



HAL
open science

L'ingénierie écologique au service de la qualité de l'eau

Julien Tournebize

► **To cite this version:**

Julien Tournebize. L'ingénierie écologique au service de la qualité de l'eau. Milieux et Changements globaux. Sorbonne Université, 2020. tel-02933772

HAL Id: tel-02933772

<https://hal.inrae.fr/tel-02933772>

Submitted on 8 Sep 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.

Université Sorbonne Université

Habilitation à Diriger des Recherches (HDR)

SPECIALITE : SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

L'ingénierie écologique au service de la qualité de l'eau

présentée par

Julien TOURNEBIZE

Soutenance prévue le 19 octobre 2018, devant le jury composé de :

Chantal Gascuel , Directrice de recherche, INRA, Rennes	Rapporteur
Paul Leadley , Professeur Univ Paris Saclay, ESE, Orsay	Rapporteur
Enrique Barriuso , Directeur de Recherche, INRA, Grignon	Rapporteur
Jean Marie Mouchel , Professeur, Sorbonne Université, Paris	Examineur
Josette Garnier , Directrice de Recherche, Sorbonne Université, Paris	Examineur
Cyril Kao , Ing. en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, Ministère Agriculture, Paris	Examineur
Ulo Mander , Professeur, Tartu University, Estonie	Examineur
Robert Mose , Professeur, ENGEES/Icube Université de Strasbourg, Strasbourg	Examineur

Dossier scientifique

Préparée au sein de l'équipe ARTEMHYS de l'Unité de recherche HYCAR (Hydrosystèmes Continentaux Anthropisés : Ressources, Risques, Restauration), Irstea (Centre d'Antony)

Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

Résumé

L'ensemble des travaux présentés dans ce rapport porte sur le suivi, la protection et la gestion de la qualité de l'eau en milieu rural. La contamination de la ressource en eau par les pollutions diffuses d'origine agricole est une réalité mais pas une fatalité. La compréhension des phénomènes de transfert des polluants contribue à anticiper et proposer des actions de gestion concertée entre les acteurs des territoires ruraux. L'approche présentée ici est la vision d'un hydrologue associant des disciplines de science du sol, écologie et science humaine de la participation. Ainsi il apparaît tout naturel de proposer à ré-équilibrer les flux au sein des bassins versants agricoles par la restauration des éléments du paysage- fortement malmenés lors des dernières décennies - dans l'objectif de contrôler les transferts de polluant. En s'appuyant sur le concept d'ingénierie écologique, les travaux cherchent à démontrer que les services écosystémiques des zones tampons comme interface du paysage entre zone de production et milieu aquatique contribuent à réguler les flux de contaminant.

Le premier chapitre est dédié à la métrologie de la qualité de l'eau dans les bassins versants. Il présente les différentes techniques originales développées dans des contextes hydrologiques variés. Le deuxième chapitre introduit un contexte hydrologique particulier sur certains territoires : le drainage agricole. Cette technique ancestrale permet de contrôler les contraintes liées aux sols (hydromorphes) et aux climats (excès d'eau hivernal) et limite les risques de production agricole. Cependant, si du côté agronomique les intérêts sont évidents, les impacts environnementaux nécessitent des évaluations fines. En se basant sur un jeu de données original, les impacts du drainage agricole sont quantifiés sur les quantités d'eau (inondation et crue), sur la qualité de l'eau (quantification des exportations en nutriment et produits phytosanitaires). Cette approche par le drainage contribue aussi, en considérant le drainage comme un lysimètre géant, à mieux comprendre les processus de transfert des polluants agricoles. De cette connaissance des modalités de transfert, des modes d'action de remédiation basée sur la nature sont proposées et testées dans le chapitre trois. L'ingénierie écologique au service de la qualité de l'eau s'appuie sur des sites expérimentaux références co-construits avec les acteurs des territoires contribuant à rendre concret des concepts théoriques sur le terrain. Je présente ainsi les avantages et inconvénients des zones tampons humides artificielles, mimant le fonctionnement hydrochimique des zones humides interceptant les eaux de drainage agricole en sortie de collecteurs ou fossés. Le rôle des différents compartiments constituant les zones tampons humides artificielles est décrit mettant en évidence la formidable ingénierie naturelle bactérienne à l'interface colonne d'eau / sédiment pour transformer, digérer les polluants. L'efficacité est cependant liée à différents paramètres comme la température, les temps de séjour hydraulique, aboutissement à l'élaboration de recommandation de règle de dimensionnement. Cette connaissance empirique basée sur l'expérimentation in situ multi-échelle, multi-sites, est synthétisée dans des conceptualisations et formalismes mathématiques alimentant différentes approches de modélisation. S'appuyant sur les modèles à base physique, des approches innovantes simplifiées et robustes sont testées et validées : fonction de transfert, approche semi-conceptuelle, réseau de neurones, régime permanent équivalent. La complexité décroissante des approches de modélisation augmente l'opérationnalité des outils développés.

