltration en leur sein n'était pas limitée par les conditions initiales d'humidité du sol. La régression mériterait d'être complétée pour intégrer de telles situations, mais peu de données sont disponibles.

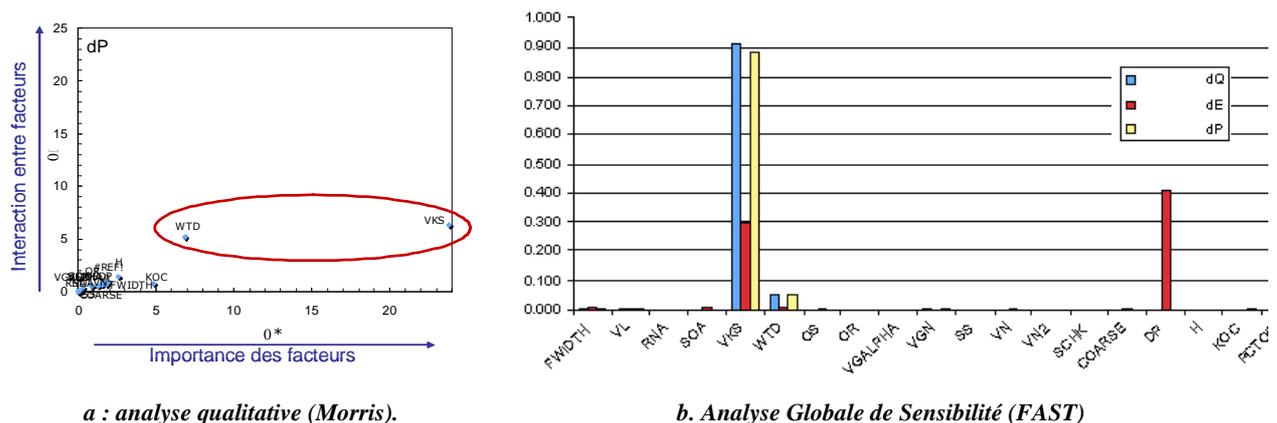


Figure 21 : Analyse Globale de Sensibilité. Influence des paramètres d'entrée de VFSSMOD sur la réduction de l'infiltration (dQ), des MES (dE) et des pesticides (dP). Ici pour un événement modéré et de l'isoproturon sur la Jaillière. VKS : conductivité à saturation, WTD : profondeur de la nappe

Au total, VFSSMOD ainsi modifié peut maintenant représenter l'influence de la présence d'une nappe sous-jacente sur l'efficacité d'une zone tampon végétalisée à abattre les flux d'eau, de MES et de pesticides qu'elle reçoit par ruissellement. Il reste qu'il ne peut, par construction, représenter la distribution de pesticides dans le sol ou les écoulements latéraux. Il constitue toutefois à notre connaissance l'outil le plus abouti actuellement pour représenter de façon à la fois physique et opérationnelle l'influence d'une bande enherbée sur les pesticides.

Mise au point d'une méthode de dimensionnement des zones tampons enherbées

Dans l'objectif de permettre une utilisation pertinente des zones tampons, l'équipe a élaboré deux guides (Bernard, Carluer et al. Soumis) : le premier (Gril and Le Hénaff 2010a) permet aux agents de terrain d'identifier des éléments du milieu témoignant de l'efficacité d'une zone tampon - bande enherbée, prairies, bois, ... -, notamment pour celles qui sont implantées le long des cours d'eau : présence d'hydromorphie, voies de concentration du ruissellement, présence de drains enterrés, ... Le second (Gril, Le Hénaff et al. 2010b) permet d'identifier par une suite de choix dichotomiques s'il est pertinent d'installer une zone tampon, si oui de quel type - enherbée, boisée, humide, etc... -, et comment la localiser compte tenu des caractéristiques du site. Dans certains cas en effet, même si des transferts adviennent en surface et justifient l'implantation d'une zone tampon, la nature du sol ne permet pas l'efficacité des zones tampons végétalisées, et l'implantation de zones humides construites paraît plus judicieuse du point de vue de l'abattement des flux transférés (Gregoire, Elsaesser et al. 2009; Passeport 2010; Tournebize, Vincent et al. 2010; Stehle, Elsaesser et al. 2011).

Une fois l'implantation d'une zone tampon végétalisée décidée, reste à la dimensionner au mieux. Le CORPEN adopte une approche pragmatique, préconisant une zone tampon de 10 m (dans le sens de l'écoulement) si la longueur du versant est inférieure à 100 m et de 20 m pour un versant de 200 m. L'USDA, de son côté, préconise une largeur standard de 15 m (CORPEN 2007). Cette approche simplificatrice ne tient toutefois pas compte de la variabilité des caractéristiques agro-pédo-climatiques, ni pour la zone contributive au ruissellement entrant sur la zone tampon ni pour cette dernière. (Dosskey 2002; Tomer, Dosskey et al. 2008; Dosskey, Helmers et al. 2011) insistent pourtant sur la nécessité de bien adapter l'emplacement et le dimensionnement des zones tampons aux conditions locales. Ils ont ainsi élaboré une méthode basée sur la combinaison

d'indices construits essentiellement à partir de systèmes d'information géographique et reflétant respectivement :

- la capacité de la zone considérée à collecter des flux d'eau et de polluants, en se basant notamment sur un indice topographique reflétant la concentration des écoulements et la zone drainée,
- la capacité à abattre les flux de MES, en se basant sur une variante de l'équation de perte universelle des sols, calibrée en s'appuyant sur l'utilisation du modèle VFSSMOD,
- la capacité à permettre une interaction des écoulements avec une nappe, et ainsi favoriser la dénitrification,

Les exemples d'applications cités concernent toutefois des bassins assez vastes (quelques dizaines de km²), peu compatibles avec l'application des guides précités, dont l'approche très descriptive suppose un travail de terrain assez intensif. Surtout, cette approche ne permet pas de représenter l'interaction dynamique des processus intervenant au sein des zones tampons enherbées, dont la littérature et l'expérimentation présentée plus haut montrent pourtant la nécessité (Payraudeau, Junker et al. 2009; Gumiere, Le Bissonnais et al. 2011). Il en va de même de l'approche proposée par Qi et Altinakar (2011) qui utilisent de façon conjointe le modèle Annual AGNPS pour simuler les flux sur le bassin versant et le modèle CCHE1D pour les processus au sein du réseau hydrographique, afin d'optimiser le dimensionnement des zones tampons du point de vue socio-économique : l'échelle d'application est très vaste, et l'approche en conséquence peu mécaniste ni distribuée. Notons au passage que l'optimisation proposée par les auteurs aboutit à une emprise des zones tampons végétalisées qui représente 20% des terres agricoles Cette valeur, peu opérationnelle dans le contexte européen, justifie de tenter d'être plus précis.

Pour dépasser cette limite liée à la non prise en compte de l'interaction dynamique entre les processus, j'ai adopté une démarche en partie similaire, basée sur des scénarios. L'idée initiale était de s'appuyer sur la modélisation pour fournir des gammes de dimensions pour les zones tampons végétalisées, par grande zone agro-pédo-climatique (Carlier, Giannone et al. 2008; Giannone 2008) en partie pour répondre à une forte demande des Directions Départementales du Territoire, qui se trouvaient confrontées à la nécessité de définir des plans d'actions sur certains bassins versants. Le travail a été réalisé sur les seuls flux d'eau, en assimilant l'abattement en pesticides dans le ruissellement à l'abattement des flux d'eau par infiltration : d'une part on a vu dans les paragraphes précédents que la part de pesticides transférées sur les MES n'était le plus souvent pas significative, d'autre part la démarche concerne l'ensemble des pesticides, qu'ils aient ou non une forte capacité d'adsorption : la zone tampon doit donc être efficace pour toutes les gammes de pesticides. Le modèle utilisé couplait Hydrus-2D, logiciel représentant les écoulements variablement saturés dans le sol selon l'équation de Richards (Simunek, Sejna et al. 1999) et une équation d'onde cinématique pour représenter le ruissellement (Lacas 2005). Cette version d'Hydrus, alors relativement peu robuste numériquement, a depuis été améliorée (Köhne, Wöhling et al. 2011). Les trois ensembles de scénarios étaient basés sur les données expérimentales acquises sur le bassin : **1** - de la Morcille (Beaujolais viticole), **2** - de la Jaillière (site géré par ARVALIS-Institut du végétal en Loire Atlantique, représentatif du Grand Ouest socle armoricain), et **3** - de données acquises à dire d'expert (AREAS), représentatives du Pays de Caux (limons battants pouvant induire des ruissellements intenses). On y a simulé l'abattement de ruissellement induit :

- par des bandes enherbées de différentes longueurs (1, 5, 10 et 20 m), pentes (2, 7 et 15%) et rugosités (coefficient de Manning de 0.05, 0.1 et 0.4)

- pour deux types d'événements ruisselants, calculés en fonction des caractéristiques de la zone (type d'événements pluvieux, longueur des versants et taille des parcelles, coefficient de ruissellement des parcelles dans la région considérée...): un événement long et peu intense - scénario « hivernal » - et un événement court mais intense - scénario « estival » -. On n'a pas cherché à représenter des événements exceptionnels, mais plutôt des événements de période de retour de l'ordre de l'année. Un événement remarquable du point de vue hydrologique ne le sera en effet pas forcément du point de vue du transfert des produits phytosanitaires : c'est surtout le délai [application des produits / événement ruisselant] qui conditionne les flux exportés par ruissellement.
- pour différents types de conditions initiales : état d'humidité du sol, profondeur de la nappe, en cohérence avec l'hydrologie de la zone.

L'ensemble des scénarios utilisés et des résultats obtenus n'est pas repris ici, je cite seulement les principales conclusions auxquelles ces travaux aboutissent. Ils permettent de comparer des situations agropédoclimatiques entre elles, ou d'évaluer l'influence des différents facteurs pour une bande enherbée dans une situation donnée. Un moyen commode pour visualiser le comportement d'une bande enherbée est la courbe de double cumul représentant, pour chaque largeur de bande, le ruissellement sortant cumulé en fonction du ruissellement entrant cumulé. La Figure 22 illustre ainsi les résultats obtenus sur la Morcille, pour des bandes de 5 et 10 m, de pente 15 % et de rugosité $0.2 \text{ m.s}^{-1/3}$, en hiver et en été. Pour une largeur de bande donnée, l'efficacité de la bande peut être résumée par le volume entré sur la bande avant déclenchement du ruissellement à l'aval, que nous appellerons **Volume Tampon** et la **pente α** de la courbe après déclenchement du ruissellement. Si $\alpha = 1$, l'infiltration est nulle ; si $\alpha < 1$, elle reste effective. On peut constater que les mécanismes de genèse ne sont pas ici les mêmes en été et en hiver :

- En été, par exemple pour une bande de 10 m, le ruissellement s'amorce quand quasiment 950 L sont déjà arrivés sur la bande. Toutefois, la bande continue à infiltrer de l'eau, puisque la pente de la courbe correspondante est bien inférieure à 1.
- En hiver au contraire, le ruissellement commence dès que 500 L sont entrés sur la bande (bien que ce soit à un débit bien moindre) et l'infiltration est ensuite quasi nulle, puisque la pente de la courbe correspondante est égale à 1 : quand un litre d'eau supplémentaire arrive sur la bande, il est transmis intégralement par ruissellement à l'aval.

Dans le premier cas, il s'agit de ruissellement hortonien (dépassement de la capacité d'infiltration de la surface ou d'un horizon pédologique proche) alors que dans l'autre, il y a remontée d'une nappe jusqu'à la surface et l'infiltration n'est plus possible : l'efficacité de la bande enherbée est ensuite nulle (à la sédimentation et à l'adsorption en surface près, non prises en compte ici par construction).

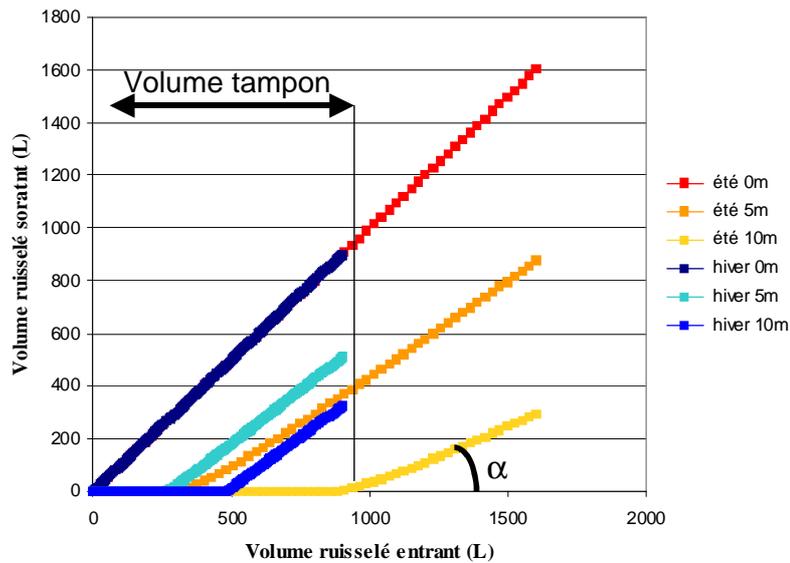


Figure 22 : Volume d'eau sortant de différentes largeurs de bandes en fonction de la saison. Morcille, pente de 15%, rugosité de 0.2. $Q_{été} = 1600 \text{ L/h}$ pendant 1h avec une nappe à 150 cm de profondeur. $Q_{hiver} = 300 \text{ L/h}$ pendant 3h avec une nappe à 70 cm de profondeur.

Ces résultats sont intéressants et confirment les résultats acquis avec VFSMOD sur l'influence de la nappe. Ils révèlent des comportements généraux qui diffèrent selon le site considéré. Ainsi, pour les scénarios Morcille et Pays de Caux, où le ruissellement au sein des bandes enherbées est essentiellement généré par dépassement de la capacité d'infiltration de la surface ou de la proche subsurface, l'efficacité des bandes est significative. Elle dépend toutefois de l'intensité du ruissellement entrant pour le Pays de Caux : cette conclusion va dans le sens de dispositifs situés le plus en amont possible. Pour le scénario Jaillières, où le ruissellement est surtout déclenché par remontée de la nappe, l'efficacité est très limitée en hiver. Les conclusions en termes de dimensionnement sont toutefois à moduler en fonction des pratiques agricoles dominantes par région, qui influent notamment sur la ou les saisons pendant lesquelles les exportations de produits sont majoritaires.

L'objectif initial de fournir des dimensions de bandes tampons par zone agropédoclimatique s'est par contre révélé difficile à atteindre : en effet, si des gammes d'efficacité peuvent être dégagées par groupe de scénarios, les travaux ont montré la nécessité de raisonner le dimensionnement d'une zone tampon végétalisée au cas par cas, en tenant compte des caractéristiques propres du site sur lequel elle sera implantée, notamment la pédologie et la profondeur de la nappe sur la zone tampon, ou les dimensions de la zone contributive (Carluer, Margoum et al. 2007).

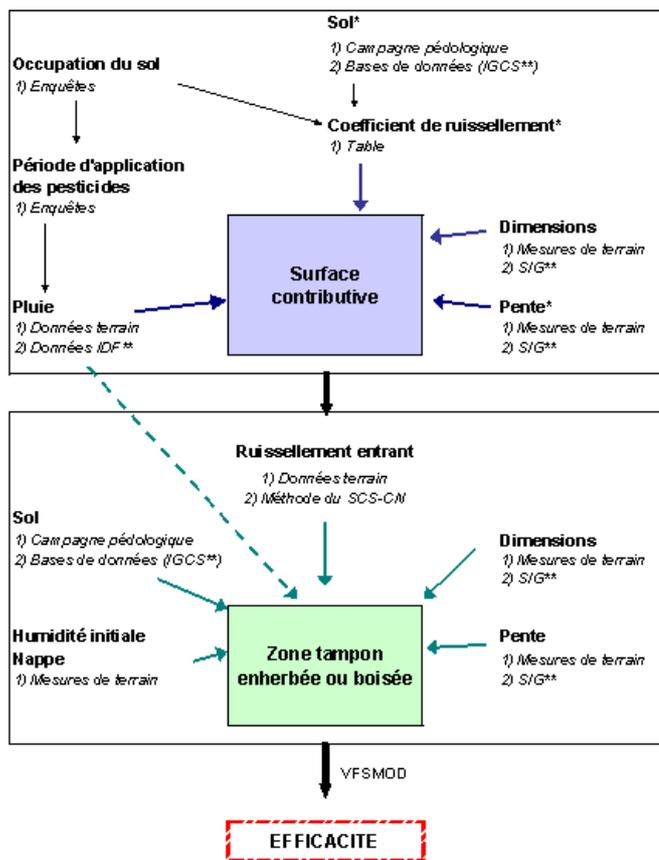
Ces résultats, ainsi que les abîmes de réflexion rencontrés pour construire des scénarios réalistes et suffisamment « larges » pour les sites choisis, m'ont incitée à mettre au point une méthode et fournir des outils permettant à un utilisateur désireux d'installer une bande végétalisée de construire lui-même les scénarios les plus représentatifs de son cas concret (Fontaine, Lauvernet et al. 2011; Carluer, Fontaine et al. 2011; Bernard, Noll et al. En préparation). De façon très schématique (voir organigramme Figure 23), la méthode proposée consiste, pour un emplacement de zone tampon donné :

- à évaluer le ruissellement entrant sur la zone. Ce ruissellement est estimé par la méthode du Curve Number en se basant sur les pluies caractéristiques de la zone considérée (de durée choisie par l'utilisateur et de période de retour 6 mois, car on cherche à intercepter des

événements relativement courants), la taille du versant intercepté par la zone tampon, le type de sol et l'occupation du sol des parcelles du versant considéré.

- à simuler l'abattement du ruissellement au sein de la zone tampon, via le modèle numérique VFSMOD modifié pour tenir compte de la présence éventuelle d'une nappe dans le sol de la zone tampon, et en déduire une dimension optimale, en fonction de l'efficacité visée par l'utilisateur.

Cette méthode demande à être mise en œuvre zone tampon par zone tampon, et peut sembler fastidieuse. Toutefois une fois appliquée un certain nombre de fois sur un bassin versant (ou une AAC) et des situations types repérées, l'utilisateur peut ne plus l'appliquer systématiquement. Elle offre l'avantage de fournir des arguments chiffrés aux acteurs de terrain, dans le cadre par exemple de la définition du plan d'action à mettre en œuvre sur un bassin versant.



* Si l'utilisateur choisit la méthode du SCS-CN pour caractériser le ruissellement entrant

** SIG : Système d'Information Géographique

IDF : Intensité-Durée-Fréquence

IGCS : Inventaire Gestion et Conservation des Sols

Figure 23 : Méthode de caractérisation de la zone tampon et de la surface contributive pour dimensionner les dispositifs enherbés ou boisés.

Retour sur la méthode. Enseignements

Je ne détaillerai pas la méthode, pour laquelle beaucoup de choix ont été dictés par la volonté de proposer un ensemble opérationnel et applicable par des bureaux d'étude. Notons toutefois que nombre de ses limites mettent en exergue des questions qui restent en suspens au niveau de la recherche :

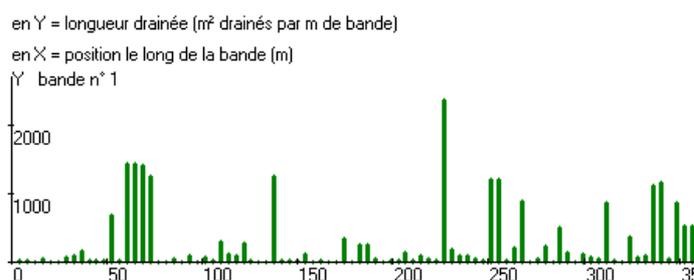
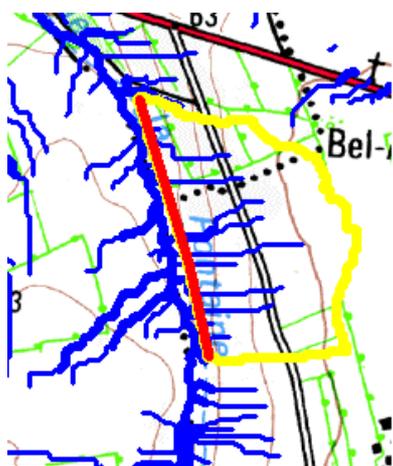
- Le ruissellement issu de la zone contributive est calculé via la méthode du Curve Number (USDA-SCS 1972; Boughton 1989). Cette méthode est imparfaite, notamment parce que le ruissellement qu'elle évalue dépend très fortement du paramètre Curve Number, conceptuel et dont l'unicité pour un site donné est discutable, compte tenu de sa définition : il représente un

coefficient de ruissellement moyen à l'échelle annuelle, mais est utilisé à l'échelle de l'événement pluvieux. Celui-ci est estimé à partir du groupe hydrologique du sol, de l'occupation du sol, des conditions hydrologiques (dépendant notamment de la végétation) et des conditions initiales d'humidité. La détermination de ce paramètre empirique est relativement hasardeuse. Les essais réalisés pour le déterminer a posteriori, sur les sites où nous disposons de données de ruissellement - Jaillière, Morcille, Pays de Caux (Lecomte 1999) -, ont montré qu'il variait fortement d'un événement pluvieux à l'autre, pour un site donné, et que sa valeur était en général supérieure (de 5 à 10 points) à celle à laquelle conduisait l'application des tables fournies par l'USDA. Ce point est connu (Martin, Ouvry et al. 2009) ; nous avons toutefois décidé d'avoir recours à cette méthode car il n'en existe pas d'autre, à notre connaissance, pour estimer de façon « simple » le ruissellement résultant d'un événement pluvieux donné sur une zone donnée. Elle est de surcroît également employée par les utilitaires associés à VFSSMOD pour calculer des hydrogrammes de projet. Les données expérimentales permettant d'asseoir les scénarios construits pour le ruissellement ne sont, à notre connaissance toujours, pas légion, le travail sur le ruissellement se concentrant souvent sur des cas extrêmes.

- Les méthodes utilisées, qu'il s'agisse de la définition du ruissellement entrant sur la zone tampon ou du fonctionnement de la zone tampon, s'appuient sur la détermination des caractéristiques hydrodynamiques des sols. Force est de constater que les données correspondantes sont rarement directement accessibles. En effet, le programme IGCS – Inventaire Général de cartographie des Sols -, avec notamment le programme « Référentiel Régional Pédologique », qui vise à achever et harmoniser la couverture cartographique nationale à l'échelle du 1 : 250 000 (<http://www.gissol.fr/programme/igcs/igcs.php>) comporte notamment la description de profils de fosses pédologiques (DONESOL), ainsi que des résultats d'analyse de terre (BDAT) mais pas systématiquement des données permettant de caractériser de façon quantitative le fonctionnement hydrologique d'un sol. Cela implique de passer par des fonctions de pédotransfert, souvent essentiellement basées sur des données de texture, et impliquant donc une incertitude significative pour la détermination des conductivités hydrauliques, dont nous avons pourtant vu qu'elles constituent un facteur essentiel pour l'efficacité des zones tampons végétalisées, et qui influencent également le Curve Number de la zone contributive au ruissellement.
- La méthode est basée sur le seul abattement des flux d'eau, bien que VFSSMOD permette également de calculer les abattements des flux de MES et de pesticides. Ce choix dérive des deux points précédents : compte tenu de la difficulté à estimer les scénarios de ruissellement, il nous a semblé peu réaliste pour un utilisateur « lambda » d'ajouter encore à la complexité et à l'incertitude sur les résultats en faisant également intervenir des données relatives à l'érosion sur les parcelles contributives et aux pesticides mobilisés par le ruissellement (quantités mobilisées et caractéristiques physico-chimiques). Si toutefois l'utilisateur dispose de telles données, il peut bien sûr les utiliser.
- Une autre limite, liée au fait d'assimiler l'efficacité de la bande enherbée à réduire le flux de pesticides à sa capacité à réduire le ruissellement, vient de ce que les concentrations varient au cours d'un épisode de ruissellement, et que ces deux types d'abattement ne sont donc pas strictement proportionnels, même sans tenir compte des processus de dépôt des MES et d'adsorption sur la bande. (Louchart 1999) a étudié la forme des chémodigrammes dans le ruissellement issu de parcelles de vigne et a identifié trois situations types, dépendant de la

genèse des écoulements et des caractéristiques des molécules étudiées : **1** – les concentrations augmentent de façon synchrone aux débits ; **2** – le pic de concentration est en avance sur le pic de débit ; **3** – le pic de concentration est en retard sur le pic de débit. Il a montré que le premier cas est le plus fréquent, et qu'il correspond de surcroît aux épisodes où les flux exportés sont les plus importants. Dans ce cas, on peut considérer, en première approximation, que l'abattement par un dispositif enherbé des flux de pesticides exportés sera du même ordre de grandeur (en pourcentage) que l'abattement des flux d'eau ruisselés. Les données de chroniques de concentration en sortie de parcelle sont assez rares ; les résultats acquis sur Rouffach (site situé dans le vignoble alsacien ; (Domange 2004)), la Morcille (Lacas 2005) ou un bassin versant situé dans les Coteaux du Layon (Amiot, Jadas-Hécart et al. 2012) conduisent aux mêmes conclusions. Il s'agit toutefois également de contextes de ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration du sol, lors d'épisodes pluvieux intenses, en contexte viticole. Il serait souhaitable de disposer de résultats analogues dans un contexte où le ruissellement se fait sur surface saturée avec des intensités pluvieuses moindres. Le projet Pesticeros piloté par l'AREAS cherche actuellement à combler pour partie ces lacunes, et a minima à recenser les expérimentations et données existantes.

- L'application de la méthode servant à délimiter les zones contributives pour des bandes enherbées « de projet » sur le bassin de la Fontaine du Theil (56) a montré qu'il était dans la majorité des cas, au moins sur ce petit bassin versant d'1 km², très optimiste d'assimiler l'ensemble [zone contributive / bande enherbée] à un système pouvant être modélisé en deux dimensions. Typiquement, la topographie concentre les flux ruisselés en quelques zones peu étendues de la bande végétalisée. Cela pose question à la fois du point de vue opérationnel : comment disperser au mieux les flux et limiter la formation de rigoles d'érosion ? Et du point de vue de la modélisation : dans quelle mesure les résultats acquis avec un modèle 2D sont ils réellement valides, même pour un versant au degré de convergence a priori peu marqué ?



En rouge, la bande enherbée de projet, en jaune la zone contributive, en bleu gras les talwegs principaux, en traits bleu fin les talwegs secondaires (zone drainée > 12 500 m²)

Aire drainée par pixel le long de la bande enherbée (350 m de long) : on voit que par exemple la zone allant de l'abscisse 130 à 220 m récolte très peu d'eau alors que la zone correspondant aux abscisses 55-70 m ou 225 m en collectent beaucoup plus (1500 m² à 2500 m² par m de bande)

Figure 24 : exemple d'une bande enherbée "de projet" sur le bassin de la Fontaine du Theil. Application d'Hydrodem (logiciel élaboré par E. Leblois, Irstea)

Cette méthode est en cours de mise en œuvre pour un grand nombre de scénarios dans le cadre du projet PROWADIS (PROtecting WAter againts Diffuse pollutionS) menés par l'ECPA

(European Crop Protection Agency), afin de permettre l'élaboration d'abaques. Ceux-ci permettront à un utilisateur de déterminer le dimensionnement optimal d'une bande enherbée, sans avoir à mettre en œuvre l'ensemble de la méthode dont le principe est présenté plus haut, à partir des caractéristiques principales du site considéré et de l'implantation prévue pour la zone tampon : climat, sol, longueur, pente et occupation du sol de la zone contributive ; sol, pente et présence ou non d'une nappe sous jacente pour la zone tampon.

Conclusion et perspectives de l'Axe I

Les travaux présentés dans cette partie avaient pour objectif de progresser dans la compréhension et la quantification de l'influence des éléments du paysage sur les transferts des pesticides entre la parcelle agricole et les cours d'eau. Ils ont essentiellement abordé le cas des fossés et des zones tampons enherbées ou boisées.

Pour ce qui concerne **les fossés**, les recherches auxquelles j'ai contribué ont porté sur les fossés présents dans le Grand Ouest, fonctionnant principalement par drainage. Ces travaux s'inséraient dans un projet plus large, qui a permis d'aboutir à une typologie des fossés en termes de potentialités de collecte, de dissipation et de transfert des produits phytosanitaires, en fonction de leurs caractéristiques propres et de celles des sites sur lesquels ils sont implantés (Kao, Vernet et al. 2002; Lagacherie, Diot et al. 2006). Pour le type de fossés sur lequel nous nous sommes concentrés, le fonctionnement est surtout hivernal.

L'étude expérimentale portant sur un fossé disposé en travers de la pente a montré qu'en régime permanent, l'influence de ce fossé en termes de collecte des écoulements latéraux sur le versant est limitée. Elle devient plus significative en période d'événement pluvieux. Son influence nette sur les transferts potentiels de pesticides n'est toutefois pas évidente à déterminer, car pour un tel fossé elle agit sur plusieurs processus de façon antagoniste :

- le ruissellement est intercepté, ce qui réduit a priori les possibilités de réinfiltration/dissipation des flux avant d'atteindre le cours d'eau,
- la nappe est rabattue, ce qui diminue le ruissellement, et accroît ainsi les possibilités pour les produits infiltrés d'être adsorbés et/ou dégradés dans les premiers horizons de sols,
- les flux latéraux de proche subsurface sont en partie interceptés, là encore avant d'avoir cheminé tout au long du versant.

Force est de constater que si le fossé ayant servi de support à l'expérimentation a permis de comprendre et quantifier en partie les processus en jeu, en revanche, il n'a pas permis de le faire avec assez de précision pour permettre de trancher quant à cette influence nette. La démarche de modélisation mise en œuvre à l'échelle du versant expérimental a permis de conforter le schéma relativement complexe des échanges entre les nappes présentes sur le site, en fonction de la saison et de la position sur le versant. Elle a aussi mis en évidence la nécessité d'utiliser une modélisation « harmonisée » à l'échelle du versant, pour aboutir à un ensemble cohérent. La démarche initiale, basée sur une modélisation saturée à l'échelle du versant et variablement saturée aux alentours du fossé a effectivement montré des limites : les caractéristiques hydrodynamiques permettant de représenter de façon satisfaisante le comportement global du versant conduisent à une nappe bien trop « plate » aux alentours du fossé. Compte tenu des limites des modèles existants au moment où cette étude était initiée, c'était pourtant la seule solution qui semblait à même de fournir des conditions aux limites pertinentes pour analyser le fonctionnement du fossé. Je reviendrai sur ce

point dans l'Axe III de ce mémoire, tout comme sur la difficulté d'assimiler à un fonctionnement bi-dimensionnel une situation de terrain réelle.

Quoiqu'il en soit, les travaux dans lesquels s'insérait cette étude ont permis de fournir les éléments nécessaires pour analyser l'influence potentielle d'un fossé donné dans le devenir des pesticides au sein d'un bassin versant, et définir s'il joue plutôt le rôle de court-circuit ou de zone tampon. Pour permettre d'aller plus loin et de quantifier réellement cette influence, il reste à progresser, non seulement sur le rôle de collecte, comme nous venons de le voir, mais aussi sur les composantes de dégradation et de transfert. Pour ce premier point, les travaux en cours sur les zones tampons humides construites peuvent fournir des connaissances et ordres de grandeur sans doute en partie transposables au cas de petits fossés encombrés. Pour le deuxième, l'adaptation des résultats obtenus par Boutron (2009; 2011) sur un canal expérimental au substrat très perméable (chanvre non tissé) à des cas réels mériterait d'être étudiée. Les modèles existants portent en effet plutôt sur des fossés larges à écoulement fluvial, où les phénomènes de turbulence liés à la pente et aux irrégularités du lit du fossé ne sont pas pris en compte. Les travaux que nous avons menés sur un fossé réel à la Jaillière conduisent toutefois à relativiser l'importance des phénomènes de convection-diffusion des pesticides vers le substrat, et à supposer que dans un tel cas, c'est surtout la turbulence de l'écoulement de surface qu'il importe de prendre en compte.

Pour ce qui concerne **les zones tampons enherbées ou boisées**, compte tenu de la part significative, voire majoritaire de l'infiltration des flux ruisselés au sein de la zone tampon dans l'efficacité de celle-ci, ma contribution dans ce domaine a notamment consisté à avancer dans la compréhension et la quantification du devenir des flux infiltrés. Les travaux expérimentaux, s'appuyant sur le site de la Morcille, aux sols très sableux et perméables ont montré qu'une part significative des flux infiltrés est retenue dans la partie biologiquement active du sol de la zone tampon, et ce d'autant plus que la matière active a une capacité d'adsorption importante. Les expériences complémentaires, qui visaient à évaluer la remobilisation des produits retenus ont montré que dans ce contexte, bien que la minéralisation des substances soit limitée, on n'observait pas de remobilisation massive lors d'épisodes d'infiltration ultérieurs. Les travaux menés sur des colonnes non perturbées de sols issus d'autres sites, afin de juger de la possibilité de transposer les résultats acquis, n'ont malheureusement pas permis de conclure de façon quantitative par suite des difficultés expérimentales rencontrées. On peut toutefois considérer que, mis à part le cas de sols argileux sujets aux fentes de retrait en période de sécheresse, le sol de la Morcille s'apparente à un pire cas, compte tenu de sa forte perméabilité et des écoulements préférentiels marqués qui y ont été mis en évidence.

Le caractère prépondérant de l'infiltration conduit à deux ensembles de considérations, le premier du point de vue opérationnel sur la mise en œuvre de ces zones tampons, le deuxième sur le type de modélisation à adopter.

- *Du point de vue opérationnel*, nous avons déjà souligné que à la fois la réglementation, le côté pratique pour les agriculteurs, et la lutte contre la dérive de pulvérisation conduisent à l'implantation de zones tampons en bordure de cours d'eau. Pour favoriser l'infiltration, une position plus haut sur le versant paraît pourtant souvent préférable, d'une part parce que la concentration des écoulements a plus de chance d'y être limitée, ensuite parce qu'il est moins probable que le sol soit saturé en eau.
- *Du point de vue de la modélisation*, les modèles spécifiquement dédiés à simuler l'influence des zones tampons enherbées sur les transferts d'eau, de MES et/ou de pesticides mettent surtout l'accent sur l'abattement de la lame ruisselée (et de sa capacité

de transport pour ce qui est des MES) : ils ne sont donc pas adaptés à représenter les écoulements dans le sol, ni la limitation possible de l'infiltration par suite de la présence d'une nappe. Le modèle VFSMOD a été modifié en ce sens, en adaptant l'équation de Green et Ampt sur laquelle il base le calcul de l'infiltration à la prise en compte d'une zone saturée à la base du profil de sol qu'il simule. L'analyse de sensibilité effectuée sur plusieurs types de sol a montré l'importance de prendre en compte ce processus dans le cas de sol à texture fine. Ce modèle est largement utilisé, et cette modification en fait un outil opérationnel pour estimer l'influence d'une bande enherbée, y compris dans le contexte hexagonal où le fonctionnement des zones tampons rivulaires est susceptible d'être influencé par une nappe sous jacente ou un sol proche de la saturation.

Des progrès restent toutefois à accomplir en termes de modélisation. Les études menées ont en effet montré que les écoulements préférentiels ont une influence significative sur la percolation des solutés au sein des zones tampons, compte tenu de la forte structuration du sol induite par la présence d'une végétation pérenne. De plus, si l'infiltration est limitée par la présence d'un socle peu perméable ou d'une nappe sous jacente, les écoulements de subsurface ne peuvent plus être représentés seulement de façon unidimensionnelle. J'ai déjà souligné que l'approche à double perméabilité paraît la plus adaptée, et qu'il n'existe pas actuellement de modèle bi-dimensionnel à double perméabilité qui prenne à la fois en compte les solutés réactifs et le couplage avec le ruissellement. La rapide évolution du modèle Hydrus2D-3D permet toutefois d'espérer une évolution sur ce point. La complexification des modèles va toutefois de pair avec un besoin accru en données, notamment pour caractériser les macropores et les échanges entre micropores et macropores, données qui restent difficiles à acquérir (Allaire, Roulier et al. 2009) et très variables spatialement. En parallèle à l'utilisation des modèles existants, quand ils sont (ou seront) adaptés à nos besoins, nous envisageons donc le développement de modules plus conceptuels, bien que basés sur une approche mécaniste, afin de permettre une certaine opérationnalité, ainsi que l'insertion dans une démarche de modélisation à l'échelle du versant ou du bassin versant. Ce point sera abordé dans la troisième partie.

Enfin, la mise au point d'une méthode à vocation opérationnelle pour aider au dimensionnement des zones tampons enherbées a mis en évidence le manque de données et d'outils permettant d'évaluer l'hydrogramme de ruissellement issu d'une parcelle agricole, compte tenu de ses caractéristiques propres (topographie, sol), du climat auquel elle est soumise et de la culture en place. Les données disponibles concernent essentiellement le milieu viticole, et ne permettent pas de transposer les résultats obtenus à d'autres contextes. En termes de modélisation, les modèles disponibles sont à notre connaissance surtout basés sur la prise en compte d'un type de ruissellement (hortonien par battance pour STREAM (Lecomte, Barriuso et al. 2000), par saturation pour TopModel et ses variantes (Saulnier 1996; Beaujouan, Durand et al. 2002). Les premiers font fortement appel à une expertise locale pour déterminer l'évolution des faciès de sol en fonction de l'historique de pluie, les seconds supposent par construction la modélisation de l'ensemble du bassin versant : il n'existe donc pas à notre connaissance pour la France de méthode simple et robuste pour déterminer la lame ruisselée issue d'une parcelle agricole en réponse à un événement pluvieux. Une approche typologique pour cerner la complexité des situations et des efforts conjoints de la communauté scientifique (et des instituts techniques et organismes agricoles) pour acquérir des références expérimentales semblent souhaitables.

L'application de cette méthode à quelques cas réels a également mis en évidence que la zone contributive à une zone tampon ne peut que très rarement être assimilée à une zone plane, et que

l'écoulement arrive le plus souvent de façon plus ou moins concentrée en seulement quelques points de la zone tampon : du point de vue opérationnel, ce constat incite à apporter une grande attention à la répartition des écoulements à l'entrée de la zone tampon ; du point de vue de la modélisation, il pose là encore la question de la validité d'une approche bi-dimensionnelle, et plaide plutôt en faveur d'une approche tri-dimensionnelle à l'échelle du versant (défini comme un tube de courant délimité par deux lignes de plus grande pente) ou du bassin versant, allant ainsi dans le même sens que la conclusion issue de l'étude des fossés. Une telle approche permettrait de surcroît de déterminer les conditions aux limites du système « zone tampon », dont les simulations réalisées via Hydrus2D (Lacas 2005; Carluier, Giannone et al. 2008) ont montré qu'elles ont une influence significative, et qu'une approche locale ne permet par principe pas de déterminer.

D'autres types d'éléments du paysage ou d'aménagements peuvent avoir une influence sur le devenir des pesticides entre les parcelles et le réseau hydrographique et être utilisés pour limiter ou différer les transferts : **le drainage** a une influence évidente, déjà évoquée, via les apports au réseau collecteur de drainage. Les flux issus des parcelles drainées peuvent être différés dans le temps quand le réseau de collecte est (volontairement ou non) sous dimensionné (Nédélec, Zimmer et al. 1998; Henine 2010) ; **les zones tampons humides construites**, prairies humides et autres zones tampons « humides » par opposition aux zones tampons végétalisées « sèches » que j'ai abordées ici constituent le type de zone tampon a priori le plus adapté pour traiter les flux issus de ces parcelles. En effet, en métropole, le drainage est mis en place dans les zones sujettes à l'hydromorphie : il est donc peu probable que les zones tampons végétalisées y soient efficaces. Compte tenu de leur influence sur les écoulements et de la forte teneur en matière organique des sols à leur proximité (Caubel 2001; Viaud, Durand et al. 2005) **les haies et talus** semblent également susceptibles de dissiper les flux de pesticides, à la fois pour ceux transportés par ruissellement et par écoulement latéral de proche subsurface. A notre connaissance, cet aspect n'a toutefois pas pour l'instant été directement étudié, l'accent ayant été mis sur les transferts d'azote ou de soluté non réactif (Grimaldi and Chaplot 1999; Thomas, Molénat et al. 2004; Grimaldi, Thomas et al. 2009; Grimaldi, Baudry et al. 2012; Grimaldi, Fossey et al. 2012).

En parallèle de l'acquisition de connaissances sur ces différents types d'objets du paysage, il importe de les articuler entre elles pour permettre d'optimiser les plans d'action et aménagements sur un bassin versant ou une aire d'alimentation de captage. Un modèle permettant d'intégrer une représentation de l'ensemble de ces éléments serait évidemment très utile. Un tel outil faciliterait l'acceptation sociale de ces aménagements, en « objectivant » l'efficacité associée à différents scénarios d'aménagement. Ces éléments, mis en parallèle des coûts (foncier, d'investissement et de maintenance) associés fourniraient les éléments nécessaires au choix du scénario optimal.

La mise en œuvre d'un tel outil pourrait également à terme conduire à une adaptation de la réglementation et des subventions associées. En effet, en permettant par exemple de quantifier les efficacités relatives des zones tampons enherbées conformes à la réglementation actuelle et de zones humides construites dans les zones aux sols engorgés, il mettrait en évidence que dans ce contexte, à emprise foncière moindre, l'efficacité en termes d'abattement de flux de pesticides est supérieure pour les zones humides que pour les zones tampons « sèches ». Les avantages et limites de ces différentes zones tampons du point de vue de la biodiversité sont également à prendre en compte.

Axe II : Caractérisation de l'exposition du milieu aux produits phytosanitaires

Le titre de cette partie est nécessairement ambigu : ce que l'on entend par « caractérisation du milieu aux produits phytosanitaires » dépend en effet de l'objectif visé. Il peut s'agir d'évaluer l'impact de la qualité du milieu aquatique sur les organismes qu'il abrite, de rendre compte du respect (ou non) des normes dérivées de la Directive Cadre sur l'Eau, d'identifier et quantifier les processus en jeu, ou encore d'estimer l'efficacité d'un plan d'action sur un bassin versant ou une Aire d'Alimentation de Captage. Les travaux présentés ici tentent de contribuer à ces différents objectifs, à des échelles diverses.

Après avoir rapidement évoqué la difficulté d'établir le lien entre les concentrations mesurées dans le milieu et l'état constaté des organismes aquatiques, j'aborderai la dynamique des concentrations dans un petit cours d'eau, et les implications en termes de méthodes d'échantillonnage. Je passerai alors à une autre échelle, plus vaste, qui est celle des réseaux de surveillance de la qualité de l'eau, dont les données sont collectées et interprétées par le SOeS¹⁴, pour étudier en quelle mesure on peut faire « parler » ces données.

Il n'existe actuellement guère d'outils ni de méthodes permettant de faire le lien entre l'état écologique observé dans un cours d'eau et l'exposition aux différentes substances phytosanitaires auxquelles le milieu aquatique est soumis. Ce constat a plusieurs causes, liées pour partie à la difficulté de mesurer l'évolution spatiale et temporelle des concentrations dans le réseau hydrographique, et pour partie aux limites inhérentes aux méthodes d'évaluation du risque lié aux phytosanitaires pour les organismes. Pour chaque substance, l'évaluation du risque est basée sur deux volets : le premier évalue la toxicité aiguë, essentiellement en déterminant, pour les organismes considérés, la concentration effectrice 50% médiane¹⁵ pour une exposition à concentration constante ; le second évalue les effets chroniques via la NOEC, ou concentration d'effet non observable. Notons toutefois que les méthodes d'évaluation pour l'homologation des substances au niveau européen ont évolué (European Commission 2002) et permettent maintenant, pour les évaluations les plus avancées (Step 3 ou 4 de la procédure d'évaluation du risque), de considérer des concentrations variables, pour les organismes que l'on veut protéger. Boesten, Köpp et al (2007) proposent ainsi une méthode pour améliorer le lien entre l'évaluation de l'exposition et des effets, en s'assurant notamment que les degrés de complexité mobilisés pour les deux types d'évaluation soient cohérents. Cette démarche s'avère toutefois complexe, car basée sur la définition d'une « concentration écotoxicologique pertinente (ERC) » qui suppose de pré-connaître le compartiment -sédiments, phase liquide de l'écoulement ...- où habite le type d'organisme choisi, le mode d'action du pesticide, la part biodisponible pour l'organisme, l'influence du schéma d'exposition -pulses, exposition chronique, combinaison des deux ...- ainsi que la durée que doit respecter le test pour permettre de mesurer l'ensemble des effets. Certains travaux ont en effet montré que même de courtes expositions aux pesticides peuvent avoir des conséquences à long terme. Ainsi, selon les cas, des scénarios d'exposition à des pics de pesticides pourront avoir des conséquences directes lors de la phase d'exposition, mais également induire

¹⁴ SOeS : Service d'Observation et de Statistiques du Ministère en charge de l'environnement ; anciennement IFEN, Institut Français de l'Environnement.

¹⁵ Ou CE 50, qui désigne la concentration provoquant une réduction de 50 % du descripteur évalué : survie, activité, croissance.

des effets « retard » sur la mortalité, sur des fonctions physiologiques majeures (croissance, reproduction) ou sur la structure des populations (Liess, Pieters et al. 2006). Par ailleurs, la fréquence des événements et l'intervalle de récupération entre deux pulses peuvent avoir des conséquences sur la capacité des organismes à supporter un second événement, notamment si la substance toxique présente une cinétique d'élimination lente (Zhao and Newman 2006). De ce fait, les informations obtenues lors de tests à concentration constante et pour une seule durée d'exposition ne permettent pas de prédire correctement des effets de « pulse » présentant des concentrations, des durées et des fréquences variables comme ceux que l'on rencontre sur le terrain.

Les tests sont par ailleurs souvent réalisés pour des durées d'exposition supérieure à la journée, alors que, pour les petits cours d'eau, les chroniques de concentration peuvent avoir une dynamique plus rapide. Pour aborder cette question, Tlili, Dorigo et al (2008) ont étudié l'effet de pics de diuron de 7 et 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$ d'une durée de 3 heures, simples ou répétés, sur des biofilms exposés ou non à une contamination chronique de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Ces schémas d'exposition sont cohérents avec les suivis de dynamiques de contamination réalisés sur la rivière Morcille, dans le Beaujolais. Les résultats montrent une interaction complexe des contaminations chronique et aigue, à la fois sur la structuration de la communauté algale et sur les paramètres fonctionnels ; ils mettent notamment en évidence des phénomènes d'adaptation et d'acquisition de tolérance, cohérents avec les résultats précédemment obtenus sur le terrain entre l'amont peu pollué et l'aval pollué (Dorigo, Leboulanger et al. 2007) qui rendent difficile de prédire l'impact qu'aura une chronique de contamination donnée sur les biofilms. Des tests d'exposition similaires ont été effectués sur des gammars (petits crustacés d'eau douce), avec un mélange de 6 molécules herbicide, fongicides et insecticides, et des pics de concentration allant de 0.03 à 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$ selon la molécule considérée, pour respecter les profils de concentration rencontrés dans le milieu. A l'inverse des observations réalisées pour les biofilms, ils n'ont pas montré d'effet significatif pour les variables suivies : survie et taux d'alimentation pour les adultes, survie et croissance pour les juvéniles.

Il ressort de ces résultats que, pour permettre de progresser dans la connaissance du lien exposition-impact in situ, il est nécessaire à la fois d'affiner les méthodes d'évaluation du risque écotoxicologique (effets sublétaux, effet des cocktails de molécules, effet des patterns de concentrations, effet des facteurs physiques...) et d'être à même de décrire le profil et la dynamique des contaminations sur un cours d'eau. Plusieurs équipes d'Irstea-Lyon collaborent en ce sens sur un site expérimental commun ; l'équipe Pollutions Diffuses a notamment en charge le suivi hydrologique et l'échantillonnage « classique » (c-à-d manuel ou par préleveur automatique, par opposition aux capteurs passifs) de la qualité de l'eau dans la rivière.

Dynamique des concentrations dans un petit cours d'eau du Beaujolais

Le Site Ardières-Morcille est un site atelier de la ZABR¹⁶ et sert de site expérimental pour des travaux multidisciplinaires qui visent, depuis une quinzaine d'années, à caractériser le lien pression-exposition-impact (Gouy and Nivon 2005; Orquevaux 2010). Etudier ces aspects en parallèle permet, d'une part de mieux évaluer le risque environnemental associé aux applications

¹⁶ ZBAR : Zone Atelier Bassin du Rhône

de produits phytosanitaires sur un bassin versant agricole et, d'autre part de pouvoir remonter aux causes des contaminations observées et d'évaluer les actions de restauration possibles.

Le bassin de la Morcille a une surface d'environ 8 km², cette rivière se jetant dans l'Ardières (BV d'environ 200 km²), elle-même affluent de la Saône. Jusqu'en 2010, les travaux ont surtout porté sur le bassin de la Morcille, ils abordent maintenant également largement l'Ardières, notamment pour évaluer les effets d'échelle sur la dynamique des concentrations et la réponse conséquente des organismes aquatiques. Le bassin de la Morcille est situé sur un socle de granite, occupé en grande partie par la vigne (70 % de l'occupation des sols), et ses sols pentus et sableux favorisent à la fois l'érosion et des transferts très rapides (Van Den Bogaert 2011). Dans un travail que j'ai encadré, Orquevaux (2010) analyse l'ensemble des données acquises sur le bassin (pluies, débits, concentrations en pesticides, métaux et chimie générales, dans les écoulements à l'exutoire et dans l'eau de plusieurs pluies) pour tenter d'améliorer la compréhension que l'on a du fonctionnement du bassin versant. Elle montre que les crues peuvent être classées en 3 catégories selon les volumes et débits qu'elles génèrent, leur durée caractéristique, la période à laquelle elles adviennent et par conséquent les contaminants qu'elles sont susceptibles de mobiliser (Figure 25).

	Classe 1			Classe 2			Classe 3				
Saison	Hiver (Novembre-Avril)			Été (Mai-Octobre)			Été (Mai-Octobre)				
Intensité max. de pluie	Faible (4 mm/h)			Élevé (10 mm/h)			Faible à moyenne (6 mm/h)				
Intensité moy. de pluie	Faible (1,5 mm/h)			Élevé (4,5 mm/h)			Faible à moyenne (2 mm/h)				
Temps de réponse	Élevé (2 h 30 min)			Faible (1 h 15 min)			Faible à moyenne (1 h 30 min)				
Temps de concentration	Élevé (7 h)			Faible (3 h 30 min)			Faible à moyenne (5 h)				
Temps de montée au pic	Élevé (7 h 30 min)			Faible (2 h 30 min)			Faible à moyenne (3 h)				
Facteur de forme	Élevé (25 h)			Faible (4 h)			faible (5 h)				
Débit max.	Élevé (350 L/s)			Moyen à élevé (250 L/s)			Faible (100 L/s)				
V(Crue)/V(Pluie)	Élevé (12 %)			Faible (3 %)			Faible (2 %)				
Type(s) d'écoulement(s) majoritaire(s)	Lent (sub-surface)			Rapide (ruissellement hortonien et sub-surface)			Rapide (sub-surface)				
Sous-saisons	Novembre-Janvier	Février	Mars-Avril	Mai-Juillet	Août	Septembre-Octobre	Mai-Juillet	Août	Septembre-Octobre		
Application produits phytosanitaires	/	/	Herbicides	Fongicides et Insecticides	/	/	Fongicides et Insecticides	/	/		
Rejets effluents vinicoles	Beaucoup	Un peu		/	/	Pic (très élevés)	/	/	Pic (très élevés)		
Recharge/Décharge de la ressource en eau du sol	Sol chargé	Début décharge		Déchargé		Recharge	Déchargé		Recharge		
Comportement des MES	Effet de dilution			Beaucoup de MES (forme en « 8 »)			Epuisement des MES (hystérésis horaire)				
Pollution aux produits phytosanitaires	En Novembre (rémanence)	/	Fin avril (application)	Application (suit le pic de MES)	Rémanence (suit le pic de MES)		Application (suit le pic de débit)	Rémanence (suit le pic de débit)			
Pollution aux métaux	Cu, As, Co			Cu, As, Co (très élevé)		Cu, As, Co, Fe (très élevé)	Cu, As, Co (élevé)		Cu, As, Co, Fe (élevé)		
Eléments polluant en chimie générale	PO ₄ ³⁻			PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ (élevé)	K ⁺	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ (élevé)	K ⁺

Figure 25 : Typologie des crues sur le bassin de la Morcille. D'après (Orquevaux 2010)

On constate que pour les crues advenant de mai à octobre (classes 2 et 3), c'est-à-dire pendant la période où l'essentiel des pesticides est appliqué sur les parcelles de vigne, le temps de concentration et le facteur de forme moyens sont de l'ordre de 4-5 heures : on peut s'attendre à ce que la dynamique conjointe d'exportation des pesticides soit également très rapide.