Mots-clefs : hydrosystèmes continentaux, drainage agricole, ressource en eau, pollution diffuse, expérimentation, modélisation, hydrologie, ingénierie écologique, services écosystémiques.

Summary

All of the work presented in this report focuses on the monitoring, protection and management of water quality in rural areas. Contamination of the water resource by non point source pollution from agricultural land use is a reality but not a destination. Understanding the processes of pollutant transfer contributes to anticipating and proposing concerted management actions between actors in rural areas. The approach presented here is the vision of a hydrologist associating disciplines of soil science, ecology and human science involving citizen participation. Thus it seems quite natural to propose to re-balance inlet-outlet fluxes within agricultural watersheds by restoring landscape elements - strongly abused in recent decades - with the objective of controlling transfer of pollutants. Based on the concept of ecological engineering, the work seeks to demonstrate that ecosystem services provided by buffer zones - a landscape interface between production area and aquatic environment - contribute to regulate contaminant fluxes.

The first chapter is dedicated to metrology of water quality in watersheds. It presents different and original techniques developed in various hydrological contexts. The second chapter introduces a particular hydrological context of some French territories: agricultural subsurface drainage. This ancestral technique makes it possible to control the constraints related to soils (waterlogged soils) and climates (excess of water during winter period) and to stabilize agricultural yields. However, if on the agronomic side the interests are obvious, the environmental impacts require fine evaluations. Based on an original data set, the impacts of agricultural drainage are quantified on the flood contribution and on water quality (quantification of nutrient and pesticides exportations). This drainage approach also contributes, by considering drainage as a giant lysimeter, to better understand the transfer processes of agricultural pollutants more largely.

From this knowledge of water and pollutants' transfer, remediation nature based solutions are proposed and tested in the chapter three. Ecological engineering dedicated to water quality improvement service is based on experimental sites references co-constructed with the actors of territories, contributing to make real theoretical concepts from the lab to the field. I present the advantages and disadvantages of artificial wetlands, mimicking the hydrochemical functioning of natural wetlands intercepting agricultural drainage water at the outlet of arterial network or ditches. The role of the various compartments constituting the artificial wetland is described by highlighting the formidable natural bacterial engineering at the water column / sediment interface to transform and digest pollutants. Efficiency is however related to various parameters such as temperature, hydraulic residence times, resulting in the development of design rules and recommendations.

This empirical knowledge based on multi-scale, multi-site from in situ experimentations is synthesized in conceptualizations and mathematical formalisms feeding different modeling approaches. Based on the physically-based models, simplified innovative and robust approaches are tested and validated: transfer function, semi-conceptual approach, neural network, equivalent permanent regime. The decreasing complexity of modeling approaches makes the developed tools strongly operational

Keywords: continental hydrosystems, agricultural subsurface drainage, water resources, non point source pollution, experimentation, modeling, hydrology, ecological engineering, ecosystem services.

Table des matières

1	Introduction.....	16
2	De l'importance de la métrologie dans le suivi expérimental.....	20
2.1	Préambule	21
2.2	Une variété de sites expérimentaux : une expérience riche pour l'observation.	21
2.3	Méthodes de suivi de la qualité de l'eau.....	23
2.3.1	Asservissement à pas de temps fixe.....	24
2.3.2	Asservissement au volume écoulé	24
2.3.3	Apport des suivis dit « haute fréquence »	25
2.3.4	Contribution au développement de nouvelles méthodes de suivi	26
2.3.4.1	Capteur ampérométrique : Nitradirect	26
2.3.4.2	Développement d'une méthode analytique basée sur les Plans d'expérience	27
2.3.4.3	Echantillonneur passif	27
2.3.4.4	Recherche de proxy de la qualité de l'eau	28
2.4	Méthode de caractérisation du fonctionnement hydrochimique	28
2.4.1	L'approche « profil en long ».....	29
2.4.2	Caractériser l'infiltration dans un sol	29
2.4.3	Apport de la Géophysique.....	30
2.4.4	Un dispositif unique : la maquette MASHYNS.....	31
2.4.5	Réflexion sur les traceurs	31
2.5	Conclusions.....	34
3	Les processus de transfert de la parcelle au bassin versant	36
3.1	La controverse du drainage :.....	37
3.2	Hydrologie du drainage	38
3.3	La parcelle drainée : un lysimètre géant	42
3.3.1	Synthèse des données publiées	42
3.3.2	Saisonnalité des exportations	44
3.3.3	Typologie de transfert de nitrate en parcelle drainée	45
3.3.4	Généricité des processus de transfert aux pesticides	47
3.4	Analyse fine des processus de lixiviation en laboratoire	48
3.4.1	Expérimentation sur MASHYNS : hydrologie et transfert	48
3.4.1.1	Régime transitoire et régime permanent.....	48
3.4.1.2	Nature des écoulements	49

3.4.2	Expérimentation sur MASHYNS : mise en évidence du rôle du tuyau de drainage dans la dynamique du transfert.....	50
3.4.3	Transfert d'antibiotique en colonne de sol.....	53
3.5	Les leviers à la réduction des transferts de polluant (nitrate et pesticides) à l'échelle parcellaire.....	55
3.5.1	Le contexte de l'azote en trop.....	55
3.5.2	Le devenir de l'azote en parcelle drainée, l'outil isotopique	57
3.5.3	Travail du sol : Influence du labour et non labour en parcelle drainée	58
3.5.4	Le levier de la couverture du sol	60
3.5.5	L'agriculture biologique.....	64
3.5.6	Le levier de la gestion hydraulique.....	66
3.6	De la parcelle au bassin versant	68
3.6.1	Transfert et rétention de l'azote dans des bassins versant drainés emboîtés.....	68
3.6.2	Généricité de la typologie de la parcelle drainée au groupe de parcelles drainées	68
3.6.3	Bassins versants emboîtés.....	68
3.6.4	Suivi profil en long.....	70
3.6.5	Transfert de Pesticide à l'échelle des versants	73
3.7	Conclusions.....	75
4	L'ingénierie écologique : restaurer la fonction de régulation des flux par les Zones Tampons Humides Artificielles.....	77
4.1	Préambule	78
4.2	Zone tampon humide artificielle : l'ingénierie écologique pour la qualité de l'eau	80
4.3	La ZTHA comme solution sortie de tuyau de drainage : stratégie d'interception.	81
4.4	Performance des ZTHA.....	83
4.4.1	Rétention en nitrate	83
4.4.2	Rétention des pesticides	85
4.5	Identification des processus internes des ZTHA.....	89
4.5.1	Le temps de résidence hydraulique : traçage	89
4.5.2	Stimuler la dénitrification.....	91
4.5.2.1	Interface sédiment / colonne d'eau	91
4.5.2.2	Le rôle de la végétation	92
4.5.2.3	Détermination de la vitesse de dénitrification.....	93
4.5.3	Stimuler la rétention des pesticides.....	95
4.5.3.1	Traçage in situ sur litière	95
4.5.3.2	La sorption.....	96