Variabilité spatio-temporelle des concentrations



Figure 26 : Schéma de situation des trois sites de prélèvement sur le bassin de la Morcille

L'étude de la contamination en trois sites répartis d'amont en aval (Figure 26), réalisée par des échantillonnages ponctuels hebdomadaires, met en évidence un net gradient de contamination amont-aval, reflétant le poids croissant de la vigne dans l'occupation du sol (7, 52 et 79 % respectivement d'amont en aval), comme la Figure 27 l'illustre par exemple pour le total des concentrations des pesticides analysés par le LAMA¹⁷ sur l'année 2009. Ces résultats sont cohérents avec l'acquisition de tolérance par les biofilms observée selon le même gradient amont-aval par Dorigo, Le Boulanger et al (2007).

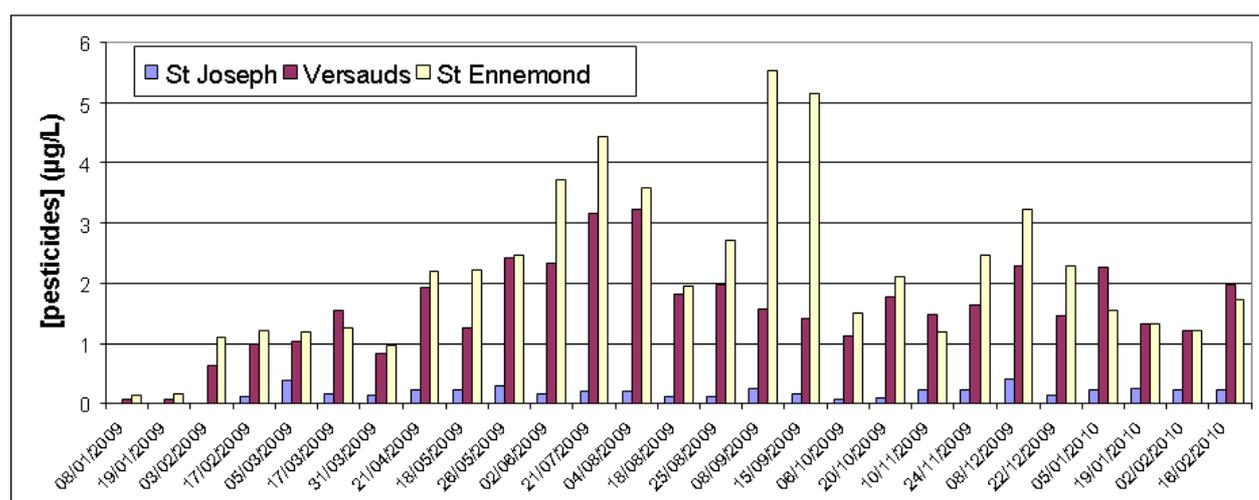


Figure 27 : Concentration totale en pesticides ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) pour les 3 sites de prélèvement de la Jaillière. Prélèvements manuels bimensuels de janvier 2009 à février 2010. Les analyses concernent 8 herbicides, 6 fongicides, 5 insecticides et 3 métabolites, dans la fraction liquide.

Afin d'étudier également la variabilité temporelle des concentrations, des échantillonnages ont été réalisés à un pas de temps plus fin sur le site intermédiaire des Versauds (Rabiet, Coquery et al. 2007; Rabiet, Margoum et al. 2008; Rabiet, Margoum et al. 2010). La Figure 28 illustre ainsi par exemple la dynamique des concentrations observées pendant la crue du 2 juillet 2007, avec un échantillonnage fractionné asservi au volume passé. A l'instar de ce qui est observé sur d'autres bassins viticoles à la réponse rapide (Louchart, Voltz et al. 2001; Domange 2004; Amiot, Jadas-Hécart et al. 2012), la variation des concentrations est extrême, passant d'un niveau de base de quelques dixièmes de $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à la dizaine de $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, voire la centaine pour le diuron.

¹⁷ LAMA : Laboratoire de Chimie des Milieux Aquatiques de Irstea Lyon-Villeurbanne

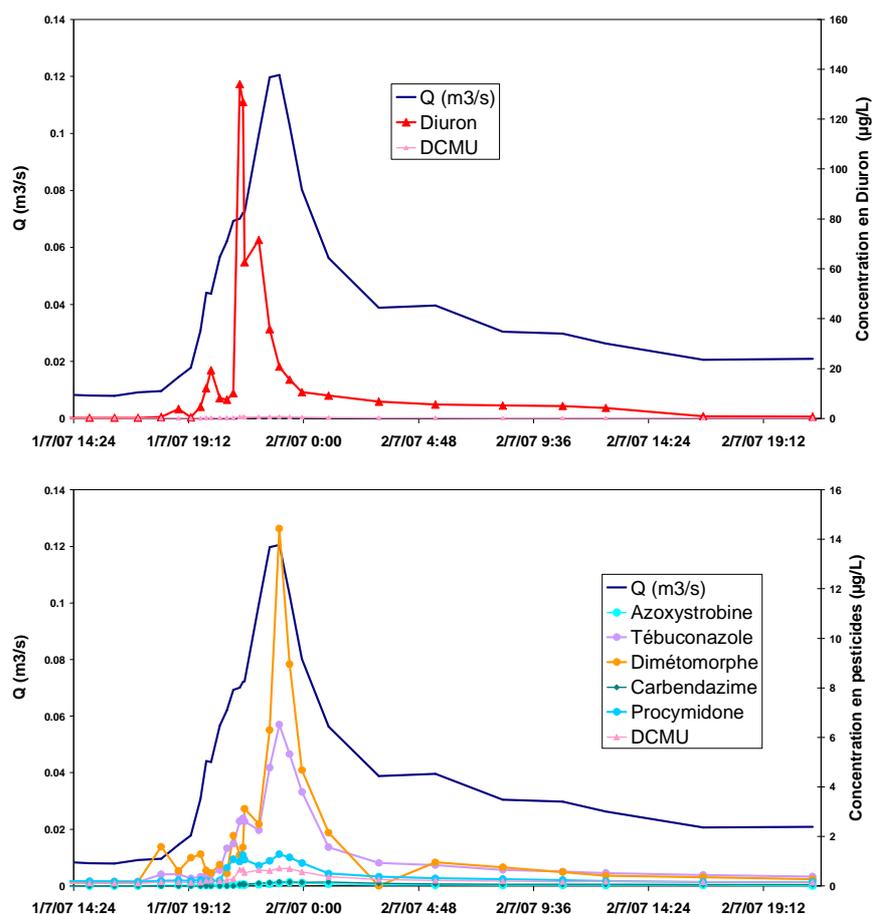


Figure 28 : Dynamique des concentrations observée pendant la crue du 2 juillet 2007. Pour plus de lisibilité, on a séparé le graphe représentant le diuron et celui associé aux autres molécules, présentant des concentrations moindres.

Molécule	Usage	Koc (L/kg)	DT50 (jours)	Flux exporté entre le 1 ^{er} juillet 14h00 et le 2 juillet 24h00 (g)
Azoxystrobine	Fongicide	316	120-262	3.4
Carbendazime	Fongicide	302	11-78	6.5
Dimetomorphe	Fongicide	479	30-54	120.9
Diuron	Herbicide	741	20-231	855.0
Procymidone	Fongicide	1514	28-84	35.4
Tebuconazole	Fongicide	501	20-91	100.6

Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques des molécules analysées, d'après Footprint ppdb. Flux exporté pendant la crue, en grammes

Cette crue dure une dizaine d'heures (montée du débit à 18h00 le 1^{er} juillet, rupture de pente nette vers 3 heures le 2 juillet) et la hausse des concentrations n'est significative que pendant une durée encore moindre. On peut observer des dynamiques différentes par rapport au débit : le diuron, son métabolite le DCMU, et la procymidone présentent un pic de concentration en avance sur le pic de débit, alors que les autres molécules atteignent leur pic de concentration en même temps ou légèrement après le pic de débit. Ce point peut en partie être mis en regard des caractéristiques physico-chimiques des molécules, puisque la procymidone et le diuron sont les deux molécules au

K_{oc} le plus élevé (Tableau 4) ; la dynamique observée suggère toutefois la probable interaction de divers modes d'écoulement dans le transfert des produits. La Figure 29, qui représente la part du flux exportée en fonction du temps montre que, pour le diuron et le dimétomorphe, près de 80% du flux est exporté avant 3h le 2 juillet. Ceci est d'autant plus marqué que le flux total est élevé, le contraste entre les concentrations en crue et hors crue étant alors plus fort ; pour les molécules peu exportées pendant la crue (carbendazime, azoxystrobine), ce calcul n'a d'ailleurs pas grand sens. L'analyse de la dynamique des concentrations des substances actives, de façon conjointe dans la mesure du possible avec celle de leurs métabolites, peut donner des indications sur les composantes de l'écoulement mobilisées dans le transfert, comme le montrent par exemple les résultats obtenus par Farlin et al (Farlin, Drouet et al. 2013; Farlin and Maloszewski 2013) sur le bassin du Wark au Luxembourg. L'analyse que proposent les auteurs suppose toutefois de connaître les périodes d'application des produits phytosanitaires et de disposer également des concentrations en métabolites, ce qui, dans le cas du bassin de la Morcille, n'est le cas actuellement que pour le diuron.

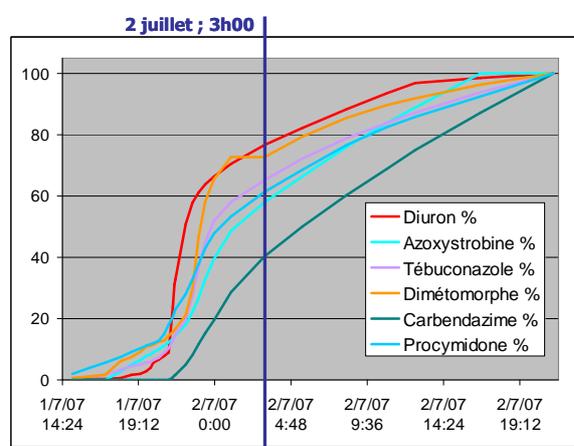


Figure 29 : Pourcentage du flux exporté en fonction du temps, par rapport au flux exporté entre le 1 juillet 14h00 et le 2 juillet 24h00. La barre verticale bleue repère 3h00 le 2 juillet .

Conséquence pour la description de la contamination du milieu

Compte tenu de ce constat sur l'importance de la part des flux exportés pendant les événements de crue, et afin de cerner l'influence du mode d'échantillonnage sur l'évaluation des flux, Rabiet, Margoul et al (2010) ont comparé pour le mois d'août 2007, relativement pluvieux, les flux de diuron transportés en phase liquide, dérivés de différentes méthodes d'échantillonnage (Figure 30). Le suivi comportait un suivi ponctuel hebdomadaire, un échantillonnage fractionné asservi au débit, permettant de suivre la dynamique des concentrations pendant les crues, et un échantillonnage moyenné hebdomadaire, également asservi au débit, permettant d'accéder à une moyenne pondérée des concentrations pendant la semaine.

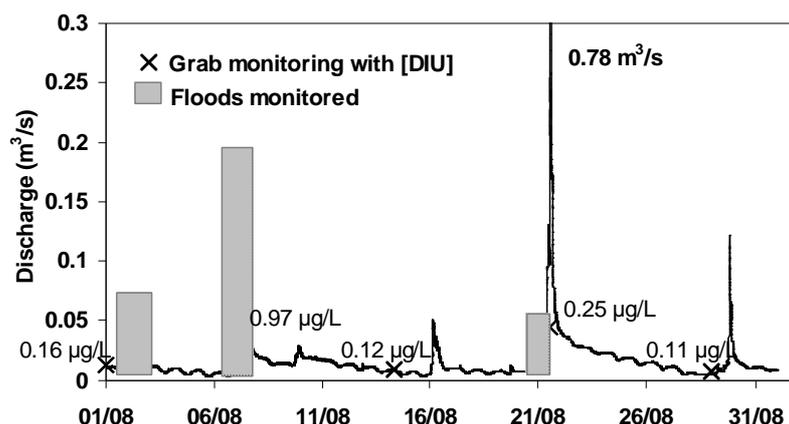


Figure 30 : Débit dans la Morcille (m^3/s) aux Versauds. Dates de prélèvement ponctuel (X) et crues suivies en fractionné (grisé)

Les flux ont été estimés selon différentes modalités : **1** - en considérant l'ensemble des concentrations ponctuelles, ou une sur deux (équivalent d'un échantillonnage bi-mensuel) ou une sur quatre (échantillonnage mensuel) ; **2** - les concentrations échantillonnées en crue uniquement ; **3** - les concentrations échantillonnées hors crue uniquement ; **4** - les concentrations moyennes hebdomadaires. La Figure 31 présente les résultats : les flux calculés vont de 4.7 à 73.9 g. Cette dernière valeur correspond à celle obtenue via l'échantillonnage moyenné hebdomadaire ; elle est considérée comme la plus fiable. La somme des flux calculés en crue et hors crue est légèrement inférieure (53.6 g) : les incertitudes liées à cette méthode, qui a conduit à ajuster le volume passé servant au déclenchement de l'échantillonnage fractionné en fonction du débit de base au cours du mois d'août, sont probablement assez élevées. On note la variabilité des flux estimés à partir des prélèvements ponctuels, qui dépendent fortement de la position du ou des prélèvements par rapport aux crues et aux hausses conséquentes de concentration, et présentent ainsi un caractère aléatoire.

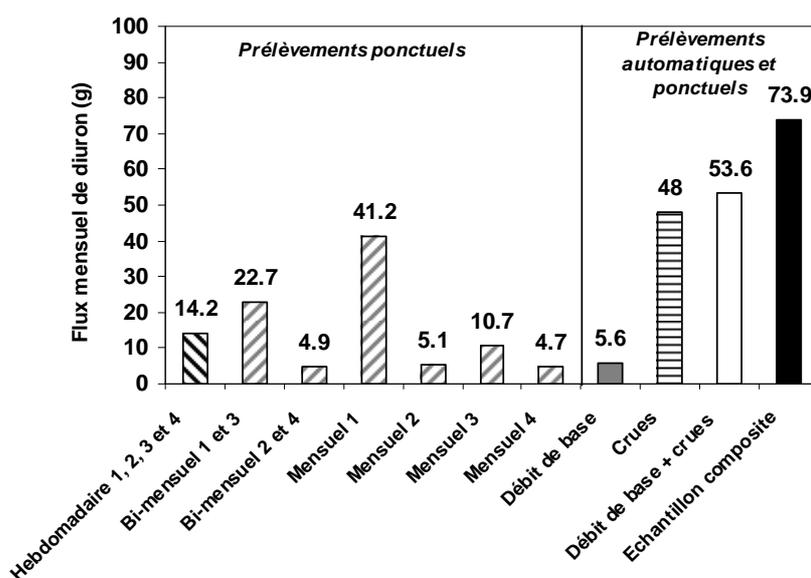


Figure 31 : Flux de diuron exportés au mois d'août 2007, estimés à partir de types d'échantillonnages différents.

De la même façon, Liger, Carluier et al (2012), sur le même site, comparent les concentrations estimées à partir de prélèvements ponctuels hebdomadaires et de deux échantillons moyens, l'un

constitué à partir d'un échantillonnage asservi au temps, et l'autre à partir d'un échantillonnage asservi au volume passé.

Mode d'échantillonnage / Concentration ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Diuron		Dimétomorphe	
	9 juin	16 juin	9 juin	16 juin
Ponctuel	0.343	5.543	1.153	0.967
Asservi au volume passé (32 prélèvements)	0.968		2.595	
Asservi au temps passé (48 prélèvements)	0.142		0.627	

Tableau 5 : Concentrations en diuron et en dimétomorphe, pour la semaine du 12 au 19 juin 2009 : les concentrations « ponctuelles » correspondent à celles des échantillons manuels prélevés les 9 et 16 juin, les autres aux concentrations moyennes des échantillons moyens obtenus entre le 9 et le 16 juin (avec un échantillonnage respectivement au volume et au temps passés).

L'analyse met en évidence que les échantillons ponctuels ont une signification aléatoire, en fonction de leur position par rapport à d'éventuelles crues, l'échantillonnage asservi au temps passé donne une bonne estimation de la concentration que « voit passer » un organisme aquatique, l'échantillonnage asservi au volume passé est celui qui donne la meilleure estimation du flux exporté. C'est aussi celui qui est le plus difficile à mettre en œuvre, car le choix d'un volume passé trop faible peut conduire, pour des crues importantes, à n'échantillonner que le début de la crue, alors qu'un seuil trop élevé ne permettra pas d'échantillonner suffisamment les petites crues. Le Tableau 5 donne ainsi par exemple les concentrations estimées via ces différents types d'échantillonnage, pour la semaine du 12 au 19 juin, comportant une crue de débit maximum 0.67 m^3/s , dont l'allure est représentée sur la Figure 32.

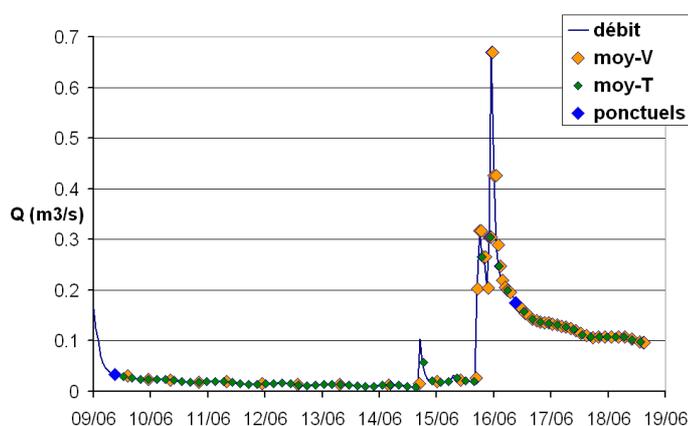


Figure 32 : Chronique de débits du 9 au 19 juin 2009. L'occurrence des prélèvements ponctuels est figurée en bleu, celle des prélèvements asservis au débit en orange et celle des prélèvements asservis au temps en vert.

Pour juger de l'influence du seuil choisi pour les échantillonnages asservis au temps ou au volume passé, la crue du 1^{er} au 2 juillet 2007 a de nouveau été prise en exemple. On a considéré que l'échantillonnage asservi au volume passé (volume passé de 170 m^3) permettait d'avoir accès à la « vraie » chronique de concentrations ; un sous échantillonnage a alors été effectué, d'une part avec des seuils de volume passé de 300 et 500 m^3 respectivement, et d'autre part avec des pas de temps de prélèvement de 3h30 et 6h00. Le Tableau 6 reprend les résultats obtenus : on voit que les concentrations estimées sont sensibles au seuil choisi. L'estimation des concentrations de flux paraît plus robuste que celle de la concentration moyenne au temps. Le même exercice, réalisé pour une crue du mois d'août 2007 conduit à des résultats similaires.

Concentration moyenne de flux	Référence	V = 300 m³	V = 500 m³	
	En % de la référence	14.37 µg/L	104 %	115 %
	Nb prélèvements	14	9	6
Concentration moyenne au temps	Référence	T = 3h30	T = 6h00	
	En % de la référence	7.9 µg/L	196 %	61 %
	Nb prélèvements	14	14	8

Tableau 6 : Concentrations obtenues selon le type et le seuil d'échantillonnage, en pourcentage de la concentration de référence. On note que la concentration de référence pour l'échantillonnage au volume passé est significativement plus forte que la concentration moyenne au temps, car attribue un poids plus important aux fortes concentrations obtenues pendant la crue.

Conclusion

L'ensemble de ces résultats illustre la forte variabilité spatiale et temporelle des concentrations dans le cours d'eau de la Morcille. Cette variabilité temporelle est sans doute moins marquée pour des cours d'eau d'ordre plus élevé, à la dynamique plus tamponnée, ou pour de petits cours situés dans un contexte géologique leur conférant une réactivité moindre. Des travaux similaires ont démarré sur l'Ardières (200 km²) dont la Morcille est un affluent, qui permettront de vérifier cette hypothèse. Les tests effectués sur la sensibilité des concentrations et/ou flux estimés selon le type et la « densité » de l'échantillonnage mettent également en évidence qu'un unique type d'échantillonnage ne peut répondre à l'ensemble des objectifs envisageables - évaluation de la concentration, moyenne ou non, vue par les organismes aquatiques ; calcul du flux exporté à l'aval du bassin versant - et qu'il faut donc choisir le mode d'échantillonnage adapté à l'objectif visé et au milieu étudié.

On conçoit également, à l'issue de ce paragraphe, que si on souhaite évaluer l'efficacité d'un plan d'action, il est important de définir préalablement le type de descripteur que l'on utilisera pour juger de l'évolution de la situation. Il est également essentiel de pouvoir évaluer les moyens humains, analytiques et financiers que l'on pourra attribuer à cette évaluation pour définir au mieux le protocole de suivi : les moyens impliqués pour acquérir les résultats qui précèdent sont importants, et il n'est pas envisageable de mobiliser des moyens équivalents dans un contexte opérationnel. Les résultats acquis illustrent également la nécessité de connaître préalablement le bassin versant, et notamment la dynamique de ses écoulements, pour dimensionner au mieux le suivi.

Une autre étape, nécessaire, est d'évaluer l'incertitude associée aux estimations de concentrations ou de flux associées aux mesures. Celle-ci est d'une part liée aux incertitudes sur les mesures de débit, sur le volume de prélèvement dans le cas d'un échantillonnage automatique asservi au débit, et d'autre part bien sûr aux incertitudes analytiques. Elle est liée d'autre part à la nature discrète de l'échantillonnage, et par là même difficile à évaluer. Rode et Suhr (2007) ont par exemple étudié cette question en effectuant une synthèse de la littérature, complétée par des suivis sur l'Elbe ; ils ont évalué les différentes sources d'incertitude pour le calcul des flux de MES, de nitrates, de phosphates et de métaux lourds. Ils concluent que les incertitudes liées à l'échantillonnage sont plus élevées que celles liées aux mesures ou aux méthodes d'analyse. Ils mettent de plus en évidence que les incertitudes sont plus élevées pour les éléments liés au moins en partie à la fraction solide, compte tenu de la forte variabilité de la teneur en MES qui s'exprime sur une section en travers, pour les cours d'eau importants qu'ils étudient. Cet aspect, qui n'a pas été pris en compte pour l'instant sur la Morcille, y serait sans doute moins marqué compte tenu de la faible section en travers du cours d'eau et du caractère turbulent des écoulements, qui assure un

mélange efficace. Moatar et Meyback (2005) ont étudié l'influence du type de calcul utilisé pour calculer les flux exportés, en comparant 7 méthodes analytiques différentes pour calculer les flux de nutriments sur la Loire. Moatar, Birgand et al (2009) ont complété cette analyse pour un ensemble de bassins aux caractéristiques contrastées. Si leurs travaux sont intéressants, il est toutefois difficile de les appliquer aux cas des pesticides sur les têtes de bassins, car la dynamique des concentrations est bien plus rapide que celle des éléments qu'ils étudient, et la fréquence d'échantillonnage en général moindre : la validité des équations qu'ils proposent pour évaluer l'incertitude associée à la fréquence d'échantillonnage est en conséquence remise en question dans ce cas de figure. Ils aboutissent ainsi par exemple à une fréquence minimale de deux échantillonnages par mois pour atteindre une incertitude de 10% sur les flux annuels de nitrate dans la Loire....

Ces travaux et la mise en évidence de la grande variabilité des concentrations en phytosanitaires dans les petits cours d'eau, ainsi que de certaines limites des différents modes d'échantillonnage m'ont conduite à m'interroger sur l'interprétation que l'on peut effectivement faire de données de concentrations ponctuelles, acquises à faible fréquence (quelques fois par an) dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux pour la Directive Cadre sur l'Eau, et sur lesquelles se base en partie l'attribution de l'étiquette de « bon état » pour une masse d'eau.

Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides

Contexte

A plus grande échelle, le suivi opérationnel de la qualité de l'eau se décline selon plusieurs modalités, qui dépendent là aussi de l'objectif qui lui est assigné (Tableau 7). Mis à part le suivi des eaux brutes destinées à la consommation humaine, réalisé par les Agences Régionales de Santé, les réseaux de suivi sont surtout gérés par les agences de l'eau. Avant 2007, la surveillance était organisée au niveau de chaque agence en Réseau National de Bassin (RNB) et réseaux complémentaires (de bassin, de département...). D'autres acteurs, comme les conseils généraux, pouvaient intervenir. Ces réseaux ont alors été réorganisés pour répondre aux objectifs de la directive cadre sur l'eau :

- Les **réseaux de contrôle de surveillance** servent à établir un diagnostic représentatif de la qualité des cours d'eau français. Les stations de prélèvement qui les composent ne sont pas nécessairement les mêmes que celles des RNB. Les substances prioritaires sont à rechercher douze fois par an pour toutes les stations, les autres pesticides identifiés comme pertinents quatre fois par an pour 25 % des stations, ceci deux fois par plan de gestion, soit tous les trois ans.
- Les **réseaux de contrôle opérationnel** suivent les masses d'eau dégradées ou en cours d'amélioration, et seulement pour les paramètres à l'origine du risque de non-atteinte du bon état de la masse d'eau en 2015. Le suivi doit également être réalisé au moins 4 fois par an, tous les ans¹⁸.

¹⁸ DCE - Les réseaux de surveillance," www.ifen.fr, Mar. 2009.

Ces deux types de réseau sont gérés par les agences de l'eau. Celles-ci peuvent par ailleurs commanditer des études plus ciblées, pour mieux appréhender un problème, voire expliquer et quantifier les processus en jeu et ainsi fournir des éléments de résolution du problème.

Type de suivi	Réseau de surveillance	Réseau opérationnel	Etudes : diagnostic	Etudes scientifiques
Finalité	Qualifie un « état »	Qualifie un état vis-à-vis d'un problème	Explique et mesure un problème	Explique les processus
Echelle de travail	Suivi national DCE	District	Nappe, tronçon ou plan d'eau	Interne à nappe, tronçon ou plan d'eau
Type d'exploitation	Planification	Gestion	Diagnostic	Connaissance
Outil d'interprétation	SEEE	SEEE	Etude de cas	Analyse scientifique

Tableau 7 : Différents types de suivis pour différentes finalités. D'après T Pelte, AE RM&C, 2010

Le type d'interprétation des résultats a également évolué : depuis 2008, l'interprétation des résultats acquis est basée sur le Système d'Evaluation d'Etat des Eaux (SEEE) : les concentrations mesurées doivent respecter les Normes de Qualité Environnementale pour les 18 pesticides pris en compte pour définir l'état chimique et pour les 5 pesticides considérés pour caractériser l'état écologique. Des NQE provisoires définies par l'INERIS¹⁹ peuvent par ailleurs être considérées, à titre informatif, pour les autres molécules. Les faibles fréquences et périodicité des prélèvements (4 fois par an, tous les 3 ans pour le réseau de contrôle de surveillance) conduisent toutefois à s'interroger sur la validité de la confrontation des résultats obtenus avec la NQE « risque aigu ». Les Agences de l'Eau expriment par ailleurs leur besoin d'un « indicateur » permettant de caractériser l'état du milieu vis à vis des pesticides, pour ceux qui ne sont pas pris en compte explicitement via les NQE pour définir les états chimique et écologique.

Les rapports annuels de l'IFEN²⁰, qui collectait les données au niveau national, puis du SOeS²¹ qui lui a succédé, donnent une appréciation de l'état général de la qualité des eaux. Un indicateur appréhende la contamination par les pesticides au niveau de chaque point de prélèvement (SEQ-eau avant 2006, puis moyenne annuelle des concentrations totales en pesticides de chaque prélèvement). Les différentes substances sont comparées à l'échelle nationale (taux de quantification par exemple). Cette interprétation ne permet pas réellement de connaître l'évolution de la contamination (IFEN 2007), qu'il s'agisse d'une substance particulière ou de la contamination globale en pesticides. Ceci est dû d'une part à la faible fréquence des prélèvements, dont on a vu l'influence au paragraphe précédent, mais aussi à la grande variabilité des stations au fil du temps : ainsi, entre 1998 et 2006, seulement 38 % des stations de prélèvement ont été suivies plus de deux ans. La redéfinition des réseaux de suivis intervenue en 2007 devrait toutefois « stabiliser » les stations ; les indicateurs utilisés restent toutefois relativement sommaires²² (Commissariat Général au Développement Durable 2013) : ils permettent d'identifier les

¹⁹ <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/9>

²⁰ Institut français de l'environnement

²¹ Service d'Observation et de Statistiques du ministère de l'écologie

²² <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/indicateurs-indices/f/1831/1902/pesticides-eaux-douces.html>

substances les plus fréquemment retrouvées, ou d'accéder à une moyenne de sommes de concentrations, dont la signification en terme d'impact environnemental est limitée. Comment dans ces conditions affirmer que la situation s'améliore ou se dégrade, et comment pouvoir assurer que l'on a bien restauré la qualité de l'eau sur une masse d'eau identifiée comme présentant un risque de non atteinte du bon état ?

Il m'a semblé intéressant d'évaluer en quelle mesure on pouvait en faire dire un peu plus aux quelques 8 millions de données collectées par l'IFEN entre 1997 et 2006. Les objectifs étaient d'évaluer le niveau de la contamination par les pesticides et l'exposition conséquente pour les organismes aquatiques :

- en déterminant les facteurs qui influencent le plus les transferts des pesticides, afin d'identifier les leviers d'action les plus pertinents. Aux Etats-Unis, par exemple, 48% de la variance observée pour la fréquence de détection des pesticides dans les eaux souterraines pouvait être expliquée grâce à la prise en compte des usages et du Koc (Kolpin, Barbash et al. 1998). Pour ce qui concerne les eaux de surface, l'analyse des tendances saisonnières a montré un lien entre le niveau de contamination et le débit des jours précédents (Vecchia, Martin et al. 2008).
- en évaluant les tendances de la contamination, afin de juger de l'efficacité des politiques environnementales. Aux Pays Bas, Vijver, Van't Zelfde et al (2008) ont ainsi pu mettre en évidence une amélioration de la qualité de l'eau vis-à-vis des pesticides entre 1997-98 et 2003-04.
- en identifiant les pesticides qui sont les plus retrouvés, et dans quelles circonstances, pour alimenter par exemple le suivi post-homologation.

Démarche

L'idée, à l'origine suggérée par Christian Guyot de BayerCropScience, était de **compenser le faible nombre de données disponibles en chaque point de suivi par le regroupement des résultats** issus de stations de mesures situées dans **des zones où, a priori, les processus régissant le devenir des pesticides sont homogènes**. Les déterminants de ces processus incluent le milieu : géomorphologie, pédologie, climat, hydrologie, ainsi que l'occupation du sol et les pratiques phytosanitaires : substances, doses et dates d'application notamment (CORPEN 2003). L'occupation du sol dépend elle-même en partie du milieu, même si le drainage, l'irrigation et les sélections variétales offrent maintenant plus de latitude aux agriculteurs vis-à-vis des contraintes du milieu. La zone de regroupement des stations de suivi qui vient à l'esprit est en conséquence la petite région agricole (PRA) : celles-ci sont toutefois de surface trop restreinte (713 PRA sur le territoire métropolitain) pour que le nombre de données issues de tels regroupements permette des analyses statistiques pertinentes. L'échelle de regroupement choisie a alors été l'Hydro Eco Région de niveau 1 (Wasson, Chandesris et al. 2002). Ces entités ont été définies selon des critères géologiques, de relief, d'hydrographie et de climat ; l'objectif initial était une typologie des milieux aquatiques et des peuplements associés. Elles sont constituées de deux niveaux hiérarchiques : le niveau 1 (HER-1) correspond aux grandes structures géophysiques et climatiques (22 entités), et le niveau 2 (HER-2) correspond à des variations régionales à l'intérieur de ces types, ou dans certains cas à des « exceptions typologiques » dans des ensembles par ailleurs plus homogènes (109 entités). Les HER ne tiennent pas explicitement compte de la répartition spatiale des cultures ni de la pédologie ; la répartition des cultures dépendant des caractéristiques du milieu, elle est toutefois en partie cohérente avec les HER comme l'illustre la

Figure 33, confrontant les cartes des HER et de l’Orientation Technico-Economique des Exploitations (OTEX).

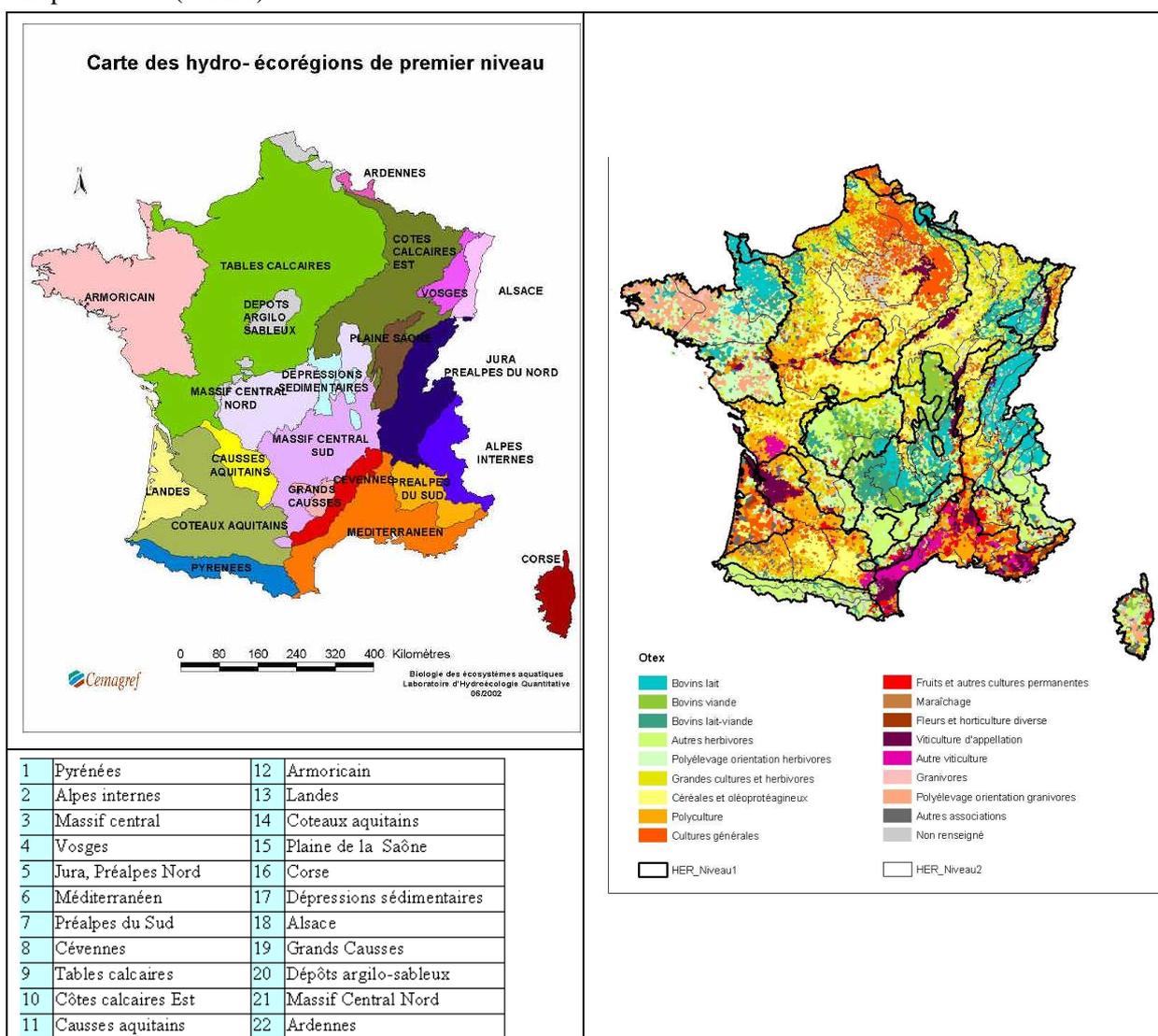


Figure 33 : A gauche, carte des HER de niveau I. A droite carte des OTEX (Orientation Technico-Economique des Exploitations agricoles), par commune.

Choix du descripteur utilisé

Une première analyse montre que le taux de quantification est très faible : 20 molécules, essentiellement herbicides, totalisent 12 % des analyses mais 82 % des quantifications, les triazines étant majoritaires en début de période (Carluer and Gauroy 2009; Gauroy and Carluer 2011).

Le choix du descripteur à utiliser pour l’interprétation doit tenir compte du fait que les limites de quantification ont varié au fil du temps, et, pour une même période, varient en fonction du laboratoire d’analyse et de la molécule. Le taux de quantification n’a dans ce contexte pas grand sens ; le taux de concentrations supérieures à 0.1 µg/L est plus adapté car 97,8 % des seuils de quantification ou détection sont inférieurs ou égaux à ce seuil, qui constitue de plus une valeur repère pour l’eau potable. Un second descripteur a été élaboré en calculant le 90^{ème} centile des

concentrations, regroupées par quinzaine²³ : le regroupement par quinzaine est motivé par la volonté de disposer de suffisamment de données par regroupement pour pouvoir effectuer des statistiques. Ce descripteur a été choisi car il est plus sensible que la médiane ou la moyenne aux fortes concentrations, tout en écartant les concentrations exceptionnellement élevées et que l'on veut envisager de le confronter à la concentration maximale d'une NQE. Curieusement, ces deux descripteurs s'avèrent étroitement corrélés, reflétant sans doute une fonction de distribution exponentielle des concentrations (*E. Leblois, comm personnelle*) (Figure 34).

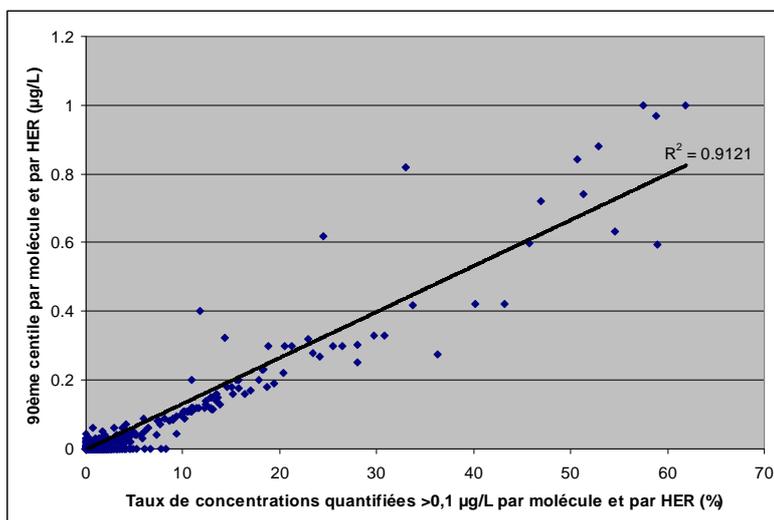


Figure 34: Régression linéaire du 90ème centile par rapport au pourcentage de concentrations > 0,1 µg/L, par molécule et par HER, pour les molécules ayant plus de 10.000 analyses en tout (314 molécules).

Résultats

Le pourcentage de concentrations supérieur à 0.1 µg.L⁻¹ permet de juger globalement du niveau de contamination, pour l'ensemble des molécules, ou une substance en particulier. La Figure 35 permet ainsi de visualiser à la fois l'effort de recherche et l'importance de la contamination pour l'isoproturon, de 1997 à 2006. On constate ainsi que cet herbicide, utilisé essentiellement sur céréales, est surtout détecté dans la moitié Nord de la France.

²³ Toutes les valeurs ont été considérées, en prenant zéro pour les analyses sans détection, la moitié du seuil de quantification pour une analyse avec détection mais sans quantification, et la valeur quantifiée le cas échéant.

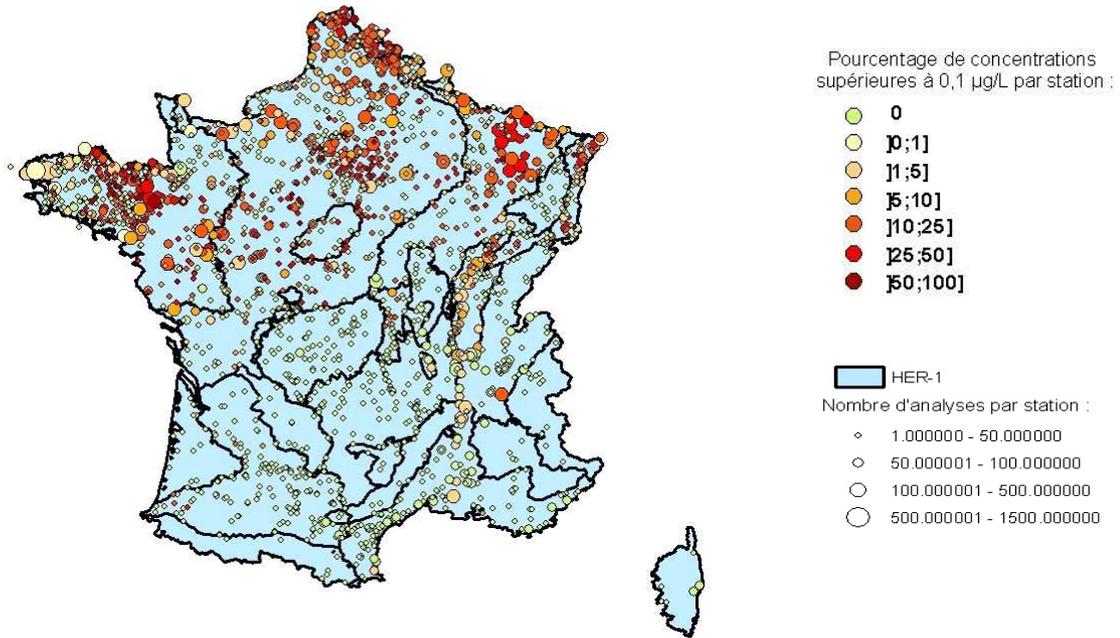


Figure 35 : Isoproturon : carte du nombre d'analyses et du pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par station, de 1997 à 2006

Le 90^{ème} centile par quinzaine montre quant à lui une certaine stabilité d'une année à l'autre, pour une molécule et une HER données, qui reflète l'homogénéité des types d'usage et des processus dominant le transfert d'une année à l'autre. Ainsi, la Figure 36 illustre ce descripteur pour l'isoproturon dans le HER « Massif Armoricain ». Elle montre des transferts élevés en 2001 (année humide) et au contraire modérés en 2003 et 2005 (hiver-printemps secs et canicule pour 2003, sécheresse pour 2005). Ce descripteur permet également de rendre compte de tendances interannuelles. Il met ainsi clairement en évidence la décroissance de la contamination par l'atrazine depuis les restrictions d'usage pour cette molécule, puis son interdiction. La seule approche par les pourcentages de taux de quantification donne des résultats moins lisibles (Gauroy, Gouy et al. 2012). Notons que les mesures relatives aux grands cours sont inévitablement emboîtées, ce qui complique leur interprétation géographique.

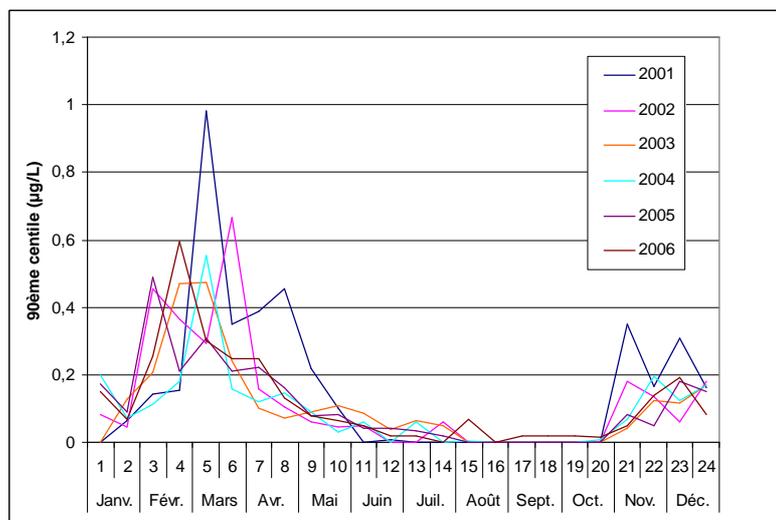


Figure 36 : Profil de contamination de l'isoproturon dans l'HER armoricaine

Si l'on regroupe maintenant, pour une molécule donnée, les données relatives à des années différentes, cette approche permet de mettre en évidence des différences de comportement entre les HER, liées notamment à la différence entre les climats, impliquant des périodes d'usage et de transfert différentes. Les détections de printemps sont ainsi plus tardives en Alsace que dans l'HER armoricaine, alors que celles d'automne ont lieu plus tôt et sont plus importantes (Figure 37). On observe une situation intermédiaire en Plaine de la Saône (HER 15). Ceci est cohérent avec les différences climatiques : à l'Est (HER 18), la reprise de végétation est plus tardive, et donc les applications d'herbicides aussi, tandis que le semis d'automne est réalisé plus tôt, sur une période plus restreinte : les exportations sont donc plus concentrées dans le temps (et les concentrations observées plus élevées).

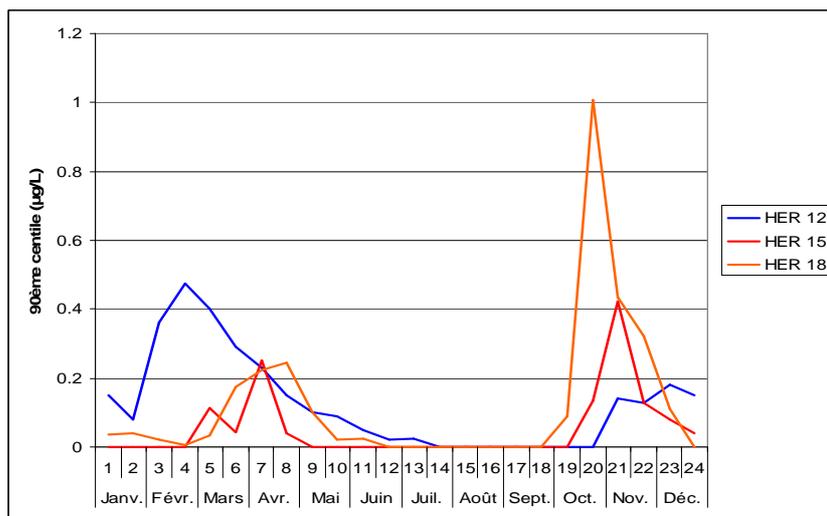


Figure 37 : Profil de contamination pour l'isoproturon, de 1997 à 2006 confondues, pour les HER 12 (Armoricain), 15 (Plaine de la Saône) et 18 (Alsace)

Les différences de périodes de contamination peuvent également être dues à des différences d'usages : le diuron (herbicide) est détecté surtout en avril et mai dans les régions viticoles comme l'HER 15 Plaine de la Saône (Beaujolais et Bourgogne), tandis que dans les autres régions comme l'HER 20 Dépôts argilo-sableux, où le diuron est utilisé en zones non agricoles, le maximum de détection est plus tardif (juin et juillet).

Des Analyses en Composantes Principales sur le pourcentage de concentrations supérieures à 0,1 µg/L par molécule et HER ont été réalisées pour une sélection de 55 substances. L'objectif était de tenter d'identifier si des HER semblaient plus vulnérables que d'autres aux transferts et/ou si l'on pouvait mettre en évidence l'influence des caractéristiques physico-chimiques des molécules sur le degré de contamination. Ces analyses confirment que les contaminations sont liées à la localisation des cultures cibles : par exemple, la 1^{ère} dimension de l'ACP sépare les molécules surtout détectées dans l'HER 15 (plaine de la Saône) et dans une moindre mesure dans l'HER 10 (Côtes calcaires Est) : il s'agit essentiellement de molécules utilisées entre autres sur la vigne (Gauroy and Carluer 2011). Cette méthode n'a pas par contre permis de mettre en évidence de lien entre l'importance des contaminations et les propriétés des molécules. L'intuition est que les doses appliquées sont un facteur du premier ordre, et que leur connaissance est nécessaire pour mener à bien l'analyse.

Conclusion

La méthode utilisée pour interpréter les données de la base IFEN est relativement empirique. Ainsi, le découpage par HER conduit à des résultats qui paraissent cohérents avec la connaissance que l'on a des milieux et de l'usage qui y est fait des substances actives, selon le climat et l'occupation du sol. Nous n'avons toutefois pas trouvé de méthode statistique permettant d'assurer que ce découpage est le plus pertinent. Un redécoupage des plus grandes HER (tables calcaires par exemple) permet ainsi de mettre en évidence des décalages de comportements entre Nord et Sud ou Ouest et Est, de façon cohérente avec le climat. Trop découper l'espace conduirait toutefois à des zones trop réduites pour que les analyses statistiques telles que les centiles aient un sens. Une solution semble donc être de garder les HER de niveau I, en s'autorisant toutefois un redécoupage plus fin sur les zones spécifiques, comme par exemple les zones de vignoble, au comportement contrasté. Notons que la méthode n'a pas été testée pour toutes les substances : pour celles qui sont le moins surveillées, l'échelle des HER est probablement encore trop fine pour appliquer cette méthode.

Les profils de contamination obtenus semblent pouvoir être utiles du point de vue opérationnel, en permettant par exemple de cibler les périodes où renforcer la surveillance pour une substance et une zone donnée, ou donner des éléments de comparaison avec les NQE (concentrations moyenne et « maximale ») des molécules pour lesquelles ces paramètres sont disponibles. La méthode permet également de mettre en évidence des évolutions marquées de la contamination pour une substance donnée.