4.5.3.3	La dégradation.....	97
4.5.3.4	Hiérarchisation des processus de sorption / dégradation	99
4.6	Vers le déploiement des ZTHA	101
5	Contribution à la Modélisation : vers une simplification conceptuelle	104
5.1	Préambule	105
5.2	Modélisation à base physique.....	105
5.2.1	Couplage SWMS-PCPF en rizière	106
5.2.2	L'hydrologie des sols des Iles Galapagos.....	108
5.2.2.1	Caractérisation des andosols des Iles Santa Cruz et San Cristobal	109
5.2.2.2	Hydrologie des sols de Santa Cruz et San Cristobal	109
5.2.3	Transfert de soluté en sol remanié drainé	111
5.2.3.1	Régime transitoire versus régime permanent.....	112
5.2.3.2	Rôle du drain dans le transfert de soluté	114
5.2.4	Modélisation du transfert d'antibiotique dans les sols.....	117
5.2.5	Synthèses.....	118
5.3	Modélisation semi conceptuelle du drainage agricole en contexte français.....	119
5.3.1	Amélioration de SIDRA	119
5.3.1.1	Calcul d'une évapotranspiration maximale.....	121
5.3.1.2	Calcul de la recharge vers SIDRA	121
5.3.2	Intégration de SIDRA dans Stics.....	122
5.3.3	PESTDRAIN : un modèle conceptuel de transfert de pesticides en parcelle drainée.	124
5.4	Modélisation des zones tampons humides artificielles	127
5.4.1	Approche hydraulique à base physique	129
5.4.1.1	Modélisation hydraulique d'une zone de rétention drainée	130
5.4.1.2	Le projet TRUSTEA.....	131
5.4.2	Approches conceptuelles	133
5.4.3	Les zones humides d'hier pour la qualité de l'eau de demain	137
5.4.4	Guide de dimensionnement des ZTHA.....	138
5.5	Conclusions.....	141
6	Les perspectives de recherche	142
6.1	Amélioration de la prise en compte du drainage agricole	142
6.1.1	Caractériser les réseaux de drainage existant.....	142
6.1.2	Améliorer la robustesse du modèle de drainage SIDRA and co	143
6.1.3	Evaluer l'influence du drainage sur les zones humides.....	145

6.2	Couplage de modèle hydrologique et hydrochimique pour une gestion intégrée de la ressource en eau	145
6.2.1	Spatialisation de variables physiques dans les sols par méthodes géophysiques et géostatistiques	146
6.2.2	Assimilation de données pour améliorer les modèles de qualité de l'eau	147
6.3	Interdisciplinarité de l'ingénierie écologique	148
6.3.1	Quantification et modélisation des processus de dissipation en ZTHA	149
6.3.1.1	ZTHA et azote	149
6.3.1.2	ZTHA et pesticides	150
6.3.2	Multifonctionnalité des ZTHA : le projet Brie-Eau.....	151
7	Références bibliographiques	153
8	CV.....	159
9	Listes des publications et productions scientifiques	160
9.1	Article de revue scientifique à comité de lecture	160
9.2	Revue scientifique et techniques nationales à comité de lecture	163
9.3	Ouvrages collectifs et chapitres d'ouvrage	164
9.4	Conférencier invité	164
9.5	Rapport.....	165
9.6	Brevet	168
9.7	Logiciel.....	168
9.8	Encadrement	169
9.8.1	Thèse	169
9.8.2	Post-Doc et CDD	169
9.8.3	Stages M1 – M2 – Ingénieur.....	170
9.9	Activité d'enseignement.....	172
9.10	Instances.....	173
9.10.1	Comité scientifique.....	173
9.10.2	Participation :	173
9.10.3	Expertise	173
9.10.4	Organisation de colloques scientifiques :.....	173
9.10.5	Jury de thèse.....	173
9.10.6	Comité de pilotage de thèse	174
9.11	Evaluation Et Revue	175
9.12	Diffusion (article de journaux, interview).....	175
10	Sélection de publications scientifiques	176