La tentative de mettre en évidence l'influence des propriétés physico-chimiques des molécules ou des HER plus vulnérables que d'autres aux transferts, ce qui permettrait d'affiner les mesures de gestion, n'a pas contre pas encore abouti. La disponibilité de données quantitatives sur les usages des molécules paraît pour cela incontournable. La BNVD²⁴ pourra s'avérer utile en ce sens, à condition que la résolution à laquelle les données sont fournies soit suffisante. Celle-ci recense en effet pour l'instant les ventes de substances actives par point de vente, ce qui entraîne des biais d'interprétation. Un recensement des ventes par commune d'implantation de l'acheteur serait beaucoup plus pertinente ; la non mise à disposition de ces données et d'autant plus regrettable qu'elles existent chez les distributeurs ... Une première tentative d'inclure les données d'usage dans l'analyse statistique citée au paragraphe précédent n'a pas mené à des résultats très concluants (Gauroy, Gouy et al. En préparation pour Ingénieries-EAT) : il semble que les interactions entre les processus / caractéristiques des molécules ne s'expriment pas de la même façon selon les caractéristiques du milieu, et qu'une régression linéaire ne permette donc pas de les caractériser : c'est l'objectif du projet ARPEGES évoqué dans la conclusion de cet axe que de dépasser cette limitation. Enfin, une confrontation des résultats obtenus avec des données relatives à l'impact sur les écosystèmes serait souhaitable. Ainsi, le Groupe d'Experts Recherche (GER) de l'axe 3 du plan Ecophyto 2018 a identifié comme besoin de recherche prioritaire l'exploration de la connexion entre usages et risques, notamment par la validation d'indicateurs permettant de décrire la chaîne pratiques-pressure d'exposition-impacts. Il n'existe toutefois pas encore

²⁴ BNVD : Banque Nationale de Vente des Distributeurs. Elle contient les données déclarées par les distributeurs pour le paiement de la redevance pour pollutions diffuses à partir du 1^{er} janvier 2008. Elle concerne les usages agricoles comme non agricoles (jardins, communes, voies ferrées...). La déclaration se fait pour l'instant au point de vente.

d'indicateur biologique spécifique de la pollution par les pesticides qui soit opérationnel, même si la recherche sur ce point est active.

Conclusion et perspectives de l'Axe II.

Cette partie a mis en évidence les difficultés à caractériser l'état du milieu vis-à-vis des produits phytosanitaires. Quelle que soit l'échelle d'intérêt : petit bassin versant, Aire d'Alimentation de Captage, masse d'eau au sens DCE du terme, le protocole doit être adapté aux objectifs du suivi envisagé, ce qui suppose de les avoir clairement identifiés et d'avoir évalué les moyens à mobiliser pour réaliser ce suivi. Le fait est qu'à l'heure actuelle, sauf exception, le suivi réalisé est en deçà de ce qui serait réellement nécessaire pour les objectifs fixés, comme le montre par exemple le bilan mitigé de l'analyse de l'efficacité des plans d'action sur les AAC Grenelle mené par Vernoux et al (2011) qui souligne le caractère insuffisant des données pour statuer réellement sur l'évolution de la situation, même quand les données sont disponibles, ce qui n'est pas toujours le cas, bien que les études aient le plus souvent été financées par les pouvoirs publics

Si l'on souhaite pouvoir progresser dans l'étude des liens entre la présence de pesticides dans le milieu aquatique et la qualité biologique constatée du milieu (diversité et quantité des organismes, traits de vie de certaines populations ...), on a vu qu'en toute rigueur, et en l'absence actuellement d'indication plus claire de la part des biologistes, seule la connaissance exhaustive des chroniques de concentration paraissait suffisante pour permettre de réaliser ce lien a posteriori dans le cadre d'une étude sur un bassin et pour une espèce biologique donnée. Une telle exhaustivité ne paraissant guère réaliste, la définition conjointe par les personnes chargées du suivi de la qualité chimique des cours d'eau et par les biologistes des variables d'intérêt en amont d'une telle étude paraît nécessaire. Le projet Miriphyque (Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque) encore en cours, explore une solution intermédiaire en cherchant à construire des courbes de « Concentration-Durée-Fréquence », à l'instar des IdF ou QdF utilisés pour caractériser respectivement le régime des précipitations ou celui des écoulements sur les bassins versants (Galea and Prudhomme 1997), qui pourraient être saisonnalisées, et qui seraient confrontées aux NQE. Reste à vérifier que ces descripteurs sont effectivement utiles pour aider à caractériser la qualité chimique du milieu pour les organismes aquatiques.

Pour ce qui concerne l'estimation de l'efficacité d'un plan d'action sur un bassin ou une AAC, il convient en premier lieu de bien identifier le type d'indicateur adapté pour juger de l'atteinte ou non des objectifs visés. Si l'indicateur choisi est basé sur les concentrations maximales que voit passer le milieu, il n'est guère réaliste de prétendre accéder à cette mesure dans un contexte opérationnel. S'il s'agit d'une concentration moyenne, un échantillonnage moyenné asservi au temps pourra convenir. Si l'indicateur choisi est basé sur les flux exportés, alors c'est un échantillonnage moyenné asservi au volume qu'il faudra envisager. Ces deux méthodes sont lourdes à mettre en œuvre, à la fois aux niveaux humain et analytique. A notre connaissance, un tel suivi n'a été réalisé que sur le bassin versant de la Fontaine du Theil (Maillet-Mezeray, Réal et al. 2010) dans une perspective à mi-chemin entre action et recherche. Même sur ce bassin, il reste assez délicat de trancher sur l'évolution de la contamination vis-à-vis de certaines substances actives, pour lesquelles le recours à la modélisation semble nécessaire pour pouvoir démêler la part liée à la variabilité temporelle (climat de l'année et dates des applications de pesticides) de celle correspondant à une tendance « réelle » de la situation.

De la même façon, les suivis actuellement mis en œuvre dans le cadre des réseaux de surveillance, s'ils permettent de répondre aux exigences du suivi imposé par la DCE, ne renseignent que de façon partielle sur le respect des normes de qualité du milieu, compte tenu du caractère très épisodique des prélèvements qu'ils supposent. J'ai ainsi piloté le développement d'une méthode s'appuyant sur le regroupement géographique des données pour pallier cet aspect très « diffus » des prélèvements dans le temps, dont nous avons vu l'intérêt qu'elle peut avoir pour caractériser la dynamique des concentrations pour une Hydro Eco Région et une substance active donnée, et permettre ainsi éventuellement une adaptation des protocoles de suivi. Une solution alternative (ou complémentaire) peut résider dans la mise en œuvre d'échantillonneurs passifs, comme les POCIS, SPMD ou SBSE (Lissalde, Mazzella et al. 2010; Pesce, Morin et al. 2011) qui permettent dans une certaine mesure d'intégrer dans le temps les concentrations que « voit passer » le milieu. La mise en œuvre opérationnelle de ces dispositifs reste toutefois à améliorer pour permettre une exploitation quantitative des résultats obtenus sur le terrain, qui permette de tenir compte à la fois des caractéristiques physico-chimiques du milieu étudié et des caractéristiques de l'écoulement (variabilité spatiale et temporelle des débits et vitesses de courant).

Les travaux évoqués n'ont abordé jusque-là que le cas des transferts en phase liquide. Notons que les échantillonneurs passifs sont a priori plutôt adaptés à l'étude de ces derniers, les MES ne passant le plus souvent pas la membrane contenant la protéine qui capte et retient les substances actives. Les produits hydrophobes, tels que les insecticides, fréquemment exportés de façon significative en phase solide (et conséquemment pendant les épisodes de crue) ne sont donc pas nécessairement bien échantillonnés par ces techniques. Le suivi ponctuel « classique », qui n'a qu'une faible probabilité d'advenir pendant une crue, n'est pas non plus adapté au suivi de ces molécules, qui demandent un suivi spécifique, imposant de fortes contraintes en termes de protocole (échantillonnage et analyse des matières en suspension, forte fréquence des prélèvements) ...

De façon plus générale, la caractérisation de la chaîne Pression-Exposition-Impact appartient encore largement au domaine de la recherche, quelle que soit l'échelle considérée. Ainsi, la Communauté Européenne note, au vu des états des lieux réalisés par les différents états membres en 2003-2004, des lacunes au niveau méthodologique pour évaluer les pressions d'origine diffuse, et une réelle difficulté à caractériser les pressions d'origine agricole et leurs impacts, et plus généralement le lien pression-exposition-impact. L'ONEMA a d'ailleurs initié deux projets visant à améliorer la description du lien Pression-Exposition-Impact pour les pesticides, pour le prochain état des lieux prévu dans le cadre de la DCE : le premier, MERCAT'EAU²⁵, s'appuie sur une démarche de modélisation à l'échelle de la parcelle, en utilisant les outils issus du projet Footprint, pour quantifier les apports probables aux masses d'eau ; le deuxième, ARPEGES (Analyse de **R**isque **P**esticides pour la **G**estion des **E**aux de **S**urface) s'appuie sur une démarche experte pour décrire et hiérarchiser les trois volets intervenant dans la contamination : les usages, la vulnérabilité du milieu aux transferts et les propriétés des substances utilisées (Gauroy, Bougon et al. En révision). Afin de s'abstraire des questions posées par l'agrégation à l'échelle de la masse d'eau des résultats de simulations réalisées à l'échelle de la parcelle auxquelles est confronté le projet MERCATEAU, la méthode adoptée dans ARPEGES s'appuie d'emblée sur l'échelle du petit bassin versant, en intégrant, via une approche probabiliste (réseau bayésien), les connaissances

²⁵ MERCAT'EAU : Développement d'un modèle national pour l'évaluation des risques de contaminations diffuses des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau de gestion nationale de certaines molécules. Projet réalisé par la société Footways.

que l'on a des processus dominants les transferts de pesticides à cette échelle. Cette approche s'appuie largement sur les travaux du Corpen (CORPEN 2003) dans la définition du risque (vulnérabilité intrinsèque, vulnérabilité spécifique, pressions pesticides...) et l'identification des principaux facteurs et processus en cause dans la contamination des eaux de surface. Les résultats obtenus sont encourageants, mais restent à valider de façon plus systématique. Cette approche descriptive, qui s'appuie sur une démarche typologique analogue à celle amorcée avec l'analyse des données des réseaux de surveillance sur les HER semble toutefois dès à présent prometteuse, en complément d'une démarche de modélisation plus « analytique » que j'aborde dans la troisième partie de ce mémoire.

Notons d'ailleurs que ces deux méthodes, d'interprétation des données de surveillance et d'analyse du risque de contamination à l'échelle des masses d'eau vont être mises en œuvre conjointement très prochainement dans le cadre d'une convention avec l'ANSES²⁶, pour quelques substances actives en cours de réexamen au niveau européen (pour maintien ou non de leur autorisation de mise sur le marché) : l'analyse des données des réseaux de surveillance permettra de caractériser la fréquence et l'amplitude de la présence de la molécule dans les eaux de surface, tandis que la mise en œuvre d'ARPEGES pour cette molécule permettra d'identifier les caractéristiques du milieu et/ou les usages conduisant à un risque de transfert. Cet aspect pourra permettre parfois la proposition de solutions correctives pour les zones vulnérables identifiées. Ce projet permettra en parallèle de valider les cartes, y compris intermédiaires (vulnérabilité intrinsèque vis à vis des différentes composantes de l'écoulement, vulnérabilité spécifique) que fournit la méthode ARPEGES et, le cas échéant, d'ajuster les variables internes du modèle bayésien (limites de classes notamment) qui explicite les liens de causalité qui s'expriment dans le devenir des pesticides et sous tend la méthode ARPEGES, afin que ces cartes soient mieux en adéquation avec les observations.

²⁶ ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

Axe III : Modélisation hydrologique adaptée à la représentation du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface.

Introduction : Cahier des charges

Comme cela a déjà été évoqué, l'équipe Pollutions Diffuses cherche à comprendre et quantifier les processus de transfert de pesticides à l'échelle du petit bassin versant. Il s'agit en effet de l'échelle minimale « naturelle » de suivi des flux ou des concentrations, et devenue dès lors l'échelle de diagnostic du risque de contamination des eaux, ou de définition d'un plan d'action (etGril and Dorioz 2004). La modélisation semble pour ce faire un outil intéressant pour formaliser les connaissances acquises, les assembler et articuler à l'échelle du bassin versant, et permettre de les utiliser dans un contexte opérationnel. Elle permet ainsi de quantifier les processus en jeu, et de faire émerger les processus dominants à une échelle intermédiaire, ce qu'une seule approche descriptive et qualitative, légitime par exemple à l'échelle d'une parcelle, ne permet pas. Inversement, la démarche de modélisation et les questionnements qu'elle soulève peuvent conduire à renforcer la démarche d'expérimentation et d'acquisition de données en mettant en évidence la possibilité de plusieurs hypothèses entre lesquelles les données disponibles ne permettent pas de trancher.

Historiquement nos travaux ont essentiellement porté sur des bassins de quelques km², dont les sols sont développés sur des socles peu perméables et peu profonds (Grand Ouest Armoricaïn sur schiste ou granite, bassin de la Morcille sur granite), entraînant une dynamique rapide des écoulements vers les eaux de surface, et une contribution significative des écoulements de subsurface peu profonds (naturels ou collectés par un drainage artificiel) au cours d'eau.

La situation se complexifie avec le passage aux Aires d'Alimentation de Surface, souvent vastes (quelques centaines voire quelques milliers de km²) quand il s'agit d'AAC « Eaux de surface », ou bien avec une contribution significative logique de la nappe quand il s'agit d'AAC « Eaux souterraines ». Je laisserai donc pour l'instant de côté les Aires d'Alimentation de Captage dans ce qui suit, les outils de modélisation à développer dans ce contexte paraissant devoir avoir encore un degré de complexité supplémentaire par rapport à ceux pouvant convenir pour un petit bassin versant, notamment parce que la représentation explicite d'une (au minimum) nappe profonde paraît incontournable.

La démarche adoptée au sein de l'équipe consiste à **développer une modélisation qui permette de formaliser les connaissances acquises par ailleurs au niveau expérimental, au niveau local des éléments du paysage ou à l'exutoire d'un petit bassin, pour caractériser les processus clés dans le transfert des pesticides et identifier les moyens d'action les plus pertinents**, mais aussi **pour permettre de généraliser les résultats acquis, en transposant cette connaissance formalisée sur d'autres bassins au fonctionnement similaire.**

Si l'énoncé des objectifs visés est court, la démarche pour y parvenir représente par contre un travail de longue haleine, auquel une petite équipe ne peut contribuer que par petites touches. En effet, un modèle représentant le transfert des pesticides à l'échelle d'un versant ou d'un bassin versant et permettant par exemple d'anticiper les effets d'un plan d'action doit respecter plusieurs contraintes :

- Les pesticides peuvent s'adsorber à la surface ou sur la matrice du sol, notamment sur la matière organique ou sur l'argile ; ils peuvent également se dégrader, selon plusieurs mécanismes dépendant fortement du milieu où ils se trouvent. De façon très simplifiée : photolyse en surface du sol ou des plantes, dégradation biotique dans la zone active du sol, hydrolyse plus en profondeur et dans les cours d'eau en amont des points de prélèvements ... Leur devenir dépend donc fortement du trajet suivi et des temps de séjour dans chaque compartiment. Un modèle représentant leur transfert doit donc être à même de rendre compte de façon fine des différentes trajectoires de l'écoulement, et des temps de séjour associés. Il doit en conséquence représenter les **différentes composantes de l'écoulement** au sein de la parcelle sur laquelle a été épandue la substance active, mais aussi **l'influence des éléments du paysage** situés entre celle-ci et le réseau hydrographique, qu'il s'agisse d'une autre parcelle ou d'un autre type de structure : route, fossé, haie ou talus, zone imperméable, zone boisée ...
- L'accent a longtemps été mis sur les pics de concentrations, dont on considérait qu'ils impactaient le plus les écosystèmes aquatiques, avec potentiellement un effet létal immédiat. Cette approche légitimait de se concentrer sur les composantes rapides de l'écoulement, voire de se contenter d'un modèle événementiel. Comme nous l'avons évoqué dans l'Axe II, il est maintenant largement admis que l'ensemble de la dynamique des concentrations (« pattern » en anglais) a une influence sur la structure et la diversité des écosystèmes aquatiques, y compris donc le bruit de fond de la contamination. **Un modèle continu dans le temps** semble donc plus adapté. Cette approche permet de plus d'évacuer le problème de la détermination des conditions initiales, qui se pose de façon aiguë pour la distribution de l'eau et des concentrations en pesticides dans le profil de sol dans une approche événementielle. Dans la mesure où à la fois les chroniques d'humidité et de température influencent la dégradation des produits entre deux événements, il faut en effet pouvoir en rendre compte.
- Compte tenu des bassins d'étude de l'équipe, aux sols développés sur des socles peu profonds et peu perméables, il paraît nécessaire d'être à même de représenter **l'ensemble des composantes de l'écoulement, ainsi que leurs interactions au long d'un versant**. Une approche dissociant ruissellement, percolation profonde, écoulements latéraux subsurfaciques et drainage par tuyaux enterrés ne paraît donc pas suffisante, l'interaction entre ces processus pouvant influencer significativement l'hydrologie du versant, au moins pour ses composantes peu profondes, les plus chargées potentiellement en produits phytosanitaires
- **Les pratiques agronomiques** se sont largement **diversifiées** ces dernières années : notamment par le travail simplifié du sol, l'enherbement inter-rang pour les cultures pérennes, l'enrichissement des sols en matière organique, l'agroforesterie (Dupraz and Liagre 2010), les cultures intermédiaires piège à nitrate ... et ces pratiques peuvent significativement influencer tant l'usage que les transferts des pesticides (Alletto 2007; Alletto, Coquet et al. 2010), dans un sens ou dans l'autre suivant la pratique et le contexte agro-pédo-climatique considérés. On peut citer par exemple le développement d'adventices résistant aux herbicides sur les sols non labourés et conduisant à un usage accru de ces derniers, une meilleure structuration des sols en non labour induisant un plus grand nombre de macropores fonctionnels favorisant la percolation rapide des produits, a contrario des sols plus riches en matière organique et favorisant l'adsorption, des rotations culturales plus longues limitant le nombre de pathogènes pour les cultures... Un modèle pour être pertinent doit pouvoir en rendre compte.
- Le transfert des **métabolites** est également à considérer, d'une part parce qu'ils sont susceptibles pour certains d'avoir un impact sur les écosystèmes, d'autre part parce que leur

suivi et l'étude de la dynamique de leurs concentrations, conjointe à celle de leur molécule mère peuvent renseigner sur les processus dominant les transferts, les compartiments traversés (Farlin, Drouet et al. 2013; Farlin and Maloszewski 2013)... Leur modélisation paraît donc nécessaire, à la fois pour son intérêt en soi, de modéliser leur concentration dans le milieu aquatique, mais aussi comme validation de la compréhension que l'on a des processus à l'œuvre dans le devenir de leur molécule mère, à condition bien sûr de disposer de données expérimentales adéquates.

- Il n'existe pas de modèle hydrologique adapté à toutes les échelles et tous les contextes agro-pédo-climatiques, et ceci est a fortiori vrai pour la modélisation des produits phytosanitaires, où de nombreux facteurs supplémentaires rentrent en jeu. Pour autant, il n'est pas envisageable de développer un nouveau modèle pour chaque nouveau bassin et chaque nouvelle problématique, et **une certaine généricité** est à rechercher.

Soulignons que seulement quelques pour mille à quelques pourcents des pesticides utilisés rejoignent le milieu aquatique de façon diffuse²⁷ : l'exercice consiste donc à représenter une partie marginale des produits épanchés, qui n'est pas volatilisée, absorbée par les plantes, dégradée ou adsorbée sur le sol de façon durable, chacune de ces composantes pouvant quant à elle représenter quelques dizaines de pourcents des quantités appliquées. Cette difficulté est illustrée par le décalage entre la démarche d'homologation des substances actives avant leur mise sur le marché, où la modélisation de scénarios représentant des pires cas réalistes devrait assurer qu'on ne retrouve pas de pesticides dans les eaux à des concentrations dépassant les normes en vigueur, et le constat qu'il est des situations où ces normes sont dépassées. Ce constat peut avoir plusieurs causes : **1** - les scénarios choisis (4 pour le ruissellement, 9 pour le drainage, au niveau européen) ne suffisent pas à couvrir la diversité des situations que l'on peut rencontrer sur le territoire européen, même au niveau local du profil de sol ; **2** - ces scénarios sont trop simplistes, en ce qu'ils considèrent par exemple typiquement pour le ruissellement une parcelle d'une certaine surface, plane et de pente constante, au sol homogène, située à une certaine distance d'un fossé calibré de section définie. Ils ne peuvent donc intégrer l'hétérogénéité qui se manifeste dès l'échelle de la parcelle, qu'il s'agisse de la topographie ou du sol ; **3** - la parcelle est seule dans son environnement, au sens où il n'y a pas d'apport venant des parcelles amont, qu'il s'agisse du ruissellement ou d'éventuels écoulements subsurfaciques : les conditions à la limite utilisées pour décrire l'environnement de la parcelle sont fixes.

Il ne s'agit pas, bien sûr, de remettre en cause la démarche d'**évaluation du risque**, qui a l'immense mérite d'identifier les substances et/ou contextes représentant les risques les plus significatifs pour l'environnement, mais plutôt d'en caractériser les limites qu'il convient de dépasser dans une approche de **gestion du risque**. Ainsi, il nous paraît essentiel que le modèle utilisé puisse représenter de façon conjointe les différentes voies de transfert, ainsi que les interactions à l'œuvre au long d'un versant ou les phénomènes de concentration des écoulements, afin de permettre d'identifier les zones actives en terme de transfert. Force est de constater qu'aucun des quatre modèles utilisés actuellement pour l'homologation au niveau européen n'est capable de représenter l'ensemble des voies de transfert pertinentes (Babut, Arts et al. Accepté). Ces modèles sont pourtant déjà fort complexes, et demandent un grand nombre de paramètres, connus/fixés pour les scénarios de référence pour l'homologation, mais difficiles à acquérir sur le

²⁷ Entendu ici au sens de pollution diffuse, par opposition aux pollutions ponctuelles, même si elle peut en l'occurrence provenir d'un écoulement concentré ...

terrain, a fortiori à l'échelle d'un bassin. Notamment, les paramètres permettant de caractériser les écoulements préférentiels ou ceux permettant de calculer la minéralisation des substances sont difficiles à mesurer, et très hétérogènes spatialement.

Un autre point qui me paraît essentiel dans les contraintes énumérées plus haut est celui du caractère générique du modèle à développer. Un modèle complètement générique et applicable sur une grande gamme d'échelles ne paraît pas réaliste. Pourtant, il ne paraît pas non plus réaliste de rebâtir un modèle pour chaque nouveau bassin d'application, chaque nouvelle problématique (par exemple chaque nouveau type de polluant) ou chaque avancée dans la connaissance des processus en jeu. Compte tenu des efforts qu'impliquent le développement et la maintenance d'un modèle, une mutualisation entre équipes paraît de surcroît souhaitable sinon nécessaire, mutualisation qu'un modèle « cousu main » sur un bassin donné ne facilite pas. En première approche, rien ne paraît plus générique que de revenir aux équations de base de la mécanique des fluides. **L'hétérogénéité des caractéristiques de sol** qui s'exprime à toutes les échelles rend toutefois cette démarche peu réaliste dès que l'on dépasse l'échelle du profil de sol, d'une part par notre incapacité à décrire les sols avec une résolution suffisante sur une grande surface, d'autre part parce qu'une telle démarche poserait rapidement des problèmes informatiques, malgré l'accroissement constant de la puissance des ordinateurs. Le recours à des paramètres équivalents n'est pas toujours possible (Dagan and Bresler 1983; Loaiciga, Leipnik et al. 1994; Beven 1995), même pour les seuls écoulements d'eau, et donc a fortiori pour le transfert de solutés réactifs.

Face au constat que les modèles hydrologiques peinent à bien décrire le fonctionnement interne des bassins versants, malgré la pléthore de modèles existants, basés sur des conceptualisations différentes et des hypothèses souvent non explicitées ou difficilement vérifiables compte tenu du manque de données adaptées (Clark, Kavetski et al. 2011), la recherche a été très active depuis une quinzaine d'années, et cherche à proposer de nouveaux schémas conceptuels permettant de lever les verrous constatés, liés pour beaucoup à cette hétérogénéité qui s'exprime à toutes les échelles (Beven 2002).

Une tendance est d'accepter qu'une représentation unique d'un bassin ne se justifie pas, compte tenu des incertitudes à la fois sur les données et sur la façon dont le modèle décrit les processus en jeu. Pour un même modèle, plusieurs jeux de paramètres sont équivalents, et on peut chercher à réduire l'ensemble des jeux de paramètres valides en intégrant des données supplémentaires. C'est par exemple la démarche du Generalized Likelihood Uncertainty Estimation proposée par Beven (Beven and Binley 1992; Freer, McMillan et al. 2004; Engeland, Xu et al. 2005). Mais plusieurs modèles peuvent également donner des représentations équivalentes du fonctionnement d'un bassin, au moins tant qu'on s'en tient à la réponse pluie-débit. Là encore, inclure des données complémentaires permet de restreindre le choix possible et de faire émerger les représentations les plus adaptées (Vaché and McDonnell 2006). Weiler et McDonnell (2004) illustrent ainsi par exemple, en s'appuyant sur le modèle de versant HillVi permettant de réaliser des expériences virtuelles de simulation, combien la collaboration entre expérimentateurs et modélisateurs peut être précieuse. Clark, Slater et al (2008) quant à eux proposent un cadre permettant d'analyser les différences de structure entre différents modèles basés sur des maillages et des conceptualisations différentes, et ainsi d'identifier la structure de modèle la plus appropriée pour un problème donné et de quantifier les incertitudes dans la structure du modèle. Cette approche semble toutefois plutôt adaptée à des modèles relativement conceptuels, pas nécessairement distribués, ne traitant pour l'instant de l'eau que de façon quantitative. Clark, Kavetski et al (2011) soulignent que l'évaluation des modèles doit s'appuyer sur un mélange de données quantitatives et qualitatives,

permettant de tester la pertinence de la représentation des processus internes. Les travaux cités ci-dessus portent en général sur des modèles existants et cherchent à les tester, cerner leur champ d'application, comprendre les similarités et différences entre les différentes structures de modèles. Un autre courant cherche à construire de nouveaux modèles, en s'appuyant sur l'indiscutable conservation de la masse et de la quantité de mouvement sur chaque volume de contrôle (Reggiani, Sivapalan et al. 2000; Beven 2002; Qu and Duffy 2007), et en formulant, de façons diverses, équations aux dérivées partielles ou équations aux dérivées ordinaires qui gouvernent les flux et l'évolution des variables d'état qui décrivent les différents éléments du système et qui ont été mis en avant en fonction de la compréhension que l'on a du fonctionnement du système. Des données complémentaires peuvent alors contraindre l'espace des modèles possibles pour un bassin versant. Beven (2002), dans son plan d'action vers un système de modélisation hydrologique physiquement basé, souligne qu'une des difficultés majeures en hydrologie de surface et de subsurface, en comparaison par exemple avec la limnologie ou l'océanographie, est le fait que les écoulements à petite échelle sont largement dominés par la géométrie locale et les résistances locales aux écoulements plutôt que par la dynamique du fluide lui-même. Cela implique que les améliorations à apporter dans la modélisation ne consistent pas seulement à représenter de façon plus fine les caractéristiques de l'écoulement, mais aussi à caractériser de façon pertinente le milieu ou le chenal où l'écoulement a lieu.

Les deux approches insistent sur la nécessité d'intégrer, autant que possible, des variables internes au système modélisé, et pas seulement la réponse pluie-débit pour améliorer la structure et la paramétrisation des modèles. Les données de qualité de l'eau, et notamment de géochimie peuvent en ce sens être précieuses, mais restent encore délicates à utiliser. Une approche comme celle des « End Members » (Ribolzi, Andrieux et al. 2000; Soulsby, Rodgers et al. 2004), qui permet d'identifier différentes composantes de l'écoulement par leur signature chimique est intéressante pour avancer dans la compréhension du fonctionnement d'un bassin, mais reste sujette à des incertitudes assez élevées. En 2010, McDonnell, McGuire et al (2010) identifiaient comme un besoin de recherche majeur de comprendre comment le temps de transfert de divers isotopes naturels de l'eau jusqu'à la rivière peut être utilisé pour aider à quantifier les processus en jeu sur un bassin et à développer des modèles hydrologiques pertinents, a fortiori des modèles de qualité de l'eau. Ce qui est considéré comme le paradoxe de « l'ancienne eau » (Kienzler and Naef 2008) n'est par exemple pas encore expliqué dans tous les contextes, plusieurs théories s'affrontant pour expliquer qu'une partie significative sinon majoritaire de l'eau s'écoulant pendant un épisode de crue soit de l'eau pré-existante dans les sols du bassin versant (Cloke, Anderson et al. 2006). Les échanges complexes au sein du sol entre eau mobile et eau immobile s'expriment différemment selon le type de sol et les conditions initiales d'humidité. Pourtant un modèle rendant compte du transfert de produits phytosanitaires doit pouvoir représenter ces échanges, qui vont notamment conditionner la part de produits disponible aux transferts dans le sol. L'emboîtement des échelles (eau mobile / eau immobile – couche de sol ou de la nappe – zone du bassin versant) complique également la compréhension et la modélisation des processus, la dispersion étant un processus dépendant de l'échelle compte des équations le plus souvent adoptées, qui reposent sur l'hypothèse de milieux homogènes localement : selon l'échelle résolue, le mix entre une porosité de type darcy et une porosité de macropores ou autres linéaires préférentiels (fissures) s'exprimera très différemment.

Dans ce vaste champ de recherche, la contribution de l'équipe, et a fortiori la mienne, sont nécessairement partielles. Nous avons cherché à avancer sur certains points qui nous paraissent

essentiels pour la modélisation du transfert des phytosanitaires, parmi ceux cités plus haut, et qui sont cohérents avec les compétences de l'équipe. Notamment, il m'a semblé essentiel de travailler sur **1**- la topologie des écoulements et la représentation des connexions hydrologiques, afin de pouvoir représenter le fait que seule une partie de la surface d'un bassin versant contribue effectivement à la contamination de son cours d'eau (Frey, Schneider et al. 2009; Gascuel-Oudou, Aurousseau et al. 2009). Ce point est indissociable de la prise en compte de **2** - l'influence des structures anthropiques sur les écoulements et les transferts de produits phytosanitaires. Selon leur nature et leurs caractéristiques, ceux-ci peuvent influencer la connectivité des écoulements, mais aussi les flux transférés, comme cela a été évoqué dans l'Axe I notamment pour les fossés et les zones tampons végétalisées. Enfin, un point qui me paraît essentiel et pour l'instant insuffisamment exploré pour les pesticides est **3** - la capacité des modèles de simulation du devenir des pesticides à rendre compte de l'interaction entre les différentes composantes de l'écoulement au sein d'un versant.

Dans la logique de cette démarche, ce chapitre présente tout d'abord les travaux que j'ai effectués dans le cadre de mon doctorat pour intégrer la représentation de l'influence des éléments du réseau de fossés, talus, haies ... à un modèle hydrologique. Ces travaux ont débouché sur le choix d'une approche modulaire de la modélisation, et je présente ensuite deux modules développés en ce sens au sein de la thèse de Flora Branger (2007), que j'ai encadrée avec Isabelle Braud et dont Michel Vauclin assurait la direction, ainsi que quelques réflexions sur le développement de modules complémentaires représentant le devenir des pesticides dans certains objets du paysage. Le chapitre se clôt sur des perspectives pour la modélisation du devenir des pesticides à l'échelle du versant, et sur le travail de typologie qu'il me paraît nécessaire de mener en parallèle.

Ces travaux laissent de côté certaines des contraintes listées plus haut dans notre « cahier des charges », notamment celles qui concernent la modélisation des processus intra-parcellaires et de l'influence des pratiques agronomiques, qui ne me semblent pas directement du ressort de l'équipe, du moins pour ce qui concerne le développement de modèle, même si nous sommes amenés à en utiliser de façon relativement intensive.

Adaptation d'un modèle hydrologique à la représentation de l'influence des éléments du paysage. Enseignements pour les choix de modélisation futurs.

Au début des années 1990, quand j'ai débuté ma thèse, les modèles simulant le devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant étaient pour la plupart basés sur une approche conceptuelle à base de réservoirs pour la représentation de l'hydrologie, la description des processus concernant les produits phytosanitaires étant « plaquée » sur cette description. On peut citer par exemple AGNPS (Young, Onstad et al. 1987), ANSWERS (Beasley and Huggins 1982) ou SWAT (Arnold, Engel et al. 1993). Les modèles de qualité de l'eau dits distribués ne l'étaient que par la pondération des surfaces au prorata des différentes occupations du sol et des paramètres correspondants, les notions de connectivité entre les différentes zones du bassin versant n'étant pas considérées. Ces modèles ne paraissaient donc pas adaptés à la représentation des différents chemins de l'écoulement, pourtant essentielle à une modélisation pertinente des transferts de pesticides à l'échelle du petit bassin versant.

J'ai alors fait l'hypothèse que, plutôt que de se baser sur un modèle de devenir de pesticides et d'y améliorer la représentation des processus hydrologiques, il était préférable de partir d'un modèle

hydrologique distribué à base physique, et d'y inclure une représentation des principaux processus gouvernant le devenir de ces substances. Un séminaire sur la modélisation du transfert des pesticides dans l'environnement que j'avais organisé avait de plus conclu à l'époque (1994) à la nécessité de modéliser en priorité les composantes rapides de l'écoulement, responsables des pics de concentration, sur lesquels l'accent était alors mis. Le modèle choisi devait donc permettre de représenter explicitement ces différentes composantes, et pas seulement de rendre compte de façon globale de la part événementielle de l'hydrogramme.

La revue effectuée alors sur les modèles hydrologiques à base physique existants a montré que ces modèles avaient le plus souvent été développés pour des bassins « naturels », et s'avéraient peu aptes à rendre compte de l'influence d'éléments du paysage introduits par l'homme (parcelles drainées par tuyaux enterrés, réseaux de routes, fossés, talus, haies) qui, s'ils n'avaient pas nécessairement une influence significative sur le comportement hydrologique d'un bassin versant anthropisé, en avaient certainement sur les composantes rapides de l'écoulement, potentiellement chargées en produits phytosanitaires. J'ai alors choisi le modèle TOPOG (Vertessy, Hatton et al. 1993; Davis, Vertessy et al. 1999) développé par le CSIRO australien, qui me semblait proposer un degré de complexité adapté pour les processus représentés, avec parfois plusieurs options pour le même processus²⁸. Ce modèle me paraissait notamment intéressant pour le découpage qu'il fait de l'espace : les mailles sont basées sur les lignes de niveau et les lignes de plus grande pente et représentent ainsi de façon « naturelle » la concentration ou la divergence des écoulements le long de la pente, selon la forme du versant considéré. Une fois les lignes de crête et le réseau hydrographique déterminés, l'analyse de terrain construit des tubes de courant, perpendiculairement aux lignes de niveau, en scindant ou regroupant les mailles selon que leur surface excède ou minore des seuils fixés, comme l'illustre la Figure 38.

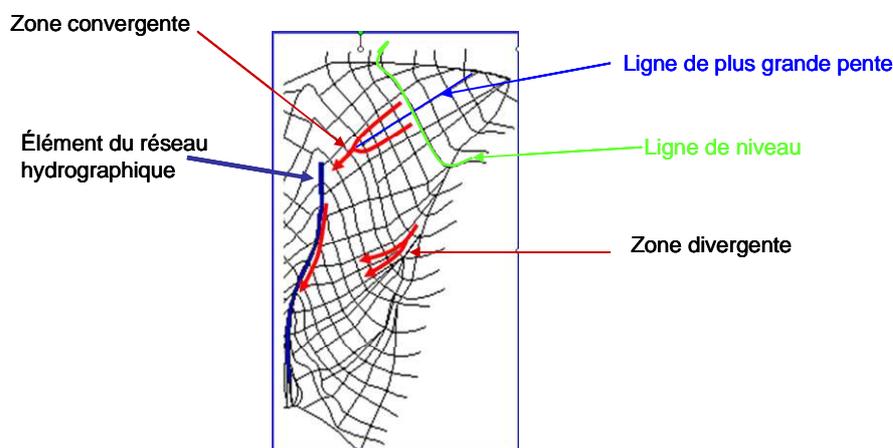


Figure 38 : Détermination des éléments du maillage dans une zone convergente et une zone divergente

Dans TOPOG, à chaque pas de temps, les calculs de flux entre mailles se font ligne de niveau par ligne de niveau, de l'amont à l'exutoire du bassin. Les formalismes utilisés pour calculer les flux latéraux (équation de l'onde cinématique pour le ruissellement et équation de Darcy avec un gradient hydraulique assimilé à la pente topographique) font que ceux-ci ne dépendent en effet

²⁸ Les représentations choisies parmi ces options ont été l'équation de Richards pour la zone non saturée ; l'équation de Darcy pour la zone saturée - avec la possibilité de représenter plusieurs nappes dans le profil, ce qui semblait intéressant pour le cas des bassins sur socle où une nappe perchée peut se développer dans le haut du profil -, avec un gradient hydraulique assimilé au gradient topographique ; une onde cinématique pour le ruissellement ; un temps de transfert instantané dans le réseau hydrographique. Le module proposé pour la nappe profonde n'a pas été utilisé.

que de l'état de la maille considérée et des flux qui y entrent, pas de l'état des autres mailles situées à l'aval : les flux de surface et de subsurface sortant d'une maille sont donc calculés en fonction du profil d'humidité sur le profil de sol de la maille, et affectés à la maille aval (ou aux deux mailles aval, si l'on est dans une zone divergente), comme illustré sur la Figure 39. La version initiale de TOPOG, conçue pour des bassins semi-arides, ne simulait pas de façon spécifique le fonctionnement du réseau hydrographique : les mailles longeant le réseau étaient simulées de la même façon que les autres, conduisant à des lames ruisselées importantes dans ces fonds de talweg. Le modèle a alors été modifié de telle sorte que pour les mailles longeant le réseau hydrographique, les flux sortant soient complètement affectés au réseau hydrographique (mimant ainsi une rivière très profonde aux berges très perméables), s'écoulant lui-même de façon instantanée à l'exutoire (Carluier 1998).

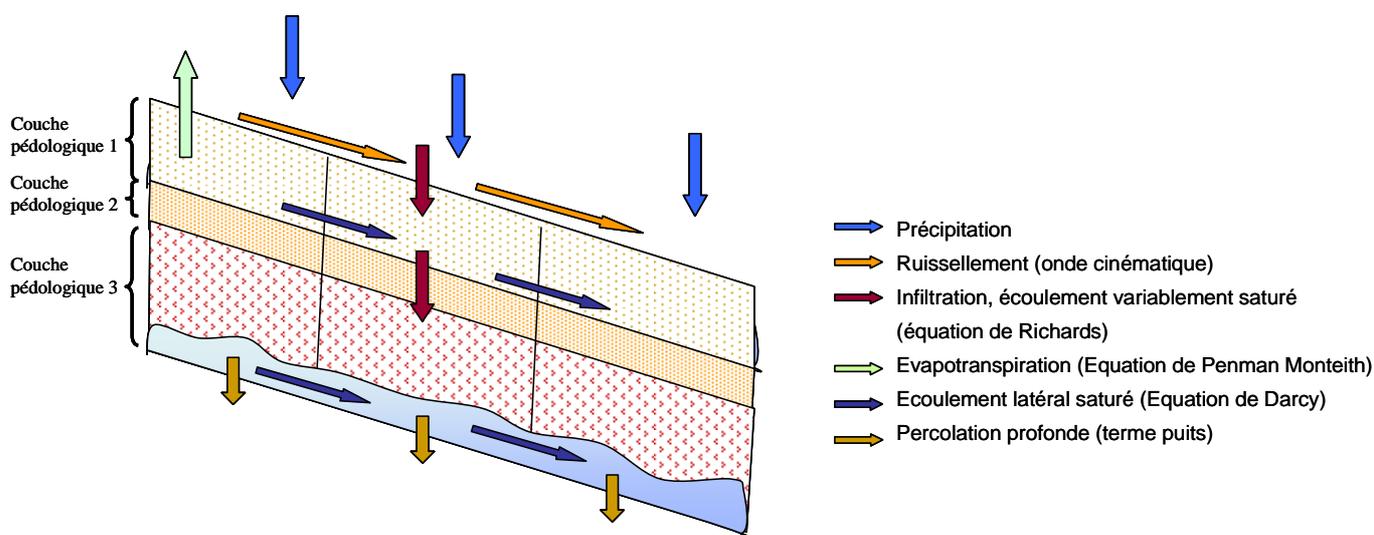


Figure 39 : Représentation schématique des écoulements dans Topog

Intégrer l'influence sur les écoulements des éléments du paysage tels que les fossés, routes et talus supposait d'une part de modifier la connectivité entre les mailles pour permettre de rendre également compte des échanges avec ces éléments, et d'autre part de définir la représentation adoptée pour chacun de ces types d'éléments (Carluier and De Marsily 2004). Pour le premier point, le choix a été fait de redécouper les mailles traversées par un brin du réseau anthropique²⁹ et d'affecter les flux provenant de la maille (ou sous maille) amont aux sous mailles aval et au segment de brin correspondant au prorata des surfaces interceptées. Entre deux intersections avec des contours de maille les brins de réseau anthropique sont assimilés à des segments de droite. Ainsi sur la Figure 40, la maille initiale (A + B) est découpée en deux sous mailles A et B car traversée par un segment du brin I. A chaque pas de temps, les flux générés par la sous maille A sont affectés pour $\alpha/(\alpha+\beta)$ à la maille C et pour $\beta/(\alpha+\beta)$ à l'ensemble de la maille B et du segment du brin I partageant les mailles A et B.

²⁹ Est défini comme brin du réseau anthropique tout tronçon de fossé, route, talus ou haie compris entre deux nœuds. Les nœuds peuvent être une extrémité de l'élément linéaire considéré, ou l'intersection avec un autre élément du réseau anthropique ou hydrique.

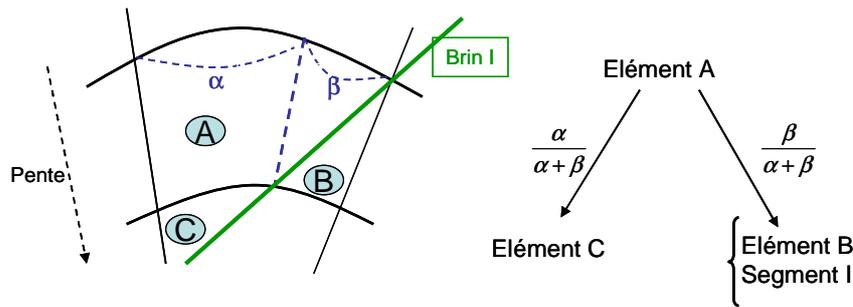


Figure 40 : Affection des flux issus de la maille A aux sous mailles B et C et au segment I du réseau anthropique

Le partage des flux issus de la maille A entre la maille B et le segment correspondant du brin I dépend du type d'élément du paysage auquel appartient le brin I. Ce partage s'appuie sur le découpage du profil de sol en 4 couches conceptuelles : i) l'écoulement de surface ; ii) l'écoulement dans l'horizon labouré ; iii) l'écoulement dans le réseau de drainage par tuyaux enterrés quand il est présent, iv) l'écoulement plus profond :

- Quand une maille est connectée à *un fossé ou une route*, le ruissellement, l'écoulement dans l'horizon labouré et l'écoulement dans le réseau de drainage sont affectés au fossé. L'écoulement latéral subsurface plus profond n'est pas influencé par le fossé et affecté à la maille B sous jacente. L'eau collectée par le fossé est en partie affectée à la maille B aval (pour moitié en surface et pour moitié dans la couche labourée, pour limiter les risques de saturation excessifs du profil), en fonction du volume d'eau dans le fossé et du degré de saturation de l'élément aval, et en partie transféré le long du fossé. Cette représentation est basée notamment sur la simulation effectuée via le logiciel SeepW³⁰ d'écoulements variablement saturés bidimensionnels du fonctionnement de fossés, pour différents types de développement de profil de sol, de conditions initiales d'humidité et d'inclinaison par rapport à la ligne de plus grande pente (parallèle ou perpendiculaire) (Carluier 1998). Ces simulations ont été réalisées pour des fossés peu profonds comme la plupart de ceux présents sur le bassin versant d'application (bassin de Kervidy à Naizin, dans le Morbihan). L'influence des routes est assimilée à celle des fossés car sur ce bassin, celles-ci sont systématiquement bordées de fossés, sauf quand elles sont en position haute dans un versant.
- Quand une maille est connectée à *un talus ou une haie*, le ruissellement et l'écoulement latéral peu profond sont réinfiltrés dans la couche profonde si le degré de saturation de celle-ci le permet. Elle reste sinon en surface et sera en partie réinfiltrée au pas de temps suivant, en partie transférée le long du réseau de talus. Cette représentation est notamment basée sur les travaux de Carnet (1978) qui a analysé dans sa thèse l'influence des talus sur la pédologie à leurs alentours et en a déduit les conséquences potentielles sur l'hydrologie du versant.
- Quand une maille contient du *drainage par tuyaux enterrés*, son développement de profil inclut une couche peu épaisse, très perméable, où le gradient topographique est constant et égal à 10%. Le flux correspondant est instantanément affecté au fossé le plus proche.

Ces représentations relativement simplistes ont été choisies sur la base des connaissances disponibles à l'époque, et des possibilités offertes par la structuration de TOPOG. Elles sont assez grossières, mais cohérentes avec le niveau des connaissances alors disponibles et avec le degré de complexité qu'adopte TOPOG pour l'ensemble des processus hydrologiques. Les connaissances

³⁰ <http://www.geo-slope.com/products/seepw.aspx>

et ordres de grandeur acquis depuis permettraient maintenant d'étoffer ces représentations, mais sans les remettre fondamentalement en cause en première approche.

Pour assurer la connectivité de l'ensemble des éléments du bassin (mailles et éléments linéaires), les différents brins du réseau anthropique sont organisés en un graphe orienté. Ainsi pour chaque maille, on sait de quelles mailles et/ou quel brin du réseau anthropique elle reçoit des flux et vers quelles mailles et/ou brin du réseau anthropiques elle transfère les flux qu'elle produit. Pour chaque segment de brin du réseau anthropique, on sait de quelle maille et de quel segment du réseau il reçoit des flux, et vers quels mailles et segment il en transfère. Le déroulement des calculs sur un pas de temps se fait alors comme suit : le calcul des flux générés par une maille se fait comme dans le modèle originel, en fonction des flux entrants (autres mailles amont connectées, précipitation). Ces flux sont alors affectés aux mailles aval et/ou au segment du réseau anthropique comme explicité ci-dessus. Les flux collectés par les éléments du réseau anthropique sont temporairement « stockés » jusqu'à ce que le calcul des flux issus des mailles ait atteint l'exutoire. Ils sont alors en partie ré-infiltrés en partie routés vers l'aval, selon les caractéristiques propres de chaque élément et de son état d'humidité, comme expliqué ci-dessus. Le pas de temps suivant peut alors commencer.

Le modèle TOPOG ainsi modifié a été rebaptisé ANTHOPOG. Il a été appliqué sur le bassin de Kervidy (56) géré par l'INRA de Rennes (Curmi, Durand et al. 1995). Ce bassin développé sur schiste, suivi depuis plusieurs années et ayant servi de supports à de nombreuses études, notamment de caractérisation de ses sols (Widiatmaka 1994; Zida 1998), semblait un cadre intéressant pour tester un modèle hydrologique à base physique, compte tenu notamment de la connaissance de certaines variables internes : débit à l'exutoire bien sûr, données de tensiométrie sur une parcelle du bassin, distribution spatiale de l'humidité du sol après quelques événements pluvieux, connue grâce à des données de télédétection (Franks, Gineste et al. 1996; Gineste, Puech et al. 1998), quelques données de piézométrie (Pauwells and Pinault 1997) complétées ensuite dans le cadre de la thèse de J. Molénat (Molénat 1999; Gascuel Odoux, Weiler et al. 2010). De plus, le réseau anthropique y était bien présent (8 km de fossés, 13.2 km de routes et chemins, 7.1 km de talus arborés et 8.0 km de réseau hydrographique « naturels » pour un bassin de 5 km²), permettant ainsi de tester la sensibilité du modèle à la représentation adoptée pour le réseau anthropique (Figure 41).

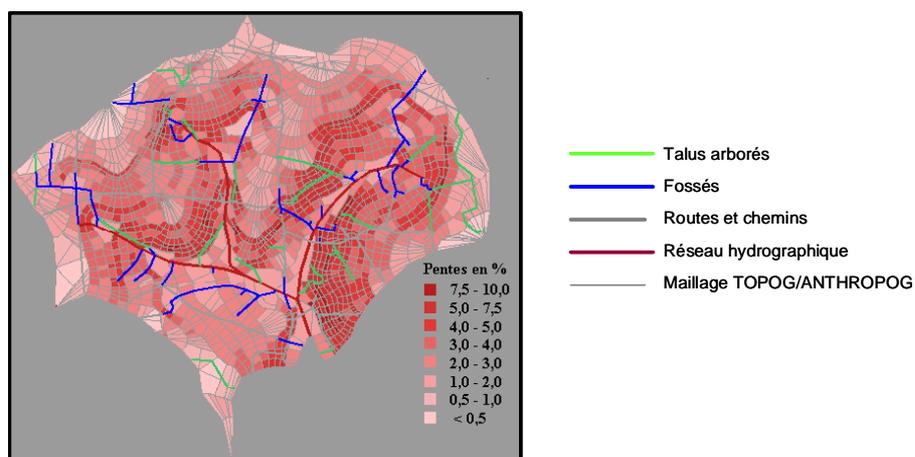


Figure 41 : Distribution des pentes sur le bassin de Kervidy. Réseau anthropique et maillage.

Résultats. Enseignements pour les choix de modélisation futurs.

Je ne détaillerai pas ici le calage puis l'analyse de sensibilité relative à la représentation du réseau anthropique qui ont été menés (Carluier and De Marsily 2004) et reprendrai uniquement les résultats et conclusions qui me paraissent importants et ont guidé la suite des travaux :

- Pour obtenir une dynamique des débits comparable à la dynamique observée, il a été nécessaire d'augmenter significativement la profondeur des sols par rapport à leur description initiale (de 3 à 5 m, Molénat (1999) ayant quant à lui ensuite utilisé une profondeur de 8 m pour simuler ce bassin via Modflow) et de multiplier les conductivités hydrauliques latérales à saturation par 15 par rapport aux valeurs mesurées (soit 0.6 m / jour). Ce point souligne une nouvelle fois la difficulté à représenter le comportement hydrologique des sols à une échelle autre que celles où les données sont acquises. Malgré ces modifications, qui permettaient de respecter globalement les volumes écoulés et la dynamique des écoulements, les récessions simulées étaient trop rapides. Des tentatives pour modifier les fonctionnelles décrivant les relations [Conductivité - teneur en eau- pression capillaire] dans un sens conduisant à une décroissance moins rapide de la conductivité avec la saturation n'ont pas induit de modification notable. Comme on l'évoquera plus loin, la prise en compte du compartiment plus profond était sans doute également nécessaire.
- TOPOG ne permet pas de représenter de rétroaction de l'aval sur l'amont, puisque notamment le gradient hydraulique est assimilé à la pente topographique. Cette simplification peut convenir pour des bassins très pentus et aux sols très perméables, elle ne paraît par contre pas justifiée pour des versants moins pentus, et n'est en particulier pas adaptée pour représenter les fonds de vallée, dont le comportement hydrologique dépend en partie du niveau d'eau dans le cours d'eau. De la même façon, il s'est avéré nécessaire de représenter les plateaux de haut de versant comme des zones drainées et de fixer le gradient dans la couche « drainante » à 10% pour que ces zones ne soient pas saturées en permanence. Les travaux menés par Molénat et al (2005) sur ce même bassin pour comparer différentes options pour représenter la dynamique de la nappe vont dans le même sens. Les auteurs comparent :
 - Topmodel dont deux hypothèses fortes sont que le gradient hydraulique de la nappe est assimilable au gradient topographique, et que la nappe est dans un état quasi-stationnaire, c-a-d que sa forme est constante ;
 - un modèle dit « cinématique » dérivant de Topmodel et considérant toujours le gradient hydraulique comme parallèle à la surface du sol mais relaxant l'hypothèse de régime quasi stationnaire de Topmodel en considérant les flux entrants « réels » sur la maille considérée, en surface et en subsurface. Le formalisme de TOPOG est assimilable à celui de ce modèle
 - un modèle dit « diffusif », qui relaxe une hypothèse supplémentaire en calculant à chaque pas de temps le gradient hydraulique en fonction des états de saturation de la maille considérée et de ses voisines.