Tables des illustrations

Figures

Figure 1. Concentration moyenne en pesticide et en nitrate des cours d'eau (source SOEs 2015 et 2016).....	16
Figure 2. Carte de localisation des secteurs de référence drainage. Opération nationale ONIC MAAF visant à définir les techniques et caractéristiques des sols hydromorphes (source Lagacherie)	17
Figure 3. Schéma conceptuel des effets du drainage et assainissement agricoles sur le paysage et le milieu aquatique.....	18
Figure 4. Quadriptyque de la recherche développée dans cette synthèse.....	18
Figure 5. A) Echantillonnage à pas de temps fixe de 15 h (site de Rampillon, 2007-2008). B) Variation des débits et conductivité électrique pour piloter l'asservissement du préleveur automatique (site de Bray, saisons de 2009 à 2012).	24
Figure 6 Définition des seuils de déclenchement de l'asservissement au volume passé (site de Bray).....	25
Figure 7. Confrontation sonde S::can et chaîne classique (prélèvement ponctuel / analyse en laboratoire), site de Chantemerle 2009-2010. (Tournebize et al., 2015)	25
Figure 8. Détermination des potentiels de réduction des ions Nitrate et Nitrite, en présence de cuivre. Photo du prototype du capteur Nitradirect et détermination du potentiel optimal de réduction des ions nitrate	26
Figure 9. Comparaison des résultats analytiques par échantillonnage passif et par prélèvement composite sur des périodes similaires (site de Rampillon).	28
Figure 10. Suivi et validation par proxy conductivité électrique de la concentration en nitrate du bassin de rétention de Chantemerle (2008-2015). Tournebize et al., 2015.	28
Figure 11. Localisation des points de mesure pour la méthode des profils en long sur le sous bassin des Avenelles (site Orgeval) Billy et al., 2013.....	29
Figure 12. Suivi hydro-météo incluant les techniques de suivi de la pluviométrie, des pluviolixiviats, de l'infiltration par tensiométrie différentielle (site de San Cristobal, Dominguez et al., 2016).....	30
Figure 13. Dispositif expérimental de parcelle de Boissy le Châtel (Orgeval) et le schéma du système drainant (Clément et al., Jouen et al.).....	30
Figure 14. Dispositif de laboratoire MASHYNS.....	31
Figure 15. Comparaison du comportement de différents traceurs (expérimentation de traçage MASHYNS, projet EVADIFF)	32
Figure 16. Comparaison des comportements de l'isoproturon et de la sulforhodamine B en traçage sur ZTHA (Passeport et al., 2010)	33
Figure 20. Evolution du rythme des nouveaux systèmes de drainage en France sur la période 1975-2005 (Source Cemagref 2006).....	37
Figure 21. Répartition spatiale du drainage en France métropolitaine en % de la SAU et localisation des sites expérimentaux. (source RGA 2010).....	38
Figure 22. Schéma de principe d'un système drainant et processus hydrauliques et hydrologiques associés. (Hénine et al., 2012).....	39
Figure 23. Distribution de la pluie (a) et du débit de pointe (b) mesurés durant 20 ans à l'exutoire du bassin versant de Mélarchez (site Orgeval). (Henine et al., 2012).....	40

Figure 24. Chronique des charges hydrauliques à différentes profondeurs pour la campagne de drainage 2012/2013 (site de Boissy le Chatel, Bacha, 2013, Hénine et al., 2013).	41
Figure 25 Période de retour de dépassement des données recensées concernant les lames annuelles drainées (a) et des concentrations de flux (b). (échelle logarithmique pour les années, la ligne pointillée indique la concentration maximale autorisée pour les eaux à destination de la population humaine)	43
Figure 26. Répartition mensuelle en pourcentage des flux d'eau et de nitrate sur une parcelle drainée (site La Jaillière).	44
Figure 27 : Lames d'eau drainée annuelle vs lixiviation annuelle de nitrate à l'échelle de la parcelle (site La Jaillière, période 1989 à 2004).....	45
Figure 28. Mise en évidence des processus d'entraînement (à gauche) et de dilution (à droite) a) par Arlot 1999 à l'échelle de la parcelle (site La Jaillière), 2) à l'échelle de bassin versant (site Rampillon, 355 ha).....	46
Figure 29. Double cumul de flux exporté de nitrate (Nkg/ha) en fonction de la lame d'eau drainée (mm) (site La Jaillière).	46
Figure 30. Dynamique de transfert du prosulfocarbe et nitrate dans les eaux de drainage après application du profulsocarbe le 8/02/2011 (site de Bray)	47
Figure 31. Dynamique de transferts de 3 molécules pendant les crues de mai 2007 (site de Rampillon).	48
Figure 32 - Comparaison des courbes d'élution en fonction du temps et du volume de la lame d'eau drainée, écoulement bidirectionnel, cas d'un régime transitoire et un régime permanent (Makhlouf, 2005).....	49
Figure 33. Trajectoires des particules appliquées en surface, à partir de données expérimentales acquises sur MASHYNS. En arrière plan sont figurés les courbes d'équipotentielle (charge hydraulique), les pointillés représentent la position de la nappe, chaque carré représente un pas de temps de 5h (Paris-Anguela, 2004)	49
Figure 34. Représentation graphique des temps de résidence de soluté dans la nappe perchée drainée.	50
Figure 35. Courbe d'élution du traceur Amino G et des pesticides Dimétachlore, Clomazone, Imazamox et Quinmerac en conditions hydrauliques contrôlées (maquette MASHYNS).	51
Figure 36. Temps d'apparition des pesticides, en volume de pore (1 VP=440 L), MASHYNS	52
Figure 37. Source des écoulements préférentiels dans un profil de sol (adaptée de Jacobsen et Kjaer 2007).....	52
Figure 38. Courbes d'élution de 4 molécules d'antibiotiques sur les 23 appliquées en tête de colonne de sol en conditions contrôlées de laboratoire (Sromova 2012).....	54
Figure 39. Leviers de réduction des transferts étudiés dans mes travaux de recherche.....	55
Figure 40 : Evolution de l'utilisation des engrais azotés chimiques de 1960 à 2000.	56
Figure 41 – Compartiments de l'azote dans le sol (Corpen, 1993, repris dans Turpin et al. (1997))....	56
Figure 42. Evolution des effets calculés du taux de dénitrification sur l'équilibre de la composition isotopique de l'ion nitrate lixivié selon deux horizons de sol (hypothèse de volatilisation de l'ammoniac 10 kg N.ha ⁻¹ .y ⁻¹ .C/N des résidus des cultures 40 g.g ⁻¹ . Les courbes pleines, pointillées correspondent à des signatures de dénitrification de e = -20, -15 et -25%. a) pour une parcelle cultivée, b) pour un sol forestier. Tiré de Billy et al., 2010.	58
Figure 43. Lames d'eau drainée des parcelles conduites en conventionnel (CT) et travail simplifié (RT) de 1989 à 2010 (site La Jaillière, Dairon et al 2017).....	59