Ils concluent que le modèle diffusif est celui qui permet le mieux de représenter la dynamique de la nappe, la forme de celle-ci étant variable tant spatialement que temporellement. Cependant, cette modélisation reste perfectible, la dynamique simulée de la nappe restant relativement peu réactive par rapport aux observations. Les auteurs suggèrent qu'il faudrait pour progresser améliorer la représentation de l'épaisseur de la couche d'altération du schiste, variable spatialement, et que l'on ne peut sur ce bassin négliger l'influence de la nappe

profonde sur le comportement de la nappe perchée, alors que le formalisme de Topmodel (conductivité hydraulique décroissant de façon exponentielle avec la profondeur et porosité homogène) correspond à un socle imperméable.

L'amélioration de la représentation du gradient hydraulique dans TOPOG semble donc incontournable pour progresser dans le réalisme de la représentation du comportement hydrologique du bassin versant. Elle permettrait également d'adopter une description plus nuancée de l'influence des éléments du paysage, notamment par exemple du drainage par les fossés, qui s'exerce aussi en réalité sur les mailles situées à leur aval, ce qu'ANTHROPOG ne peut représenter. Elle supposerait toutefois de reprendre en profondeur le schéma de calcul de TOPOG.

- Une autre limitation de TOPOG, qui accentue encore le point précédent provient de la construction qu'il fait du maillage, qui aboutit à des mailles très larges dans les zones de plateaux et les zones de bas fond. Cet aspect a toutefois été amélioré par Gallant (1999), qui a mis au point une procédure redécoupant les mailles de fond de talweg et regroupant les mailles, auparavant triangulaires et très allongées, partant des points hauts. Notons par ailleurs que le maillage créé par TOPOG est exclusivement basé sur la topographie (et le linéaire anthropique pour ANTHROPOG) : les caractéristiques de sol et d'occupation du sol sont ensuite attribuées par maille, selon la caractéristique dominante sur la maille. Cet aspect peut être limitant selon les tailles respectives moyennes des mailles et des entités pédologiques ou parcellaires. Lagacherie et al (2010) adoptent une approche différente pour le modèle MYDHAS (Moussa, Voltz et al. 2002), en laissant l'opérateur choisir les critères qu'il considère prioritaires.
- L'analyse de sensibilité effectuée pour cerner l'influence des paramètres relatifs au comportement des éléments anthropiques a porté notamment sur le gradient hydraulique dans la couche drainante et la conductivité dans cette couche, la rugosité de la surface, le taux de réinfiltration depuis les fossés, la présence ou non du réseau anthropique. Dans cette démarche qui est restée exploratoire, ces paramètres n'étaient pas distribués, mais homogènes pour chaque type d'éléments. Cette étape a montré que, selon les choix effectués par le modélisateur, la composante rapide de l'écoulement provient plutôt du ruissellement, de la couche labourée, ou du réseau de drainage par tuyau enterré, sans qu'il soit possible en l'absence de données supplémentaires de décider si une approche est plus représentative de la réalité qu'une autre. La dynamique globale du bassin par contre ne varie qu'à la marge, la présence du réseau anthropique ayant plutôt tendance à accroître les pics de crue et accélérer les récessions. La modification des coefficients de réinfiltration depuis les éléments du réseau anthropique ne modifie que peu ce résultat, probablement parce que la représentation adoptée pour ce point est assez simpliste.

Les conclusions de ces travaux sont cohérentes avec la littérature. Ils confirment l'influence potentielle des éléments du paysage sur les écoulements, notamment pour ce qui concerne leurs composantes rapides, et illustrent la nécessité d'acquérir des données expérimentales. Celles-ci sont nécessaires à la fois pour affiner la représentation adoptée pour les différents éléments du paysage et pour contraindre la paramétrisation adoptée, tant pour ces éléments que pour le comportement global du bassin. Les connaissances disponibles à l'époque sur ce bassin ne suffisaient en effet pas à restreindre suffisamment les jeux de paramètres acceptables. De plus, la lourdeur informatique des simulations ne permettaient pas de multiplier celles-ci, par exemple pour appliquer la méthode de Monte Carlo (Vaché and McDonnell 2006) et évaluer ainsi les

incertitudes associées à la modélisation ; il n'en serait peut être plus de même actuellement. Les résultats illustrent aussi la difficulté à rendre compte des écoulements en s'appuyant sur les équations utilisées habituellement (onde cinématique pour le ruissellement, équations de Richards et de Darcy respectivement pour les écoulements verticaux et latéraux saturés) avec les caractéristiques hydrodynamiques de sol mesurées localement. Une part de cette difficulté peut probablement être attribuée à l'assimilation du gradient hydraulique au gradient topographique pour la subsurface, mais cette simplification entraîne plutôt une surestimation des débits en subsurface, qui sont pourtant apparus fortement sous-estimés ici. La non prise en compte du compartiment profond est également sans doute une simplification excessive, qui peut expliquer la difficulté du modèle à soutenir des récessions, malgré l'accroissement de la profondeur considérée pour le compartiment sol.

Les simulations réalisées avec SeepW pour caractériser l'influence d'un fossé sur les écoulements, non présentées ici, ont montré la forte influence des conditions aux limites, mal connues, et plaident, comme déjà évoqué dans l'Axe I, pour la simulation de l'ensemble du versant et non seulement d'un tronçon de versant, permettant a minima de s'abstraire de la condition à la limite amont.

L'exercice d'application de TOPOG et de son adaptation en ANTHROPOG a également permis de mesurer les difficultés associées au développement et à la maintenance d'un modèle « en autarcie ». En effet, j'étais la seule à l'époque à utiliser TOPOG en Europe, et la seule à maîtriser ANTHROPOG. Autant une telle démarche permet d'échanger des idées et concepts avec d'autres chercheurs, autant le travail « concret » de codage, test, modification de certaines composantes n'est alors pas mutualisable. De plus, ANTHROPOG était issu d'une version « allégée » de TOPOG, puisque j'avais supprimé nombre d'options non utilisées pour faciliter la manipulation du code qui était sinon trop lourd : chaque développement accroissait donc son éloignement du modèle initial et diminuait les chances de pouvoir un jour harmoniser les deux versions. Ce constat m'a conduite à m'orienter vers des démarches de modélisation a priori plus collaboratives, plus en adéquation avec les forces mobilisables pour la modélisation (les seules miennes en l'occurrence à l'issue de la thèse, le développement de la modélisation distribuée à base physique n'ayant sinon commencé que quelques années plus tard au Cemagref).

Les travaux initiés au sein du groupe de travail nommé SEVE (pour Sol Eau Végétation Energie) et regroupant des membres de l'INRA (Avignon, Bordeaux, Montpellier), du LTHE, du LCPC, du Cesbio, de MétéoFrance (CNRM), de l'INRIA et du Cemagref semblaient aller dans ce sens. Il s'agissait d'élaborer le cahier des charges d'un modèle collaboratif qui permettrait de simuler les flux d'eau et d'énergie, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage. Ces travaux d'abord informels ont ensuite été conduits dans le cadre d'un projet EC2CO (Borrel, Braud et al. 2005). Ces travaux n'ont toutefois pas abouti à la réalisation d'un modèle pleinement collaboratif, notamment par suite de dissensions entre les membres du collectif sur les outils de couplage à utiliser. Ils m'ont toutefois permis d'appréhender là encore les difficultés engendrées par la nécessité de simuler les écoulements latéraux aux échelles intermédiaires -notamment du versant ou du petit bassin versant-, auxquelles l'essentiel des participants ne s'était pas encore confronté, travaillant soit à petite, soit à grande échelle (la parcelle pour les agronomes, le -très- grand bassin pour les météorologues, pour caricaturer). Les questions de maillage adapté à l'échelle d'un petit bassin versant (quelques km²), de couplage d'une nappe profonde avec le compartiment sol-plante (avec interface mobile), de représentation des discontinuités du paysage restaient posées.

Intérêt des plateformes de modélisation environnementales

L'ensemble de ces considérations m'a alors orientée vers une modélisation modulaire, s'appuyant sur une plateforme de modélisation environnementale. Cette approche semble en effet pouvoir dépasser une grande partie des limites énoncées plus haut pour les approches de modélisation « classiques » appliquant à chaque élément du maillage le même ensemble d'équations. Cette orientation a été possible grâce à l'arrivée au Cemagref d'Isabelle Braud, venant du LTHE où elle participait à l'époque très activement au développement du modèle POWER (Reggiani, Sivapalan et al. 1998; Reggiani, Sivapalan et al. 2000) qui tentait également de dépasser nombre des limites précédemment citées, en revenant aux équations de conservation de la masse et de l'énergie et en les résolvant au niveau d'entités ayant un sens physiquement (aquifère ou zone non saturée sur un sous bassin par exemple).

Une plateforme de modélisation est définie comme un outil informatique permettant la construction et la mise en œuvre de modèles « sur mesure », à partir de composantes réutilisables et interchangeable (Argent 2004). Branger (2007) ou Jankowfski (2011) ont notamment passé en revue les principales plateformes de modélisation environnementale existantes. Il s'agit, de façon très schématique : **1** - de découper le système étudié en éléments homogènes du point de vue du comportement (par exemple, Representative Elementary Volume pour POWER (Reggiani, Sivapalan et al. 2000; Varado 2004), Unité Hydrologique pour MHYDAS (Moussa, Voltz et al. 2002) ; **2** - de décrire leur comportement par des équations adaptées à la compréhension que l'on a des processus, avec le degré de complexité qui semble nécessaire compte tenu des objectifs, et des données disponibles pour valider cette représentation ; **3** - de décrire les échanges entre ces unités élémentaires. Une difficulté majeure dans cette approche est de décrire de façon cohérente (du point de vue des dynamiques spatiale et temporelle notamment) les processus au sein des entités élémentaires et les échanges entre celles-ci, ce qu'assurent a contrario l'approche « classique » de l'utilisation d'un maillage homogène et l'application d'équations « fondamentales » à l'ensemble des éléments du système considéré. Elle permet par contre a priori d'adapter la représentation des processus à la connaissance qu'on en a, de la faire évoluer avec l'accroissement des connaissances et/ou l'acquisition de données complémentaires, de l'adapter également à la représentation des processus que l'on sait (ou suppose) dominants, par exemple pour une zone agropédoclimatique donnée.

Une telle approche semble à même de faciliter le travail collaboratif, en permettant la mutualisation des efforts, la plateforme étant accompagnée d'une librairie de modules, enrichie au fur et à mesure des développements et dont l'assemblage conduit à des modèles différents, permettant potentiellement de couvrir une grande gamme de situations et d'objectifs. C'est la démarche qui était suivie dans le développement de la plateforme Liquid (Branger, Debionne et al. 2006; Viallet, Debionne et al. 2006) et qui est encore à l'œuvre pour la plateforme OpenFluid développée par le LISAH³¹ ou pour le Catchment Modeling Framework (CMF) développé par l'Université de Giessen (Kraft 2012), bien que certains choix techniques diffèrent.

Le couplage de modèles existants peut sembler une alternative intéressante, plus économe en temps de développement. C'est par exemple la démarche adoptée par le projet Eau-dyssée (Habets, Flipo et al. 2010) et finalement par le projet SEVE (Thirel 2006), ou de façon plus générale par l'outil OpenMI (Gregersen and Blind 2004). Ces approches restent toutefois lourdes à faire évoluer au fur et à mesure de l'avancée des connaissances, et semblent plutôt adaptées aux

³¹ <http://www.umr-lisah.fr/openfluid/>

grands systèmes, où chaque entité concernée par un modèle dédié a déjà une taille significative et une certaine « autonomie ».

Dans ce contexte, la thèse de Flora Branger (Branger 2007), que j'ai proposée et co-encadrée, avait pour objectif, en s'appuyant sur la plateforme Liquid, développée en collaboration entre le LTHE, le Cemagref et la start up d'ingénierie logicielle Hydrowide, de développer une modélisation à l'échelle du bassin versant qui représente le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Le bassin versant d'application était le petit bassin de la Fontaine du Theil (56), encore relativement bocager (Maillet-Mezeray, Réal et al. 2010). Cet objectif a notamment impliqué le développement de deux nouveaux modules, dédiés respectivement à la simulation du transfert de pesticides en parcelle drainées et à la simulation de l'influence d'une haie sur les écoulements.

Influence des éléments du paysage sur les transferts d'eau et de pesticides : développement de modules dédiés.

La démarche modulaire adoptée trouve tout son intérêt pour représenter l'influence sur les transferts des discontinuités du paysage et des aménagements anthropiques, dont les approches classiques de modélisation peinent à reproduire le comportement, sauf à adopter un maillage très fin rendant difficile leur application à l'échelle d'un bassin versant. Un module est entendu ici comme une unité de traitement d'un processus ou d'un ensemble de processus, dans une certaine conceptualisation. L'activer dans une modélisation revient à reconnaître ce processus comme important dans le cas traité et à considérer la conceptualisation particulière comme adaptée à un traitement efficace.

Je présente successivement un module de parcelle drainée simulant les transferts d'eau et de pesticides, un module de talus simulant les seuls transferts d'eau, puis souligne quelques éléments propres aux transferts de solutés réactifs à prendre en compte dans le développement de modules futurs.

Modèle de parcelle drainée : PESTDRAIN

Le drainage par tuyaux enterrés constitue un type un peu particulier de discontinuité, en ce sens qu'il concerne en général la parcelle agricole dans son ensemble, bien qu'il soit effectivement constitué localement de drains linéaires, régulièrement espacés, ce qui permet en première approche d'assimiler la parcelle drainée au système drain / interdrain, que l'on suppose reproduit à l'identique un certain nombre de fois sur la parcelle. L'interdrain et la verticale passant par le milieu du drain constituent alors deux limites à flux nul. Comme cela a été évoqué dans l'Axe I, la modélisation du transfert de pesticides en système drainé suppose de pouvoir rendre compte de la dynamique très rapide des concentrations, liée pour partie aux écoulements préférentiels dans les macropores (Jarvis 2007) et pour partie aux caractères bidimensionnels des écoulements, entraînant un gradient important aux alentours du drain (Paris 2004).

En s'appuyant notamment sur les données de parcelles drainées issues des sites de la Jaillière et d'Arrou, Lesaffre et Zimmer (1988) ont formalisé le fonctionnement du drainage en saison de drainage intense et proposé le modèle SIDRA, qui représente la dynamique de la nappe dans la zone saturée en utilisant l'équation de Boussinesq et en faisant l'hypothèse d'une forme elliptique constante de la nappe :

$$\mu A_2 \frac{dH}{dt} = \Phi(t) - J(H) \quad \text{Équation 5}$$

$$Q(t) = A_1 J(t) + (1 - A_1) \Phi(t) \quad \text{Équation 6}$$

$$J(t) = \frac{KH^2}{L^2} \quad \text{Équation 7}$$

Où $H(t)$ est la hauteur de la nappe au-dessus de l'imperméable à l'interdrain [L] ; $Q(t)$ est le débit drainé [LT^{-1}] ; A_1 et A_2 sont deux constantes de forme de nappe [-] (de valeur 0.86 et 0.90 pour une forme elliptique de la nappe) ; μ est la porosité de drainage [-] ; $\Phi(t)$ est le taux de recharge [LT^{-1}] et $J(H)$ est la fonction de Hooghoudt (Hooghoudt 1940) correspondant à la solution en régime permanent de l'équation de Boussinesq. L est le demi-espacement des drains [L] ; K la conductivité hydraulique saturée équivalente du profil [$L.T^{-1}$]. Le premier terme de l'Équation 6 représente la contribution de la nappe, le second la contribution de la recharge ; ce terme permet au modèle de représenter les débits de pointe observés.

Le modèle SIRUP (Simulation of RUnoff at the Plot scale) quant à lui permet de calculer la recharge de la nappe et la lame ruisselée en fonction de la pluie, de l'évapotranspiration et du niveau de la nappe (Kao, Nédélec et al. 1998). Il s'agit d'un modèle conceptuel à trois réservoirs qui représentent respectivement : le stockage de l'eau dans la zone superficielle de sol et le partage infiltration/ruissellement qui dépend de la profondeur de la nappe (3 paramètres) ; le stockage de l'eau infiltrée et la distribution de l'eau dans les couches moins superficielles du sol, l'évapotranspiration et la recharge de la nappe (1 paramètre) ; le ruissellement de surface (1 paramètre). Ce modèle a été développé et testé sur les parcelles de la Jaillière.

Ces deux modèles ont été légèrement adaptés et réécrits pour devenir des modules au sein de la plateforme Liquid et permettre ainsi de calculer les débits drainés et ruisselés issus d'une parcelle drainée. Un module de transfert de solutés, SILASOL, a alors été développé. L'ensemble de ces trois modules forme le modèle PESTDRAIN, développé par Branger, Tournebize et al (2009). SILASOL est basé sur la théorie des fonctions de transfert (Jury and Roth 1990) et s'appuie également sur les travaux de M.P. Arlot (1999) et de T. Paris (2004) sur la dynamique de transfert des solutés en système drainé. Elles ont mis en évidence les vitesses de transfert très contrastées entre la zone proche du drain et l'interdrain : aux alentours du drain la trajectoire des solutés vers les drains est directe et le temps de trajet court, par suite d'un gradient hydraulique marqué. Vers l'interdrain au contraire la trajectoire est longue et les vitesses de transfert faibles. A ceci s'ajoute pour les pesticides, solutés réactifs, le fait qu'il est nécessaire de prendre en compte les transferts préférentiels liés à la nature non homogène du sol (Dairon, Tournebize et al. Soumis).

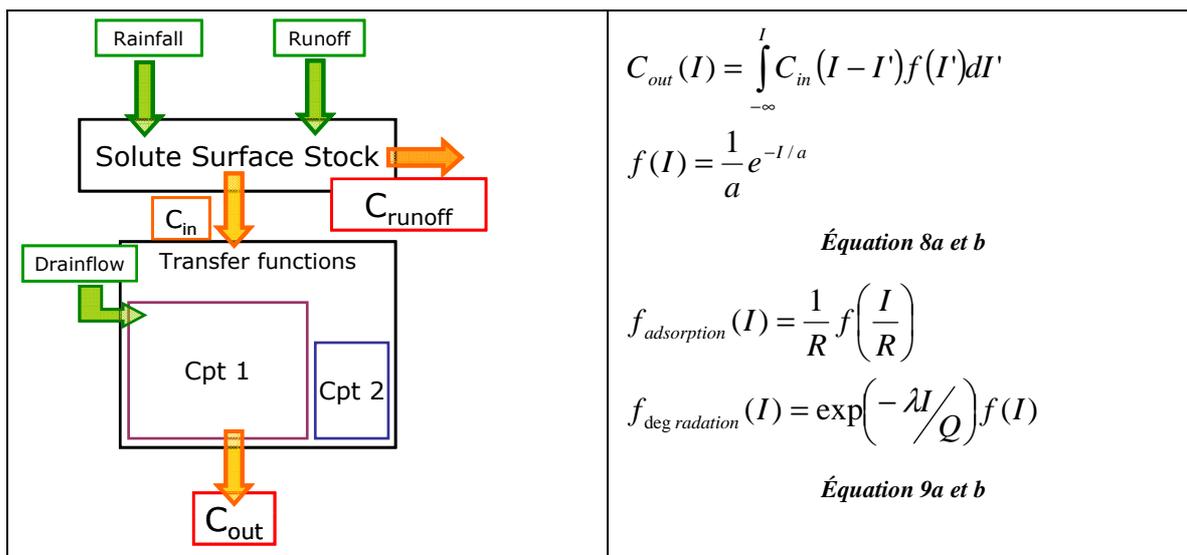


Figure 42 : Compartiments conceptuels dans SILASOL.(Branger 2007)

Pour rendre compte de ces aspects, le sol est partagé conceptuellement en deux compartiments, l'un représentant la zone proche du drain et dévolu aux transferts rapides, et l'autre la zone plus proche de l'interdrain et soumise à des transferts lents (Figure 42). Une fonction de transfert est associée à chaque compartiment : le système noté Équation 8 représente respectivement **a**) la forme générale d'une fonction de transfert pour un soluté non réactif, où C_{in} et C_{out} sont les concentrations entrante et sortante du système modélisé [ML^{-3}], I le flux cumulé drainé [L], $f(I)$ la fonction de densité de probabilité pour le transfert de soluté à travers un sol ; et **b**) une fonction de densité de probabilité exponentielle considérée comme la plus adaptée aux sols comportant des drains peu profonds. Chacun des compartiments a un paramètre a_i associé. Pour tenir compte du fait que les solutés considérés sont réactifs, il est nécessaire de faire intervenir les équation du système noté Équation 9 a et b, qui représentent respectivement l'adsorption et la dégradation auxquelles sont soumis les pesticides. Les paramètres R et λ sont directement reliés au coefficient d'adsorption et à la demi-vie de la molécule considérée. La concentration c_{out} en sortie de drain est la moyenne des c_{out} de chaque compartiment, pondérée par la contribution de chaque compartiment au débit ; celles-ci sont respectivement de A_1 et $(1-A_1)$ (cf Équation 6) pour les compartiments lent et rapide.

Les concentrations C_{in} de la recharge et C_{runoff} sont calculées en supposant un mélange parfait dans le réservoir de stockage du sol, correspondant à la couche de sol superficielle à laquelle le produit est incorporé au moment de l'application. Dans ce compartiment le produit est soumis à l'adsorption et la dégradation, et la quantité résiduelle de produit est calculée en tenant compte des flux exportés par ruissellement et infiltration. Il est caractérisé par une capacité de stockage en eau $\omega_c[L]$.

Le modèle PESTDRAIN, formé à partir des trois modules SIDRA, SIRUP et SILASOL couplés au sein de la plateforme Liquid a été appliqué sur la parcelle T4 de la Jaillièrre, pour simuler les transferts d'Isoproturon et de Diflufenicanil. Le modèle a été calibré sur la campagne 2003-2004, pour laquelle des données à pas de temps fin (3 heures) étaient disponibles sur certaines périodes, en plus des concentrations moyennes hebdomadaires disponibles sur l'ensemble des campagnes de suivi. Il a ensuite été évalué pour les campagnes 1995-1996 et 1999-2000. Les méthodes de calibration et les résultats sont exposés en détail dans (Branger, Tournebize et al. 2009). Le nombre de paramètres calés est limité, la plupart ayant été fixés à partir des connaissances

disponibles sur le site ou de données de la littérature. Nous résumons ici les principales conclusions ; il ne s'agit pas de rentrer dans le détail de ce modèle, mais d'illustrer en quoi cette démarche mêlant approche mécaniste et fonctions de transfert peut être intéressante, tout au moins quand les données permettant de les asseoir sont suffisantes :

- La simulation des débits drainés est satisfaisante, bien que les pics de débits de drainage soient souvent sous-estimés. L'analyse effectuée montre que cette sous-estimation est liée au fait que SIRUP sous-évalue la recharge de la nappe à fournir à SIDRA. Pour être amélioré, ce point suppose de modifier la vidange du réservoir « sol » de SIRUP en adaptant l'équation liant le terme de vidange à la hauteur de la nappe, ou d'inclure dans les équations de SIDRA un terme représentant la déformation de la nappe pendant les pics de drainage. Les débits sont surestimés en amorce de drainage, mettant en évidence l'influence des échanges nappe perchée/nappe pérenne que j'ai déjà évoqués sur ce site pour les travaux sur les fossés. Les épisodes de ruissellement, plus épisodiques, sont simulés de façon plus erratique, seule une partie des épisodes ruisselants étant simulée.
- La dynamique des concentrations en isotroturon dans le drainage pendant les suivis à pas de temps fin est très bien rendue. Globalement, la dynamique d'exportation de l'isoproturon dans le drainage est également bien représentée, y compris pour les épisodes de validation, un peu moins pour le diflufénicanil. Pour le ruissellement, les résultats sont moins satisfaisants.

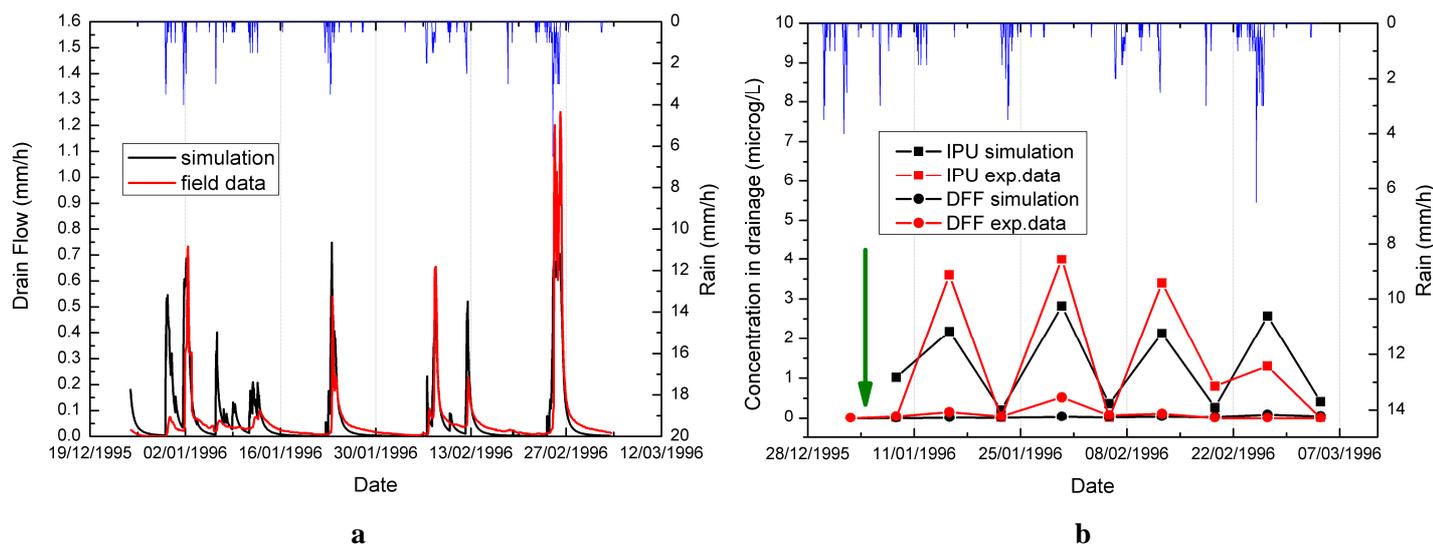


Figure 43 : débits observés et simulés (a) et concentrations moyennes hebdomadaires en isotroturon et diflufénicanil observées et simulées (b) pour la campagne 1995-1996

- Si on les interprète comme un volume de pore, les paramètres a_1 (0.2 m) et a_2 (1.10^{-4} m) calés sont cohérents avec l'ordre de grandeur attendu. Ils restent toutefois des paramètres conceptuels et l'on ne sait pas en l'état dériver leur valeur, par exemple des caractéristiques de sol du site étudié. Pour le paramètre ω_c par contre, la valeur calibrée est bien supérieure à la valeur attendue, indiquant une profondeur de mélange de plusieurs dizaines de centimètres contre les quelques centimètres habituellement cités dans la littérature : des travaux restent donc à mener pour mieux cerner la signification de ce paramètre et le relier aux caractéristiques du site.

Au total, le développement de ces trois modules, aux degrés de conceptualisation différents : à base physique pour le premier, conceptuel pour le second, et basé sur des fonctions de transfert pour le dernier, et leur couplage temporel via la plateforme Liquid illustrent l'intérêt de l'approche

modulaire. Celle-ci permet d'articuler dans une même modélisation des approches différentes, appliquées à des objets différents et échangeant entre eux (ici respectivement : surface et zone non saturée du sol ; zone saturée ; stock de soluté) et de rendre compte ainsi, de façon économe en paramètres, la compréhension que l'on a du fonctionnement du système. A titre de comparaison, le même exercice de modélisation avec MACRO, modèle de référence pour le transfert de pesticides en parcelle drainée exige ainsi plusieurs centaines de paramètres, et une grande expertise du modèle de la part du modélisateur pour calibrer le modèle de telle façon qu'il rende compte des débits et concentrations observées tout en respectant l'idée que l'on se fait du fonctionnement du système (Carrier 2004; Dairon, Carluier et al. 2013). Chacune de ces approches peut être améliorée, indépendamment des autres. Ainsi Branger, Tournebize et al (2009) vont jusqu'à court-circuiter SIRUP et SIDRA en fournissant directement les débits drainés et ruisselés mesurés à SILASOL.

Il n'en reste pas moins que ces modules restent perfectibles. Le module gérant la recharge à la nappe et le ruissellement demande à être amélioré par exemple ; l'ensemble est a priori applicable seulement en saison de drainage intense. Par ailleurs, il semble important de mieux rendre compte de l'amorce du drainage, qui représente une période critique pour le transfert des pesticides, souvent appliqués à ce moment. Dans le contexte de la Jaillière, cela suppose de mieux représenter les échanges entre le système drainé et la nappe sous-jacente, et donc à terme d'inclure un module de représentation de cette nappe pérenne.

Module de haie : HEDGE

Dans une démarche similaire, Flora Branger (2007) a développé un module HEDGE représentant l'influence d'une haie sur les écoulements. La représentation choisie, qui s'inspire de celle adoptée dans le modèle TNT2 (Beaujouan, Durand et al. 2002) pour les haies (Viaud, Durand et al. 2005), rend compte de l'interception du ruissellement et de son infiltration en profondeur ainsi que de l'évapotranspiration accrue liée au développement d'arbres. Cette approche permet de représenter la haie comme un objet physique, et pas seulement comme un linéaire redirigeant le ruissellement le long de la haie (Merot, Gascuel-Oudou et al. 1999; Tortrat 2005) ou influençant la direction des écoulements de surface et subsurface mais sans rendre compte de l'influence des arbres (Carluier and De Marsily 2004). Les connaissances relatives à l'influence des haies et/ou talus sur les transferts des solutés étaient encore limitées au moment du développement de ces modules, et aucune ne traitait du cas des pesticides : HEDGE ne représente donc que les seuls transferts d'eau.

Une haie HEDGE reçoit en surface la somme des flux entrants de ruissellement et de pluie. Elle reçoit en subsurface un flux résultant des flux entrant et ou sortant de chaque coté de son profil, et calculés par des modules interface, comme on le verra plus loin. Ce module en lui-même ne calcule pas de flux vers l'extérieur, il redistribue d'eau reçue sur le profil de sol, calcule l'évapotranspiration résultante (Figure 44a), et annonce son état aux modules adjacents.

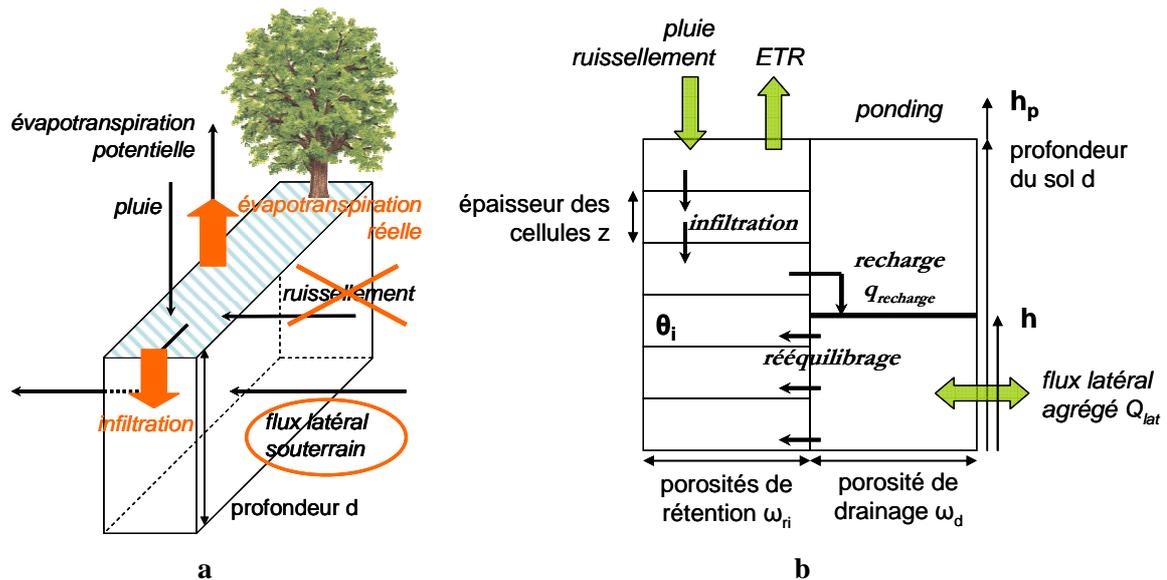


Figure 44 : Schéma de principe du module HEDGE

Le profil de sol est partagé, comme dans TNT2, entre porosité de drainage et porosité de rétention (Figure 44b). La porosité de drainage correspond à une zone d'eau mobile, caractérisée par la profondeur du sol d [L] et la porosité de drainage ω_d [-] ; la quantité d'eau disponible dans ce compartiment est exprimée par la hauteur h [L] de la nappe. Ce compartiment reçoit un flux souterrain Q_{lat} , positif ou négatif, provenant des éléments adjacents, ainsi qu'un flux vertical de recharge $Q_{recharge}$ provenant du compartiment de porosité de rétention, qui est toujours positif. Le compartiment à porosité de rétention correspond à la zone d'eau immobile du sol. C'est dans ce compartiment que les flux apportés en surface (pluie et ruissellement venant de l'amont) s'infiltrent (l'excédent constituant le « poning » qui alimentera le ruissellement vers l'aval), et que la haie prélève l'évapotranspiration. Il est constitué de plusieurs cellules d'épaisseur z [L], chacune caractérisée par sa porosité de rétention ω_i [-] et sa teneur en eau volumique θ_i [-]. L'infiltration au long de ces cellules est gérée par une approche capacitive, le trop plein d'eau se répercutant du haut vers le bas du profil si certaines cellules excèdent leur capacité de stockage $z \cdot \omega_i$. Les échanges entre les deux domaines de porosité sont possibles dans les deux sens : si des cellules de la porosité de rétention situées en dessous du niveau de la nappe ne sont pas saturées, elles le deviennent par rééquilibrage. A contrario, si après le mécanisme d'infiltration dans la porosité de rétention il reste de l'eau en excès, celle-ci participe à la recharge de la porosité de drainage. L'évapotranspiration est prélevée dans la porosité de rétention, en allant des cellules proches de la surface vers celles situées en bas de profil, et en diminuant pour chaque cellule la demande évaporative des quantités déjà évaporées par les cellules sus-jacentes. L'évapotranspiration maximale est calculée en multipliant l'évapotranspiration potentielle par un coefficient culturel ≥ 1 et variant au fil de la saison en fonction des caractéristiques des arbres constituant la haie.

En l'absence de données expérimentales, ce module a été seulement testé du point de vue de sa vraisemblance physique. Les données depuis acquises par Ghavazi et al (Ghavazi, Thomas et al. 2008; Ghavazi, Thomas et al. 2011; Thomas, Ghavazi et al. 2012) fournissent des ordres de grandeur utiles sur les différents processus en jeu et pourraient permettre de valider la représentation choisie, au moins pour une haie de ceinture de bas fond. Des données relatives aux pesticides manquent toujours, mais les données acquises par Grimaldi, Fossey et al (2012) sur

l'atténuation des transferts de nitrate et la dynamique des concentrations en ion chlorure aux alentours d'une haie pourraient au moins donner des pistes pour l'élaboration d'un module de transfert de soluté.

Compte tenu de l'absence de connaissances quantitatives sur l'influence des haies sur le devenir des produits phytosanitaires, il est difficile de décider quel serait le formalisme le plus adapté pour représenter cette dernière. Schématiquement, en plus de la seule modélisation des flux d'eau, on peut supposer qu'il faut pouvoir représenter : une infiltration favorisée par le développement de macropores liés à la présence accrue de matière organique et par les racines des arbres ; une adsorption favorisée par la présence de matière organique ; une dégradation probablement accélérée pour des raisons similaires. En l'absence de données expérimentales, il serait toutefois hasardeux de définir les processus dominants le devenir des pesticides au sein de ce système. Le formalisme choisi pour la seule partie « eau » appelle toutefois quelques commentaires : toute l'eau qui s'infiltré passe par la porosité de rétention, et s'infiltré cellule par cellule jusqu'à atteindre le niveau de la nappe. Cette représentation paraît difficilement adaptable pour rendre compte des transferts préférentiels. A contrario, si l'on suppose les pesticides infiltrés transportés par convection d'une cellule à l'autre puis basculés dans la porosité de drainage par recharge et que l'on suppose un mélange parfait dans ce compartiment, les pesticides pourraient « remonter » dans le profil de sol au gré d'un rééquilibrage, ce qui paraît peu physique. L'eau disponible pour les flux latéraux est celle de la porosité de drainage, qui en l'état ne permet pas de stratification des concentrations selon la hauteur de nappe, phénomène pourtant important sur les bassins du grand ouest (Molénat 1999). Le développement d'un module de transfert des pesticides au sein des sols supportant des haies ou haies sur talus, à coupler au module HEDGE, demanderait donc un effort de conceptualisation conséquent. Les fonctions de transfert peuvent là encore constituer une solution, permettant au moins de représenter l'infiltration des pesticides en profondeur ; des données expérimentales semblent de toute façon nécessaires pour asseoir quelque démarche que ce soit.

Développements de modules complémentaires

La mise en œuvre de ces modules sur le bassin de la Fontaine du Theil, au sein d'un modèle BVFT à l'échelle d'un bassin versant a également demandé la mise au point d'un module décrivant les écoulements verticaux dans un profil de sol - FREER1D, qui résout l'équation de Richards selon la méthode proposée par Ross (Ross 2003; Varado, Braud et al. 2006) - et un module interface, décrivant les échanges latéraux entre deux éléments, en s'appuyant sur une approche simplifiée de l'équation de Darcy - WTI, (Branger, Debionne et al. 2006) -. Le développement de modules couplés décrivant le devenir des pesticides poserait le même type de questions que celles évoquées pour l'évolution du module HEDGE, notamment pour WTI, très conceptuel, pour lequel la représentation couplée d'un gradient de concentration sur la verticale ne va pas de soi. Ce point illustre la nécessité, malgré la modularité recherchée, d'utiliser des modules de complexités compatibles. Ainsi, lors de la conception d'un module « hydrologique », il est malgré tout souhaitable d'avoir en tête les extensions ultérieures possibles, qu'il s'agisse par exemple de transports de solutés ou de développement de biomasse. L'intuition est qu'un module « sophistiqué » peut alimenter un module dépendant adoptant une formalisation assez simple, mais que l'inverse sera plus difficile. Ceci n'empêche pas la co-existence de formulations alternatives dans la plateforme, pour peu que les compatibilités soient vérifiées au montage.

Un autre développement qui semble nécessaire pour pouvoir rendre compte des transferts de pesticides à l'échelle du petit bassin versant est celui d'un module représentant l'influence d'une bande enherbée sur les écoulements et les transferts de pesticides. Compte tenu des éléments qui ont été présentés dans la première partie de ce mémoire, il paraît essentiel pour représenter les processus dominants au sein de ces structures de pouvoir représenter l'influence de la macroporosité sur l'infiltration rapide des pesticides, les phénomènes de concentration des écoulements, et l'influence d'une éventuelle nappe sous jacente. Une première approche peut consister, pour les écoulements d'eau, à utiliser un module résolvant l'équation de Richards pour l'infiltration dans le profil de sol, une équation d'onde cinématique pour le ruissellement et l'équation de Darcy pour décrire les écoulements latéraux dans la zone saturée. Une équation de convection avec un facteur retard pour représenter l'adsorption semble en première approche pouvoir suffire pour décrire le transfert en surface. Les données acquises sur le site de la Morcille permettent d'envisager l'utilisation de fonctions de transfert, à l'instar de ce qui est fait dans SILASOL, pour décrire l'infiltration et l'adsorption des pesticides dans le sol, ainsi que l'influence observée de la macroporosité. La représentation des transferts latéraux de solutés en subsurface pose toutefois la même question que précédemment quant à la nécessité ou non de « stratifier » la colonne de sol pour représenter correctement ces échanges. La réponse dépend probablement du type de sol considéré. Compte tenu du fort contraste observé en général entre les caractéristiques de l'horizon où se développe le mat racinaire et le reste du sol de la bande enherbée, on peut penser que pour des sols très pentus et/ou risquant d'être engorgés, la représentation spécifique de cette couche peut s'avérer nécessaire. Des tests réalisés avec un modèle mécaniste pour une large de gamme de situations permettraient de trancher mais nous avons vu qu'il n'existe actuellement pas de tel modèle représentant de façon couplée écoulements de subsurface et ruissellement pour des solutés réactifs et qui permette également la prise en compte des écoulements préférentiels. L'outil pouvant servir de banc d'essai reste donc également à développer ... et la seule solution de valider la représentation adoptée reste donc pour l'instant de confronter les résultats de simulation à des observations, qui sont malheureusement assez peu nombreuses pour ce qui concerne les écoulements de subsurface sous la bande enherbée.

A l'échelle de la bande enherbée, la modélisation peut en général être ramenée à un problème bi-dimensionnel -ou une juxtaposition de problèmes bi-dimensionnels-, en ne considérant que la(les) portion(s) de bande qui participe(nt) effectivement à l'infiltration en cas d'écoulements concentrés. Cette approche ne permet toutefois pas de représenter la diffusion latérale des flux (c'est-à-dire perpendiculaire au sens d'écoulement) qui peut advenir en subsurface. Si l'on passe à l'échelle du versant ou du bassin versant, il faut veiller à pouvoir rendre compte de cet aspect essentiel pour juger de l'efficacité de ce type de zone tampon.

Ces modules ont été historiquement élaborés et implémentés dans le cadre de la plateforme Liquid alors proposée par la société HydroWide, qui a depuis déposé son bilan. Bien qu'ils ne soient pas directement réutilisables dans une autre plateforme, ils ont cependant été conçus en toute généralité et devraient pouvoir être portés dans toute architecture logicielle similaire. Ce point est abordé dans la deuxième partie du paragraphe suivant, et clôt ce chapitre par une rapide présentation des travaux de modélisation en cours à l'échelle du versant.

Perspectives : typologie et modélisation à l'échelle du versant

Compte tenu des éléments qui précèdent, tant pour le « cahier des charges » proposé que pour les travaux déjà effectués et les résultats et enseignements auxquels ils conduisent, la démarche qu'il

me paraît intéressant de suivre pour contribuer, à notre niveau d'équipe Pollutions Diffuses, à la modélisation du transfert des pesticides dans l'environnement comporte deux volets à développer en parallèle : d'une part le développement d'un modèle de versant orienté objet, permettant de représenter de façon souple l'organisation de versants, souvent liée à l'activité humaine, et influant fortement l'expression des processus dominants émergeant à cette échelle ; d'autre part l'élaboration d'une typologie d'agro-pédo-systèmes, couvrant l'essentiel de la variété rencontrée sur le territoire français et permettant d'asseoir la modélisation développée par des choix de modules ou de paramètres pertinents. Dans l'idéal, les versants concrets seront une mosaïque exprimable par combinaison/juxtaposition d'un nombre raisonnable de versants types.

L'échelle du versant paraît intéressante en ce qu'elle permet de se dégager de la méconnaissance des conditions aux limites amont déjà largement évoquée, tout en restant à un niveau de complexité moindre que celle du bassin versant entier, qui pourra ensuite être considéré comme une juxtaposition de versants, tout au moins tant que les processus dans le cours d'eau ne deviennent pas significatifs ou qu'ils soient ultérieurement décrits³². Il faut toutefois souligner que si l'instrumentation d'un versant et le suivi de ses variables internes apparaît a priori plus facile à mettre en place que celle d'un bassin versant « complet », l'hétérogénéité étant moindre, le suivi des flux (eau et solutés) qu'il génère constitue un problème non encore résolu : on pourrait naïvement penser suivre avec précision les débits et concentrations dans le cours d'eau à l'amont et à l'aval immédiats du versant pour pouvoir déterminer la contribution propre du versant, mais la simple considération des incertitudes de mesure montre que c'est totalement illusoire. Seul le suivi des variables « internes » au versant paraît donc possible, avec la difficulté que les mesures sont alors souvent ponctuelles (piézométrie, humidité du sol, conductivité hydraulique à saturation ou non) et que l'estimation des flux qui en résulte est également entachée d'incertitude, compte tenu notamment de l'hétérogénéité des sols déjà amplement citée.

Typologie de versants dans les bassins agricoles

Une démarche de typologie analogue a déjà été proposée par l'UIPP (Beigel, Berardozzi et al. 2010) et est maintenant mise en œuvre par l'ANSES, pour affiner les scénarios « Eaux SOuterraines » pris en compte pour l'homologation des produits phytosanitaires (produits commerciaux, les substances actives étant homologuées au niveau européen) au niveau national, et ne pas se restreindre aux quelques scénarios utilisés pour l'homologation des substances actives au niveau européen. Il s'agit, en prenant mieux en compte la diversité des situations rencontrées sur l'hexagone, de pouvoir identifier les cas où des mesures de gestion du risque peuvent s'avérer nécessaires pour protéger la ressource souterraine lors de l'utilisation de certains produits commerciaux. La démarche aboutit à définir 31 unités agronomiques, sous tendues par les HER mentionnées dans l'Axe II et essentiellement basées sur des critères d'occupation du sol, de rotations culturales, de climat, d'irrigation et de propriétés des sols. La démarche proposée par FROGS³³ diffère toutefois de celle que nous voulons mener en ce que les transferts qui y sont pris en compte sont par nature essentiellement verticaux, alors qu'il faut pour un versant tenir compte de l'interaction des différents types de processus advenant à cette échelle. Il ne peut donc s'agir pour ce qui nous concerne d'un simple « raffinement » des scénarios utilisés pour l'homologation

³² De façon générale, la prise en compte de la contribution d'une nappe profonde devient également d'autant plus nécessaire que le bassin considéré s'élargit.

³³ FROGS : French Refinement Of Groundwater Scenarios

des substances actives pour le ruissellement ou le drainage, puisque la démarche de modélisation pour évaluer le risque lié à ces types de transferts ne considère que des parcelles isolées sur leur versant, connectées de façon directe au milieu récepteur. Il faut donc pouvoir représenter la juxtaposition de différentes parcelles que l'on peut rencontrer sur un versant, implantées sur une toposéquence de sols, pour un versant qui peut être plan, convexe ou concave, faire converger ou diverger les écoulements.

La diversité des situations est évidemment énorme, et il n'apparaît pas réaliste dans un premier temps de prétendre la couvrir dans son ensemble. Une étape intermédiaire consistant à caractériser les grandes zones en termes de processus dominants puis à y identifier des versants type en termes de pédologie et morphologie (puis de cultures associées) constituerait déjà une grande avancée. Le premier point a été bien amorcé, avec le travail mené dans le projet ARPEGES (Gauroy, Tormos et al. 2012) qui a permis d'identifier les principaux types de situations que l'on peut rencontrer, en croisant des données relatives aux caractéristiques du climat, du substrat géologique, du sol et de l'assainissement agricole, permettant ainsi de définir la vulnérabilité au transfert pour chaque composante de l'écoulement, comme l'illustrent par exemple les Figure 45 et Figure 46 pour le risque de ruissellement, respectivement pour l'automne-hiver et pour le printemps-été. Cette approche a toutefois été menée d'emblée à l'échelle du bassin versant, à dire d'expert. Il faut donc maintenant « rentrer » dans ces bassins, et y identifier les principaux types de versants, pour s'attacher à y représenter l'organisation des processus hydrologiques et, partant, des processus intervenant dans le devenir des pesticides. Comme cela a été suggéré par Christian Guyot (UIPP ; *comm personnelle*), cette démarche pourrait s'appuyer sur l'Inventaire Général Cartographique des Sols (IGCS. Programme mené par l'Unité Infosol de l'INRA d'Orléans). La description des sols y est faite par toposéquence, ce qui se prête bien à l'inférence des composantes dominantes de l'écoulement à cette échelle ainsi qu'à leur description pour la modélisation.

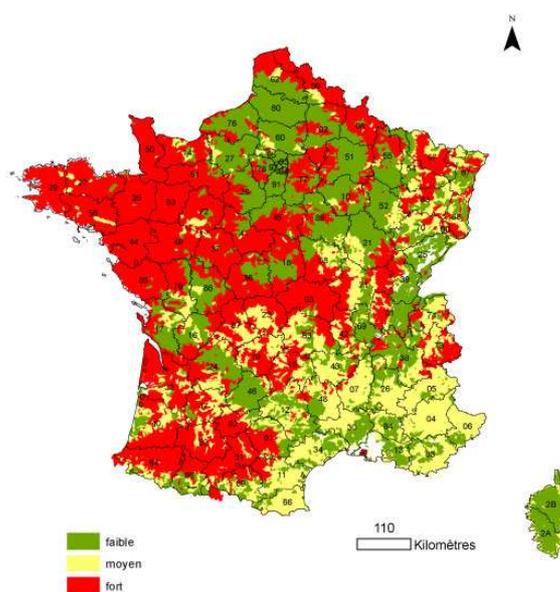


Figure 45 : Vulnérabilité intrinsèque au ruissellement. Décembre-Mars

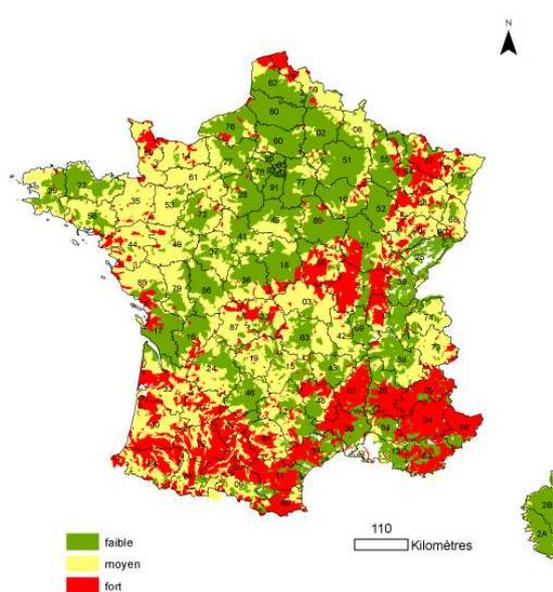


Figure 46 : Vulnérabilité intrinsèque au ruissellement. Avril-Octobre

Pour alimenter une telle démarche, il faut aussi pouvoir représenter, à l'échelle locale de la colonne de sol (pour les transferts à dominante verticale) ou de la parcelle (pour les transferts comportant une composante latérale significative) les processus dominants. Cela suppose de

pouvoir, pour une grande gamme de situations agro-pédo-climatiques, identifier ces processus dominants, et choisir le formalisme le plus adapté pour les représenter. C'est l'objectif du travail de doctorat de Romain Dairon³⁴, que j'encadre et dont Véronique Gouy assure la direction, et qui doit mener cette analyse sur les données des sites expérimentaux d'ARVALIS-Institut du Végétal, dans le cadre du projet Evadiff. Outre la caractérisation, selon le pesticide considéré, des processus dominants et l'identification du(des) modèle(s) existant(s) le(s) plus adapté(s) pour les représenter, une analyse de sensibilité permettra d'identifier les facteurs les plus influents et de déterminer les situations pour lesquelles la transposition des résultats acquis reste licite. Ce travail permettra dans un second temps de guider l'élaboration d'un modèle simplifié à l'échelle du versant, pour chacun des sites étudiés. J'ai déjà souligné en effet que les modèles décrivant le devenir des pesticides de façon détaillée étaient le plus souvent spécialisés dans une ou deux composantes de l'écoulement, et ne pouvaient être utilisés à l'échelle d'un versant. Hydrus 2D-3D est en cela un peu différent car plus complet pour les écoulements de subsurface, mais ne sait pas encore gérer les solutés dans le ruissellement, bien que des développements soient en cours dans ce sens (pour l'eau seule dans un premier temps).