Figure 44. Exemple de différence de fonctionnement hydrologique mesuré à l'exutoire du drain des parcelles conduites en conventionnel (CT) et en travail simplifié (RT) sur les débits horaires de drainage pendant la crue de Février 2008 (site La Jaillière, Dairon et al., 2017).....	59
Figure 45. Flux normalisé d'isoproturon fonction de la lame d'eau drainée normalisée pendant les campagnes 1996-1997, 2000-2001, 2006-2007 pour les parcelles conduites en conventionnel (CT) et en travail simplifié (RT) (site de La Jaillière, Dairon et al., 2017).	60
Figure 46. Comparaison de la lixiviation de nitrate (journalière et cumulée en N-NO ₃ kg/ha) d'une parcelle de vigne désherbée tous les rangs et enherbée un rang sur deux (site de Rouffach, Tournebize et al., 2012).....	61
Figure 47. Profil type de la parcelle bananière enherbée par <i>Drymaria c.</i> , et <i>Arachis</i> (site Ageris, Martinique, schéma Syngenta)	61
Figure 48. Evolution des ratios d'exportation pour les différents pesticides appliqués sur le bassin versant selon les deux périodes 2012-2013 dite de référence non enherbée, et 2014-2015 enherbée (site Ageris, Tournebize et al., 2016).....	62
Figure 49. Synthèse des résultats bibliographiques de l'impact des CIPAN sur les flux et concentration en nitrate du sol (Esco CIPAN, Juste et al., 2012).....	62
Figure 50. Comparaison de la quantité d'eau drainée (mm) mesurée entre les traitements avec ou sans culture intermédiaire, en étude annuelle (a) et pluri-annuelle (b).....	63
Figure 51. Evolution des concentrations moyennes de flux de nitrate des eaux de drainage à l'exutoire du site de Rampillon. (données non publiées).....	63
Figure 52. Concentration de la solution du sol sous-racinaire à 90 cm en parcelles conduites en agriculture conventionnelle (OF) et conventionnelle (CF). * indique une culture suivant l'installation d'une CIPAN (site Chantemerle, Benoit et al., 2014).	65
Figure 53. Concentrations moyennes annuelles en N-NO ₃ ⁻ (mg/L) par campagne (avant 2010 en AC et après 2010 conversion de 10% de la SAU en AB) (site de Chantemerle, Bouvier, 2015).	66
Figure 54. Flux totaux de matières actives par type de pesticides par année culturale (2009 AC, après 2010, conversion de 10% de la SAU en AB). (site de Chatemerle, Bouvier 2015).	66
Figure 55. Pertes cumulées en pesticides (Simetryn, Thiobencarb et Mefenacet) selon la gestion hydraulique de l'irrigation en parcelles rizicoles expérimentales (site de Tsukuba, Watanabe et al. 2006).....	67
Figure 56. Dynamique de lixiviation de nitrate à l'exutoire d'un versant drainé de 36 ha (suivi haute fréquence, S::can, site de Chantemerle, Tournebize et al., 2015).	68
Figure 57 : Chroniques de débits et de concentration en nitrate dans les différents sous bassin versant emboîté de l'Orgeval (Billy et al. 2010).	69
Figure 58. Moyenne des flux calculés sans tenir compte de la rétention et mesurés sur les bassins versants emboîtés de l'Orgeval (2005-2007) (Billy 2008).	70
Figure 59. Analyse en composante principale des données mesurées issues des profils en long a) 18/10/07 ; b) 23/01/08 ; 10/04/08 (site de l'Orgeval, Billy et al., 2013)	72
Figure 60. Concentration calculée de flux annuel en nitrate en fonction du taux de couverture forestière à partir des données de profil en long mesurées en 2007-2008 (site de l'Orgeval, Billy et al., 2013).....	72
Figure 61. Chronique des concentrations en pesticides en versant drainé a) site de Bray, 46ha, b) site de Rampillon, 355ha, c) site des Avenelles, 4600ha.	73
Figure 62. Effet d'échelle sur les concentrations de nitrate et en pesticides sur 3 sites expérimentaux de Irstea en Seine et Marne (Tournebize et al., 2017).....	75