Les travaux de R. Dairon se sont pour l'instant concentrés sur les données du site de la Jaillière. Ils ont mis en évidence la nécessité pour ce site de représenter à la fois le caractère bidimensionnel des écoulements induits par le système de drains enterrés et le rôle de la macroporosité (Dairon, Carluer et al. 2013; Dairon, Tournebize et al. Soumis). La mise en œuvre du modèle MACRO a également pointé les difficultés à représenter l'évolution de la disponibilité des molécules étudiées en fonction du temps, sans que l'on puisse trancher entre une évolution de la cinétique de dégradation ou une évolution des caractéristiques de sorption : des travaux de l'INRA Grignon sont en cours pour acquérir des données complémentaires sur ce point et permettre ainsi d'améliorer la représentation de ces aspects qui paraissent, pour ce site, importants pour rendre compte correctement des observations. Enfin, la prise en compte de l'influence de la nappe profonde sur le système drainé apparaît nécessaire pour pouvoir représenter correctement l'amorce de drainage qui, si elle ne représente pas des volumes d'eau importants, est une période charnière pour le transfert de pesticides, les concentrations en jeu pouvant alors être très élevées.

Modélisation orientée objet à l'échelle du versant

La démarche de modélisation envisagée est celle présentée plus haut, c'est-à-dire une modélisation orientée objet, qui permette notamment de représenter l'influence des éléments du paysage et de tester de façon souple différents scénarios de gestion. C'est notamment le sujet du travail de thèse de Karima Djabelkhir³⁵, encadré par Claire Lauvernet et dont j'assume la direction. Compte tenu de la mise en veille de Liquid, il a fallu s'orienter vers une autre plateforme de modélisation. Le choix s'est porté vers le Catchment Modelling Framework développé par Philipp Kraft (2012) à l'Université de Giessen et qui nous semblait, avec Open Fluid, développé au LISAH (Fabre, Louchart et al. 2010), un des outils les mieux adaptés à nos échelles de travail. Le choix final s'est

³⁴ Le sujet en est intitulé : « Détermination et amélioration des formalismes de modélisation du transfert des pesticides dans des contextes agro-pédo-climatiques variés. Identification des facteurs dominants et formulation de recommandations d'usage des produits. Application aux sites expérimentaux d'ARVALIS-Institut du Végétal »

³⁵ L'intitulé du sujet est : « Modélisation spatialisée du devenir des pesticides à l'échelle d'un versant. Influence de la position d'un dispositif enherbé sur la partition des transferts en surface et en subsurface »

porté sur CMF, qui nous a paru plus souple et plus aisément susceptible de pouvoir utiliser des modules dérivés de ceux développés pour Liquid.

CMF va au bout de la démarche orientée objet, en basant la description qu'il fait du système modélisé sur deux abstractions primaires hiérarchisées : les réservoirs et les flux (Kraft, Multsch et al. 2010). Les réservoirs sont définis comme des variables d'état qui exposent leur état et une fonction permettant de calculer leur dérivée à un temps donné. Ainsi par exemple le bilan en eau d'un réservoir d'eau V est donné par :

$$\frac{dV_i}{dT} = \sum_{j=1}^{N_i} (-q_{i,j}(V_i, V_j, t)A_{i,j}) \quad \text{Équation 10}$$

Où i est le volume de contrôle considéré, N le nombre de réservoirs connectés à i , $q_{i,j}$ le flux de i à j et $A_{i,j}$ la section en travers du flux. Pour un soluté, de façon similaire, l'état du réservoir est la quantité de particules dans le volume fini. Le taux de changement est la somme des flux advectifs et d'éventuels termes source ou puits (Figure 47).

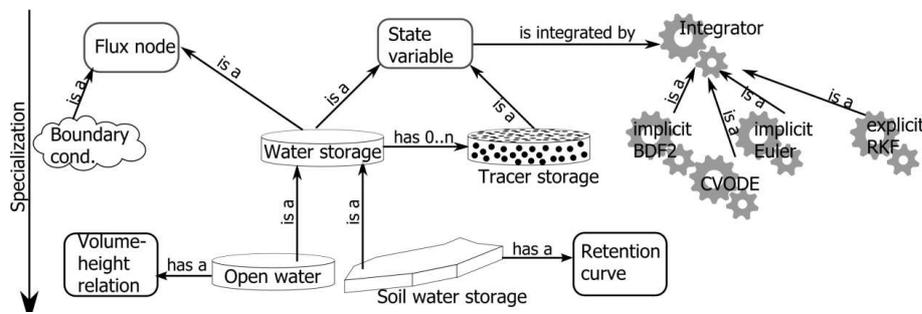


Figure 47: Abstraction hiérarchique des réservoirs

Les flux d'eau sont modélisés comme un réseau d'écoulement, où les flux adviennent sur les segments reliant les noeuds, les nœuds du réseau étant les réservoirs et les conditions aux limites (Figure 48). Tant les réservoirs que les connexions de flux sont ensuite spécialisés en fonction respectivement de leur nature (réservoir ouvert ou couche de sol par exemple) et des formalisations utilisées pour représenter les échanges (équations de Richards, de Darcy, ou équations plus conceptuelles). Les applications de CMF ont pour l'instant consisté en des simulations mono ou bi-dimensionnelles. Les développements sont en cours pour permettre d'appréhender des problèmes complètement tri-dimensionnels. Toutefois, compte tenu du formalisme utilisé (connexion entre réservoirs sans que la géométrie réelle intervienne dans le calcul des flux), une approche pseudo 3D, similaire à celle utilisée dans TOPOG avec des tubes de courant peut d'ores et déjà être envisagée.

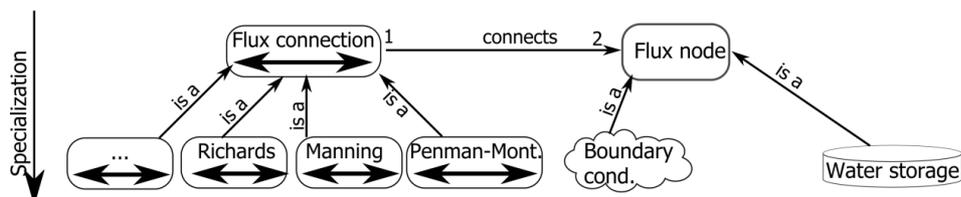


Figure 48 : Abstraction hiérarchique des flux

Il s'agit dans ce travail de choisir, pour chaque versant investigué, le (ou un) bon modèle, c'est à dire un ensemble de réservoirs, connexions, et équations décrivant ces connexions pour pouvoir représenter les processus dominants. On entend par « bon » modèle un assemblage de modules,

appliqué à un découpage donné de l'espace, tous deux les plus simples possible pour décrire les processus avec la précision / le réalisme que l'on s'est fixés comme objectif. Compte tenu des besoins énoncés plus haut, les modules déjà existants permettent en première approche de représenter l'essentiel des processus qui paraissent importants pour les transferts d'eau : onde cinématique en surface pour le ruissellement, équation de Richards pour les écoulements verticaux, équation de Darcy pour les écoulements latéraux saturés, entre couches pédologiques. Reste à inclure un module permettant de représenter un milieu à double perméabilité (ce qui semble nécessaire a minima pour les sols de zone tampon enherbée mais sans doute de façon plus générale) ainsi qu'un module permettant de représenter le devenir d'un soluté réactif. La représentation adoptée pour cet aspect sera vraisemblablement assez frustrante pour cette première étape, par exemple cinétique de dégradation du 1^{er} ordre et adsorption instantanée selon l'isotherme de Freundlich dans chaque compartiment de sol : il s'agit d'étudier si le fait de représenter l'interaction des processus au long d'un versant, même de façon simplifiée, permet de voir émerger les processus que l'on sait dominants à cette échelle et d'identifier le type de données complémentaires qu'il serait nécessaire d'acquérir pour trancher sur les processus pour lesquels on s'interroge encore sur leur significativité.

Ce travail est dans un premier temps réalisé sur un versant instrumenté du bassin de la Morcille³⁶, où les données déjà acquises et celles qui sont en cours d'acquisition permettent d'une part de guider le choix des paramètres, d'autre part de juger de la pertinence de la modélisation effectuée. Il ne s'agit pas de « coller » exactement aux données mais de vérifier que l'assemblage de modules et les paramètres choisis permettent une représentation réaliste des processus. Cette étape sera menée en parallèle de l'utilisation de modèles plus « classiques » : Hydrus 2D, Cathy3D ou MACRO pour tester les choix effectués pour représenter certains processus, asseoir les choix de paramètres et évaluer la sensibilité du modèle (par exemple à la résolution du maillage ou au pas de temps utilisés) (Djabekhir, Kraft et al. 2013). Cette vérification ne pourra toutefois être effectuée que « par morceaux » puisque, comme je l'ai déjà évoqué, aucun de ces modèles ne permet actuellement de représenter l'ensemble de ces processus sur un versant entier. La confrontation devra donc se faire sur des portions de système (subsurface pour Hydrus, colonne de sol pour MACRO, versant entier mais sans pesticide pour Cathy3D), en imposant les conditions aux limites du sous-système. Compte tenu des formalismes différents utilisés par ces modèles, et en particulier des jeux de paramètres différents qui devront être employés puisque de natures différentes, cette phase de confrontation, si elle paraît nécessaire pour mieux cerner les performances du modèle basé sur CMF, ne pourra donc être que partielle, comme l'a montré l'exercice équivalent effectué avec Modflow et Hydrus pour la modélisation des fossés dans l'Axe I.

La confrontation aux données de terrain sera par conséquent essentielle, et permettra de faire évoluer certains choix de représentation, pouvant aller du choix des paramètres au formalisme utilisé pour représenter tel ou tel processus. Dans le cas, probable, où les données disponibles ne permettraient pas de contraindre suffisamment la représentation choisie, il faudra accepter d'utiliser plusieurs modèles³⁷ « raisonnables » en parallèle (Beven 2002) ou opter pour un seul

³⁶ Il s'agit du versant ayant servi de support aux travaux sur la zone tampon enherbée présentés dans la 1^{ère} partie : le modèle doit donc inclure un module « bande enherbée ».

³⁷ Modèle étant entendu ici comme assemblage de modules, s'appuyant sur un découpage de l'espace donné. Les jeux de paramètres utilisés pour caractériser ces entités peuvent par contre varier sans que l'on considère que le modèle obtenu est différent.

modèle, en attendant que des données complémentaires permettent de prouver son inadéquation et de passer à un autre modèle (Vaché and McDonnell 2006). On conçoit que la collaboration rapprochée entre modélisateurs et expérimentateurs soit essentielle pour progresser. La prise en compte des incertitudes de modélisation est un autre point incontournable : elle est réalisée de façon implicite si plusieurs modèles sont utilisés en parallèle, il convient de toutes façons de tenir compte des incertitudes sur les paramètres et données de forçage (météo, caractéristiques des applications de pesticides ...).

Une fois le modèle établi sur ce versant, il sera possible de l'appliquer sur d'autres versants du même bassin, où des données sont en cours d'acquisition dans le cadre de la thèse de Xavier Peyrard³⁸, dirigée par Véronique Gouy et que je co-encadre. Ces versants diffèrent notamment du premier, pour l'un par la présence d'une couche argileuse et peu perméable à faible profondeur, pour l'autre par l'enherbement inter-rang dans une parcelle de vigne et la présence du socle granitique à faible profondeur (moins de un mètre). Ces différences permettront d'évaluer la sensibilité du modèle pour rendre compte des différences de comportement qu'elles induisent. Si les résultats de cette évaluation s'avèrent satisfaisants, il sera alors possible de tester l'influence de scénarios d'aménagement (portant sur les bandes enherbées dans un premier temps) ou de changement d'occupation du sol, sur ces mêmes versants. Dans cette phase d'élargissement, la facilité du prétraitement géomatique des informations de terrain pour la décomposition du versant en une collection organisée d'objets raisonnables sera essentielle.

Une autre phase, qui pourra être menée en parallèle mais gagnerait à pouvoir s'appuyer sur la maîtrise du modèle développé acquise lors de son application sur différents versants de la Morcille, consistera à l'appliquer sur d'autres types de versant, dans une démarche s'appuyant sur la typologie citée au paragraphe précédent. Il est probable que, selon le site et les pesticides considérés, il soit nécessaire de changer un ou plusieurs modules pour représenter certains processus, voire d'en ajouter, par exemple pour représenter une nappe profonde qui pourrait influencer significativement l'hydrologie dès l'échelle du versant, ou pour représenter d'autres éléments du paysage que les bandes enherbées : talus, fossés, zones humides construites..., ou encore pour tenir compte du comportement particulier d'une substance active dans un sol donné.

Il s'agit là d'un travail de longue haleine et d'un schéma idéal qui peut paraître naïf. Il semble notamment peu raisonnable de prétendre mener à bien cette démarche à l'échelle d'un seul laboratoire de recherche, compte tenu en particulier du nombre et de la variété de données qu'elle suppose d'acquérir, sur une grande diversité de sites. La diversité des compétences qu'elle mobilise : expérimentateurs, modélisateurs, informaticiens, mathématiciens appliqués ... la rend également très exigeante. Pour autant, il me semble que cette démarche constitue un cadre général dans lequel il est souhaitable d'avancer pour progresser sur la question de la compréhension et de la quantification des processus dominants le transfert de pesticides à l'échelle, d'abord du versant, ensuite du bassin versant, et permettre ainsi notamment de combler en partie le fossé entre évaluation et gestion du risque. Une équipe de recherche ne peut à elle seule progresser que par petites touches dans cette démarche, une difficulté étant la nécessité que ces « petites touches » constituent un ensemble cohérent et permettent une avancée significative et durable³⁹ dans la

³⁸ Le titre en est : « Evaluation des transferts latéraux de pesticides à faible profondeur dans le sol au sein d'un versant viticole du Beaujolais de coteaux »

³⁹ Au sens que les connaissances acquises et outils développés puissent effectivement être capitalisées et pérennisées, y compris en cas de changement d'outil de modélisation.

problématique. Les plateformes de modélisation environnementale et les forges de développement apportent en cela une amélioration notable sur au moins deux points :

- elles facilitent le travail collaboratif, où chacun peut apporter sa brique, y compris éventuellement en ouvrant à d'autres thématiques que celles abordées initialement. Elles permettent également les « digressions » ou développement de variantes, qui peuvent être intégrées au système principal si elles s'avèrent intéressantes (branches et « marcottage » dans les forges logicielles). Elles favorisent donc l'innovation, et laissent un degré de liberté essentiel pour le chercheur,
- elles s'appuient sur des modules qui impliquent d'explicitier la conceptualisation que l'on fait des processus, d'une part ceux qui gouvernent l'évolution interne de l'état des éléments que l'on modélise, d'autre part ceux qui pilotent les échanges entre ces éléments. Cet aspect peut faciliter des échanges entre équipes de recherche, non de modules eux-mêmes si les formalismes utilisés dans les différentes plateformes sont différents, mais sur les concepts utilisés.

A défaut d'utiliser une plateforme de développement unique au sein de la communauté scientifique abordant ces questions, ce qui ne semble guère réaliste, il paraît en effet important de pouvoir partager autour de la conceptualisation des processus dominants, pour aboutir idéalement à une vision partagée pour un type d'agro-pédo-systèmes donné. Les données issues d'autres organismes que ceux de recherche, comme les instituts techniques, chambres d'agriculture, associations comme l'AREAS et firmes phytosanitaires, qui disposent de connaissances et d'une expertise précieuses sur les processus en jeu sont également à intégrer à cette réflexion, dans la mesure du possible. Le recours accru à des techniques agronomiques innovantes (travail simplifié du sol, désherbage mixte chimique/mécanique, semis sous couvert ...), qui se développe notamment dans le cadre du plan Ecophyto2018, engendre notamment l'acquisition de nouvelles références au sein de ces organismes, et implique par ailleurs la prise en compte de telles pratiques et de leurs conséquences sur le devenir des pesticides dans les modèles, qui n'en sont pour l'instant de ce point de vue qu'aux balbutiements. Compte tenu du coût humain et analytique que représentent l'acquisition des données relatives aux pesticides et le développement de l'expertise associée, la forme que pourrait prendre une telle collaboration n'apparaît toutefois pas de façon triviale... La modélisation paraît pourtant pouvoir être un outil intéressant pour permettre à ces organismes de généraliser les données acquises ; témoin par exemple le projet Evadiff : « Evaluation de modèles existants et développement de nouveaux outils d'aide à la décision pour la prévention des pollutions diffuses par les produits phytopharmaceutiques » lancé par ARVALIS-Institut du Végétal et dans lequel s'insère la thèse de Romain Dairon. Un des objectifs principaux est ainsi de permettre de formaliser les nombreux résultats acquis sur les sites expérimentaux de l'institut, et permettre ensuite de mieux asseoir et transposer les préconisations d'usage aux agriculteurs.

Conclusions - Perspectives

Depuis mon affectation au Cemagref - Irstea, mes activités de recherche se sont concentrées sur la modélisation du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface à l'échelle des petits bassins versants. Cela m'a notamment amenée à m'intéresser à l'influence des éléments du paysage sur ces transferts, à m'interroger sur la connaissance de l'exposition du milieu qu'apportent effectivement les mesures de concentration effectuées dans le milieu aquatique, et à réfléchir au type de modélisation qui paraît le plus adapté pour cette problématique. A l'issue de ces quelques vingt années de recherche, le constat est que la tâche qui reste à accomplir est vaste, les solutions possibles multiples et complémentaires, et les contributions d'un grand nombre de disciplines et compétences nécessaires pour avancer.

Pour autant, le chemin parcouru au niveau individuel est important, l'une des étapes essentielles étant sans doute l'apprentissage de l'humilité et de la patience, et la reconnaissance que si la contribution de chacun est nécessaire, aucune ne saurait seule suffire à progresser significativement et qu'il faut admettre d'avancer à petits pas. Il ne s'agit pas non plus de verser dans la désespérance et l'inaction, une progression lente pouvant mener loin, pour peu que le cap soit constant et que la démarche s'insère dans un cadre général partagé.

Mes orientations de recherche ne devraient donc pas considérablement évoluer dans les années à venir, dont il me semble qu'elles devraient voir la consolidation de nombre d'éléments pour l'instant encore en partie disjoints, leur formalisation/intégration dans une plateforme de modélisation me paraissant pouvoir permettre de structurer les connaissances acquises sur les processus, et faire sens à une échelle qui permettra la confrontation aux observations.

La chaîne [expérimentation / formalisation des hypothèses de fonctionnement / traduction en terme de modélisation / intégration au sein d'une modélisation à plus grande échelle] telle que représentée sur la Figure 49 et qui me semble une richesse essentielle de l'équipe Pollutions Diffuses doit être préservée, bien qu'elle induise une assez forte dispersion pour ses membres, au sein d'une petite équipe.

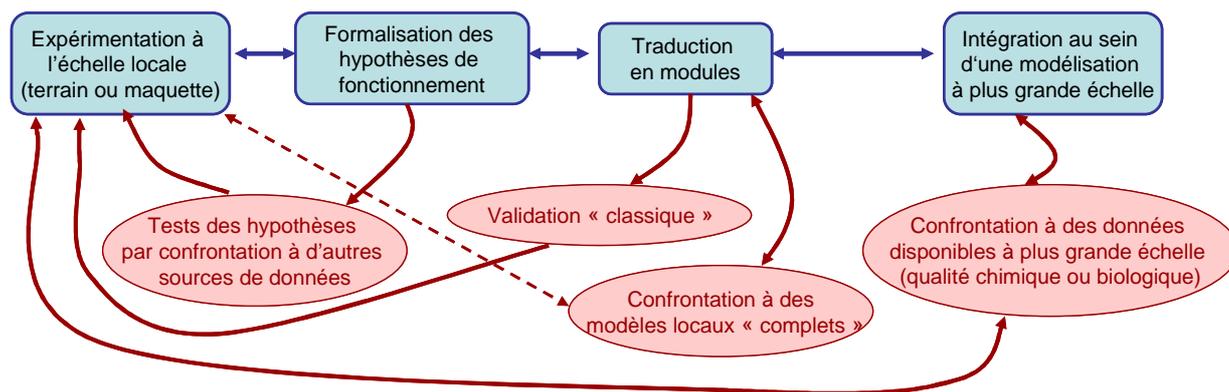


Figure 49 : Organigramme des liens entre expérimentation et modélisation, tel que conçu dans la démarche globale de l'équipe.

Mon rôle plus spécifique au sein de ce schéma global réside essentiellement aux niveaux de la formalisation des résultats des suivis expérimentaux en termes de modélisation et, en retour, de la formulation des besoins en données expérimentales pour permettre de trancher sur la formulation la plus adaptée pour représenter un processus (ou un ensemble de processus) dans un contexte agropédoclimatique donné. Il importe notamment de veiller à respecter la cohérence de la

représentation adoptée d'une part avec les données disponibles, d'autre part avec les échelles spatiale et temporelle. L'objectif est d'aboutir à un cadre conceptuel qui permette de tester des hypothèses, d'affiner la représentation que l'on fait des processus au fur et à mesure de l'avancée des connaissances, et de permettre, *in fine*, d'établir le lien entre occupation des sols, pression d'usage des pesticides et état (chimique ou biologique) observé du milieu, afin de permettre de proposer des plans d'action et d'évaluer *ex ante* leur efficacité de façon argumentée et quantifiée.

De façon plus détaillée, les travaux effectués sur **l'influence des éléments du paysage** sur le devenir des pesticides me semblent demander à être en partie complétés, mais méritent dès maintenant d'être valorisés via le développement de modules dédiés, qui pourraient ensuite être testés sur des jeux de données alternatifs.

Pour ce qui concerne les fossés, les travaux réalisés dans le cadre des trois thèses de V. Adamiade, C. Margoum et O. Boutron permettent dès à présent de développer un module représentant les fossés du grand ouest, dont le rôle de collecte et transfert l'emporte sur celui de réinfiltration des flux collectés. Les lacunes de connaissances manquant sur la dégradation des produits au sein de ces structures doivent pouvoir être en partie palliées par les résultats acquis sur les zones humides construites. Un tel module fossé pourrait porter sur le fossé augmenté d'un « buffer » parallèle et d'une largeur correspondant à sa longueur d'influence, afin de ne pas perturber la représentation des processus au sein des modules « parcelle » adjacents. Les travaux menés par le LISAH sur des fossés « infiltrants » en milieu méditerranéen forment un complément utile en termes de typologie de fonctionnement.

De même, les connaissances semblent suffisantes pour construire un module « bande enherbée », permettant de représenter également l'influence de ces éléments sur les transferts en subsurface. Comme je l'ai souligné, la prise en compte de la concentration des écoulements sera essentielle pour assurer le réalisme de la représentation adaptée. Cela suppose, en amont, un maillage du versant / bassin versant, qui permette d'en rendre compte.

Un autre type d'élément du paysage mis en place par l'homme et qui me semble mériter d'être considéré est constitué par les retenues collinaires, alimentées par ruissellement sur les versants ou par dérivation sur les cours d'eau : selon la concomitance entre leur période de remplissage et la période de traitement des cultures situées à leur amont, elles sont en effet susceptibles de pouvoir jouer un rôle tampon. Une synthèse sur les connaissances et données existantes (Roger 2013) a montré que les connaissances actuelles sont surtout de nature qualitative, et qu'il n'existe guère de données quantitatives qui permettraient de fonder une méthode d'évaluation de l'effet cumulé de plusieurs retenues situées sur un même bassin sur l'hydrologie, la physico-chimie et la qualité du cours d'eau en termes d'habitat biologique. Quant aux connaissances sur l'impact de ces structures sur les pesticides, elles semblent inexistantes. Pourtant, une proposition soumise à l'Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse pour étudier expérimentalement ces structures n'a pour l'instant pas abouti car ne correspond pas aux priorités de recherche immédiates de l'Agence : la construction d'un module adapté, qui semble nécessaire pour représenter le fonctionnement de certains bassins où ces structures sont très répandues, devra donc pour l'instant s'appuyer sur des connaissances et ordres de grandeur acquis par ailleurs (fonctionnement hydraulique d'un réservoir, devenir des pesticides dans les plans d'eau et cours d'eau, ainsi que dans les zones humides construites...).

Le développement de modules pour les talus, haies et autres fascines paraît également souhaitable, notamment pour permettre de structurer au sein d'un modèle « complet » les connaissances

organisées par le Groupe Technique Zones Tampons et d'agrèger à l'échelle du bassin versant l'évaluation quantitative que l'on sait faire à l'échelle locale de l'efficacité de ces structures. Ce développement devrait évidemment être réalisé en collaboration avec les organismes à l'origine des données, AREAS pour les fascines, UMR SAS à Rennes pour les talus, et supposerait de compléter les données déjà acquises, relatives essentiellement à l'eau, l'azote et des solutés non réactifs par des données spécifiques aux pesticides, par exemple via des campagnes de dopage/traçage. Une première tentative pour inclure la représentation des talus à l'échelle du bassin versant est déjà amorcée dans le cadre du projet Miriphyque, en utilisant un formalisme proche de celui d'ANTHROPOG.

La modélisation d'un versant ou d'un bassin versant via un assemblage de modules suppose un découpage adapté du système en entités dont on peut considérer qu'elles ont une certaine autonomie et une certaine homogénéité du point de vue de leur fonctionnement, ainsi qu'une description pertinente de **la topologie des écoulements** et des flux entre ces entités. Plus précisément, cette homogénéité est plutôt attendue des éléments surfaciques : les éléments linéaires sont situés en position d'interface et induisent une discontinuité des variables d'état décrivant le système si on observe celui-ci à une échelle un peu large. Leur fonctionnement est très fortement dicté par les conditions aux limites amont et aval et, à l'inverse, ils sont susceptibles d'induire des changements de flux (amplitude et direction) significatifs entre les éléments surfaciques qu'ils bordent. Cet aspect demande une représentation adaptée, par exemple en utilisant un découpage incluant un « buffer », comme proposé plus haut pour les fossés. Si une telle solution paraît possible pour un paysage relativement homogène, en s'appuyant sur des études de sensibilité pour justifier les découpages adoptés, elle semble toutefois plus délicate dans une région de bocage dense, où de tels buffers recouvreraient l'essentiel de la surface à modéliser (par exemple pour une zone où les haies et talus sont répandus, avec une végétation arborée dont l'influence s'exerce loin dans les parcelles). Les travaux tels que ceux développés par Tortrat (2005), Bocher (2009), Lagacherie et al (2010) ou Jankowfsky (2011) seront reconsidérés, en gardant à l'esprit la contrainte supplémentaire que l'on cherche dans la mesure du possible à découper de surcroît un bassin versant en versants relativement élémentaires, sur lesquels appliquer les travaux présentés dans l'Axe III. Une démarche exploratoire est actuellement en cours, dans le cadre du projet Miriphyque, pour développer un maillage des bassins versants de la Fontaine du Theil et de la Morcille qui tiennent compte des éléments linéaires du paysage. L'objectif est de décrire la topologie des échanges entre les constituants du bassin versant et de renseigner le package « Topologie » du Système d'Information Environnemental utilisé dans le projet Miriphyque pour structurer les données disponibles sur un bassin versant (Miralles, Pinet et al. 2011) et permettre leur remobilisation pour la modélisation. Mener cette démarche en parallèle sur deux bassins aux caractéristiques très contrastées permettra de juger des éléments de la méthode qui peuvent être généralisés, et de ceux qui doivent être spécifiques à un contexte donné. Cette étape est indispensable avant de pouvoir automatiser la méthode et permettre de l'appliquer à des bassins plus vastes. Là encore une solution utilisée dans ANTHROPOG (découpant le sol en trois couches conceptuelles) sera adoptée, tant il me paraît souhaitable de tester plus avant les potentialités de certains des choix effectués à l'époque, qui n'ont pu être suffisamment évalués par suite d'abandon de ce modèle. Certains concepts me semblent en effet pouvoir être repris et insérés dans les développements actuels pour permettre de construire des représentations « complètes », même frustrées dans un premier temps, à l'échelle du versant ou du bassin versant.

L'idée générale est de donner une image, peut être d'abord un peu floue du fonctionnement du système et d'affiner sa résolution au fur et à mesure de l'avancée des connaissances.

Je ressens toutefois le besoin pour avancer dans cette voie de regagner en maîtrise sur les développements techniques, pour pouvoir participer concrètement aux développements en cours, tests d'hypothèses et de scénarios, ainsi que pour pouvoir guider les étudiants et collègues de façon non seulement scientifiquement pertinente mais aussi techniquement adaptée. Cet aspect a en effet été délaissé depuis la mise en veille d'ANTHROPOG, et ce « décrochage » me paraît préjudiciable à terme.

Un des aspects sur lequel il me paraît essentiel de progresser pour pouvoir préciser la compréhension que l'on a des processus dominants à l'échelle du bassin versant est la quantification des processus de genèse et transfert du ruissellement, ainsi que de mobilisation de pesticides dans le ruissellement, dans plusieurs contextes agro-pédo-climatiques. Il s'agit d'une part de permettre le développement de modèles pertinents, d'autre part d'affiner pour le territoire métropolitain la vision assez simpliste que donnent les 4 scénarios utilisés pour l'homologation des substances actives au niveau européen. Comme je l'ai souligné, les bassins viticoles sont ceux où ce type de données paraît le plus courant en France. D'autres données et connaissances existent toutefois par ailleurs (Cros-Cayot 1997; Durand, Cros-Cayot et al. 1999; Lecomte 1999; Aubertot, Barbier et al. 2005)⁴⁰ et des références sont en cours d'acquisition dans les nombreuses expériences en cours pour tester l'influence de nouvelles pratiques culturales. Une difficulté est (outre le recueil et partage de ces données, déjà mentionnés) de trouver un schéma d'interprétation général pour des données acquises avec des protocoles différents, certaines étant essentiellement qualitatives ou exprimées en termes de hiérarchie entre des situations. Ces données gagneraient toutefois, en termes de valorisation-dissémination, à être replacées dans un contexte général (typologie évoquée dans l'Axe III) et interprétées dans un cadre d'analyse dépassant le seul lieu où elles ont été acquises. Un projet ANR pourrait former un cadre collaboratif satisfaisant pour avancer sur cette thématique. Une difficulté réside toutefois dans la durée d'acquisition des données nécessaire pour intégrer la variabilité des comportements liés à la variabilité climatique, difficilement compatible avec la durée d'un projet. L'évolution des caractéristiques des sols que peut entraîner une modification des pratiques culturales s'exprime également parfois dans la durée. Des dispositifs comme les ORE et avant eux les BVRE⁴¹ permettraient de dépasser en partie cette difficulté, mais ne couvrent pas la diversité des situations rencontrées ; de plus, selon la thématique à laquelle ils sont dédiés, ils ne disposent pas nécessairement des données adaptées à cette thématique particulière.

En plus de l'acquisition de données complémentaires, qui doit être encouragée, il convient à mon sens de travailler également sur l'exploitation croisée que l'on peut faire des modèles et des données de concentration dans le milieu aquatique (et autres données potentiellement disponibles) : ces dernières sont souvent éparées, dans le temps et l'espace, alors que les modèles peuvent les calculer de façon continue... mais en partie erronée. Il s'agit là du domaine de l'assimilation de données, donc l'application à ce champ me semble toutefois compliquée par la forte variabilité des variables liées aux pesticides. Nous avons vu que ce qui importe n'est pas nécessairement de parfaitement représenter telle concentration à tel moment, mais de rendre

⁴⁰ Ainsi que par exemple les données issues de projets comme Pesticeros mené par l'AREAS en Pays de Caux

⁴¹ ORE : Observatoire de Recherche en Environnement ; BVRE : Bassin Versant de Recherche Expérimental

compte de la dynamique globale d'exportation, et de son impact potentiel sur l'écosystème aquatique. Les développements en cours sur les capteurs passifs, qui permettent une appréhension plus intégrée des concentrations que voit passer le système devraient permettre de progresser sur ce point.

Comme cela a été amplement souligné, la multitude de processus qui s'expriment dans le devenir des pesticides et l'hétérogénéité des caractéristiques des milieux qui les gouvernent compliquent notablement la modélisation du devenir de ces substances dès que l'on s'éloigne d'une colonne de sol au laboratoire. Réduire cette complexité et cette hétérogénéité, tout en dépassant l'échelle de la colonne de sol ou de la micro-parcelle de ruissellement paraît donc utile pour mieux comprendre l'interaction des processus, ainsi que pour fournir de premiers éléments sur les liens qui existent entre les différents jeux de paramètres à utiliser lors d'un changement d'échelle. La sollicitation d'élaborer une maquette d'un système [versant / bande enherbée / rivière] pour fournir un cadre d'étude réaliste aux collègues microbiologistes travaillant sur les capacités de dégradation au sein d'une bande enherbée, qui se présente dans le cadre du développement du pôle toxicologique et écotoxicologique de Rovaltain, me semble donc représenter une excellente opportunité. Il s'agit de concevoir une maquette de bas de versant, à pente variable et où les conditions à la limite amont et aval pourront être variables, permettant ainsi d'évaluer et consolider les modélisations développées jusqu'ici de ce système complexe et impossible à contrôler complètement sur le terrain. Un tel développement suppose bien sûr la résolution de nombre de questions préalables, et des choix forcément réducteurs. Il permettrait toutefois un enrichissement mutuel expérimentation/modélisation, et faciliterait par ailleurs le saut d'échelle que représente ensuite le passage à un « vrai » versant.

Un autre saut d'échelle, plus net encore est celui qui existe entre l'échelle à laquelle les développements de modèles sont menés : versant / petit bassin versant, et l'échelle de gestion ou de décision : masse d'eau / Aire d'Alimentation de Captage, à laquelle sont disponibles l'essentiel des données de qualité de l'eau relatives aux pesticides. A cette échelle d'autres processus, tels que la contribution des nappes profondes ou les processus advenant dans les cours d'eau sont à prendre en compte, et la résolution spatiale à laquelle les données sont disponibles est nécessairement moindre. Pourtant, c'est bien ces deux échelles qu'il faut réconcilier, ou pour lesquelles il faut *a minima* aboutir à des représentations de la réalité compatibles. Il faut ainsi tenter de suivre les recommandations de Wagener, Sivapalan et al. (2010) aux hydrologues, qui leur enjoignent d'être à la fois des « synthétistes », observant et analysant le système comme une entité holistique et des « analystes » étudiant le fonctionnement des composantes individuelles du système dans un cadre conceptuel bien défini d'hypothèses à tester. La méthode ARPEGES que nous avons élaborée me semble en cela un puissant outil pour tester des hypothèses sur les processus dominants à cette « grande » échelle, et permettre d'affiner la typologie sur laquelle elle repose et qui permettra en retour de mieux cerner les cas qu'il importe de prendre en compte dans une démarche de modélisation à plus petite échelle. Certains points restent toutefois à préciser dans cette méthode : ainsi, le risque de contamination auquel elle aboutit, s'il distingue été/hiver et contamination aiguës/chronique est global -toutes molécules confondues- ; de plus, la vulnérabilité spécifique est également déterminée toutes molécules confondues, ce qui n'a pas grand sens. Ces points me semblent mériter d'être améliorés, pour le second en élaborant par exemple une vulnérabilité spécifique par groupe de molécules (groupées par classes de Koc et

DT50). Pour le premier point, la confrontation aux données de surveillance permettra de cerner à quel niveau de concentration correspond telle classe de risque. Une méthode normalisant par exemple les concentrations aux NQE pour les molécules ayant les mêmes modes d'action (ou à défaut le même usage : herbicide, fongicide, insecticide) semble pouvoir être explorée, et permettre la confrontation future à des données de qualité biologique.

J'ai laissé ici de côté nombre de points qui demanderaient également à être considérés et pourraient à terme être intégrés dans la démarche de modélisation visée : autres types de contaminants – azote, phosphore - ; variabilité spatiale des pluies, dont la prise en compte ne semble toutefois pas une priorité immédiate compte tenu de la taille des systèmes modélisés ; aspects socio-économiques, liés notamment aux changements de pratiques des agriculteurs et à l'acceptabilité des solutions envisageables pour limiter les transferts de pesticides ; biodiversité, pour lesquels les travaux proposés sur la topologie des écoulements pourraient permettre la prise en compte de la connectivité entre les éléments du paysage, dans le cadre par exemple du schéma de trame verte et bleue. Un point essentiel qui n'a pas été abordé est celui des matières en suspension, qui peuvent constituer un problème en elles-mêmes pour la qualité du milieu aquatique (Lefrançois 2007) mais sont aussi un vecteur potentiel de transfert pour les pesticides, notamment les plus hydrophobes. Il importe donc de mieux cerner les dynamiques couplées d'exportation de MES et de pesticides sur le terrain ; cela suppose toutefois encore la définition de protocoles expérimentaux adaptés, ainsi que des mises au point analytiques. Des recherches sont amorcées dans ce sens dans le cadre d'une collaboration avec l'UMR ARTeHIS (équipe d'Amélie Quiquerez). Quant à la modélisation de ces processus, elle constitue un nouveau champ de recherche en soi, dont les données acquises sur le terrain indiqueront si elle est prioritaire pour représenter les processus dominants le transfert de pesticides, et le cas échéant quel type de conceptualisation adopter.

Les travaux évoqués dans ces perspectives sont pour certains déjà amorcés, et les résultats auxquels ils aboutiront décideront en partie de la suite de mes travaux. L'orientation générale est toutefois bien celle qui est présentée ci-dessus, nonobstant les aléas liés à la recherche financée par projet, qui induisent parfois quelques détours (qui peuvent éventuellement d'ailleurs s'avérer très enrichissants) par rapport à la ligne directrice générale....

Références bibliographiques

- Accinelli, C., A. Vicari, P. Rossi Pisa and P. Catizone (2002). Losses of atrazine, metolachlor, prosulfuron and triasulfuron in subsurface drain water. Agronomie **22**: 399-411.
- Adamiade, C.-V. (2004). Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Application au transfert des produits phytosanitaires. Géosciences et ressources naturelles. Mention : Hydrologie. Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie: 239 pp.
- Adriaanse, P. I. (1990). Fate of pesticides in field ditches : the TOXSWA simulation model. Pays bas.
- Allaire, S. E., H. Dadfar, J. T. Denault, E. Van Bochove, A. Charles and G. Thériault (2011). Development of a method for estimating the likelihood of finger flow and lateral flow in Canadian agricultural landscapes. Journal of Hydrology **403**: 261-277.
- Allaire, S. E., S. Roulier and A. J. Cessna (2009). Quantifying preferential flow in soils : a review of different techniques. Journal of Hydrology **378**: 179-204.
- Alletto, L. (2007). Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué : Effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon: 317 pp.
- Alletto, L., Y. Coquet, P. Benoit, D. Heddadj and E. Barriuso (2010). Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. Agronomy for sustainable development **30**: 367-400.
- Amiot, A., A. Jadas-Hécart, D. Landry, I. La Jeunesse, S. Sourice and A. Ballouche (2012). Etude des transferts de produits phytosanitaires vers les eaux de surface. 42^{ème} congrès du Groupe Français des Pesticides. Poitiers.
- Argent, R. (2004). An overview of model integration for environmental applications- components, frameworks and semantics. Environmental Modelling and Software **19**: 291-234.
- Arlot, M. P. (1999). Nitrates dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ? Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux. Thèse de l'Université Paris VI. Thèse de Doctorat. 446 pp.
- Arnold, J. G., B. A. Engel and R. Srinivisan (1993). A continuous time, grid cell watershed model. Application of advanced information technology: "Effective management of natural resources conference", StJoseph, MI.
- Assier, J. M. (2001). Etude du pouvoir des zones tampons à limiter la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. , Rapport de fin d'étude de l'ENGEES 99 pp.
- Aubertot, J. N., J. M. Barbier, A. Carpentier, J. J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini and M. Voltz (2005). Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport. , INRA et Cemagref: 64 pp.
- Babut, M., G. Arts, A. Barra Caracciolo, N. Carluer, N. Domange, N. Friberg, V. Gouy, M. Grung, L. Lagadic, F. Martin-Laurent, S. Pesce, B. Real, S. Reichenberger, E. Roex, K. Romijn, M. Röttele, M. Stenrod, J. Tournebize, F. Vernier and E. Vindimian (Accepté). Pesticide risk assessment and management in a globally changing world - Report from a European interdisciplinary workshop. Environmental Science and Pollution Research.
- Barrez, F., G. Le Hénaff, J. F. Vernoux, C. Catalogne and N. Carluer (2013). Aide à l'optimisation des actions de protection des captages. Méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une Aire d'Alimentation de Captage., Irstea -BRGM - Onema: 75 pp + annexes.
- Barriuso, E., G. Soulas and M. Schiavon (2000). Rétention et dégradation des pesticides dans les sols. Hydrogéologie **1**: 49-56.
- Beasley, D. B. and L. F. Huggins (1982). ANSWERS-Users manual, EPA-905/9-82-001, USEPA, Region 5 Chicago: 54 pp.
- Beaujouan, V., P. Durand, L. Ruiz, P. Arousseau and G. Cotteret (2002). A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. Hydrological Processes **16**: 496-507.

- Bedekar, V., R. G. Niswonger, K. Kipp, S. Panday and M. Tonkin (2012). Approaches to the simulation of unconfined flow and perched groundwater flow in MODFLOW. Groundwater **50**(2): 187-198.
- Beigel, C., M. Berardozzi, M. Cecchi, N. Domange, C. Guyot, K. Hammel, S. Huber, G. Kahl, S. Knowles and L. Loiseau (2010). Frogs : French refinement of groundwater scenarios, UIPP Environmental Methodology Working Group: 301 pp.
- Benoit, P., E. Barriuso, P. Vidon and B. Real (1999). Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. Journal of Environmental Quality **28**: 121-129.
- Benoit, P., I. Madrigal, C. M. Preston, C. Chenu and E. Barriuso (2008). Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. European Journal of Soil Science **59**(2): 178-189.
- Bereswill, R., B. Golla, M. Strelke and R. Schulz (2012). Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. Agriculture Ecosystems & Environment **146**(1): 81-92. DOI: 10.1016/j.agee.2011.10.010
- Bernard, K., N. Carlier and G. Le Hénaff (Soumis). Diagnostiquer l'efficacité des zones tampons pour limiter le transfert hydrique des produits phytosanitaires. Sciences Eaux & Territoires.
- Bernard, K., D. Noll and N. Carlier (En préparation). Dimensionner les zones tampons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrique des produits phytosanitaires. Sciences Eaux & Territoires.
- Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology. The case of physically-based models. Journal of Hydrology. **105**: 157-172.
- Beven, K. (1995). Linking parameters across scales : subgrid parametrizations and scale dependent hydrological models. Hydrological processes **9**: 507-525.
- Beven, K. (2002). Towards an alternative blueprint for a physically based digitally simulated hydrologic response modelling system. Hydrological Processes **16**: 189-206.
- Beven, K. and A. Binley (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. Hydrological processes **6**: 279-298.
- Bocher, E. and J. Martin (2009). Tanato2: Tin-based approach to evaluate impact of natural and anthropogenic artefacts. Abstracts Proceedings of the International OpenSource Geospatial Research Symposium OGRS 2009,, Nantes, France,.
- Boesten, J. J. T. I., H. Köpp, P. I. Adriaanse, Brock, T.C.M. and V. E. Forbes (2007). Conceptual model for improving the link between exposure and effects in the aquatic risk assessment of pesticides. Ecotoxicology and environmental safety **66**: 291-308.
- Boivin, A., C. Margoum, C. Guillemain, N. Ball, N. Carlier, J.-J. Gril and V. Gouy (2007). Water and pesticide transport dynamic in a grass buffer strip. WAPO : International Conference on Water POLLution in natural POrous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators., Barcelone.
- Borin, M., M. Passoni, M. Thiene and T. Tempesta (2010). Multiple functions of buffer strips in farming areas. European Journal of Agronomy **32**: 103-111.
- Borin, M., M. Vianello, F. Morari and G. Zanin (2005). Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. Agriculture, Ecosystems and Environment **105** (1-2): 101-114.
- Borrel, V., I. Braud, G. Dedieu, A. Boone, F. Branger, Y. Brunet, I. Calmet, N. Carlier, A. Chanzy, P. Chibaudel, J. D. Creutin, H. Davil, A. Ern, F. Habets, F. Hecht, J. Jaffré, P. Lagacherie, J.-C. Menaut, P. Mestaye, R. Moussa, J. Noilhan, J. Ogée, A. Olioso, L. Prévot, F. Rodriguez and M. Voltz (2005). Modélisation du fonctionnement des surfaces continentales aux échelles locales à régionales. SEVE : Sol Eau Végétation Energie. Colloque de restitution ECCO. Toulouse.
- Boughton, W. C. (1989). A review of the USDA-SCS Curve Number method. Australian Journal of Soil Research **27**(3): 511-523.
- Boulil, K., F. Pinet, S. Bimonte, N. Carlier, C. Lauvernet, B. Cheviron, A. Miralles and J.-P. Chanet (2013). Guaranteeing the Quality of Multidimensional Analysis in Data Warehouses of Simulation Results: Application to Pesticide Transfer Data Produced by the MACRO Model. Ecological Informatics **16**: 41-52.

Boutron, O. (2009). Etude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert des produits phytosanitaires dans les fossés agricoles. Approches expérimentale et numérique. , Université Claude Bernard, Lyon 1 - IRCE Lyon.Mémoire de thèse 255.

Boutron, O., C. Margoum, J.-M. Chovelon, C. Guillemain and V. Gouy (2011). Effect of the submergence, the bed form geometry and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. Water Resources Research **47**. DOI: 10.1029/2011WR010378

Branger, F. (2003). Modélisation de l'influence d'un fossé en travers de la pente sur les écoulements. Conséquences sur le transfert de solutés., Paris VI. Engref. Cemagref.Rapport de DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie. 57 pp.

Branger, F. (2007). Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine). Océan, Atmosphère, Hydrologie.Thèse de 1 Université Joseph Fourier; Grenoble: 220 pp.

Branger, F., S. Debionne, P. Viallet, I. Braud and M. Vauclin (2006). Using the LIQUID framework to build an agricultural subsurface drainage model. 7th International Conference on Hydroinformatics. HIC 2006, Nice, France.

Branger, F., J. Tournebize, N. Carluier, C. Kao and M. Vauclin (2009). A conceptual modelling approach for pesticides transport in a subsurface drained field: the PESTDRAIN model. Agricultural Water Management **96**: 415-428.

Brown, C. D., I. G. Dubus, P. Fogg, M. Spirlet and C. Gustin (2004). Exposure to sulfosulfuron in agricultural drainage ditches: field monitoring and scenario-based modelling. Pest Management Science **60**: 765-776.

Brown, C. D. and W. Van Beinum (2009). Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. Environmental pollution **157**: 3314-3324.

Carluier, N. (1998). Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Adaptation au bassin versant de Naizin (Morbihan). Hydrologie.Thèse de I Université Paris VI: 400 pp.

Carluier, N. (2003). Echanges d'eau, de polluants et de matières entre un écoulement à surface libre et la couche superficielle du sol sous-jacente. Détermination des facteurs clés et rôle des hétérogénéités.Appel d'offres 2001 du PNRH. Rapport final. 65 pp.

Carluier, N., P. Ackerer, V. Adamiade, P. Andrieux, P. Arousseau, E. Barriuso, P. Benoît, G. Bourrié, M. Charnay, C. Chaumont, Y. Coquet, M. Cordier, A. Dutertre, J. Fabre, C. Garon-Boucher, C. Gascuel Odoux, J. Gillet, V. Gouy, J. Gril, C. Kao, P. Lagacherie, S. Le Forner, F. Lehmann, X. Louchart, I. Madrigal, J. Molénat, R. Moussa, Y. Nédélec, V. Pot, B. Réal, J. Robbez-Masson, C. Souiller, F. Tortrat, F. Trolard and M. Voltz (2004). Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface., Rapport final. Programme Pesticides du MEDD (Subvention n° 01106 DU 23 Mars 2001): 120 pp.

Carluier, N. and G. De Marsily (2004). Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. Journal of Hydrology **285**: 76-95.

Carluier, N., A. Fontaine, C. Lauvernet and R. Munoz-Carpena (2011). Guide de dimensionnement des zones tampons enherbées ou boisées pour réduire la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires, Cemagref. DGPAAT du Ministère en charge de l'Agriculture.

Carluier, N. and C. Gauroy (2009). Intérêt et limites de l'analyse des données de surveillance « eaux de surface » à l'échelle nationale (base IFEN), Convention Cemagref - Onema.

Carluier, N., G. Giannone, P.-H. Bazin, R. Cherif and J. J. Gril (2008). Vers un outil de dimensionnement des dispositifs enherbés pour limiter les flux de phytosanitaires transférés par ruissellement. Tests de scénarios. Ingénieries - EAT n° 55 -56: 61-77.

Carluier, N., V. Gouy, C. Lauvernet, A. Miralles, F. Pinet, S. Bimonte, C. Gascuel-Odoux, C. Grimaldi, Y. Coquet, P. Benoit, B. Réal, J. Maillet-Mezeray, N. Marquet and C. Guyot (2011). Building risk indicators of surface water contamination by pesticides at the smallcatchment scale. Taking in account spatial and

- temporal dimensions. Support for risk assessment and management: MIRIPHYQUE project. Innovative approaches for the management of environmental risks from plant protection products, Montpellier, France.
- Carluer, N., C. Margoum, A. Boivin, N. Ball, J.-J. Gril and V. Gouy (2007). Effacité de la dissipation des produits phytosanitaires par les bandes enherbées et les fossés. Mécanismes de transfert et modélisation. Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires., Paris, AFPP.
- Carnet, C. (1978). Bocage : Sols et Eaux. Tome II : Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage. Thèse de 1 INRA - ENSA - Université de Rennes.
- Carrier, X. (2004). Modélisation du transfert de produits phytosanitaires en parcelles agricoles drainées dans l'ouest de la France : aide au diagnostic pour les risques de pollutions vers les eaux de surface, Cemagref Lyon. DESS Management du territoire. Université de Franche Comté. 78 pp + annexes.
- Caubel, V. (2001). Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Sciences de l'Environnement. Thèse de 1 ENSAR: 151 pp.
- CGEDD and CGAAER (2010). La généralisation des bandes enherbées le long des cours d'eau (article 52 du projet de loi Grenelle 2) : réflexion sur l'impact et la mise en oeuvre de cette disposition: 67 pp.
- Chevion, B., N. Carluer, J. Moyes, M. Corot and R. Dairon (En préparation pour Journal of Environmental Quality). Pesticide fate scenarios on cultivated undrained plots by automation of the MACRO model
- Chu, S. T. (1997). Infiltration model for soil profiles with a water table. Transactions of the Asae **40**(4): 1041-1046.
- Clark, M. P., D. Kavetski and F. Fenicia (2011). Pursuing the method of multiple working hypotheses for hydrological modeling. Water Resources Research **47**: doi: 10.1029/2010WR009827.
- Clark, M. P., Slater, A.G., D. E. Rupp, R. Woods, J. A. Vrugt, H. V. Gupta, T. Wagener and L. E. Hay (2008). Framework for Understanding Structural Errors (FUSE): A modular framework to diagnose differences between hydrological models. Water Resources Research **44**: doi: 10.1029/2007WR006735.
- Clement, T. P., W. R. Wise, F. J. Molz and M. Wen (1996). A comparison of modeling approaches for steady-state unconfined flow. Journal of Hydrology **181**: 189-209.
- Cloke, H. L., M. G. Anderson, J. J. McDonnell and J. P. Renaud (2006). Using numerical modelling to evaluate the capillary fringe groundwater ridging hypothesis of streamflow generation. Journal of Hydrology **316**: 141-162.
- Commissariat Général au Développement Durable (2013). Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. Observation et statistiques n° **436. Juillet 2013**.
- CORPEN (1996). Qualité des eaux et produits phytosanitaires : propositions pour une démarche de diagnostic: 119.
- CORPEN (1997). Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. Etat des connaissances et propositions de mise en oeuvre., Groupe "Dispositifs enherbés": 35.
- CORPEN (1999). Désherbage. Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires., CORPEN. Groupe Phytopratt: 160 pp.
- CORPEN (2003). Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires : Eléments méthodologiques - Utilisation des Systèmes de traitement de l'Information Géographiques (SIG). Corpen: 84 pp.
- CORPEN (2007). Les fonctions environnementales des zones tampons. Les bases scientifiques et techniques des fonctions de production des eaux.
- Cros-Cayot, S. (1997). Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte Américain. .Thèse de 1 Thèse de Doctorat de l'ENSAR: 218 p + annexes.
- Curmi, P., P. Durand, C. Gascuel-Oudou, V. Hallaire, P. Merot, F. Robin, F. Trolard, C. Walter and G. Bourrie (1995). Le programme CORMORAN-INRA : de l'importance du milieu physique dans la régulation biogéochimique de la teneur en nitrate des eaux superficielles. Journal européen d'hydrologie. **26**: 37-56.
- Dagan, G. and E. Bresler (1983). Unsaturated flow in spatially variable fields. 1. Derivation of models of infiltration and redistribution. 2. Application of water flow models to various fields. 3. Solute transport models and their application to two sites. Water Resources Research. **19**: 413-420-428-435.

- Dages, C. (2003). Etude et modélisation des échanges nappe-fossé dans un contexte méditerranéen, Université Montpellier II. LISAH.DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental. 60 pp.
- Dages, C., M. Voltz, A. Bsaibes, L. Prévot, O. Huttel, X. Louchart, F. Garnier and S. Negro (2009). Estimating the role of a ditch network in groundwater recharge in a Mediterranean catchment using a water balance approach. Journal of Hydrology **375**: 478-512.
- Dairon, R., N. Carluier, A. Dutertre, B. Réal and F. Leprince (2013). Comparison of 1D and 2D modelling of pesticide transfer in a tile-drained context. Application to la Jaillière site. Pesticide behaviour in soils, water and air University of York, UK.
- Dairon, R., J. Tournebize, B. Réal, A. Dutertre and N. Carluier (Soumis). Synthesis of a long term monitoring of nitrate and pesticide fates in a French subsurface drained experimental plots. Agriculture, Ecosystems and Environment.
- Davis, S. H., R. A. Vertessy and R. P. Silberstein (1999). The sensitivity of a catchment model to soil hydraulic properties obtained by using different measures techniques. Hydrological Processes **13**: 677-688.
- Debieche, T. H. (2007). Traitement des données hydrodynamiques du site expérimental de La Jaillière (44) avec prise en compte des incertitudes: 68.
- Debieche, T. H., C.-V. Adamiade and N. Carluier (2006). Effet d'un fossé en travers sur l'écoulement hydrodynamique d'une nappe superficielle peu profonde. Application sur le site expérimental de la Jaillière (44, France). Conférence Internationale Eaux Souterraines IAHR-GW2006 " Groundwater Hydraulics in Complex Environments ". Toulouse, France.
- Delphin, J. E. and J. Y. Chapot (2001). Leaching of atrazine and deethylatrazine under a vegetative filter strip. Agronomie: 461-470.
- Devers, M., S. Pesce and F. Martin-Laurent (En préparation pour Biodegradation). Characterization of two members of a diuron degrading bacterial consortium isolated from the Beaujaulais vineyard: evidence for cooperative catabolic pathways.
- Devillers, J., R. Farret, P. Girardin, J. L. Rivière and G. Soulas (2005). Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier.
- Djabelkhir, K., P. Kraft, C. Lauvernet and N. Carluier (2013). Modeling of water and pesticide fate at hillslope scale. Open Water Symposium Bruxelles. Belgique.
- Domange, N. (2004). Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant agricole (Rouffach, Haut Rhin). Sciences de la Terre et de l'Univers. Thèse de l'Université Louis Pasteur. Strasbourg I: 328.
- Dorigo, U., C. Leboulanger, A. Bérard, A. Bouchez, J. F. Humbert and B. Montuelle (2007). Lotic biofilm community structure and tolerance along a pesticide contamination gradient in a vineyard area. Aquat. Microb. Ecol. **50**: 91-102.
- Dosskey, M. G. (2001). Towards quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. Environmental Management **28**(5): 577-598.
- Dosskey, M. G. (2002). Setting priorities for research on pollution reduction functions of agricultural buffers. Environmental Management **30**(5): 641-650.
- Dosskey, M. G., M. J. Helmers and D. E. Eisenhauer (2011). A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. Journal of soil and water conservation **66**(1): 29-39.
- Dosskey, M. G., M. J. Helmers, D. E. Eisenhauer, T. G. Franti and K. D. Hoagland (2002). Assessment of concentrated flow through riparian buffers. Journal of soil and water conservation **57**(6): 336-343.
- Dousset, S., M. Thévenot, D. Schrack, V. Gouy and N. Carluier (2010). Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). Environmental Pollution(158): 2446-2453.
- Dunn, S. M. and R. Mackay (1996). Modelling the hydrological impacts of open ditch drainage. Journal of Hydrology **179**: 37-66.
- Dupraz, C. and F. Liagre (2010). Agroforesterie - Des arbres et des cultures.

- Durand, P., S. Cros-Cayot, C. Gascuel-Oudoux and D. Heddadj (1999). Solute concentrations of overland flow water in a cultivated field : spatial variations, intra- and inter-storm trends. Hydrological processes **13**: 1465-1777.
- Engeland, K., C. Y. Xu and L. Gottschalk (2005). Assessing uncertainties in a conceptual water balance model using bayesian methodology. Hydrological sciences journal. Journal des sciences hydrologiques **50**(1): 45-63.
- European Commission (2002). Guidance document on aquatic ecotoxicology in the context of directive 91/414/EEC, Health and consumer protection directorate general. EC Document reference SANCO/3268/2001 rev 4: 62 pp.
- Fabre, J. C., X. Louchart, R. Moussa, C. Dagès, F. Colin, M. Rabotin, D. Raclot, P. Lagacherie and M. Voltz (2010). OpenFLUID: a software environment for modelling fluxes in landscapes. . LandMod 2010: International Conference on Integrative Landscape Modelling Montpellier.
- Farlin, J., L. Drouet, T. Gallé, D. Pittois, M. Bayerle, C. Braun, P. Maloszewski, J. Vanderborgh, M. Elsner and A. Kies (2013). Delineating spring recharge areas in a fractured sandstone aquifer based on pesticide mass balance. Hydrogeol. J. DOI: 10.1007/s10040-013-0964-5
- Farlin, J. and P. Maloszewski (2013). On the use of spring baseflow recession for a more accurate parameterization of aquifer transit time distribution functions. Hydrology and Earth System Sciences. DOI: 10.5194/hess-17-1-2013
- Fiener, P. and K. Auerswald (2005). Measurement and modeling of concentrated runoff in grassed waterways. Journal of Hydrology **301**: 198-215.
- Findlay, S. (1995). Importance of Surface-Subsurface Exchange in Stream Ecosystems - the Hyporheic Zone. . Limnology and Oceanography **40**(1): 159-164.
- Fontaine, A., C. Lauvernet, R. Munoz-Carpena, V. Gouy and N. Carluer (2011). Mise au point d'une méthode de dimensionnement des zones tampons enherbées ou boisées pour réduire la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires. XXXXIème congrès du Groupe Français des Pesticides Orléans.
- Franks, S., P. Gineste, K. Beven and P. Merot (1996). On constraining the prediction of distributed models : the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas in the calibration process. Soumis à Water Ressources Research en Aout 1996.
- Freer, J. E., H. McMillan, J. J. McDonnell and K. J. Bven (2004). Constraining dynamic TOPMODEL responses for imprecise water table information using fuzzy rule based performance measures. Journal of Hydrology **291**: 254-277.
- Frey, M. P., M. K. Schneider, A. Dietzel, P. Reichert and C. Stamm (2009). Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: Role of connectivity and boundary conditions. Journal of Hydrology **365**: 23-36.
- Galea, G. and C. Prudhomme (1997). Notions de base et concepts utiles pour la compréhension de la modélisation synthétique des régimes de crue des bassins versants au sens des modèles QdF. Revue des Sciences de l'Eau **1**: 83-101.
- Gallant, J. (1999). TERRAE: a new element network tool for hydrological modelling. 2nd Inter-Regional Conference on Environment Water 99, Lausanne. Suisse.
- Gärdenäs, A. I., J. Simunek, N. J. Jarvis and M. T. Van Genuchten (2006). Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field. Journal of Hydrology **329**(3-4): 647-660.
- Garric, L. (2008). Etude comparative du devenir de pesticides infiltrés dans des colonnes de sol non remanié de zones tampons enherbées, Engees: 82.
- Gascuel-Oudoux, C., P. Arousseau, M.-O. Cordier, P. Durand, F. Garcia, V. Masson, J. Salmon-Monviola, F. Tortrat and R. Trepos (2009). A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. Environmental Modelling and Software **24**: 1433-1446.
- Gascuel Odoux, C., M. Weiler and J. Molenat (2010). Effect of the spatial distribution of physical aquifer properties on modelled water table depth and stream discharge in a headwater catchment. Hydrol. Earth Syst. Sci **14**: 1179-1194.

- Gassman, P. W., J. R. Williams, Wang, X., A. Saleh, E. Osei, L. M. Hauck, R. C. Izaurralde and J. D. Flowers (2010). The agricultural policy/environmental extender (APEX) model : an emerging tool for landscape and watershed environmental analyses. Transactions of the ASABE **53**(3): 711-740.
- Gauroy, C., N. Bougon, N. Carluer, V. Gouy, G. Le Hénaff, J. Piffady and T. Tormos (En révision). Evaluation des risques de contamination des masses d'eau de surface par les produits phytosanitaires en France : la méthode ARPEGES. Sciences Eaux & Territoires.
- Gauroy, C. and N. Carluer (2011). Interpretation of data about pesticides residues in surface water in France by grouping data within homogeneous spatial units. KMAE **04**(400). DOI: 10.1051/kmae/2010037
- Gauroy, C., V. Gouy and N. Carluer (2012). Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides par hydro-écocorégion. Sciences Eaux & Territoires(Article Hors Série 2012. n°8): 11 pp.
- Gauroy, C., V. Gouy and N. Carluer (En préparation pour Ingénieries-EAT). Utilisation de la Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques et des données de surveillance des eaux de surface pour l'étude du lien entre pression phytosanitaire et contamination des eaux de surface.
- Gauroy, C., T. Tormos, J. Piffady, N. Bougon, N. Carluer, G. Le Hénaff and V. Gouy (2012). ARPEGES : Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface. Evaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface, Irstea-Onema: 102 pp.
- Gerke, H. H. and J. M. Köhne (2004). Dual-permeability modeling of preferential bromide leaching from a tile-drained glacial till agricultural field. Journal of Hydrology **289**: 239-257.
- Ghavazi, R., Z. Thomas, Y. Hamon, J. C. Marie, M. Corson and P. Merot (2008). Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake. Hydrological Processes **22**: 4723-4735.
- Ghavazi, R., Z. Thomas, Y. Hamon and P. Merot (2011). Soil water movement under a bottomland hedgerow during contrasting meteorological conditions. Hydrological Processes **25**: 1431-1442.
- Giannone, G. (2008). Contribution à la construction d'un outil de dimensionnement et de positionnement de zones tampons enherbées. Tests de scénarios. Master Geoscience, Environnement et Risques. Spécialité Ingénierie Environnementale. Université Louis Pasteur. Strasbourg, Master Geoscience, Environnement et Risques. Spécialité Ingénierie Environnementale. Université Louis Pasteur.: 57 pp.
- Gineste, P., C. Puech and P. Merot (1998). Radar remote sensing of the source areas from the Coët-Dan catchment. Hydrological Processes.
- Gouy, V. (2003). TOXSWA Project report. Contribution form Cemagref.
- Gouy, V. (2012). Transferts hydriques superficiels des substances phytosanitaires utilisées en agriculture : dynamique de mobilisation, atténuation possible et impact sur les cours d'eau, Irstea. Université Claude Bernard Lyon 1 Mémoire de HDR. 153 pp.
- Gouy, V., A. Boivin, J.-G. Lacas, N. Carluer, C. Margoum and J.-J. Gril (2007). Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille Catchment (Beaujolais). XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health, Piacenza. Italie.
- Gouy, V. and C. Nivon (2005). Caractérisation et suivi de la qualité de l'eau sur le bassin versant de la Morcille sur la période 2001-mi 2005, Rapport d'avancement. Protection des Eaux en Beaujolais Viticole.
- Gregersen, J. B. and M. Blind (2004). OpenMI: the essential concepts and their implications for legacy software. The international environmental modelling and software society conference complexity and integrated resources management, University of Osnabrück. Germany.
- Gregoire, C., D. Elsaesser, D. Huguenot, J. Lange, T. Lebeau, A. Merli, R. Mose, E. Passeport, S. Payraudeau, T. Schuetz, R. Schulz, G. Tapia-Padilla, J. Tournebize, M. Trevisan and A. Wanko (2009). Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Environmental Chemistry Letters **7**(3): 205-231. DOI: 10.1007/s10311-008-0167-9
- Gregoire, C., D. Elsaesser, D. Huguenot, J. Lange, T. Lebeau, A. Merli, R. Mose, E. Passeport, S. Payraudeau, T. Schutz, R. Schulz, G. Tapia-Padilla, J. Tournebize, M. Trevisan and A. Wanko (2009). Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Environmental Chemistry Letter **7**: 205-231.
- Grellier, N. (2002). Etude des transferts entre un écoulement de surface libre et la proche subsurface du sol, INSA Toulouse. Rapport de fin d'études ingénieur INSA. 60.

- Gril, J. and B. Duvoux (1991). Maîtrise du ruissellement et de l'érosion. Conditions d'adaptation des méthodes américaines., Cemagref.
- Gril, J. J. and J. M. Dorioz (2004). Des bassins versants de recherche aux bassins opérationnels : quels bassins versants pour connaître et maîtriser les pollutions diffuses agricoles ? Ingénieries - E A T **39**: 3-16.
- Gril, J. J. and G. Le Hénaff (2010a). Guide de diagnostic de l'efficacité des zones tampons rivulaires vis à vis du transfert hydriques des pesticides., Cemagref - ONEMA.
- Gril, J. J., G. Le Hénaff and K. Faidix (2010b). Mise en place des zones tampons et évaluation de zones tampons existantes destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides. Guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant., Cemagref. DGPAAT du Ministère en charge de l'Agriculture.
- Grimaldi, C., J. Baudry and G. Pinay (2012). Des zones tampons dans mes paysages ruraux pour la régulation de la pollution diffuse. Innovations Agronomiques **23**: 55-68.
- Grimaldi, C. and V. Chaplot (1999). Nitrate depletion during within-stream transport: effects of exchange processes between streamwater, the hyporheic and riparian zones. Water, Air and Soil Pollution **124**: 95-112.
- Grimaldi, C., M. Fossey, Z. Thomas, Y. Fauvel and P. Merot (2012). Nitrate attenuation in soil and shallow groundwater under a bottomland hedgerow in a European farming landscape. Hydrological Processes **26**: 3570-3578.
- Grimaldi, C., Z. Thomas, M. Fossey, et al., Y. Fauvel and P. Merot (2009). High chloride concentrations in the soil and groundwater under an oak hedge in the West of France: an indicator of evapotranspiration and water movement. Hydrological Processes **23**(13): 1865-1873.
- Gumiere, S. J., Y. Le Bissonnais, D. Raclot and B. Cheviron (2011). Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling: A review. Earth Surface Processes and Landforms **36**(1): 3-19. DOI: 10.1002/esp.2042
- Habets, F., N. Flipo, P. Goblet, E. Ledoux, C. Monteil, E. Philippe, W. Queyrel, F. Saleh, O. Souhar, A. Stouls, P. Viennot, C. David, A. Bacchi, H. Blanchoud, E. Moreau-Guigon, M. Launay, D. Ripoché, B. Mary, P. A. Jayet, E. Martin, T. Morel and J. Tournebize (2010). Le développement du modèle intégré des hydrosystèmes Eau-dyssée, PIREN-Seine: 46 pp.
- Henine, H. (2010). Couplage des processus hydrologiques reliant parcelles agricoles drainées, collecteurs enterrés et émissaire à surface libre : intégration à l'échelle du bassin versant Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie.
- Hilberts, A. G. J., E. E. Van Loon, T. P.A and C. Paniconi (2004). The hillslope-storage Boussinesq model for non-constant bedrock slope. Journal of Hydrology **291**(3-4): 160-173.
- Hooghoudt, S. (1940). Hooghoudt's theory of drainage Institut voor cultuurtechniek en waterhuishouding, The Netherlands. Tech. Rep.
- IFEN (2007). Les pesticides dans les eaux - Données 2005.
- Jankowfsky, S. (2011). Understanding and modelling of hydrological processes in small peri-urban catchments using an object-oriented and modular distributed approach. Application to the Chaudanne and Mzercier sub-catchments (Yzeron catchment, France). Océan, Atmosphère, Hydrologie. Grenoble. Thèse de l'Université Joseph Fourier: 250 pp + annexes.
- Jarvis, N. (2007). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. European Journal of Soil Science **58**: 523-546.
- Jarvis, N. J. (2007). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. European Journal of Soil Science **58**: 523-546.
- Jarvis, N. J., M. Stahli, L. Bergstrom and H. Johnsson (1994). Simulation of dichlorprop and bentazon leaching in soils of contrasting texture, using the MACRO model. J. Environ. Sci. health. **A29**: 1255-1277.
- Jones, R. L., D. J. S. Arnold, G. HARRIS, S. W. Bailey, T. J. Pepper and e. ... (2000). Processes affecting movement of pesticides to drainage in cracking clay soils. Pesticide Outlook **October 2000**: 174-178.

- Jury, W. A. and K. Roth (1990). Transfer functions and solute movement through soil : theory and applications.
- Kahl, G., J. Ingwersen, P. Nutniyom, S. Totrakool, K. Pansombat, T. P. and T. Streck (2007). Micro-trench experiments on interflow and lateral pesticide transport in a sloped soil in northern Thailand. Journal of Environmental Quality **36**: 1205-1216.
- Kao, C. (2002). Contribution à l'étude du fonctionnement hydraulique des fonds de vallées drainées par fossés. Sciences de l'Eau. Thèse de l'ENGREF.
- Kao, C., S. Bouarfa and D. Zimmer (2001). Steady state analysis of unsaturated flow above a shallow water-table aquifer drained by ditches. Journal of Hydrology **250**(1-4): 122-133. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00426-7
- Kao, C., Y. Nédélec and D. Zimmer (1998). Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields. 7th Annual Drainage Symposium "Drainage in the 21st century : Food Production and Environment", Orlando, USA.
- Kao, C., G. Vernet, J. M. Le Filleul, Y. Nédélec, N. Carluier and V. Gouy (2002). Elaboration d'une méthodologie de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis à vis des produits phytosanitaires. Ingénieries EAT(29): 49-66.
- Kienzler, P. M. and F. Naef (2008). Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implication for the "old water paradox". Hydrological Processes **22**: 104-116.
- Kladivko, E., L. C. Brown and J. L. Baker (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. Critical Reviews in Environmental Science and Technology **31**(1): 1-62.
- Köhne, J. M., T. Wöhling, V. Pot, P. Benoit, S. Leguédou, Y. Le Bissonnais and J. Simunek (2011). Coupled simulation of surface runoff and soil water flow using multi-objective parameter estimation. Journal of Hydrology **403**: 141-156.
- Kolpin, D. W., J. E. Barbash and R. J. Gilliom (1998). Occurrence of Pesticides in Shallow Groundwater of the United States: Initial Results from the National Water-Quality Assessment Program. Environ. Sci. Technol. **32**: 558-566.
- Kraft, P. (2012). A hydrological programming language extension for integrated catchment models. Agrarwissenschaften, Ökotropologie und Umweltmanagement. Thèse de l'Justus-Liebig-Universität Giessen: 116 pp.
- Kraft, P., S. Multsch, K. B. Vache, H. G. Fredel and L. Breuer (2010). Using Python as a coupling platform for integrated catchment models. Advances in Geosciences **27**, **51-56**: 51-56.
- Kronvang, B., H. L. Strom, C. C. Hoffmann, A. Laubel and N. Friberg (2004). Subsurface tile drainage loss of modern pesticides : field experiment results. Water Science and Technology **49**(3): 139-148.
- Krutz, L. J., S. A. Senseman, R. M. Zablotowicz and M. A. Matocha (2005). Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. Weed Science **53**: 353-367.
- Kumar, V., C. S. Jaiswal and H. S. Chauhan (2000). Numerical solution of 2D free surface flow to ditch drains in anisotropic soils. Journal of irrigation and drainage engineering **July/August**: 250-254.
- Lacas, J.-G. (2005). Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Sciences de l'eau dans l'environnement continental. Ecole doctorale : Sciences de la Terre et de l'Eau. Thèse de l'Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc: 239 pp + annexes.
- Lacas, J.-G., M. Voltz, V. Gouy, N. Carluier and J.-J. Gril (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for sustainable development **25**: 253-266.
- Lacas, J. G. (2001). Etude et modélisation des échanges nappe-fossé dans le contexte d'un petit bassin versant agricole méditerranéen., INRA Montpellier. ENGEES. ULP.DEA. 76.
- Lacas, J. G., N. Carluier and M. Voltz (2012). Surface-subsurface evaluation of the efficiency of a grassed buffer strip for herbicide retention. Pedosphere **22**(4): 580-592.
- Lagacherie, P., O. Diot, N. Domange, V. Gouy, C. Flouret, C. Kao, R. Moussa, J. M. Robbez-Masson and V. Szleper (2006). An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. Ecological indicators **6**(2): 265-279.

- Lagacherie, P., M. Rabotin, F. Colin, R. Moussa and M. Voltz (2010). Geo-MHYDAS: a landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. Computer and Geosciences **36**: 1021-1032.
- Langevin, C. D. and S. Panday (2012). Future of groundwater modeling. Groundwater **50**(3): 333-339.
- Le Forner, S. (2001). Modélisation hydrologique des échanges surface-souterrain avec réseau de fossés en milieu agricole méditerranéen. Sciences de la Terre et de l'Eau. Hydrologie.Thèse de l' Montpellier II: 217 pp.
- Leclerc, P. (2004). Caractérisation des propriétés de dégradation d'un sol enherbé vis-à-vis du diuron. INRA-INAPG-Cemagref, Faculté des Sciences et Techniques, Université du Havre.Maitrise de Biologie des Populations et des Ecosystèmes, mention Environnement. 44 pp.
- Lecomte, V. (1999). Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant.Thèse de l' ENGREF.Sciences de l'eau. 210.
- Lecomte, V., E. Barriuso, L. M. Bresson, C. Koch and Y. Le Bissonnais (2000). Mobilisation des pesticides par le ruissellement érosif : influence de l'état structural de surface du sol. Produits phytosanitaires : analyse, résidus, métabolites, écotoxicologie, modes d'action, transfert Reims.
- Lefrançois, J. (2007). Dynamiques et origines des matières en suspension sur de petits bassins versants agricoles sur schiste.Thèse de l' Thèse de doctorat de l'Université Rennes 1: 255 p + annexes.
- Lessafre, B. and B. Zimmer (1988). Subsurface drainage peak flows in shallow soil. J. Irrig. Drain. E-ASCE **114**(3): 387-406.
- Liess, M., B. J. Pieters and S. Duquesne (2006). Long-term signal of population disturbance after pulse exposure to an insecticide : rapid recovery of abundance, persistent alteration of structure. Environmental Toxicology and Chemistry **25**(5): 1326-1331.
- Liger, L., N. Carluer, M. Coquery, V. Gouy, C. Guillemain and C. Margoum (2012). Analyse comparée de différentes méthodes d'échantillonnage actif pour le suivi de la contamination en produits phytosanitaires dans les eaux de surface. Congrès du Groupe Français des Pesticides. Poitiers.
- Lim, T. T., D. R. Edwards, S. R. Workman, B. T. Larson and L. Dunn (1998). Vegetated filter strip removal of cattle manure constituents in runoff. Transactions of the ASAE **41**(5): 1375-1381.
- Lissalde, S., N. Mazzella, V. Fauvelle, F. Delmas, P. Mazellier and B. Legube (2010). Liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry method for thirty-three pesticides in natural water and comparison of performance between classical solid phase extraction and passive sampling approaches Journal of Chromatography **1218**(11): 1492-1502. DOI: 10.1016/j.chroma.2011.01.040
- Llados Soldevila, A. (1997). Transferts hydriques verticaux et latéraux en conditions saturées ou quasi saturées dans des sols limoneux.Mémoire de fin d'études ENSAR. 12-21.
- Loaiciga, H. A., R. B. Leipnik, P. F. Hudak and M. A. Marino (1994). Effective hydraulic conductivity of nonstationarity aquifers. Stochastic hydrology and hydraulics. **8**: 1-17.
- Louchart, X. (1999). Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Etude expérimentale et éléments de modélisation. Science du Sol.Thèse de l' ENSAM. Ecole doctorale de Biologie Intégrative: 215 pp.
- Louchart, X., M. Voltz and P. Andrieux (2001). Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. Journal of Environmental Quality **30**(3): 982-991.
- Lowrance, R., G. Vellidis, R. D. Wauchope, P. Gay and D. D. Bosch (1997). Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. . Transactions of the ASAE **40**(4): 1047-1057.
- Lowrance, R. R., L. S. Altier, R. G. Williams, S. P. Inamdar, D. D. Bosch, J. M. Sheridan, D. L. Thomas and R. K. Hubbard (2002). The Riparian Ecosystem Management Model: simulator for ecological processes in riparian zones. , USDA-ARS Conservation Research Report 46.
- Madrigal-Monarez, I. (2004). Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés. Rôle des matières organiques.Thèse de l' Institut Agronomique Paris-Grignon: 212
- Madrigal, I., P. Benoit, E. Barriuso, V. Etiévant, C. Souiller, B. Réal and A. Dutertre (2002). Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis à vis des produits phytosanitaires. Deuxième

partie : Propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufenicanil dans différents sols de bandes enherbées. Etude et gestion de sols **9**(4): 287-302.

Maillet-Mezeray, J., B. Réal, J. Thierry, N. Marquet, C. Guyot, J. J. Gril, V. Gouy and N. Carlier (2010). Bassin versant de la Fontaine du Theil. Produire et reconquérir la qualité de l'eau : une démarche active et concertée., ARVALIS-Institut du Végétal / UIPP 40 pp.

Maillet-Mezeray, J., P. Viaux, P. Desvignes, L. Jouy, A. De Vomecourt, G. Citron, L. Bonin and B. Réal (2007). Bandes enherbées : Enjeux, implantation et entretien, ARVALIS-Institut du Végétal.

Margoum, C. (2003). Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. Environnement et santé. Grenoble.Thèse de l' Université Joseph Fourier. Grenoble I: 243 pp.

Margoum, C., C. Mallessard and V. Gouy (2006). Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. Chemosphere **63**(11): 1835-1841.

Marofi, S. (1999). Rôle des échanges nappe-fossés dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu méditerranéen cultivé. Science du sol ; INRA de Montpellier.Thèse de l' ENSAM. Spécialité hydrologie: 199 pp.

Martin, P., J. F. Ouvry and C. Bockstaller (2009). Adaptation of the curve number approach to runoff estimation for loamy soils over a growing season for winter wheat : comparison with the stream approach. Land degradation and development **20**: 1-16.

McDaniel, P. A., M. P. Regan, E. Brooks, J. Boll, S. Barndt, A. Falen, S. K. Young and J. E. Hammel (2008). Linking fragipans, perched tables, and catchment-scale hydrological processes. Catena **73**: 66-173.

McDonnel, J. J., K. McGuire, P. Aggarwal, K. Beven, D. Biondi, G. Destouni, S. M. Dunn, A. James, J. Kirchner, Kraft, P, S. Lyon, P. Maloszewski, B. Noweman, L. Pfister, A. Rinaldo, A. Rodhe, T. Sayama, J. Seibert, K. Solomon, C. Soulsby, M. Stewart, D. Tetzlaff, C. Tobin, P. A. Troch, M. Weiler, A. Western, A. Wörman and S. Wrede (2010). How old is streamwater? Open questions in catchment transit time conceptualization, modelling and analysis Hydrological Processes **24**: 1745-1754.

Mercier, P. (1998). Contribution méthodologique à l'étude des matières en suspension. Application au transfert particulaire en sol drainé. INRA Versailles.Thèse de l' ENGREF: 164 pp.

Merot, P., C. Gascuel-Oudou, C. Walter, X. Zhang and J. Molénat (1999). Influence du réseau de haies des paysages bocagers sur le cheminement de l'eau de surface. Revue des Sciences de l'Eau **12**(1): 23-44.

Mersie, W., C. Seybold and T. Tsegaye (1999). Movement, adsorption and mineralization of atrazine in two soils with and without switchgrass (*Panicum virgatum*) roots. European Journal of Soil Science, **50**: 343-349.

Michalak, B. (2000). La simulation de ruissellement : un outil d'évaluation de la capacité des zones enherbées et boisées à dissiper les produits phytosanitaires. , Stage de fin d'études de l'ISARA: 100 pp.

Miralles, A., F. Pinet, N. Carlier, F. Vernier, S. Bimonte, C. Lauvernet and V. Gouy (2011). EIS pesticide: an information system for data and knowledge capitalization and analysis. Euraqua-PEER Scientific Conference, Montpellier, FRA, 26/10/2011, Montpellier, 26-28/10/2011.

Moatar, F., F. Birgand, M. Meybeck, C. Faucheux and S. Raymond (2009). Incertitudes sur les métriques de qualité des cours d'eau (médianes et quantiles de concentrations, flux, cas des nutriments) évalués à partir de suivis discrets. La Houille Blanche **903**: 70-79.

Moatar, F. and M. Meybeck (2005). Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire. Hydrological Processes **19**: 429-444.

Molénat, J. (1999). Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrates dans un bassin versant agricole. Etude expérimentale et modélisation. Sciences de la Terre.Thèse de l' Université Rennes I: 249 pp.

Molénat, J., C. Gascuel Odoux, P. Davy and P. Durand (2005). How to model shallow water-table depth variations: the case of Kervidy-Naizin catchment, France. Hydrological Processes **19**: 9091-9920.

Moore, M. T., D. L. Denton, C. M. Cooper, J. Wrynski, J. L. Miller, I. Werner, G. Horner, D. Crane, D. B. Holcomb and G. M. Huddleston (2011). Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease pesticide transport from tomato and alfalfa fields in California, USA. Environmental Toxicology and Chemistry **30**(5): 1044-1049.

- Moussa, R., P. Ackerer, V. Adamiade, P. Andrieux, E. Barriuso, P. Benoît, G. Bourrié, N. Carlier, M. Charnay, C. Chaumont, Y. Coquet, A. Dutertre, J. Fabre, C. Garon-Boucher, J. Gillet, V. Gouy, J. Gril, C. Kao, P. Lagacherie, S. Le Forner, F. Lehmann, X. Louchart, I. Madrigal, Y. Nédélec, V. Pot, B. Réal, J. Robbez-Masson, C. Souiller, F. Trolard and M. Voltz (2001). Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fosses) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. Actes du Séminaire du Groupe Français des Pesticides, Lyon,.
- Moussa, R., M. Voltz and P. Andrieux (2002). Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. Hydrological Processes **16**(2): 393-412.
- Muñoz-Carpena, R. (1993). Modeling hydrology and sediment transport on vegetative filter strips. Thèse de l'Université de Caroline du Nord.
- Munoz-Carpena, R., G. A. Fox and G. J. Sabbagh (2010). Parameter importance and uncertainty in predicting runoff pesticide reduction with filter strips. Journal of Environmental Quality **39**: 1-12.
- Munoz-Carpena, R., C. Lauvernet and N. Carlier (2011). Development and testing of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on flow dynamics through vegetative filter strips. ASABE Annual International Meeting, Louisville, Kentucky (USA).
- Muñoz-Carpena, R., C. Lauvernet and N. Carlier (Soumis). Simplified mechanistic algorithm for unsteady rainfall infiltration and water content distribution in soils with a shallow water table. Advances in Water Resources.
- Muñoz-Carpena, R., J. E. Parsons and J. W. Gilliam (1999). Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. Journal of Hydrology **214**: 111-129.
- Muñoz-Carpena, R., Z. Zajac and Y. M. Kuo (2007). Global Sensitivity and Uncertainty Analyses of the Water Quality Model VFSMOD-W. Transactions of the ASABE **50**: 1719-1732.
- Muscutt, A. D., G. L. Harris, S. W. Bailey and D. B. Davies (1993). Buffer zones to improve water quality : a review of their potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment **45**: 39-77.
- Nédélec, Y., D. Zimmer, C. Chaumont and Porcheron, M.D. (1998). Dynamic flood control along arterial drainage networks, a case study. 1st inter-regional conference Water and the environment : innovative issues in irrigation and drainage. E. e. F. N. S. LTD. Lisbonne. Portugal.
- Novak, S. (1999). Dynamique de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles : de l'étude de terrain à l'approche modélisatrice. Science du Sol. Thèse de l'Université de Nancy I: 258 pp.
- Orlandini, S., M. Mancini, C. Paniconi and R. Rosso (1996). Local contributions to infiltration excess runoff for a conceptual catchment scale model. Water Resources Research **32**(7): 2003-2012.
- Orquevaux, M. (2010). Etude du bassin versant de la Morcille (Nord Beaujolais, 69) : synthèse de données et mise au point d'un schéma de fonctionnement tenant compte des dynamiques de concentration des pesticides et des métaux, Cemagref. Enges. Travail de fin d'études de l'Enges. 73 pp.
- Otto, S., M. Vianello, A. Infantino, G. Zanin and A. Di Guardo (2008). Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. Chemosphere **71**: 74-82.
- Paris, T. (2004). Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement. S. d. l'Eau, Thèse de l'ENGREF: 188 pp.
- Paris, T., J. Tournebize, C. Chaumont and C. Kao (2004). Etude des transferts de solutés à l'interface sol non saturé/nappe superficielle. Congrès du GFHN, Grenoble.
- Passeport, E. (2010). Efficiency of an artificial wetland and a forest buffer for pesticide pollution migration in a tile-drained agricultural watershed. Thèse de l'AgroParisTech: 266.
- Passeport, E., J. Tournebize, S. Jankowsky, B. Promse, C. Chaumont, Y. Coquet and J. Lange (2010). Artificial Wetland and Forest Buffer Zone: Hydraulic and Tracer Characterization. Vadose Zone Journal(9): 73-84.
- Patty, L. (1997). Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufenicanil). Méthodologie analytique. Thèse de l'Enges - Université de Grenoble I: 215.

Pauwells, H. and J. L. Pinault (1997). Contrat de PPlan Etat-Région Bretagne 1994-1998. Programme : Bassins versants et transmission des pollutions au littoral.

Dénitrification et transferts de nitrate : le bassin versant du Coët-Dan, BRGM: 29 pp.

Payraudeau, S., P. Junker, G. Imfeld and C. Gregoire (2009). Characterizing hydrological connectivity to identify critical source areas for pesticides losses. 18th World Imacs Congress and Modsim09 International Congress on Modelling and Simulation: Interfacing Modelling and Simulation with Mathematical and Computational Sciences. R. S. B. R. D. N. L. T. H. Anderssen: 1879-1885.

Pesce, S., F. Martin-Laurent, N. Rouard, A. Robin and B. Montuelle (2010). Evidence for adaptation of riverine sediment microbial communities to diuron mineralization: incidence of run-off and soil erosion. J. Soil. Sed. **10**: 698-707.

Pesce, S., S. Morin, S. Lissalde, B. Montuelle and N. Mazzella (2011). Combining polar organic chemical integrative samplers (POCIS) with toxicity testing to evaluate pesticide mixture effects on natural phototrophic biofilms. Environmental pollution **159**(3): 735-741. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.11.034

Petersen, C. T., J. Holm, C. B. Koch, H. E. Jensen and S. Hansen (2002). Movement of pendimethalin on soil particles to field drainage tiles. Pesticide Management Science **59**: 85-96.

Poletika, N. N., P. N. Coody, G. A. Fox, G. J. Sabbagh, S. C. Dodler and J. White (2009). Chlorpyrifos and Atrazine removal from runoff by vegetative filter strips, : experiments and predictive modeling. Journal of Environmental Quality **38**(3): 1042-1052.

Qi, H. and M. S. Altinakar (2011). Vegetation buffer strips design using an optimization approach for non-point source pollutant control of an agricultural watershed. Water Resources Management **25**: 565-578.

Qu, Y. and C. J. Duffy (2007). A semidiscrete finite volume formulation for multiprocess watershed simulation. Water Resources Research **43**(W08419): doi:10.1029/2006WR005752.

Rabiet, M., M. Coquery, C. MARGOUM, C. Guillemain, N. Carluer and V. Gouy (2007). Distribution and fate of pesticides and trace metals in a small stream draining and agricultural watershed. Assessing the effect of hydrological conditions on the transport of contaminants. EGU General Assembly, Vienne. Autriche.

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, N. Carluer and M. Coquery (2008). Transfert des pesticides et métaux dans un petit bassin versant vité - Etude préliminaire de l'influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. Ingénieries - EAT(n° spécial): 65-75.

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, N. Carluer and M. Coquery (2010). Assessing pesticide concentrations and concentration dynamics and fluxes in the stream of a small vineyard watershedcatchment - Effect of sampling strategy frequency. Environmental pollution **158**(3): 737-747.

Rachman, A., S. H. Anderson, C. J. Gantzer and E. E. Alberts (2004). Soil hydraulic properties influenced by stiff-stemmed grass hedge systems. Soil Sci. Soc. Am. J. **68**: 1386-1393.

Raharinosy, S. (2001). Modalités de transfert d'eau et d'isoproturon dans des sols sous bandes enherbées : études sur des colonnes de sol non perturbé., INRA Grignon. Université Louis Pasteur de Strasbourg. DESS Sciences de l'Environnement. 50 pp.

Randriambololohasinirina, P. (2012). Caractérisation de la dissipation des pesticides dans les sols d'un bassin versant viticole du Beaujolais, UPMC. AgroParisTech. Master Sciences et Techniques du Vivant. Mention "Sciences Agronomiques, de l'Environnement et du Paysage". 42 pp.

Réal, B., A. Morel and E. Masson (1996). Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés. Bignan, Plelo, La Jaillière, ITCF. Agence de l'Eau Loire Bretagne: 21 pp.

Reggiani, P., M. Sivapalan and S. M. Hassanizadeh (1998). A unifying framework for watershed thermodynamics : balance equation for mass, momentum, energy and entropy, and the second law of thermodynamics. Advances in Water Resources **22**(4): 367-398.

Reggiani, P., M. Sivapalan and S. M. Hassanizadeh (2000). Conservation equations governing hillslope responses : exploring the physical basis of water balance. Water Resources Research **36**(7): 1845-1863.

Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak and H.-G. Frede (2007). Mitigation strategies to reduce pesticides inputs into ground- and surface water and their effectiveness. A review. Science of the Total Environment **384**(1-3): 1-35.

- Renaud, F. G., P. H. Bellamy and C. D. Brown (2008). Simulating pesticides in ditches to assess ecological risk (SPIDER): I. Model description. Science of the Total Environment **394**(1): 112-123. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.11.038
- Renaud, F. G. and C. D. Brown (2008). Simulating pesticides in ditches to assess ecological risk (SPIDER): II. Benchmarking for the drainage model. Science of the Total Environment **394**(1): 124-133. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.01.014
- Ribolzi, O., P. Andrieux, V. Valles, R. Bouzigues, T. Bariac and M. Voltz (2000). Contribution of groundwater and overland flows to storm flow generation in a cultivated Mediterranean catchment. Quantification by natural chemical tracing. Journal of Hydrology **233**: 241-257.
- Riise, G., H. Lundekvam, Q. L. Wu, L. E. Haugen and J. Mulder (2004). Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway. Runoff through surface and drainage water. Environmental Geochemistry and Health **26**: 269-276.
- Rode, M. and U. Suhr (2007). Uncertainties in selected river water quality data. Hydrol. Earth Syst. Sci **11**: 863-874.
- Roger, L. (2013). Retenues collinaires et impacts associés, Irstea. AgrosupDijon, ENSAT.Travail de fin d'études. 50 pp + annexes.
- Ross, P. J. (2003). Modeling Soil Water and Solute Transport. Fast, Simplified Numerical solutions. Agronomy journal **95**(6): 1352-1361.
- Rouxel, M., J. Molénat, L. Ruiz, C. Legout, M. Faucheux and C. Gascuel-Oudou (2011). Seasonal and spatial variation in groundwater quality along the hillslope of an agricultural research catchment (Western France). Hydrological Processes **25**(6): 831-841.
- Sabbagh, G. J., G. A. Fox, A. Kamanzi, B. Roepke and J. Z. Tang (2009). Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. . Journal of Environmental Quality **38**(2): 762-771.
- Saltelli, A., K. Chan and E. M. Scott (2000). Sensitivity Analysis., Wiley.
- Salvucci, G. D. and D. Entekhabi (1995). Poned infiltration into soils bounded by a water table. Water resources research **31**(11): 2751-2759.
- Saulnier, G. M. (1996). Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL.Thèse de l INPG. Géoscience: 275 pp.
- Scorza junior, R. P., J. H. Smelt, J. J. T. I. Boesten and R. F. A. Hendriks (2004). Preferential Flow of Bromide, Bentazon, and Imidacloprid in a Dutch Clay Soil. Journal of Environmental Quality. **33**: 1473–1486.
- Simunek, J., N. Jarvis, M. T. Van Genuchten and A. I. Gärdenäs (2003). Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. Journal of Hydrology **22**: 14-35.
- Simunek, J., M. Sejna and M. T. Van Genuchten (1999). The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, International Groundwater Modeling Center, Riverside, California: 227 pp.
- Souiller, C., Y. Coquet, V. Pot, P. Benoît, B. Réal, C. Margoum, B. Laillet, C. Labat, P. Vachier and A. Dutertre (2002). Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé ; mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie. Etude et Gestion des sols **9**(4): 269-285.
- Soulsby, C., P. J. Rodgers, J. Petry, D. M. Hannah, I. A. Malcolm and S. M. Dunn (2004). Using tracers to upsacle flow path understanding in mesoscale mountainous catchments: two examples from Scotland. Journal of Hydrology **291**(3-4): 174-196.
- Stehle, S., D. Elsaesser, C. Grégoire, G. Imfeld, E. Niehaus, E. Passeport, S. Payraudeau, R. B. Schäfer, J. Tournebize and R. Schulz (2011). Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems : a meta-analysis. Journal of Environmental Quality **40**(4): 1068-1080.
- Suaréz, L. A. (2005). PRZM-3, A model for predicting pesticide and nitrogen fate in crop root and unsaturated zones: Users manual for release 3.12.3. , Nation Exposure Research Laboratory. : 426 pp.

- Tang, X., B. Zhu and H. Katou (2012). A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. Journal of Environmental Sciences-China **24**(3): 351-361. DOI: 10.1016/s1001-0742(11)60753-5
- Thirel, G. (2006). Préparation de SEVE V0 : Modélisation de la redistribution spatiale de l'humidité et couplage avec les transferts verticaux., MATMECA. Master 2 recherche. Ingénierie Mécanique. Université Bordeaux I.: 34 pp.
- Thomas, Z., R. Ghavazi, P. Merot and A. Granier (2012). Modelling and observation of hedgerow transpiration effect on water balance components at the hillslope scale in Brittany. Hydrological Processes **26**: 4001-4014.
- Thomas, Z., J. Molénat, V. Caubel and C. Grimaldi (2004). Contribution de la modélisation hydrodynamique du système sol nappe à la compréhension du rôle des haies dans le transfert de l'eau dans une zone de bas fond. Colloque interrégional "BV futur", Vannes. 20 et 21 avril 2004.
- Tiktak, A., R. F. Hendriks and J. J. T. I. Boesten (2011). Simulation of movement of pesticides towards drains with a preferential flow version of PEARL. Pest Management Science **68**: 290-302.
- Tingle, C. H., D. R. Shaw, M. Boyette and G. P. Murphy (1998). Metolachlor and metribuzin losses in runoff as affected by width of vegetative filter strips. . Weed Science **46**(475-479).
- Tlili, A., U. Dorigo, B. Montuelle, C. Margoum, N. Carluer, V. Gouy, A. Bouchez and A. Bérard (2008). Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river Aquatic Toxicology **87**: 252-263.
- Tomer, M. D., M. G. Dosskey, M. R. Burkart, M. J. Helmers and D. E. Eisenhauer (2008). Methods to prioritize placement of riparian buffers for improved water quality. Agroforestry systems **75**(1): 17-25.
- Tortrat, F. (2005). Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Sciences de l'environnement. Rennes.Thèse de 1 ENSAR - CAREN: 174 pp.
- Tournebize, J., B. Vincent, C. Chaumont, E. Passeport, C. Gramaglia, P. Molle, J. J. Gril and N. Carluer (2010). Lessons gained from french R&D programs for pesticides dissipation by use of constructed wetlands. XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural Engineering (CIGR), Québec City. Canada.
- USDA-SCS (1972). National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology. Washington, D.C.
- Vachaud, G. and J. L. Thony (1971). Hysteresis during infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. Water Resources Research **1971**(7).
- Vaché, K. B. and J. J. McDonnell (2006). A process-based rejectionist framework for evaluating catchment runoff model structure. Water Resources Research **42**(W02409): doi: 10.1029/2005WR004247.
- Van Den Bogaert, R. (2011). Typologie des sols du bassin versant de la Morcille, caractérisation de leurs propriétés hydrauliques et test de fonctions de pédotransfert, UPMC. AgroParisTech.Master Sciences et Technologies. Mention "Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie". 55 pp.
- Van Dijk, P. M., F. J. Kwaad and M. Klapwijk (1996). Retention of water and sediment by grass strips. . Hydrological Processes **10**: 1069-1080.
- Van Hoorn, J. W. and W. H. Van Der Molen (1973). Drainage of sloping lands. Design and management of drainage system: 329-339.
- Varado, N. (2004). Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au bassin versant de la Donga, au Bénin. Spécialité : Mécanique des Milieux Géophysiques et Environnement.Thèse de 1 Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Varado, N., I. Braud and P. J. Ross (2006). Development and assessment of an efficient numerical solution of the Richards equation including root extraction by plants. Journal of Hydrology **323**: 258-275.
- Vecchia, A., J. Martin and R. Gilliom (2008). Modeling variability and trends in pesticide concentrations in streams. . J. Am. Water Resour. Assoc. **44**: 1308-1324.
- Vellidis, G., R. Lowrance, P. Gay and R. D. Wauchope (2002). Herbicide transport in a restored riparian forest buffer system. . Transactions of the ASAE **45**(1): 89-97.

- Vernoux, J. F., F. Barrez, S. Cambournac and N. Surdyk (2011). Recensement et analyse des opérations in situ couplant actions et mesures de l'efficacité en terme de qualité de l'eau sur des AAC – Première évaluation de l'efficacité des mesures prises et recommandations, BRGM - ONEMA: 207 p.
- Vertessy, R. A., T. J. Hatton, P. J. O'Shaughnessy and M. D. A. Jayasuriya (1993). Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. Journal of hydrology. **150**: 665-700.
- Viallet, P., S. Debionne, I. Braud, J. Dehotin, R. Haverkamp, Z. Saâdi, S. Anquetin, F. Branger and N. Varado (2006). Towards multi-scale integrated hydrological models using the LIQUID framework. 7th International Conference on Hydroinformatics. HIC 2006, Nice, France.
- Viaud, V., P. Durand, P. Merot, E. Sauboua and Z. Saadi (2005). Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. Agricultural Water Management **74**: 135-163.
- Vijver, M., M. Van't Zelfde, W. Tamis, K. Musters and G. De Snoo (2008). Spatial and temporal analysis of pesticides concentrations in surface water: Pesticides atlas. J Environ. Sci. Health **43**: 665-674.
- Vogel, T., M. T. Van Genuchten and M. Cislerova (2001). Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. Advances in Water Resources **24**: 133-144.
- Voltz, M., P. Andrieux, R. Bouzigues, R. Moussa, O. Ribolzi, C. Joseph and W. Trambouze (1996). Main hydrological processes in a farmed catchment of the mediterranean area. Ecological Processes in Small Basins, Strasbourg, UNESCO. IHP-V Technical documents in hydrology.
- Wagner, T., M. Sivapalan, P. A. Troch, B. L. McGlynn, C. J. Harman, H. V. Gupta, P. Kumar, P. S. C. Rao, N. B. Basu and J. S. Wilson (2010). The future of hydrology : An evolving science for a changing world. Water Resources Research **46**(W05301): oi: 10.1029/2009WR008906.
- Wasson, J. G., A. Chandesris, H. Pella and L. Blanc (2002). *Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés* Cemagref. Juin 2002.
- Watanabe, H. and M. E. Grismer (2001). Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips: micro-ecosystem modeling. Journal of Hydrology **247**(3-4): 183-199.
- Weiler, M. and J. McDonnell (2004). Virtual experiments : a new approach for improving process conceptualization in hillslope hydrology. Journal of Hydrology **285**: 3-18.
- Weill, S., A. Mazzia, M. Putti and C. Paniconi (2011). Coupling water flow and solute transport into a physically-based surface–subsurface hydrological model. Advances in Water Resources **34**: 128-136.
- Widiatmaka (1994). Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique limoneux acide sur granite et sur schiste du massif armoricain, France. Thèse de l' ENSAR.
- Winchell, M. (2010). A comparison of four models for simulating the effectiveness of vegetative filter strips at reducing off-target movement of pesticides, Stone Environmental, Inc: 91 pp.
- Wohlfahrt, J. (2008). Développement d'un indicateur de risque d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant. Sciences agronomiques. Nancy. Thèse de l' Institut National Polytechnique de Lorraine: 164 pp.
- Wohlfahrt, J., F. Colin, Z. Assaghir and C. Bockstaller (2010). An indicator inferred from hydrological mechanistic model simulation to assess spatial agricultural management impact on pesticide runoff. Ecological Indicators, **10**(826-839).
- Young, R. A., C. A. Onstad, D. D. Bosch and W. P. Anderson (1987). AGNPS : A non point source pollution model for evaluation agricultural watersheds. Journal of soil and water conservation **44**(2): 168-173.
- Zhao, Y. and M. C. Newman (2006). Effect of exposure duration and recovery time during pulsed exposures. Environmental Toxicology and Chemistry **25**(5): 1298-1304.
- Zida, M. (1998). Structure et fonctionnement hydrique d'un système pédologique armoricain (France). Rôle de l'espace poral et de l'agencement des horizons. Sciences de l'Environnement. Thèse de l' ENSAR: 164 pp.

Annexe 1 : Résumé des activités de recherche

Mon activité de recherche a commencé en 1993 au Cemagref de Lyon, dans l'équipe Pollutions Diffuses de l'Unité de Recherche Qualité de l'Eau et Prévention de Pollutions (devenue UR MAEP : Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollution depuis sa fusion avec l'UR Biologie des Ecosystèmes Aquatiques en 2010), au sein de laquelle j'évolue toujours. J'y arrivais pour effectuer un DEA puis une thèse de doctorat de 3^{ème} cycle, dans le cadre d'une « pré-affectation », comme cela se faisait encore pour les jeunes ingénieurs issus de l'ex-Ecole Nationale du Génie Rural et des Forêts.

Mon sujet de thèse, aux contours assez imprécis à l'origine, consistait à développer un modèle simulant le devenir des produits phytosanitaires⁴² et leur transfert vers les eaux de surface, pour des échelles allant approximativement de la parcelle au grand bassin versant. Une phase de bibliographie sur les modèles existants et les processus en jeu m'a convaincue :

- Que les produits phytosanitaires sont des substances au comportement difficile à décrire/quantifier, compte tenu de la variété des caractéristiques physico-chimiques des différentes substances existantes, et en conséquence de la grande variabilité de leur devenir environnemental, lié notamment à leur persistance et leur capacité à s'adsorber sur le sol, notamment la matière organique ou la fraction argileuse.
- Que les modèles existants étaient le plus souvent peu adaptés, car plaquaient la description des processus propres aux pesticides (adsorption et dégradation notamment, éventuellement de façon sophistiquée) sur des modèles hydrologiques le plus souvent à réservoirs, conceptuels et globaux. Or, compte tenu notamment de cette capacité à se dissiper, dépendant étroitement des conditions du milieu traversé, il paraissait essentiel de pouvoir décrire finement les chemins de l'eau et des quelques pour mille des quantités de pesticides appliquées qui rejoignent effectivement le milieu aquatique.

J'ai alors, sur l'instigation de mon directeur de thèse, le Pr Ghislain de Marsily, organisé un séminaire à Lyon sur le thème de la modélisation du transfert des pesticides vers les eaux de surface, afin de décider des principales orientations de ma thèse. Les participants ont conclu à la nécessité de disposer d'un modèle hydrologique permettant de représenter finement les « chemins de l'eau », et à l'hypothèse, sur laquelle nous reviendrons, qu'il était souhaitable de se concentrer sur les composantes rapides de l'écoulement, responsables des principaux pics de concentrations en phytosanitaires dans les eaux de surface, et donc de l'essentiel des dépassements de norme : à l'époque, celle ci supposait de ne pas dépasser 0.1 µg/L pour une substance seule et 0.5 µg/L pour l'ensemble des phytosanitaires, pour l'eau potable et 1 µg/L (5µg/L pour la somme) pour une eau destinée à être potabilisée. Cette norme ne dépendait pas de la molécule considérée et de son impact écotoxicologique, les NQE (Normes de Qualité Environnementales) induites par la DCE (DCE, 2000/60), n'étant pas encore d'actualité.

Modéliser les « chemins de l'eau » supposait d'utiliser un modèle hydrologique distribué, plutôt à base physique, dans un établissement qui pratiquait jusque là uniquement la modélisation

⁴² Dits également produits de protection des plantes, ou pesticides, le terme choisi dépendant souvent de la personne qui l'emploie et notamment de sa position vis à vis de l'utilisation de ces substances. Nous utiliserons ici indifféremment pesticides ou phytosanitaires, sans notion de jugement, simplement parce que ces termes sont les plus courts usuellement utilisés.

conceptuelle globale, qui permettait de répondre de façon satisfaisante aux questions abordées sur la ressource en eau du point de vue quantitatif (notamment à l'époque les inondations). La revue effectuée sur les modèles hydrologiques existants a montré que ces modèles avaient le plus souvent été développés pour des bassins « naturels », et s'avéraient peu aptes à rendre compte de l'influence d'éléments du paysage introduits par l'homme (parcelles drainées par tuyaux enterrés, réseaux de routes, fossés, talus, haies) qui, s'ils n'avaient pas nécessairement une influence significative sur le comportement hydrologique d'un bassin versant anthropisé, en avaient certainement sur la composante rapide de l'écoulement, potentiellement chargée en produits phytosanitaires.

La suite de la thèse a alors consisté à adapter un modèle hydrologique existant pour qu'il puisse rendre compte de l'influence des discontinuités du paysage. Le modèle choisi fut TOPOG (Vertessy, Hatton et al. 1993), développé par le CSIRO australien, dont la description qu'il fait de la topographie, basée sur les lignes d'écoulement et les lignes de plus grande pente paraissait adaptée à ma démarche. De plus, le degré de simplification adopté pour la représentation des processus (équation de Richards 1D pour l'infiltration en non saturé, équation de Darcy, avec un gradient égal à la pente topographique, pour les écoulements saturés, équation d'onde cinématique pour le ruissellement, équation de Penman-Monteith pour la transpiration et de Choudhury et Monteith pour l'évaporation) me semblait cohérent avec l'approche visée. La version originelle du modèle incluait également la représentation d'une nappe plus profonde que les nappes perchées décrite par l'équation de Darcy, mais le module correspondant n'a pas été utilisé, les bassins envisagés pour l'application du modèle ne comportant pas de grand système aquifère. Le travail a alors consisté à modifier le schéma de drainage de TOPOG, pour décrire la modification de la topologie des écoulements entre les mailles du modèles induite par la prise en compte d'éléments du paysage comme les fossés, les talus ou les routes. Cette adaptation du modèle supposait également de définir la représentation adaptée pour décrire l'influence de chacun des types d'éléments du paysage considéré sur les écoulements. Comme pour les phytosanitaires, les processus induits par la présence de ces éléments sont connus, mais peu de références quantitatives étaient disponibles. Cette étape s'est alors appuyée sur la modélisation locale (notamment via SeepW, analogue à Hydrus 2D) des écoulements influencés par de tels éléments, s'appuyant en particulier sur des données expérimentales obtenues sur le bassin du Ru de Cétrais (44) par les collègues de l'ex-division drainage à Antony (Kao 2002). La mise en œuvre de cette modélisation locale a notamment mis en évidence la dépendance des résultats obtenus aux conditions aux limites choisies (en particulier pour décrire l'amont de l'élément modélisé), elles mêmes mal ou non connues. Ce constat plaidait pour modéliser l'ensemble du versant considéré, afin de s'abstraire de la condition à la limite amont (la ligne de crête pouvant alors être considérée comme une limite à flux nul) ; cette solution se heurtait toutefois aux limites des outils de calcul (bien réelles à l'époque) et au manque de données à l'amont du versant. La représentation adoptée pour chaque type d'élément a en conséquence été relativement frustrée, consistant à rediriger les différentes composantes d'écoulement (conceptualisées en : ruissellement, proche subsurface, subsurface plus profonde) vers les couches correspondantes de la maille aval, et/ou vers la discontinuité considérée, dans des proportions pouvant varier en fonction des caractéristiques propres des éléments (par exemple pente pour un fossé) et de la maille traversée (sol, pente dans le sens de l'écoulement ...).

TOPOG ainsi modifié et rebaptisé ANTHROPOG (Carluer and De Marsily 2004), fut appliqué sur le bassin versant de Kervidy (56), d'une superficie de 5 km², suivi par l'INRA de Rennes, et

emboîté dans le bassin versant dit de Naizin, suivi par le Cemagref de Rennes (12 km²). L'INRA abordait alors essentiellement les problèmes liés à l'azote sur ce bassin sur schiste, aux sols bien décrits grâce aux travaux successifs de deux thèses, tandis que le Cemagref avait également réalisé le suivi de concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin « total ». L'ensemble de ces éléments : bonne connaissance des sols, existence de données pesticides (rares à l'époque, car les pré-occupations se situaient encore surtout du côté des nitrates), données variées et abondantes - notamment d'humidité des sols-, écoulements rapides sur socle de schistes peu profonds, correspondant au type de bassins sur lesquels l'équipe travaillait (et travaille toujours), semblaient assurer, à la jeune modélisatrice naïve que j'étais, une application et une validation « faciles » du modèle.

La réalité s'est évidemment avérée toute autre :

- l'utilisation des caractéristiques hydrodynamiques mesurées conduisait à simuler une saturation chronique des sols : il a donc fallu utiliser des conductivités hydrauliques d'un ordre de grandeur plus fortes que les données observées et/ou des sols beaucoup plus épais qu'ils ne l'étaient en réalité, ce qui interrogeait à la fois sur la représentation des écoulements faite par TOPOG et sur l'utilisation à grande échelle de caractéristiques mesurées localement.
- malgré la connaissance de variables « internes » au système modélisé, comme l'humidité du sol à certaines périodes, pour contraindre le modèle, il ne s'est pas avéré possible de trancher entre les différentes options très contrastées choisies pour représenter les différentes discontinuités hydrologiques. En d'autres termes, il était possible d'aboutir à une simulation relativement satisfaisante des débits à l'exutoire, avec des combinaisons de composantes de l'écoulement (surface, proche subsurface, subsurface profonde) et des degrés d'influence des différents éléments du paysage très différenciés, sans que les variables internes disponibles soient suffisantes pour discriminer les représentations obtenues.
- enfin, la mise en oeuvre d'ANTHROPOG a montré que l'assimilation du gradient hydraulique à la pente hydraulique, utilisée pour l'application de la loi de Darcy (à l'instar de ce qui est fait dans TopModel, alors très en vogue), si elle est licite sur les versants pentus, l'est moins dans les zones plates, où il y a rétroaction de la nappe sur l'amont. De surcroît, la méthode de maillage utilisée par Topog conduisait à des mailles très grandes sur les plateaux et les bas fonds.

Ce travail de thèse a au total, soulevé plus de questions qu'il n'en a résolues, bien que n'abordant « que » l'hydrologie, et pas directement les pesticides, et fait émerger l'essentiel des problématiques de recherche qui me motivent encore et qui s'articulent selon trois axes principaux :

1. Quelle est l'influence des éléments du paysage sur les écoulements et les transferts de pesticides ? Comment la modéliser ?
2. Que modéliser exactement ? Les pics de concentration liés aux écoulements rapides sont ils bien ce qu'il importe de représenter, pour appréhender l'effet des pesticides sur les écosystèmes, qui est in fine ce qui importe, les problèmes liés à l'adduction en eau potable mis à part ?

3. Comment progresser dans le développement d'une modélisation hydrologique adaptée à la qualité de l'eau, et en particulier à la représentation du devenir des solutés réactifs, à l'échelle du versant ou du bassin versant ?

Ces questions s'insèrent dans la problématique générale de l'équipe pollutions diffuses, qui cherche notamment à mettre au point une méthode de diagnostic du risque de contamination des eaux de surface à l'échelle du petit bassin versant rural, afin de préconiser des solutions correctives pertinentes, adaptées à cette échelle (changement d'occupation du sol, modification de pratiques culturales, aménagement ou implantation de zones tampon), en apportant une attention particulière au rôle des espaces inter-parcellaires. Mes travaux, comme ceux de l'équipe, s'appuient à la fois sur l'expérimentation de terrain ou de laboratoire et sur la modélisation, à l'échelle locale ou du petit bassin versant.

Une spécificité des sites d'étude abordés par l'équipe, tant historiquement qu'actuellement, est la présence d'un socle peu profond et peu perméable qui induit la prédominance d'écoulements latéraux, se développant à la fois en surface et en subsurface. Or, cette configuration est complexe du point de vue de la modélisation, car elle implique de représenter ces deux types d'écoulement de façon intimement couplée, puisqu'ils interagissent de façon forte. On verra de surcroît que cette difficulté est délibérément évacuée dans la démarche d'homologation des produits phytosanitaires pour leur mise sur le marché, qui se base sur des scénarios appréhendant de façon isolée ruissellement, drainage et percolation vers une nappe profonde.

Influence des éléments du paysage sur le devenir des produits phytosanitaires

Cette question a d'abord été abordée dans le cadre de la thèse de Victor Adamiade (Adamiade 2004), que j'ai proposée et encadrée, et dont le Pr De Marsily assurait la direction. Il s'agissait d'évaluer l'influence d'un fossé peu profond, comme on en trouve par exemple dans le bocage breton, sur les écoulements de surface et proche subsurface. Pour identifier au mieux les différents rôles potentiels d'un fossé, deux fossés aux caractéristiques contrastées ont été instrumentés : l'un, perpendiculaire à la ligne de plus grande pente, devait maximiser le rôle d'interception des écoulements venant de l'amont, l'autre, situé dans un talweg peu marqué devait maximiser le rôle de rabattement de la nappe et de « routage » des écoulements. Ces suivis ont été mis en place sur le site de la Jaillièrerie (Loire Atlantique), géré par ARVALIS-Institut Végétal. Dans ces sols développés sur schiste, deux nappes plus ou moins individualisées coexistent : l'une, pérenne, a une extension « régionale » alors que l'autre, perchée, se développe en hiver, sur la couche de schiste altéré, et justifie le drainage très présent sur le site. Cette configuration a notablement compliqué la mise en place de l'expérimentation (installation de piézomètres à deux profondeurs, pour suivre la dynamique de chacune des nappes) et l'interprétation des résultats acquis. Une modélisation saturée du versant comprenant le fossé « en travers » et utilisant le modèle Modflow a permis d'identifier les zones et périodes d'échanges ascendant et/ou descendant entre les deux nappes, et de quantifier ceux-ci. Un traçage au bromure a alors été effectué (Branger 2003) et une modélisation des environs du fossé, utilisant les résultats de Modflow pour fixer les conditions aux limites du système considéré, a été réalisée via Hydrus. Celle-ci a permis de préciser le schéma des écoulements au niveau du fossé, et de conforter les débits de pointe obtenus expérimentalement. Ces travaux ont confirmé que l'interception des écoulements induite par ce fossé peu profond (1 m) était surtout significative pour le ruissellement. Des difficultés expérimentales n'ont pas permis d'exploiter les données du fossé

« en long ». Ce travail a été complété par le travail post doctoral de Taha Hocine Debieche (Debieche 2007) qui a notamment cherché à estimer l'incertitude sur les données acquises et leur influence sur la modélisation des échanges entre les deux nappes (Debieche, Adamiade et al. 2006). L'utilisation de mesures géophysiques a ensuite permis de préciser la description des différentes couches de sol, et d'affiner la modélisation. Tout comme pour le travail de V. Adamiade toutefois, le caractère superficiel de la nappe perchée qui induit une rétroaction sur sa propre recharge, plaçait Modflow aux limites de son domaine de validité. En parallèle à ce travail abordant les aspects quantitatifs de l'influence d'un fossé sur les écoulements, la thèse de C Margoum (Margoum 2003), réalisée entre le laboratoire d'analyses des micropolluants et l'équipe, abordait, d'abord sur le terrain puis sur un canal expérimental, les phénomènes d'adsorption des pesticides au sein d'un fossé, en s'attachant notamment à évaluer l'influence du substrat sur l'efficacité de la rétention. Ces recherches s'inséraient notamment dans le projet « Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface » de l'AO « Pesticides » du Ministère en charge de l'Environnement que j'ai animé entre 2001 et 2004, en collaboration notamment avec l'INRA de Grignon, Montpellier et Rennes. Pour compléter les résultats d'un volet de ce projet, qui montraient que, dans le grand ouest, pendant la période de fonctionnement des fossés, ceux ci sont majoritairement drainants et qu'il y a peu d'infiltration, j'ai proposé un projet PNRH, en partenariat avec l'UMPC et l'UR Hydrologie Hydraulique. Il s'agissait d'évaluer si les échanges d'eau et de polluants entre un écoulement à surface libre et la couche superficielle du sol sous-jacente étaient ou non significatifs, d'identifier les facteurs clés, et de cerner le rôle des hétérogénéités. Ces travaux ont montré que, pour le type de fossés qui nous intéressaient, ces échanges ne pouvaient contribuer significativement à la dissipation des pesticides. Ils ont également montré que pour des supports très perméables, une approche basée uniquement sur l'équation de convection diffusion n'était pas suffisante, et qu'il fallait faire intervenir la turbulence des écoulements. Ces travaux ont été prolongés ultérieurement dans la thèse d'Olivier Boutron, encadrée par V. Gouy et C. Margoum.

Le projet de l'AO Pesticides traitait également de l'influence des zones tampons enherbées sur le transfert des pesticides, thème sur lequel l'équipe travaillait depuis le début des années 90 (Patty 1997; Souiller, Coquet et al. 2002). Après la thèse de L Patty, qui s'était appuyée sur des parcelles expérimentales de la Jaillière, les expérimentations étaient essentiellement réalisés via un simulateur de ruissellement, en apportant une eau chargée en phytosanitaires sur une surface réduite (1 m de large * 3 m de long) et en récoltant l'eau à l'exutoire de la placette. Ces expériences étaient réalisées en régime permanent du point de vue hydraulique, pour simplifier le protocole expérimental. Ce point me paraissait mériter d'être amélioré, car les bandes enherbées sont rarement en régime permanent quand elles reçoivent un événement ruisselant. De plus, les expériences avaient montré que l'essentiel de leur efficacité venait de l'infiltration de l'eau et des produits en solution, mais on ne disposait pas de références sur le devenir des produits infiltrés : rejoignaient ils une nappe sous jacente, ou la rivière par écoulement subsurface latéral ? Restaient ils au contraire dans la partie riche en matière organique de la zone tampon, pour y être dégradés ? Ces interrogations m'ont conduite à proposer le sujet de thèse de J.G. Lacas (Lacas 2005), que j'ai encadrée, et dont M Voltz assurait la direction. Une revue bibliographique (Lacas, Voltz et al. 2005) a confirmé le rôle essentiel de l'infiltration au sein de ces structures. Un dispositif expérimental, situé dans le Beaujolais viticole, récoltant les eaux de ruissellement venant d'une parcelle de vigne amont a été installé. Il permet de suivre les flux entrant et sortant

de la bande en surface, mais aussi à 50 cm de profondeur, au cours d'événements ruisselant naturels ou simulés. Les observations ont montré que, sur ce site au sol sableux très perméable, l'essentiel de l'eau s'infiltré, même pour des événements assez intenses, et que la majorité des produits infiltrés reste au sein de l'horizon biologiquement actif racinaire de la zone tampon, et ce d'autant plus que la substance active considérée a une capacité d'adsorption élevée (Boivin, Margoum et al. 2007; Gouy, Boivin et al. 2007; Dousset, Thévenot et al. 2010; Lacas, Carluer et al. 2012).

La modélisation des écoulements d'eau et de solutés à l'échelle de la colonne de sol (via Hydrus2D, pour la zone de sol située au dessus des lysimètres implantés dans le sol), s'appuyant notamment sur un traçage au bromure, a montré le caractère préférentiel des écoulements, rendant problématique la modélisation du transfert de solutés réactifs avec une approche « classique » (équations de Richards et de convection-diffusion). La modélisation des écoulements réalisée à l'échelle de la bande a mis en évidence une conductivité hydraulique de surface apparente variant avec l'intensité du ruissellement. Là encore, cela suggère la présence d'écoulements préférentiels, avec mise en charge de macropores dépendant de la surface réellement prospectée par le ruissellement (rôle de la microtopographie). Si ces travaux ont permis de répondre aux questions qui les avaient motivés, ils n'ont pas permis par contre d'aboutir à un modèle satisfaisant du devenir des pesticides dans les bandes enherbées, les modèles existants ne permettant notamment pas de représenter à la fois écoulements préférentiels, transferts de solutés réactifs, et ruissellement.

En parallèle pourtant, la demande sociale d'outils de dimensionnement de zones tampons enherbées se précisait, avec notamment la nécessité contractuelle de définir des plans d'action pour préserver ou reconquérir la qualité de l'eau sur des bassins versants (puis sur des aires d'alimentation de captages en eau potable). Un premier travail, basé sur la modélisation de scénarios « typiques » de trois zones où l'on disposait de données expérimentales a alors été mené (Carluer, Giannone et al. 2008) dans l'objectif initial de donner des gammes de largeur de bandes enherbées, en fonction de la région considérée⁴³. Cette étude, qui n'abordait que l'infiltration de l'eau, et pas la dissipation des pesticides, a paradoxalement conclu que, si de grandes gammes d'efficacité se dégageaient en fonction de la région considérée, il était essentiel de définir localement le dimensionnement des bandes enherbées, afin notamment de prendre en compte la présence ou non d'une nappe sous jacente, limitant drastiquement l'efficacité de la zone tampon. Elle a aussi montré la difficulté de définir des scénarios représentatifs des zones considérées. Deux démarches ont alors été suivies en parallèle :

- La mise au point d'outils et méthodes, réunis dans un guide opérationnel (Carluer, Fontaine et al. 2011), permettant de définir des scénarios représentatifs de la zone où l'on veut implanter une zone tampon enherbée. Un tel scénario comprend la définition d'un hydrogramme ruisselant entrant sur la zone tampon, en fonction des caractéristiques de la zone contributive (topographie, sol, culture, climat) et la caractérisation de la zone tampon (sol, pente, présence ou non d'une nappe).
- L'adaptation du modèle VFSSMOD (Muñoz-Carpena, Parsons et al. 1999), représentant le transfert d'eau et de sédiments au sein d'une bande enherbée, via les équations respectivement de Green et Ampt pour l'infiltration et de l'onde cinématique pour le

⁴³ Le Corpen ou l'USDA préconisaient à l'époque seulement deux largeurs différentes, en fonction uniquement de la longueur du versant considéré.

ruissellement, pour qu'il puisse représenter l'influence d'une nappe dans le profil de la zone tampon. Cette adaptation (Munoz-Carpena, Lauvernet et al. 2011; Muñoz-Carpena, Lauvernet et al. Soumis) a été réalisée lors d'une année sabbatique R Munoz-Carpena au sein de l'équipe.

L'ensemble de ces outils permet de dimensionner une zone tampon, dans un contexte donné. Il s'insère dans un ensemble plus vaste élaboré par l'équipe, permettant de réaliser le diagnostic d'implantation de zones tampons sur un petit bassin versant (Gril and Le Hénaff 2010a; Gril, Le Hénaff et al. 2010b). Ce travail, réalisé dans le cadre d'une convention avec le Ministère en charge de l'agriculture, est actuellement remobilisé dans le cadre d'un projet PROWADIS, piloté par l'ECPA (European Crop Protection Agency), et qui permet « d'exporter » la démarche très descriptive et basée sur l'expertise de feu le CORPEN.

Il reste toutefois à développer un modèle de bande enherbée qui puisse s'insérer dans un modèle de versant ou de bassin versant : en effet, compte tenu du fait que l'infiltration est basée sur l'équation de Green et Ampt, VFSSMOD ne paraît guère adapté pour être inclus dans un modèle autre que local, notamment pour ce qui concerne la représentation des écoulements subsurfaciques. De plus, la représentation qu'il fait du transfert des pesticides est très empirique, puisqu'il s'agit d'une équation basée sur une régression prenant en compte les paramètres considérés comme influents et basée sur des résultats publiés -donc de bandes enherbées efficaces, et notamment non affectées par une nappe sous jacente-(Sabbagh, Fox et al. 2009). De surcroît cette représentation, si elle est utile, ne décrit pas les processus advenant dans les sols et mérite donc d'être complétée.

Notons par ailleurs que ces travaux ont pour l'instant porté uniquement sur les produits présents en phase dissoute, et n'ont pas abordé le transport des produits en phase particulaire. Ce choix, motivé par le constat initial que l'essentiel du transfert se fait par phase dissoute, sauf pour les écoulements très chargés ou/et pour les produits s'adsorbant très fortement (Alletto, Coquet et al. 2010; Gouy 2012) demande à être ré-examiné. En effet, les molécules actuellement mises sur le marché sont moins mobiles que les anciennes substances (moins persistantes, s'adsorbant plus fortement) ; de plus, certains auteurs mettent en avant le dépôt des MES à l'amont des zones tampons enherbées comme un processus participant significativement à leur efficacité à abattre les flux de pesticides (bien que la fraction qui se dépose soit la plus grossière, et que les pesticides s'absorbent préférentiellement sur la fraction fine). Une collaboration avec l'UMR CNRS ARTEHIS 5594 de Dijon a été amorcée pour apporter des éléments de réponse, sur le bassin versant de la Morcille.

Caractérisation de l'exposition du milieu aquatique aux produits phytosanitaires

Compte tenu des coûts analytiques et des moyens humains requis, les données de contamination des eaux par les produits phytosanitaires sont le plus souvent ponctuelles (prélèvements manuels) et peu fréquentes. Pourtant, les observations et la littérature montrent que les pics de concentration adviennent essentiellement en crue, notamment à l'occasion d'événements pluvieux suivant de peu les applications de pesticides.

En parallèle, les tests écotoxicologiques pratiqués pour déterminer l'impact potentiel d'une substance sur les organismes aquatiques, et utilisés pour l'homologation de ces produits au niveau européen, sont conduits en exposant les organismes cible pendant une durée déterminée à une concentration constante du produit considéré et en déterminant la dose létale pour un certain

pourcentage de ces organismes. Ces tests ne rendent donc compte ni des effets sub-létaux, ni de l'effet de « cocktail » de substances ou de la dynamique de concentrations sur les organismes.

Pour tenter de cerner l'importance de prendre en compte ces aspects, j'ai proposé un projet à l'AO « Pesticides » 2006 du Ministère en charge de l'environnement, PADYMA : [**P**aysage, **D**ynamique, **M**ilieu **A**quatique] qui visait à étudier in situ la variabilité des concentrations, et à estimer l'influence de « patterns » de concentrations sur certains organismes (gammare, biofilms). Ce projet n'a pas été retenu, mais a été en partie financé dans le cadre de EC2CO, où il était piloté par V Gouy. Il a conduit à des résultats intéressants et contrastés : pour les biofilms, une contamination chronique modifie la réponse à des pics de concentration (Tlili, Dorigo et al. 2008), alors que pour des invertébrés (gammare) les pics de concentration observés dans le milieu ne semblent pas pouvoir expliquer à eux seuls les effets observés dans le cours d'eau. Pour compléter ces résultats, il serait intéressant de tester l'influence d'une succession de pics ainsi que d'une exposition chronique, mais aussi d'analyser plus spécifiquement les effets sub-létaux sur le long terme, comme la reprotoxicité. Les écotoxicologues et biologistes avancent bien évidemment sur ces questions, mais il s'agit d'un travail de longue haleine, compte tenu de la grande variété des situations possibles.

Dès lors, ce constat induit un certain nombre d'interrogations quant à la caractérisation in situ de l'exposition du milieu aquatique ou sa modélisation, pour pouvoir à terme confronter les données obtenues (ou modélisées) avec la qualité biologique observée du milieu :

- Sur les petits bassins versants, les concentrations varient très rapidement, et les exportations en crue peuvent représenter une part significative des flux exportés à l'échelle annuelle, comme l'ont montré les suivis mis en place par l'équipe et le Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques (LAMA) sur le bassin versant de la Morcille (Rabiet, Margoum et al. 2010). Cette observation entraîne une réflexion sur le type de suivi le plus adapté, selon l'objectif visé (et les moyens disponibles), aucune méthode de suivi ne permettant a priori de répondre à l'ensemble des objectifs : pour l'estimation des flux exportés, un suivi moyenné asservi au débit sera adapté ; pour l'estimation de la concentration moyenne vue par les organismes, un suivi moyenné asservi au temps conviendra, pour l'évaluation de pics de concentration, un suivi fractionné asservi au débit semble nécessaire (Liger, Carluer et al. 2012). Ces trois types de prélèvement sont de toute façon bien éloignés des prélèvements ponctuels pratiqués le plus souvent. L'équipe a notamment abordé ces questions dans le cadre du projet interne PestExpo, mobilisant également le LAMA et des écologues : différents types d'échantillonnage -dont des échantillonneurs passifs- étaient testés, et mis en regard de la réponse de biofilms ou de diatomées. Les travaux se poursuivent dans le cadre du projet ANR CESA PoToMAC, où le changement d'échelle sera abordé (sur le bassin de l'Ardières -200 km²-, dont la Morcille est un affluent, notamment), la dynamique des concentrations étant a priori moindre sur des cours d'eau de plus grande taille.
- Les modèles représentant le devenir des pesticides fonctionnent le plus souvent au pas de temps journalier, alors que les processus dominant la mobilisation puis le transfert se déroulent à un pas de temps moindre. Ceci est cohérent avec le faible nombre de données de calage usuellement disponibles, mais n'assure pas de représenter correctement les processus en jeu, ce qui peut compromettre l'extrapolation des résultats obtenus à d'autres conditions météorologiques et/ou d'autres substances. Pour tenter d'apporter quelques éléments de réponse à cette question, j'ai profité d'un projet SSM (Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL, chargée de l'homologation des pesticides, et maintenant intégrée à l'ANSES), piloté

par V. Gouy pour acquérir des données à pas de temps fin (3 h) sur une parcelle drainée de la Jaillière, et juger des apports de ces données en termes de compréhension de processus, et de contraintes supplémentaires pour le modèle utilisé (MACRO). Les concentrations acquises usuellement à la Jaillière sont en effet des concentrations moyennes hebdomadaires, reflétant les flux exportés, mais ne permettant pas de discriminer les processus à l'œuvre. L'analyse de ces données a participé à la construction du modèle PestDrain (Branger, Tournebize et al. 2009).

- Plus généralement, compte tenu à la fois des données disponibles en général à l'exutoire d'un bassin versant, mais aussi du faible niveau de développement des modèles de devenir des pesticides à l'échelle d'un bassin versant, il semble peu réaliste de prétendre modéliser dans un proche avenir des chroniques de concentration à l'exutoire d'un bassin versant. De surcroît, ceci n'est pas nécessairement utile pour permettre la caractérisation de l'exposition du point de vue de son impact toxicologique. J'ai ainsi proposé le projet MIRIPHYQUE à l'AO « Pesticides » 2010 du Ministère en charge de l'Environnement : il s'agit de construire des « descripteurs » du risque de contamination de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant. Ces descripteurs seront l'équivalent de courbes QdF pour des concentrations (soit Concentration – Durée-Fréquence), permettant de qualifier la fréquence à laquelle un seuil de concentration est dépassé pendant une durée donnée, faisant sens pour les écologues. Ils seront construits à partir des résultats de simulation de modèles de devenir de pesticides à l'échelle de la parcelle, agrégés à l'échelle du bassin via un modèle hydrologique « routeur », en prenant en compte l'influence des éléments du paysage. L'hypothèse, forte, qui sous tend ce projet est qu'une telle agrégation permettra de rendre compte de la dynamique spatiale et temporelle des transferts (Carluer, Gouy et al. 2011). Le projet s'appuie notamment sur un Système d'Information Environnemental (Miralles, Pinet et al. 2011) qui permet de structurer dans un modèle orienté objet l'ensemble des données et concepts intervenant dans le transfert des pesticides sur un bassin versant, ainsi que sur des entrepôts de données (Boulil, Pinet et al. 2013) qui permettent de stocker et exploiter un grand nombre de données ou de chroniques issues de modèles de simulation numérique. Ces deux volets ont tous deux été développés dans le cadre d'un projet interne d'établissement qui a permis d'amorcer une collaboration fructueuse entre informaticiens et thématiciens. Il a également largement recours à des analyses de sensibilité, qu'elles portent sur les modèles employés pour mieux cerner les données sur lesquelles porter l'effort d'acquisition (Cheviron, Carluer et al. En préparation pour Journal of Environmental Quality) ou sur les valeurs utilisés pour décrire les situations « type » sur lesquelles s'appuie la mise en oeuvre des modèles pour mieux cerner la possibilité de transposer les résultats acquis à d'autres bassins.

A une échelle opposée à celle de ces petits bassins expérimentaux, les données du réseau de surveillance de la qualité de l'eau (données du SOeS, ex-IFEN) représentent un nombre limité⁴⁴ de données en un grand nombre de points du réseau hydrographique métropolitain. Jusqu'à la redéfinition des réseaux de contrôle et de surveillance en 2007, les stations de prélèvement variaient fréquemment d'une année à l'autre, ainsi que le panel de molécules analysées. En conséquence, il était difficile d'interpréter ces données et notamment de pouvoir déceler des tendances à l'amélioration ou au contraire à la dégradation. L'état des lieux publié par l'IFEN, puis le SOeS, se limitait le plus souvent à un pourcentage de dépassement de norme par molécule

⁴⁴ En général au maximum 12 par an, définis a priori et donc non liés à la dynamique des débits.

(ou pour la somme des concentrations des molécules quantifiées), alors que plus de sept millions de données ont été collectées pour les seules eaux de surface entre 1997 et 2006. J'ai alors voulu explorer la possibilité de faire « parler » ces données, en les regroupant sur des entités ayant a priori un comportement relativement homogène du point de vue du transfert de produits phytosanitaires. Les entités choisies sont les HER (Hydro Eco Régions) (Wasson, Chandesris et al. 2002), basées sur des critères de géologie, climat, relief, et réseau hydrographique. L'analyse des ensembles de données ainsi obtenues, notamment en déterminant le 90^{ème} centile, permet de définir une « courbe enveloppe » de l'exposition du milieu aquatique dans cette zone, relativement stable d'une année à l'autre, permettant ainsi de voir émerger des comportements différents d'une molécule à l'autre, d'une zone à l'autre (intensité du signal, phasage dans le temps) ou au fil des années (restriction d'utilisation d'une molécule par exemple) (Gauroy and Carlier 2011; Gauroy, Gouy et al. 2012). La tentative d'en déduire des zones plus vulnérables, ou de relier les descripteurs obtenus aux caractéristiques physico-chimiques des molécules n'a pour l'instant pas abouti, les quantités de substances utilisées étant probablement un facteur du premier ordre. La disponibilité nouvelle de ces données⁴⁵ n'a toutefois pas encore permis de mettre en évidence des relations simples entre les caractéristiques des substances actives, les quantités utilisées, les caractéristiques de la zone considérée et les concentrations observées, peut être en partie parce que la maille à laquelle ces données sont actuellement disponibles n'est pas suffisamment fine. Une autre explication est sans doute que les relations entre ces différentes grandeurs ne sont pas linéaires, et s'expriment de façon différente selon les situations. Pour dépasser cette difficulté, et compte tenu du fait qu'il n'existe pour l'instant pas de modèle à même de simuler le devenir des pesticides à l'échelle du bassin dans un grand nombre de situations agro-pédo-climatiques, une approche alternative a été adoptée, que j'ai activement contribué à développer : les connaissances disponibles sur les processus dominant le devenir des pesticides en fonction des caractéristiques du milieu et des caractéristiques propres des molécules ont ainsi été organisées grâce à un réseau bayésien construit par dire d'experts, à partir d'une démarche s'inspirant de la méthode de diagnostic CORPEN à l'échelle régionale. La méthode repose sur le croisement de la **vulnérabilité du milieu aux différents types de transferts hydriques**, estimée à partir de paramètres liés au milieu physique et à son utilisation (notamment les sols, le climat et les zones tampons), et de la **pression phytosanitaire** (caractérisée par les propriétés et les quantités de substances appliquées). Cette méthode, nommée ARPEGES (Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface) a été développée pour évaluer le risque de contamination globale par les pesticides des masses d'eau de surface de France métropolitaine, en vue de l'état des lieux des milieux aquatiques de 2013 pour la DCE (Gauroy, Bougon et al. En révision). Elle permet de dissocier les risques chroniques et aigus, en période hivernale ou estivale ; elle est en cours de validation, notamment en confrontant les cartes de risque de contamination obtenues avec la caractérisation de la contamination que permet l'approche d'interprétation des données de surveillance citée plus haut. Cette approche de typologie des grands systèmes agro-pédo-climatiques semble nécessaire pour réduire la complexité des comportements observés, ainsi que pour guider le choix / la construction d'un modèle adapté à chaque système considéré, un modèle « universel » ne paraissant guère réaliste.

⁴⁵ Dans le cadre de la BNVD (Base Nationale des Ventes des Distributeurs), les distributeurs de pesticides sont depuis 2009 tenus de déclarer les quantités de produits phytosanitaires vendues à chaque point de vente. Il s'avère que cette maille ne permet pas une exploitation facile de la donnée, qui devrait à terme être accessible par commune de destination, et permettre ainsi un croisement avec l'occupation du sol, et donc les usages des molécules.

Pour établir également une typologie à une échelle plus fine, et conforter la pertinence de la typologie établie à grande échelle, un travail de doctorat, que j'encadre, a démarré, basé sur les données acquises sur les sites expérimentaux de ARVALIS-Institut du Végétal (thèse Romain Dairon). La mise au point d'une modélisation adaptée à chaque site permettra de formaliser les processus dominants sur le site, et d'explorer l'effet de changement de pratiques ou d'usage. Pour chaque site, une analyse de sensibilité du modèle permettra d'asseoir une réflexion sur la transposabilité des résultats obtenus. Des données complémentaires devront éventuellement être acquises, si les données disponibles ne permettent pas de trancher quant aux processus dominants.

Modélisation hydrologique adaptée à la qualité de l'eau

Les modifications que j'avais apportées au modèle TOPOG pendant ma thèse avaient abouti à un modèle relativement souple, dont j'avais cerné les avantages et les limites, mais que j'étais malheureusement la seule à utiliser en Europe, l'EPFL, qui avait pensé un moment utiliser ce modèle, n'ayant finalement pas poursuivi dans cette direction. De surcroît, ANTHROPOG était devenu un modèle significativement différent du TOPOG original. J'ai alors décidé de ne pas maintenir ce modèle, d'autant qu'une collaboration se développait avec le LISAH : ce laboratoire développait le modèle MHYDAS (Le Forner 2001), qui semblait pouvoir satisfaire à terme aux besoins de modélisation que nous avons, notamment du point de vue de la prise en compte du réseau anthropique. De plus, la modélisation hydrologique distribuée peinait encore à s'imposer au Cemagref, et il ne paraissait guère raisonnable de prétendre développer au sein d'une seule petite équipe un modèle nécessairement complexe. L'adaptation du modèle MHYDAS au site de la Jaillière, initialement prévue dans le cadre de projets communs n'a toutefois finalement pas été réalisée et il a semblé raisonnable de se tourner vers le modèle POWER (Varado 2004), devenu ensuite la plateforme de modélisation environnementale LIQUID (Branger, Debionne et al. 2006; Viallet, Debionne et al. 2006), d'autant que l'arrivée au Cemagref d'Isabelle Braud, impliquée dans le projet POWER dès son développement au LTHE, permettait d'espérer de réelles avancées dans le domaine de la modélisation hydrologique distribuée au Cemagref. Le choix de l'outil Liquid pour la thèse de Flora Branger (Branger 2007) paraissait donc s'imposer. La thèse a effectivement permis le développement de modules « objet » représentant respectivement le transfert de pesticides en parcelle drainée (Branger, Debionne et al. 2006), l'influence d'un talus sur les écoulements, et les échanges d'eau entre deux parcelles ; les écoulements verticaux au sein de ces dernières étant simulés via une solution simplifiée de l'équation de Richards incluse dans LIQUID à partir de la solution proposée par P.J. Ross (Varado, Braud et al. 2006). Le modèle issu du couplage de ces modèles était novateur, mais n'a pu être réellement validé sur le bassin de la Fontaine du Theil, sur lequel il a été appliqué, car la description des sols des éléments représentant les parcelles était encore trop frustré à l'issue de la thèse de F. Branger.

En parallèle, un groupe de travail nommé SEVE (pour Sol Eau Végétation Energie) et regroupant des membres de l'INRA (Avignon, Bordeaux, Montpellier), du LTHE, du LCPC, du Cesbio, de MétéoFrance (CRMN), de l'INRIA et du Cemagref se réunissait pour élaborer le cahier des charges d'un modèle collaboratif qui permettrait de simuler les flux d'eau et d'énergie, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage. Ces travaux d'abord informels ont ensuite été conduits dans le cadre d'un projet EC2CO. Ces travaux n'ont pas encore abouti à la réalisation d'un modèle pleinement collaboratif, notamment par suite de dissensions entre les membres du collectif sur les outils de couplage à utiliser. Ils m'ont toutefois permis d'appréhender les difficultés engendrées par la nécessité de simuler les écoulements latéraux aux échelles intermédiaires

(notamment du versant ou du petit bassin versant), et auxquelles l'essentiel des participants ne s'était pas encore confronté. Les questions de maillage adapté à l'échelle d'un petit bassin versant (quelques km²), de couplage d'une nappe profonde avec le compartiment sol-plante (avec interface mobile), de représentation des discontinuités du paysage restaient posées. Le plus simple, conceptuellement, est d'utiliser un maillage très fin, et d'y appliquer les équations les plus « physiques », habituellement utilisées en hydrologie (par exemple Richards 3D pour les écoulements variablement saturés dans le sol, onde diffusante pour le ruissellement, équation de la diffusivité pour la nappe sous jacente ...) mais on conçoit que cela n'est guère réalisable à l'échelle d'un versant, ne serait ce qu'au niveau des données nécessaires. De surcroît, rien n'assure que ces lois, valables localement pour des milieux homogènes, le soient encore à l'échelle par exemple d'un versant. Ainsi, au moins pour certains types de sols, la nécessité de considérer les écoulements préférentiels remet en question la validité de l'équation de Richards. Si on ne représente « que » l'eau, on peut envisager de contourner cette difficulté en modifiant par exemple les fonctionnelles décrivant les caractéristiques hydrodynamiques des sols. Si l'on veut également représenter le transfert de solutés réactifs par contre, cette démarche complètement mécaniste pose question, à moins de descendre à l'échelle du pore, qui nous éloigne de celle du versant...

Dès lors, il semble intéressant de tester l'alternative consistant à représenter chaque élément du paysage de façon simplifiée, et les échanges (d'eau et de matière) entre ces éléments de façon conceptuelle, les simplifications adoptées étant basées sur des observations de terrain dans la mesure du possible, et/ou sur des représentations plus mécanistes sinon. C'est la démarche adoptée par la plateforme de modélisation environnementale Liquid, notamment dans la thèse de F. Branger. C'est aussi celle que nous suivons dans le cadre de la thèse de Karima Djabelkhir, encadrée par Claire Lauvernet et que je dirige. L'objectif en est de développer une modélisation spatialisée à l'échelle d'un versant permettant de prendre en compte l'influence des éléments du paysage, en particulier les zones tampons enherbées, sur les transferts d'eau et de pesticides vers les eaux de surface, en considérant à la fois les transferts en surface et en sub-surface. Le dépôt de bilan de l'entreprise qui développait Liquid impose néanmoins de trouver un nouvel outil de couplage ; l'approche développée à l'Université de Giessen (Kraft, Multsch et al. 2010) nous semble en ce sens mériter d'être investiguée plus avant ; le début du travail consistera à tester les potentialités du modèle pour rendre compte des processus hydrologiques et à envisager une solution pour y inclure le devenir des pesticides. Il est probable que cette solution s'appuiera sur des fonctions de transfert. Les modules ainsi simplifiés seront confrontés à des modèles plus « complexes » : Cathy3D pour l'hydrologie, Hydrus3D pour le transfert de soluté réactif⁴⁶.

Le modèle ainsi développé servira ensuite à représenter les processus advenant dans des situations agro-pédo-climatiques « types » (en s'appuyant notamment sur la typologie élaborée dans les travaux présentés dans l'axe 2). On souhaite notamment alimenter ainsi la réflexion sur la représentativité des scénarios utilisés pour l'homologation des produits phytosanitaires au niveau européen. Celle-ci se base sur la simulation de parcelles « types », censées représenter la diversité des situations rencontrées en Europe, les scénarios étant construits respectivement pour le ruissellement, le drainage, et la percolation vers une nappe profonde. Ainsi, les scénarios ruissellement ne tiennent pas compte de la position des parcelles sur un versant, de l'influence des

⁴⁶ Hydrus ne simulant pas (encore) le ruissellement, il ne peut servir de modèle de référence pour la simulation du comportement hydrologique « complet » d'un versant

conditions à la limite amont, ou des interactions éventuelles avec un écoulement subsurface. Il nous semble donc important de pouvoir simuler le devenir des pesticides sur l'ensemble d'un versant, ce qu'aucun modèle ne permet actuellement, à notre connaissance.

Annexe 2 : Curriculum Vitae détaillé

	Adresse professionnelle	Adresse personnelle
Nadia CARLUER Née le 23 février 1970 à Morlaix (29) Pacsée, 3 enfants	Equipe Pollutions Diffuses UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions 3 Bis Quai Chauveau IRSTEA 69 336 LYON Cedex 09 04 72 20 87 12 nadia.carluer@irstea.fr	239 Chemin du Lac 69 380 Chatillon d'Azergues

Situation professionnelle

Ingénieur-chercheur au sein de l'équipe Pollutions Diffuses de l'Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions de Irstea à Lyon, depuis le 1^{er} décembre 1993 (pré-affectation en thèse, puis affectation en 1998)

Depuis 2002, animatrice de l'équipe Pollutions Diffuses (6 permanents, une douzaine d'agents en routine)

Formation

- 1998 : **Docteur de l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI)** ; spécialité « Science de la Terre », sous la direction du Pr. G. De Marsily.
Mention très honorable avec les félicitations du jury.
- 1993 : **Ingénieur du Génie Rural, des Eaux et des Forêts**
DEA National d'hydrologie. Spécialité « Hydrologie-Hydrogéologie quantitatives » (Université Paris VI, ENSMP, Engref), mention Bien.
- 1988-1991 : **Elève de l'Ecole Polytechnique**
- 1986-1988 : **Classes préparatoires aux grandes écoles.** Lycée La Martinière-Monplaisir, Lyon 8^{ème}

Animation de la recherche, participation à des instances, évaluations, jurys.

Instances, animation de la recherche

2011 - Membre du Comité scientifique du congrès Protection des captages organisé dans le cadre des rencontres du GIS HP2E (Hautes Performances Economique et Environnementale) le 3 février 2011 à Paris : Captages d'eau potable et pollutions diffuses : quelles réponses opérationnelles à l'heure des aires d'alimentation de captage « Grenelle » ?

Depuis 2011, représentant du Cemagref dans le Comité Régional d'Orientation et de Suivi du Plan Ecophyto (CROS) en Rhône Alpes.

Depuis 2010, représentant du Cemagref dans le groupe de travail « Protection des Captages contre les pollutions diffuses » piloté par l'ONEMA.

2010. Membre du Comité Scientifique de Water 2010, congrès organisé par l'Université Ovidius de Constanta (Roumanie).

Depuis 2008, mise en place et animation de réunions régulières des équipes travaillant sur le site atelier Ardières-Morcille (site labellisé de la ZABR), afin d'assurer la circulation de l'information, de décider collectivement des priorités de recherche, et de favoriser l'émergence de projets communs.

2007-2011. Appui au chef d'UR pour l'animation scientifique de l'Unité et participation (2009-2011) aux réunions de coordination du groupement de Lyon, réunissant de façon bimensuelle le directeur de groupement, les chefs d'UR et leurs adjointes.

2007-2008 : Participation aux travaux du groupe régional « phytosanitaires » Rhone Alpes (CROPPP) pour la révision des zones prioritaires pesticides sur la région Rhône-Alpes ; étape de délimitation des zones sensibles. Ma participation à ce groupe de travail m'a permis de plaider pour l'application de la méthode « SIG-Corpen », s'appuyant sur la vulnérabilité intrinsèque du milieu, et pas seulement sur la caractérisation de la pression d'utilisation des pesticides, comme cela avait été fait dans le zonage précédent pour les eaux de surface.

2007 : Participation du comité de pilotage du projet BVMOD-Envilys : Agriculture et qualité de l'eau : Modélisation agro-environnementale à l'échelle de petits bassins versants. Cette participation se poursuit par une volonté de collaboration entre Envilys et notre équipe, qui reste à contractualiser dans le cadre d'un projet commun.

2003-2005. Participation aux séminaires SEVE (Sol-Eau-Végétation-Energie) réunissant des membres de l'INRA (Avignon, Bordeaux, Montpellier), du LTHE, du LCPC, du Cesbio, de MétéoFrance (CRMN), de l'INRIA et du Cemagref pour élaborer le cahier des charges d'un modèle collaboratif permettant de simuler les flux d'eau et d'énergie de l'échelle de la parcelle à celle du paysage. Ces travaux se sont malheureusement essouffés par suite notamment de dissensions entre les membres du collectif sur les outils de couplage à utiliser.

2001-2003. Participation aux travaux du sous groupe SIG du groupe PHYTOPRAT du CORPEN. Coordination, avec Arnaud Joulin (ex SRPV Lorraine) de la rédaction de la brochure « Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires : Eléments méthodologiques - Utilisation des Systèmes de traitement de l'Information Géographiques (SIG). 2003. 84 pp »

Depuis 2000, représentant de l'équipe Pollutions Diffuses dans le GIS « Pratiques Culturelles et Qualité de l'Eau » animé par ARVALIS-Institut du Végétal. Cette collaboration s'est notamment traduite par :

- une synthèse des résultats relatifs au transfert de produits phytosanitaires en parcelle drainée sur le site de la Jaillière (synthèse réalisée en 2006 pour la Direction de l'Eau du Ministère en charge de l'Environnement) ;
- une participation active à l'analyse et l'interprétation des résultats acquis sur le bassin versant de la Fontaine du Theil (plaquette de synthèse pour les gestionnaires et rapport de synthèse sur l'ensemble des données acquises - 2010) ;
- la participation depuis 2008 au comité scientifique du dispositif dédié à l'étude des transferts de nitrates et de phytosanitaires, sur le site de Lyon-St Exupéry
- participation au projet Evadiff « Evaluation et développement de modèles et outils d'aide à la décision utilisés pour la prévention des pollutions diffuses par les produits phytopharmaceutiques » (2011-2014), financé par ARVALIS, et qui prévoit pour l'équipe l'accueil dès 2012 d'un doctorant sur la « Détermination et amélioration des formalismes de modélisation du transfert des pesticides dans des contextes agro-pédo-climatiques variés. Identification des facteurs dominants et formulation de recommandations d'usage des produits. Application aux sites expérimentaux d'ARVALIS-Institut du Végétal.

Evaluations - Jurys

Participation à des jurys de concours : Ingénieur de Recherche pour la Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL ; Technicien de la Recherche puis Assistant Ingénieur et Adjoint Technique de la Recherche pour l'équipe Pollutions Diffuses, Ingénieur d'Etudes pour l'Unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions.

Relecture ponctuelle d'articles pour : Pest Management Science,; Hydrological processes, Environmental Modelling and Software, CABI Journal CAB reviews, Journal of Hydrological Science, Agronomy for a sustainable development, Chemosphere, Agricultural Water Management, Agronomy for Sustainable Development

Participation aux jurys de thèse de :

Wohlfahrt Julie -2008 : Développement et validation à l'aide de la modélisation d'un indicateur de risque de transfert de produits phytosanitaires vers les eaux à l'échelle du bassin versant viticole. *Thèse de Doctorat de l'Université de Nancy.*

Alletto Lionel – 2007 : Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué : Effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture. *Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon.*

Tortrat Florent – 2005 : Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. *Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes I.*

Le Forner Sylvie – 2001 : Modélisation hydrologique des échanges surface-souterrain avec réseau de fossés en milieu agricole méditerranéen. *Thèse de doctorat de l'Université Montpellier II,*

Evaluation ponctuelle de projets, entre autres pour :

2010 - le programme INGECOTECH - Ingénierie Ecologique

2010 - l'ANR ; AO Changements Environnementaux Planétaires et Sociétés (CEP&S) - 2010

2009 - l'INSU ; AO EC2CO Cytrix

2009 - des projets de thèse (AgroCampus Ouest)

2007 - le PSDR III (Pour et Sur le Développement Régional)

2003 ; 2006 - dans le cadre du programme « Phytosanitaires » du MATE puis du MEDDM

2002 - la DIREN Pays de Loire (FNSE)

Publications et communications

Thèse de doctorat et mémoire de DEA

Carluer N. - 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Adaptation au bassin versant de Naizin (Morbihan), 400 p.

Carluer N. – 1993. Modélisation du transfert des produits phytosanitaires. Quelques pistes pour la construction d'un modèle conceptuel distribué. Rapport de DEA. Université Pierre et Marie Curie. 53 p.

Revue scientifique internationale à comité de lecture

Dairon, R., J. Tournebize, B. Réal, A. Dutertre and **N. Carluer** (En préparation). "Synthesis of a long term monitoring (1988-2005) of nitrate and pesticide in a French subsurface drained experimental plot." Journal of Environmental Quality.

Lauvernet, C., R. Munoz-Carpena and **N. Carluer** (En préparation). "Quantification of shallow water table effects on vegetative filter strips runoff, sediment and pesticides trapping efficiency." *Advances in Water Resources*.

Boulil, K., F. Pinet, S. Bimonte, **N. Carluer**, C. Lauvernet, B. Cheviron, A. Miralles and J.-P. Chanet (A paraitre). "Good Quality of Multidimensional Analysis of Pesticides Transfer Data of the Simulation MACRO Model." *Ecological Informatics*.

Muñoz-Carpena, R., C. Lauvernet, and **N. Carluer**. (En révision). Simplified mechanistic algorithm for unsteady rainfall infiltration and water content distribution in soils with a shallow water table. *Advances in Water Resources*.

Vernier, F., A. Miralles, F. Pinet, V. Gouy, **N. Carluer**, G. Molla and K. Petit (Accepté). "EIS Pesticides: an Environmental Information System to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales." *Agricultural Systems*

Babut, M., G. Arts, A. Barra Caracciolo, **N. Carluer**, N. Domange, N. Friberg, V. Gouy, M. Grung, L. Lagadic, F. Martin-Laurent, S. Pesce, B. Real, S. Reichenberger, E. Roex, K. Romijn, M. Röttele, M. Stenrod, J. Tournebize, F. Vernier and E. Vindimian (Accepté). "Pesticide risk assessment and management in a globally changing world - Report from a European interdisciplinary workshop." *Environmental Science and Pollution Research*.

Lacas, J. G., **N. Carluer** and M. Voltz (2012). "Surface-subsurface evaluation of the efficiency of a grassed buffer strip for herbicide retention." *Pedosphere* **22**(4): 580-592.

Tournebize, J., B. Vincent, C. Chaumont, C. Gramaglia, C. Margoum, P. Molle, **N. Carluer** and J. J. Gril (2011). "Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation Socio-technical adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback." *Procedia Environmental Sciences* **9**: 183-190.

Carluer, N., J. Tournebize, , V. Gouy, C. Margoum, B. Vincent and J. J. Gril. (2011). Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters" *Procedia Environmental Sciences* **9**: 21-26.

Gauroy, C. and **N. Carluer** (2011). Interpretation of data about pesticides residues in surface water in France by grouping data within homogeneous spatial units. *KMAE* **04**(400).

Dousset, S., M. Thévenot, , D. Schrack, V. Gouy and **N. Carluer** (2010). Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environmental Pollution* , n° **158**, p. 2446-2453

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, **N. Carluer** and M. Coquery (2010). Assessing pesticide concentrations and concentration dynamics and fluxes in the stream of a small vineyard watershed catchment - Effect of sampling strategy frequency. *Environmental pollution* **158**(3): 737-747.

Branger, F., J. Tournebize, **N. Carluer**, C. Kao and M. Vauclin (2009). A conceptual modelling approach for pesticides transport in a subsurface drained field: the PESTDRAIN model. *Agricultural Water Management* **96**: 415-428.

Tlili, A., U. Dorigo, B. Montuelle, C. Margoum, **N. Carluer**, V. Gouy, A. Bouchez and A. Bérard. (2008). Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron. An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology* **87**: 252-263.

Lacas, J.-G., M. Voltz, V. Gouy, **N. Carluer** and J.J. Gril. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for sustainable development* **25**: 253-266.

Carluer, N. and G. De Marsily (2004). Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. *Journal of Hydrology* **285**: 76-95.

Revue scientifique et technique nationale à comité de lecture

Gauroy, C., N. Bougon, **N. Carluier**, V. Gouy, G. Le Hénaff, J. Piffady and T. Tormos (En révision). "Evaluation des risques de contamination des masses d'eau de surface par les produits phytosanitaires : la méthode ARPEGES." Sciences Eaux & Territoires.

Bernard, K., **N. Carluier** and G. Le Hénaff (En préparation). "Diagnostiquer l'efficacité des zones tampons pour limiter le transfert hydrique des produits phytosanitaires." Sciences Eaux & Territoires.

Bernard, K., D. Noll and **N. Carluier** (En préparation). "Dimensionner les zones tampons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrique des produits phytosanitaires." Sciences Eaux & Territoires.

Cheviron, B., **N. Carluier**, J. Moyes, M. Corot and R. Dairon (En préparation pour Journal of Environmental Quality). "Pesticide fate scenarios on cultivated undrained plots by automation of the MACRO model".

Dairon, R., J. Tournebize, B. Réal, A. Dutertre and **N. Carluier** (Soumis). "Synthesis of a long term monitoring of nitrate and pesticide fates in a French subsurface drained experimental plots." Agriculture, Ecosystems and Environment.

Gauroy, C., V. Gouy and **N. Carluier** (2012). "Interprétation des données de surveillance de la contamination des eaux de surface par les pesticides par hydro-écocorégion." Sciences Eaux & Territoires (Article Hors Série 2012. n°8): 11 pp.

Carluier, N., G. Le Hénaff, C. Margoum and V. Gouy (2011). Ecoulements agricoles et produits phytosanitaires. *Techniques, Sciences et Méthodes* 12: 37-49.

Gril, J. J., **N. Carluier**, and G. Le Hénaff. (2011). Des zones tampons pour limiter la pollution des eaux par les pesticides dans les bassins versants. *Techniques, Sciences et Méthodes* 23-34.

Carluier, N., G. Giannone, P.-H. Bazin, R. Cherif and J. J. Gril (2008). Vers un outil de dimensionnement des dispositifs enherbés pour limiter les flux de phytosanitaires transférés par ruissellement. Tests de scénarios. *Ingénieries - EAT* n° 55 -56: 61-77.

Gouy, V., J. J. Gril, J. G. Lacas, A. Boivin and **N. Carluier**. (2008). Contamination des eaux de surface par les pesticides et rôle des zones tampons pour limiter le transfert : état des connaissances et conséquences pour l'action. *Ingénieries - EAT*. n° spécial: 49-63.

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, **N. Carluier** et M. Coquery (2008). Transfert des pesticides et métaux dans un petit bassin versant viticole - Etude préliminaire de l'influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. *Ingénieries - EAT* n° spécial : 65-75.

Kao, C., G. Vernet, J.M. Le Filleul, Y. Nedelec, **N. Carluier** and V. Gouy (2002). Elaboration d'une méthodologie de typologie des fossés d'assainissement agricole et de leur comportement potentiel vis à vis des produits phytosanitaires. *Ingénieries- EAT*(29): 49-66.

Carluier, N., V. Gouy, C. Kao, L. Piet, N. Turpin, F. Vernier, M.P. Arlot, T. Bioteau, P. Boerlen, C. Chaumont, P. Saint Cast (2000). Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural. *Ingénieries - EAT* n° Spécial Agriculture et Environnement.

Turpin, N., **N. Carluier**, C. Kao, L. Piet, M.P. Arlot, P. Boerlen, T. Bioteau, C. Chaumont, V. Gouy, C. Souiller, F. Vernier and P. Saint Cast (2000). Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural. Démarche de diagnostic de risques sur le bassin versant du Cétrais. *Ingénieries - EAT* 22(Juin 2000): 3-16.

Gril, J.J., V. Gouy and **N. Carluier** (1999). Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires, de la parcelle au bassin versant. *Houille blanche*, n° 5, p. 76-80.

Carluer N., V. Gouy, J.J. Gril (1996). Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. *Ingénieries - E A T*, n° 6, p. 19-30.

Communication à des colloques et congrès (avec actes)

Conférences invitées

Carluer, N. (2012). Fate of pesticides in vegetative filter strips. *14th International Fresenius AGRO Conference*, Mainz. Germany. 25-26th June 2012.

Carluer, N., G. Le Hénaff, et al. (2011). Ecoulements agricoles et produits phytosanitaires. *3^{ème} conférence Eau et Santé. Graie-Astee*. Lyon, 20 janvier 2011

Carluer, N. (2010). Vegetative buffers for pesticide runoff mitigation – an overview. *12th International Fresenius AGRO Conference*, Mainz. Germany. 20-21st June 2010.

Carluer, N., C. Margoum, et al. (2007). Efficacité de la dissipation des produits phytosanitaires par les bandes enherbées et les fossés. Mécanismes de transfert et modélisation. *Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires Congrès SWAP-CPP*. 15 et 16 novembre 2007

Présentations orales et actes

Liger, L., **N. Carluer**, M. Coquery, V. Gouy, C. Guillemain and C. Margoum (2012). Analyse comparée de différentes méthodes d'échantillonnage actif pour le suivi de la contamination en produits phytosanitaires dans les eaux de surface. *Congrès du Groupe Français des Pesticides. Poitiers*.

Munoz-Carpena, R., C. Lauvernet and **N. Carluer** (2011). Development and testing of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on flow dynamics through vegetative filter strips. *XIV Symposium in Pesticide Chemistry*, Piacenza. Italy.

Carluer N., Gouy V., Lauvernet C., Miralles A., Pinet F., Bimonte S., Gascuel-Oudou C., Grimaldi C., Coquet Y., Benoit P., Réal B., Maillot-Mezeray J., Marquet N., Guyot C. (2011) Building risk indicators of surface water contamination by pesticides at the smallcatchment scale. Taking in account spatial and temporal dimensions. Support for risk assessment and management : MIRIPHYQUE project, in: *Euraqua-PEER (Ed.), Innovative approaches for the management of environmental risks from plant protection products*, Montpellier, France, 26-28th October 2011.

Miralles, A., F. Pinet, N. Carluer, F. Vernier, S. Bimonte, C. Lauvernet and V. Gouy (2011). EIS pesticide: an information system for data and knowledge capitalization and analysis. *Euraqua-PEER Scientific Conference*, Montpellier, FRA, 26/10/2011, Montpellier, 26-28/10/2011.

Vernier, F., A. Miralles, K. Petit, V. Gouy, N. Carluer and F. Pinet (2011). EIS pesticide: an innovative environmental information system to calculate agro-environmental indicators. *Euraqua-PEER Scientific Conference*, Montpellier.

Munoz-Carpena, R., C. Lauvernet and **N. Carluer**. (2011). Development and testing of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on flow dynamics through vegetative filter strips. *ASABE Annual International Meeting*, Louisville, Kentucky (USA).

Munoz-Carpena, R., C. Lauvernet and N. Carluer (2011). Algoritmo mecanístico simplificado para la cuantificación del efecto de un acuífero somero sobre la infiltración y la escorrentía. Jornadas de Investigación ZNS'11. Salamanca, Espagne.

Tournebize, J Vincent B., Chaumont C., Passeport E., Gramaglia C., Molle P., Gril J.J. and **N. Carluer** (2010). Lessons gained from french R&D programs for pesticides dissipation by use of constructed

wetlands. *XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural Engineering (CIGR)*, Québec City. Canada.

Pinet, F., Miralles A., Bimonte S., Vernier F., **Carluer N.**, Gouy V. and S. Bernard (2010). The use of UML to design agricultural data warehouses. *AgEng 2010, International Conference on Agricultural Engineering* Clermont-Ferrand, FRA.

Tournebize, J., B. Vincent, C. Chaumont, E. Passeport, C. Gramaglia, P. Molle, J.J. Gril, C. Margoum and **N.**

Carluer (2010). Pesticides dissipation by use of constructed wetlands in agricultural area : Technical and sociological feed back. *12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control* 04/10/2010-08/10/2010, Venise, ITA. 8 p.

Carluer N., Tournebize J., Gouy V., Margoum C., Vincent B., Gril J.J. (2009) Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. *Ecological Engineering: from Concepts to Applications*. Paris ; EECA. 1-3 december 2009

Carluer N., G. Giannone, V. Gouy et J.J. Gril (2009) Towards a tool to design vegetative strips for mitigation of pesticides transfers in surface runoff. Assessment of different scenarios. *Pesticides Behaviour in Soils, Water and Air*. York. 14-16 september 2009

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, C. Guillemain, N. Ball, **N. Carluer** et M. Coquery (2007). Transfert des pesticides dans un petit bassin versant viticole. Influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants. *XXXVIIème congrès du Groupe Français des Pesticides*, Bordeaux.

Rabiet, M., M. Coquery, C. Margoum, C. Guillemain, **N. Carluer** and V. Gouy (2007). Distribution and fate of pesticides and trace metals in a small stream draining and agricultural watershed. Assessing the effect of hydrological conditions on the transport of contaminants. *EGU General Assembly*, Vienne. Autriche.

Gouy, V., A. Boivin, J.G. Lacas, **N. Carluer**, C. Margoum and J.J. Gril. (2007). Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille Catchment (Beaujolais). *XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health*, Piacenza. Italie.

Carluer, N., J. Tournebize, V. Gouy, J.J. Gril, B. Real, A. Dutertre and J. Tournebize (2007). Influence du drainage sur le transfert de produits phytosanitaires en contexte de socle imperméable peu profond. *Les transferts des produits phytosanitaires vers les milieux environnementaux*, Toulouse.

Boivin, A., C. Margoum, **N. Carluer**, J.J. Gril et V. Gouy (2007). Evolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée. *XXXVIIème congrès du Groupe Français des Pesticides*, Bordeaux.

Boivin, A., C. Margoum, C. Guillemain, N. Ball, **N. Carluer**, J.J. Gril and V. Gouy (2007). Water and pesticide transport dynamic in a grass buffer strip. *WAPo : International Conference on Water Pollution in natural Porous media at different scales. Assessment of fate, impact and indicators*, Barcelone.

Tournebize, J., F. Branger, **N. Carluer**, C. Kao and M. Vauclin. (2006). Evaluation d'un modèle du devenir d'herbicides en parcelle drainée. *XXXVIème congrès du Groupe Français des Pesticides*, Strasbourg, Enges.

Lacas, J. G., **N. Carluer** and M. Voltz (2006). Etude expérimentale de l'efficacité globale (surface et subsurface) d'un dispositif enherbé pour limiter la contamination des eaux par les phytosanitaires. *XXXVIème congrès du Groupe Français des Pesticides*, Strasbourg, Enges.

Branger F., D. De Sesmaisons, J. Tournebize, C. Kao, **N. Carluer** and M. Vauclin (2006). Improvement of a simplified subsurface drainage simulation model. *EGU General Assembly, Vienna, April 2006. Geophysical Research Abstracts*, Vol. 8, 01970, 2006.

Borrel V., Braud I., Dedieu G., Boone A., Branger F., Brunet Y., Calmet I., **Carluer N.**, Chanzy A., Chibaudel P., Creutin J.D., Davil H., Ern A., Habets F., Hecht F., Jaffré J., Lagacherie P., Menaut J.-C., Mestaye P., Moussa R., Noilhan J., Ogée J., Oliosio A., Prévot L., Rodriguez F., Voltz M. (2005) Modélisation du fonctionnement des surfaces continentales aux échelles locales à régionales. SEVE : Sol Eau Végétation Energie, *Colloque de restitution ECCO*, Toulouse.

Lacas, J.G., V. Gouy, M. Voltz, **N. Carluer** and J.J. Gril. – (2003). Pesticide transfers through grassed strips: state of the art and present questions. *33ème congrès du groupe français des pesticides - 3rd symposium of Mediterranean group of pesticide research*, Aix en Provence, 20-24 mai 2003. 4 p.

Moussa, R., P. Ackerer, V. Adamiade, P. Andrieux, E. Barriuso, P. Benoit, G. Bourrie, **N. Carluer**, M.P. Charnay, C. Chaumont, Y. Coquet, A. Dutertre, G. Coulouma, J.C. Fabre, C. Garon Boucher, J.P. Gillet, V. Gouy, J.J. Gril, C. Kao, P. Lagacherie, S. Le Forner, F. Lehmann, X. Louchart, I. Madrigal, Y. Nedelec, V. Pot, B. Real, J.M. Robbez Masson, C. Souiller, F. Trolard, and M. Voltz, (2003). Le programme AQUAE : Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. *31ème congrès Groupe Français des Pesticides : Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives*, Lyon, 15-17 mai 2001. p. 155 - 165

Gril J.J., Gouy V. and **N. Carluer** (1998) - Processus de transfert par ruissellement, de la parcelle au bassin versant. Dans " *Agriculture et Environnement* " *Colloque d'hydrotechnique, 159ème Session du Comité Scientifique et Technique*, Paris, 18 et 19 Nov 1998. Publication S.H.F., pp. 31-38.

Carluer N. (1996). Prise en compte du réseau anthropique dans la modélisation hydrologique d'un bassin versant rural. *Premier Colloque Interceltique d'Hydrologie et de Gestion des Eau*. Rennes, 8-11 juillet 1996. Edition INSA 1996, p. 39-41.

Posters et résumés

Dairon, R., **N. Carluer**, A. Dutertre, B. Réal and F. Leprince (2013). Comparison of 1D and 2D modelling of pesticide transfer in a tile-drained context. Application to la Jaillièrè site. *Pesticide behaviour in soils, water and air University of York, UK.2-4 septembre 2013*

Djabelkhir, K., P. Kraft, C. Lauvernet and N. Carluer (2013). Modeling of water and pesticide fate at hillslope scale. *Open Water Symposium Bruxelles. Belgique. 16-17 septembre 2013*.

Lauvernet, C., R. Munoz-Carpena and **N. Carluer** (2012). Evaluation of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on hydrology sediment and pesticide transport through vegetative filter strips by sensitivity analysis.. European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Autriche.

Djabelkhir, K., C. Lauvernet and **N. Carluer** (2012). Computer modelling of pesticides fate at the hillslope scale. Influence of vegetative filter strip on pesticides transfer and partitioning between surface and subsurface fluxes. European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Autriche.

Lauvernet, C., R. Munoz-Carpena, and **N. Carluer**. (2011). Evaluation of a mechanistic algorithm to calculate the influence of a shallow water table on hydrology, sediment and pesticide transport through vegetative filter strip. *XIV Symposium In Pesticide Chemistry*, Piacenza. Italy.

Carluer, N., C. Magelénat, C. Lauvernet and V. Gouy (2009). Development of indicators of risk of surface water contamination by pesticides at the little catchment scale. Taking into account spatial and temporal scales. *Pesticides Behaviour in Soils, Water and Air* 14/09/2009-16/09/2009, York, GBR. 1 p.

Lauvernet, C.n M. Lefrancq, and **N. Carluer** (2009). Development of an operational tool to simulate pesticide transfer through vegetated strips: the 2D runoff part. *Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air conference* 14/09/2009-16/09/2009, York, GBR. 2 p.

Debieche, T. H., C.V. Adamiade and **N. Carluer** (2006). Effet d'un fossé en travers sur l'écoulement hydrodynamique d'une nappe superficielle peu profonde. Application sur le site expérimental de la Jaillière (44, France). *Conférence Internationale Eaux Souterraines IAHR-GW2006 " Groundwater Hydraulics in Complex Environments "*. Toulouse, France.

Carluer, N., C.V. Adamiade, C. Margoum, A. Dutertre, G. Dramais, B. Barrere, R. Barrier (2003). Ditches influence on hillslope flow. Consequences on pesticides transfer. *EGS-AGU-EUG joint assembly*, Nice, France 6-11 Avril 2003.

Ouvrages, chapitres d'ouvrages collectifs

Maillet-Mezeray, J., B. Réal, J. Thierry, N. Marquet, C. Guyot, J.J. Gril, V. Gouy et **N. Carluer** (2010). Bassin versant de la Fontaine du Theil. Produire et reconquérir la qualité de l'eau : une démarche active et concertée., ARVALIS-Institut du Végétal / UIPP 40 pp.

Carluer, N, Ackerer P., Adamiade V., Andrieux P., Arousseau P., Barriuso E., Benoît P., Bourrié G., Charnay M., Chaumont C., Coquet Y., Cordier M., Dutertre A., Fabre J., Garon-Boucher C., Gascuel Odoux C., Gillet J., Gouy V., Gril J., Kao C., Lagacherie P., Le Forner S., Lehmann F., Louchart X., Madrigal I., Molénat J., Moussa R., Nédélec Y., Pot V., Réal B., Robbez-Masson J., Souiller C., Tortrat F., Trolard F. et M. Voltz (2005). Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. In : *Pesticides : comment réduire les risques associés ?* (ed C. Bastien Ventura), Vol 50, pp27-34, Ministère de l'Ecologie et de Développement Durable. Paris.

CORPEN (2003). Diagnostic régional de la contamination des eaux liée à l'utilisation des produits phytosanitaires : Eléments méthodologiques - Utilisation des Systèmes de traitement de l'Information Géographiques (SIG). *Corpen*: 84 pp.

Gouy V. et **N. Carluer** (2002) Modélisation des phénomènes de transport vers le réseau hydrographique de surface. *Modélisation des transferts de pesticides dans l'environnement. C. Crin, Club Crin "Environnement et Société"*: 114-147.

Conception et animation de séminaires et de colloques scientifiques

Organisation en mai 2010, avec Nicolas Domange (DAST Onema) d'un séminaire sur l'interprétation des données de surveillance pesticides dans les eaux de surface, regroupant des personnes concernées par l'acquisition et/ou l'interprétation de ces données.

Organisation en décembre 2007, avec Véronique Gouy, d'un séminaire interne regroupant l'ensemble des équipes du Cemagref travaillant sur le thème des pesticides. Ce séminaire a débouché sur un appel d'offres interne, qui a permis aux équipes de se structurer collectivement, pour répondre ensuite avec succès à des appels d'offres nationaux (AO du MEEDDLT, ANR ...)

Co-organisation du 31^o congrès du Groupe Français des Pesticides sur le diagnostic de la pollution des eaux par les phytosanitaires et solutions correctives, en 2001 puis édition des actes :

Carluer N. et V. Gouy (2003). Transfert des produits phytosanitaires, diagnostic de pollution et solutions correctives. Actes du XXXI congrès du Groupe Français des Pesticides. Lyon, 15-17 mai 2001. 420 pages. Editions Cemagref.

Gouy V. et **N. Carluer** (2001) Phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives. Numéro spécial Ingénieries EAT 2001. 155 pages.

Rapports d'étude et de projets de recherche

Barrez, F., G. Le Hénaff, J. F. Vernoux, C. Catalogne and **N. Carluer** (2013). Aide à l'optimisation des actions de protection des captages. Apports du diagnostic hydrochimique à la connaissance des Aires d'Alimentation de Captages Irstea -BRGM - Onema: 50 pp

Barrez, F., G. Le Hénaff, J. F. Vernoux, C. Catalogne and **N. Carluer** (2013). Aide à l'optimisation des actions de protection des captages. Méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une Aire d'Alimentation de Captage., Irstea -BRGM - Onema: 75 pp + annexes.

Carluer, N. (2012). Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque, *Irstea. Rapport intermédiaire d'activité. AO "Utilisation des pesticides et réduction des risques associés" du MEEDEM*: 16 pp.

Cheviron, B., **N. Carluer** and J. Moeys (2012). "Controlling Solute Movements with Cemafor." Tutorial du logiciel CeMaFor, permettant de coupler Pest (logiciel d'analyse de sensibilité) et MACRO (modèle de simulation des transferts de pesticides dans les sols).

Gauroy, C., T. Tormos, J. Piffady, N. Bougon, **N. Carluer**, G. Le Hénaff and V. Gouy (2012). ARPEGES : Analyse de Risque Pesticides pour la Gestion des Eaux de Surface. Evaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface, *Irstea-Onema*: 102 pp.

Barrez, F., V. Wibaux, G. Le Hénaff, J.-F. Vernoux and **N. Carluer** (2012). Aide à l'optimisation des actions de protection des captages. Méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une Aire d'Alimentation de Captage. Application aux captages Grenelle., Irstea - BRGM - ONEMA. Rapport intermédiaire: 29 pp.

Carluer, N., A. Fontaine, C. Lauvernet et R. Munoz-Carpena (2011). Guide de dimensionnement des zones tampons enherbées ou boisées pour réduire la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires, *Convention Cemagref-DGPAAT du Ministère en charge de l'Agriculture*.

Carluer, N. and C. Magdelénat (2009). Mise au point d'outils améliorés d'évaluation de la pression et de l'exposition « pesticides » en lien avec les caractéristiques amont d'un bassin versant. Application sur le bassin de la Fontaine du Theil, *Convention Cemagref-Onema*.

Carluer, N. and C. Gauroy (2009). Intérêt et limites de l'analyse des données de surveillance « eaux de surface » à l'échelle nationale (base IFEN), *Convention Cemagref - Onema*.

Carluer, N. and J. J. Gril (2007). Etude expérimentale et modélisation de l'efficacité des dispositifs enherbés pour la limitation des transferts de phytosanitaires par ruissellement : résultats essentiels et conséquences pratiques pour l'implantation de tels dispositifs. *DGFAR. Convention Eau Agriculture Hydraulique de l'Espace Rural (EAHER)*: 28 pp.

Carluer, N. and J. Tournebize (2006). Synthèse sur le drainage et les produits phytosanitaires. Analyse et modélisation des résultats expérimentaux de la Jaillièrre (49), *Convention Cermagref-Direction de l'Eau du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable*: 54 pp.

Carluer, N., Ackerer P., Adamiade V., Andrieux P., Arousseau P., Barriuso E., Benoît P., Bourrié G., Charnay M., Chaumont C., Coquet Y., Cordier M., Dutertre A., Fabre J., Garon-Boucher C., Gascuel Odoux C., Gillet J., Gouy V., Gril J., Kao C., Lagacherie P., Le Forner S., Lehmann F., Louchart X., Madrigal I., Molénat J., Moussa R., Nédélec Y., Pot V., Réal B., Robbez-Masson J., Souiller C., Tortrat F., Trolard F. et M. Voltz (2005). Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface. *Rapport final. Programme Pesticides du MEDD (Subvention n° 01106 du 23 mars 2001)*: 120 pp.

Turpin N., **Carluer N.**, Gouy V., Kao C. et L. Piet (2004). Action de recherche : Développement de lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural sur le bassin versant du Don/Cétrais. Rapport final : Bassins versants du Don/Cétrais/Coisbrac : des échelles emboîtées pour comprendre et limiter les pollutions diffuses, dans le cadre du *Contrat de plan Etat-Région Pays de Loire*. 44 p.

Carluer, N., T. Bariac, P. Breil, V. Gouy, C. Margoum (2003). Echanges d'eau, de polluants et de matières entre un écoulement à surface libre et la couche superficielle du sol sous-jacente. Détermination des facteurs clés et rôle des hétérogénéités. *Appel d'offres PNRH 200.(Convention 02CV032)* : 65 pp.

Carluer N., Margoum C. et V. Gouy V. (2003). Transfert et rétention des phytosanitaires dans les fossés. *Rapport DRAF Rhône-Alpes. Rapport final*.

Birgand, F., T. Bioteau, **N. Carluer**, V. Gouy, J. Leibreich, F. Macary, C. Margoum, P. Saint Cast, T. Turlan et N. Turpin, (2003). Protection des eaux contre les pollutions diffuses. Bassin versant du Don-Cétrais-Coisbrac - *Rapport 2002-2003*. 47 p

Moussa R, P. Ackerer, V. Adamiade, P. Andrieux, E. Barriuso, P. Benoit, G. Bourrie G, **N. Carluer**, M.P. Charnay, C. Chaumont, Y. Coquet, A. Dutertre, J.C. Fabre, C. Garon-Boucher, J.P. Gillet, V. Gouy, J.J. Gril, C. Kao, P. Lagacherie, S. Le Forner, F. Lehmann, X. Louchart, I. Madrigal, Y. Nedelec, V. Pot, B. Real, J.M. Robbez-Masson, C. Souiller, F. Trolard et M. Voltz (2003). Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fossés) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement. *Rapport final dans le cadre de l'ASS AQUAE Cemagref-INRA*.

Carluer N., F. Vernier, L. Piet, N. Turpin, V. Gouy et C. Kao (2000). Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action. Guide opérationnel. *Thème mobilisateur : concilier l'agriculture et l'environnement*. 1, 73 p.

Carluer N., F. Vernier, L. Piet, N. Turpin, V. Gouy et C. Kao (2000) Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action. Rapport de restitution. *Thème mobilisateur : concilier l'agriculture et l'environnement*, 54 p.

Activités d'encadrement de la recherche

Encadrement de thèses de doctorat

Les travaux de thèse mentionnés ci-dessous sont ceux dont j'ai assuré (ou assuré) l'encadrement « rapproché », en accord avec le directeur de thèse ou en tant que directrice de thèse (Karima Djabelkhir).

Dairon Romain (2012-....) Détermination et amélioration des formalismes de modélisation du transfert des pesticides dans des contextes agro-pédo-climatiques variés. Identification des facteurs dominants et formulation de recommandations d'usage des produits. Application aux sites expérimentaux d'ARVALIS-Institut du Végétal. *Université Claude Bernard. ED 206. Direction de thèse : Véronique Gouy*

Djabelkhir K. (2011-...) Etude expérimentale spatialisée des processus de transfert et de dissipation des pesticides à différentes échelles emboîtées : Contribution des écoulements de surface et de proche sub-surface.

Application au bassin versant de la Morcille (Beaujolais). *Terre – Univers – Environnement. Université Joseph Fourier, Grenoble. Direction de thèse : Nadia Carluer. Co-encadrement : Claire Lauvernet (Equipe Pollutions Diffuses)*

Fabre M.F. (2009-2011) Mise au point d'indicateurs de risque de contamination des eaux par les phytosanitaires à l'échelle du petit bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. *Science de la Matière. Agrocampus Ouest. Rennes. Direction de thèse Chantal Gascuel Odoux (UMR SAS. Rennes)*

Cette doctorante a souhaité interrompre son contrat de thèse au bout de deux ans, après avoir réalisé qu'elle ne souhaitait pas poursuivre dans le domaine de la recherche.

Branger F. (2007). Utilisation d'une plate-forme de modélisation environnementale pour représenter le rôle d'aménagements hydro-agricoles sur les flux d'eau et de pesticides. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (Ille et Vilaine), *Océan, Atmosphère, Hydrologie, Université Joseph Fourier; Grenoble*. pp. 220 pp. Direction de thèse : Michel Vauclin (LTHE, Grenoble) ; co-encadrement : Isabelle Braud (Cemagref)

Lacas J.-G. (2005). Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface, Sciences de l'eau dans l'environnement continental. *Ecole doctorale : Sciences de la Terre et de l'Eau, Université Montpellier II. Sciences et techniques du Languedoc*. pp. 239 pp + annexes. Direction de thèse : Marc Voltz (UMR LISAH, Montpellier)

Adamiade C.-V. (2004). Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. Application au transfert des produits phytosanitaires, *Géosciences et ressources naturelles. Mention : Hydrologie, Université Pierre et Marie Curie*. pp. 239 pp. Direction de thèse : Ghislain De Marsily (Université Paris VI)

Encadrement de stages post-doctoral

Debieche Taha-Hocine (2005-2007) : Etude et modélisation du fonctionnement hydrologique d'un versant influencé par un fossé. Prise en compte des incertitudes ; réflexion sur le changement d'échelle

Boivin Arnaud (2005-2007) : Evolution de la Disponibilité des Pesticides dans une Zone Tampon Enherbée.

Participation à des comités de pilotage de thèse

Boutron O. (2008) Etude de l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert des produits phytosanitaires dans les fossés agricoles. Approches expérimentale et numérique. *Université Claude Bernard, Lyon 1 - IRCE Lyon*. pp. 255.

Tortrat F. (2005) Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. *Sciences de l'environnement, ENSAR - CAREN, Rennes*. pp. 174 pp. (2001-2005).

Ruyschaert, F. Modélisation du devenir des flux de pollution provenant d'un rejet urbain de temps de pluie (rutp). *Cemagref - ENGREF Montpellier, ED Science de l'Eau*. (2001-2005). *Thèse non aboutie*.

Varado N. (2004). Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au bassin de la Donga au Bénin. *Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble: 320 pp.*, Dir. I. Braud et S. Galle.

Margoum C. (2003) Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors d'écoulements dans les fossés : caractérisation physico-chimique et hydrodynamique. *Environnement et santé, Université Joseph Fourier. Grenoble I, Grenoble*. pp. 243 pp. (1999-2003).

Encadrement de travaux de troisième cycle

Roger, L. (2013). Retenues collinaires et impacts associés, Irstea. AgrosupDijon, ENSAT: 50 pp + annexes.

Corot, M. (2012). Modélisation du transfert des pesticides à l'échelle de la parcelle. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil, Université d'Avignon. Master MI « *Hydrogéologie, Sol et Environnement* ». 24 pp + annexes.

Wibaux, V. (2011). Mise en place d'une typologie de transfert au sein des captages Grenelle. *Géosciences. Poitiers, Université de poitiers. Master M2 Matériaux Naturels, Eau et Expertise Environnementale*: 49 pp + annexes.

Orquevaux M. (2010) Etude du bassin versant de la Morcille (Nord Beaujolais, 69) : synthèse de données et mise au point d'un schéma de fonctionnement tenant compte des dynamiques de concentration des pesticides et des métaux, *Cemagref. Engees*. pp. 73 pp.

Doyen J. (2010) Validation de l'outil d'aide à la décision SACADEAU sur la qualité de l'eau et les pratiques agricoles. Application au bassin versant de la Fontaine du Theil (35), *Rapport de TFE. Engees, Strasbourg*. pp. 72 pp + annexes.

Fontaine A. (2010) Optimizing the size of grassed buffer strips to limit pesticides transfer from land to surface water in overland flow., *Cranfield University. School of applied sciences. Environmental Water Management*. pp. 79.

Magdelénat C. (2009) Mise au point d'un indicateur de risque de contamination des eaux de surface par les pesticides, à l'échelle du petit bassin versant, *Engees. Cemagref*. pp. 96 pp.

Giannone G. (2008) Contribution à la construction d'un outil de dimensionnement et de positionnement de zones tampons enherbées. Tests de scénarios, *Master Geoscience, Environnement et Risques. Spécialité Ingénierie Environnementale. Université Louis Pasteur, Strasbourg*. pp. 57 pp.

Garric L. (2008) Etude comparative du devenir de pesticides infiltrés dans des colonnes de sol non remanié de zones tampons enherbées, *Engees*. pp. 82

Carrier X. (2004) Modélisation du transfert de produits phytosanitaires en parcelles agricoles drainées dans l'ouest de la France : aide au diagnostic pour les risques de pollutions vers les eaux de surface, *Cemagref Lyon*. pp. 78 pp + annexes.

Branger F. (2003) Modélisation de l'influence d'un fossé en travers de la pente sur les écoulements. Conséquences sur le transfert de solutés., *Paris VI. Engref. Cemagref*. pp. 57 pp.

Grellier N. (2002) Etude des transferts entre un écoulement de surface libre et la proche subsurface du sol, *INSA Toulouse*. pp. 60.

Kirmaier J. (2001) Modélisation des écoulements souterrains à l'échelle d'un bassin versant, *INAPG. Cemagref*. pp. 73 pp.

Grellier S. (2001) Vers la modélisation de la dissipation des produits phytosanitaires au travers des dispositifs tampons, *UPMC, Paris V. Cemagref Lyon*. pp. 59 pp.

Encadrement de travaux de deuxième cycle

Taillandier P. (2008) Traitement de données et étude du fonctionnement hydrologique du bassin versant de la Morcille, *INP. ENSE3*.

Brochier V. (2008). Etude de la percolation de produits phytosanitaires au sein de colonnes plantées de roseaux. *Stage 3^{ème} année Institut Polytechnique Lasalle Beauvais*.

Bazin P.-H. (2007) Contribution à la construction d'un outil de dimensionnement et de positionnement de zones tampons enherbées. Tests de scénarios, *Cemagref. Ecole Centrale de Lyon*. pp. 39 pp.

Ollivier-Duvigneau A. (2004) Interprétation et modélisation des chroniques de drainage. Site expérimental de la Jaillière (44), *ENSAR. Cemagref*. pp. 31 pp.

Activités d'enseignement :

Depuis 2006, cours à l'ENGREF de Clermont Ferrand puis à AgroParisTech Paris en formation continue dans deux sessions :

- Aménager l'espace rural pour limiter la pollution des eaux. Deux interventions sur «Diagnostic du risque de contamination des eaux par les pesticides » et sur «Les zones tampons enherbées et boisées »
- Connaître, réduire la contamination de l'environnement par les pesticides. Une intervention sur « Mécanismes de dispersion des pesticides. Conséquences sur les possibilités de piégeage ».

2007 : Cours à l'ENITA de Clermont Ferrand sur la modélisation du transfert de pesticides à l'échelle du Bassin versant

2002 et 2003 : Cours à l'ENTPE dans le cadre du Master Risque, sur les processus hydrologiques et la genèse des écoulements

1996 et 1997 : Cours à l'ENSAR sur la modélisation du transfert de pesticides à l'échelle du Bassin versant

Animation de projets de recherche

2012-..., Responsable d'une fiche action dans le cadre de l'accord cadre Agence de l'Eau Rhone Méditerranée & Corse sur l'impact des retenues collinaires.

Partenaires : Laboratoire dynamiques, indicateurs et modèles en écohydrologie de l'UR MAEP, Equipe Hydrologie des bassins versants de l'UR HHLV.

2011-2014. Animation d'un projet de l'appel d'offres « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » du MEDDM : Mise au point de descripteurs du risque de contamination des eaux de surface par les phytosanitaires à l'échelle du bassin versant. Prise en compte des dimensions spatiales et temporelles. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque. [MIRIPHYQUE] .

Partenaires : INRA Grignon (EGC) et Rennes (SAS), Cemagref Montpellier (UMR TETIS et Clermont Ferrand (UR TSCF), ARVALIS-Institut du Végétal, UIPP (Union des Industries de Protection des Plantes).

Depuis 2011, Responsable de la fiche action « Aide à l'optimisation des actions de protection des captages. Méthodologie de choix d'actions pertinentes en fonction des typologies de transfert sur une AAC - application sur les captages Grenelle » dans le cadre de la convention cadre Onema-Cemagref.

Partenaire : BRGM

Depuis 2002, Responsable pour l'équipe Pollutions Diffuses de la convention cadre DERF-Cemagref, puis DGFAR-Cemagref, puis enfin DGPAAT-Cemagref, portant sur la Gestion intégrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques.

Le travail dans l'équipe dans ce cadre a d'abord porté sur le devenir des produits phytosanitaires infiltrés dans une zone tampon enherbée, puis plus largement sur les Zones Tampons : diagnostic et préconisation d'aménagements correctifs à l'échelle du petit bassin versant rural. Il se concrétise notamment en 2011 par la mise à disposition d'un ensemble de guides opérationnels et d'outils logiciels destinés à faciliter le positionnement et le dimensionnement pertinents des zones tampons dans un bassin versant donné.

2001-2003. Animation d'un projet PNRH : Echanges d'eau, de polluants et de matières entre un écoulement à surface libre et la couche superficielle du sol sous jacente. Détermination des facteurs clés et rôle des hétérogénéités. 2001-2002.

Partenaires : UR HHLV (Lyon), Laboratoire de Biogéochimie Isotopique ; Université Pierre et Marie Curie.(UMR 7618, CNRS-UPMC-INRA) ; Laboratoire de Sciences du Sol (INRA Montpellier) ; ARVALIS-Insitut du Végétal

2001-2004. Animation d'un projet de l'appel d'offres « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » du MATE : Rôle des aménagements d'origine anthropique (dispositifs enherbés et fossés) dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole. Modélisation en vue d'apprécier les effets des aménagements et des pratiques agricoles sur la contamination des eaux de surface.

Partenaires : Laboratoire de Sciences du Sol (INRA Montpellier) ; Unité Environnement et Grandes Cultures (INRA Grignon) ; Unité de Recherche Ouvrages pour le Drainage et l'Etanchéité (Cemagref Antony) ; Unité Sol et Agronomie (INRA Rennes-Quimper) ; Institut de Mécanique des Fluides (Strasbourg) ; ITCF (Institut Technique des Céréales et Fourrages)

1997-2000. Animation d'un projet du thème mobilisateur d'établissement *Concilier Agriculture et Environnement* : « Lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole. Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action ».

Partenaires : UR GERE (Rennes), ADBX (Bordeaux), HBAN (Antony)

Participation à des contrats de recherche

2012-2015. Action du Plan Ecophyto 2018 : Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer et gérer la chaîne pressions-impacts des pesticides sur les eaux de surface. Participation notamment à l'axe 1 : Développement d'outils et d'indicateurs pour mieux évaluer et gérer la chaîne pressions-impacts des pesticides sur les eaux de surface

Pilotage Véronique Gouy (équipe Pollutions Diffuses) ; partenaires pour l'axe 1 : [Pôle Onema/Irstea - Hydroécologie des cours d'eau](#)

2011 - ... Projet SIGEXPO : Système d'Information Géographique pour l'évaluation des EXPOSITIONS aux pesticides. Programme OncoStarter

Pilotage Virginie Chasles (Université Lyon 3) ; partenaires : Unité Environnement et Santé - Centre Léon Bérard ; Plateforme de Recherche en Toxicologie Environnementale et Ecotoxicologie de Rovaltain ; ATMO RhôneAlpes.

2008-2010. Projet « SIE : Système d'Information Environnemental orienté Pesticides », dans le cadre de l'appel d'offres interne Pesticides.

Piloté par André Miralles (UMR TETIS) ; partenaires : UR TSCF (Clermont Ferrand) ; UR ADBX (Bordeaux). A permis la structuration en interne pour la construction du projet MIRIPHYQUE

2008-2010. Projet « PestExpo : Evaluation de la qualité chimique et biologique des cours d'eau : pertinence, atouts ».

Piloté par Christelle Margoum (UR MAEP) et Nicolas Mazella (UR REBX) ; partenaires : UR MAEP et UR ADBX. A permis la structuration en interne pour la construction du projet ANR PoToMAC : Potentiel Toxique dans les milieux Aquatiques Continentaux : échantillonnage passif des pesticides et relations exposition/impacts sur les biofilms, coordination N. MAZZELLA, Irstea Bordeaux).

2007 - 2011. Fiche action « Evaluation et remédiation des effets des pesticides » dans le cadre de la convention cadre Cemagref-Onema.

Pilotage V Gouy (équipe Pollutions Diffuses) ; partenaires : UR MAEP ; UR REBX (Bordeaux) ; UR HBAN (Antony). Cette action a un périmètre variable au fil des années ... J'y suis notamment en charge de la partie « élaboration d'une méthode d'évaluation du risque de contamination des eaux de surface par les pesticides à l'échelle des masses d'eau »

2012 - .. ? EC2CO. **BIOHEFFECT**. Influence de l'état de surface et des pratiques culturales sur l'érosion de sols de versants viticoles et identification des charges de contaminants associées.

Pilotage A Quiquerez (UMR CNRS ARTEHIS 5594 ; Dijon) ; Partenaires : UMR CNRS 5276 (Lyon 1) et équipe Pollutions Diffuses

Non accepté

2011-2014. Projet financé par la « Réserve pour Projet Associatif » d'ARVALIS-Institut du Végétal : Evadiff : Evaluation et développement de modèles et outils d'aide à la décision utilisés pour la prévention des pollutions diffuses par les produits phytopharmaceutiques.

Partenaires : ARVALIS-Institut du Végétal ; BRGM ; CETIOM ; INRA ; HBAN (Cemagref Antony) ;

2011-2014. Projet TOPPS-Prowadis, financé par l'ECPA (European Crop Protection Agency) après que ce projet n'ait pas été accepté par l'AO LIFE+ auquel il avait été soumis. TOPPS PROWADIS: **Train Operators to Promote Practices and Sustainability - to protect water from diffuse sources.**

Partenaires : ECPA ; ARVALIS-Institut du Végétal ; Landesanstalt für Landwirtschaft Bayern, Julius Kühn Institute (Allemagne) ; INAGRO (Belgique), Agroselviter (Italie), University Polytechnica Catalunya (Espagne), DAAS, Aarhus (Danemark)

En parallèle, participation à un groupe de travail piloté par Bjoern Ropke (Bayer Crop Science, Allemagne), sur la prise en compte de l'influence des bandes enherbées sur le transfert des pesticides dans le cadre du processus d'homologation au niveau européen. Partenaires : ECPA (European Crop Protection Agency) ; Food and Environment Research Agency - University of York ; Université Catholique du Sacré Coeur de Piacenza (Italie)

2006- 2009. EC2CO-Cytrix : « PADYMA : Déterminisme de l'impact des pesticides en cours d'eau : de l'organisation du paysage à l'influence de la dynamique de l'exposition sur les effets biologiques. Appui à l'évaluation et à la gestion du risque. ».

Pilotage V Gouy (équipe Pollutions Diffuses) ; UMR CARRTEL (INRA-Université de Savoie) ; Laboratoire de Biométrie-Biologie Evolutive + A56 (Université Claude Bernard. LyonI).

Ce projet constitue un sous ensemble d'un projet PADYMA plus vaste, que j'avais soumis à l'AO « Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides » du MEEDDM et qui n'avait pas été retenu. Ce projet abordait l'influence des dynamiques de concentrations sur les organismes aquatiques (biofilms et gammares), en s'appuyant sur des suivis de terrain, des tests au laboratoire, et de la modélisation.

2006-2008. Projet de l'AO interne d'établissement « MAITRISE » : TRUSTEA. Traitement Rustique des Eaux Agricoles.

Pilotage J Tournebize (HBAN) ; partenariat : équipes Pollutions Diffuses et Epuration des Eaux usées de l'UR QEPP.

2005-2007. AO ECCO/ECOGER : PAPIER : Paysages Agricoles, flux de Polluants, Impact Ecologique en Rivière)

Pilotage équipe Ecologie Microbienne des Habitats Anthropisés (B Montuelle ; UR QEPP) et UMR SAS (INRA Rennes ; Catherine Grimaldi) ; partenariat : INRA-Agrocampus (UMR SAS ; UMR EQHC ; INRA ; Unité U3E) INRA-SAD Paysages ; UMR ECOBIOP (INRA Université Pau) ; UR ADER (Cemagref Bordeaux) ; INRA SDAR ERIST ; UR BEA (Cemagref Lyon) ; UMR MGS (Université Dijon) ; UMR CARRTEL (INRA – Univ Savoie)

2004-2006. Projet SSM (ex-Structure Scientifique Mixte INRA-DGAL) : Contribution à l'amélioration de l'évaluation du risque a priori pour les eaux superficielles par les phytosanitaires ; soutien à la construction de scénarios nationaux pour l'homologation des préparations.

Pilotage V Gouy (équipe Pollutions Diffuses) ; partenariat BRGM ; ARVALIS-Institut du Végétal

2000-2005. Projet CPER Pays de Loire. Protection des eaux contre les Pollutions Diffuses. Bassin versant du Don/Cétrais.

Pilotage N. Turpin (UR GERE, Rennes) ; partenariat UR QEPP (cemagref Lyon), ADER (Cemagref Bordeaux) ; HABN (Cemagref Antony)

2003-2005 Projet ECCO SEVE : modélisation du fonctionnement des surfaces continentales aux échelles locales à régionales.

Partenaires : CESBIO UMR5126 Toulouse, Cemagref Lyon, CNRM Toulouse, LMF Ecole Centrale de Nantes UMR 6598, ENPC-CERMICS Marne-la-Vallée, NRA-CSE Avignon, INRA-EPHYSE Bordeaux, LCPC Nantes, LTHE Grenoble, LISAH Montpellier, INRIA Roquencourt, Laboratoire J.-L. Lions Paris

1999-2002. ASS INRA-Cemagref AQUAE : Rôle des aménagements d'origine anthropique (zones enherbées et fosses) dans le transfert et la rétention des produits phytosanitaires. Conséquences pour l'aménagement .

Pilotage R Moussa (UMR Sciences du sol INRA Montpellier) ; partenariat : Cemagref (UR MAEP et HBAN) ; UR QEPP (Cemagref Lyon) ; UMR EGC (INRA Grignon) ; UR HBAN (Cemagref Antony) ; UR Géochimie des sols et des eaux (INRA Aix en Provence ; CNRS – CEREGE, Equipe Géophysique) ; Institut de Mécanique des Fluides (Strasbourg) ; ITCF

2000-2002. Projet financé par la DIREN Pays de Loire dans le cadre du FNSE, sur le site de la Jaillière : Intérêt des zones d'interface dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires en bassin versant agricole : 1 – *Evaluation de la capacité des sols à épurer les eaux d'infiltration* ; 2 – *Etude du fonctionnement des zones tampons sur pilote*.

2000-2003. Travail dans le cadre d'une convention avec la DERF sur l'influence des fossés sur les écoulements rapides au sein d'un versant et sur la rétention des produits phytosanitaires.

1999-2002. Travail dans le cadre d'une convention avec la DGAL sur la mise au point d'un outil SIG pour le diagnostic de la contamination du milieu aquatique par les produits phytosanitaires à l'échelle régionale, et à l'échelle du petit bassin versant.

« Appui technique » :

2008-2009. Appui à l'AERAS pour la définition du protocole d'échantillonnage sur le bassin versant de Bourville (76), le choix des molécules à suivre, ainsi que l'interprétation des données acquises.

2008 : Mission en appui au centre Cemagref de Martinique (élément du PRAM : Pôle de Recherche Agro-Environnementale de la Martinique), pour la mise en place puis le suivi d'un dispositif expérimental de suivi des flux (eau et pesticides) sur le bassin de la Baie du Robert.

2007-2010 : Appui au laboratoire "Paysage et Biodiversité" de l'Université d'Angers pour la mise en place d'un dispositif expérimental (suivi des flux d'eau et de pesticides issus d'un bassin versant viticole –coteaux du Layon) et l'interprétation des données acquises.

2008 - Participation aux journées « d'appui technique » organisées par le Cemagref au profit du Ministère en charge de l'Agriculture

2007-2009 : Appui à EPLEFPA d'Angers le Fresne pour la mise en place et le suivi d'une saulaie phytoépuratrice. Projet financé à 50% par la Région Pays de Loire et lauréat en 2007 du "Stockholm Junior Water Prize"