Figure 63. Représentation schématique de la classification des approches Nature Based Solutions. (source Eggermont et al., 2015)	78
Figure 64. Positionnement de l'ingénierie écologique (Rey et al., 2015)	79
Figure 3. Schéma de développement de l'ingénierie écologique, proposé par Rey et al., 2015	79
Figure 66. Les différents types de zones tampons.	81
Figure 67. Zone tampon en série (amont de 36ha, surface de 4000m ² , volume de stockage de 9000m ³ , profondeur maximale de 3m), site de Chantemerle (Tournebize et al., 2013, 2015)	82
Figure 68. Zone tampon humide artificielle en parallèle (amont de 46ha, surface de 1280m ² , volume de stockage de 330m ³ , profondeur maximale 0,8m) site de Bray (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).....	82
Figure 69. Zone tampon humide de Rampillon (amont 355ha, surface de 6000m ² , volume de stockage de 2550m ³ , profondeur maximale de 1,3m.	82
Figure 70. Schéma conceptuel d'interception des eaux de drainage a) en série / In Stream et b) en parallèle / Off Stream (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).....	83
Figure 71. Chronique des débits, concentrations entrée / sortie de la ZTHA de Rampillon, saison 2014-2015.....	84
Figure 10. Rétention pluriannuelle (2005-2013) de nitrate sur la ZTHA en série, site de Chantemerle (Tournebize et al., 2015).	84
Figure 11. Comparaison des performances des ZTHA en configuration en série (In Stream) et en parallèle (Off Stream), (sites Bray et Chantemerle, Tournebize et al., 2013).....	85
Figure 74. Réduction des flux de pesticides en pourcentage flux entrant / flux sortant a) configuration en série, b) configuration en parallèle, sites de Chantemerle et Bray (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).....	86
Figure 75. Efficacité de rétention des pesticides selon 3 classes de Koc. N représente le nombre de données provenant des sites expérimentaux de Chantemerle, Bray, Rampillon. (Tournebize et al., 2017).....	87
Figure 76. Rétention par type de pesticides, site de Rampillon.....	87
Figure 77. Histogramme des performances de rétention de pesticides par les systèmes végétalisés (en gris de 110 données de la littérature, en hachuré sur une base de 78 données provenant du projet Life ARTWET, incluant les sites de Bray, ZTHA et ZT boisée). Stehle et al., 2011.....	88
Figure 78. Variables classées comme dominantes dans les processus du devenir des ions nitrates dans 57 zones humides étudiées de Tournebize et al. 2013 chapitre ASTEE, adapté de Fisher et Acreman 2004.....	89
Figure 79. Sites d'application de la méthode de traçage (SFW 1 et 3 correspondent aux ZTHA et ZT boisée de Bray). Paramètres de comparaison du comportement du SulfoRodhamine B (Lang et al., 2011).....	90
Figure 80. Temps de résidence du traceur selon le taux de couverture végétal à débit constant et homogène. Site des Cressonnières (Pulou, 2011).....	91
Figure 81. Distribution spatiale des concentrations en nitrate et oxygène dissous à 3 dates (Juin 2009, Mars et Juillet 2010). Site de Chantemerle (Tournebize et al., 2015).....	91
Figure 82. Evolution végétale et du taux d'élimination du nitrate (site des Cressonnières, Pulou 2011).	92
Figure 83. Part des prélèvements par la végétation dans l'élimination du nitrate mesurée mensuellement.....	93

Figure 84. Taux d'élimination du nitrate selon le substrat en condition contrôlée de laboratoire (tiré de Pulou et al., 2012).	93
Figure 85. Expérimentation en réacteur a) au laboratoire (Tournebize et al., 2015) et b) in situ (site de Rampillon)	94
Figure 86. Influence de la température sur le taux de dénitrification mesuré in situ (site de Rampillon).	94
Figure 87. Valeurs citées dans la littérature scientifique pour les taux d'élimination des nitrates dans des zones humides artificielles (cadre rouge), cours d'eau (cadre vert), et valeurs issues de revues de la littérature scientifique (cadre noir). Le triangle, , le cercle et la croix rouges indiquent les valeurs moyennes quantifiées sur les sites de Chantemerle, de Rampillon et des cressonnières (250 mgN/m ² /j). (extrait de Pulou 2011)	95
Figure 88. Débit et concentrations adimensionnelles (C/Cmax) en bromure, Métazachlor, Azoxystrobine, Cyproconazole après injection dans la zone tampon boisée site de Bray (Passeport et al. 2011).	96
Figure 89. Isothermes d'adsorption (symbole plein) et de désorption (symbole vide) pour l'isoproturon (IPU) sur les sediments des sites de Bray (SB) et Chantemerle (SA), sol forestier (SF), végétations (P) et litière organique (F). Ce concentration à l'équilibre, Qe la quantité sorbée sur le substrat (Passeport et al., 2011).	97
Figure 90. Production de C-CO ₂ production des différents substrats exposés à l'époxiconazole EPX. Passeport et al., 2011.	98
Figure 91. Cinétique de dégradation de l'époxiconazole marqué sur différents substrats (Passeport et al., 2011).	99
Figure 92. Cinétique de rétention du S-Métolachlore en condition aérobie à gauche et anoxique à droite (Hoyos, 2010).	100
Figure 93. Processus impliqués dans la rétention de pesticides en ZTHA. (Tournebize et al., 2017).	101
Figure 94. Frise chronologique de l'opération de Rampillon – Evolution des ZTHA projetées suite aux échanges de co-construction entre acteurs. (Tournebize et al., 2012).	102
Figure 95. Schéma de couplage des compartiments de surface et subsurface de PCPF-SWMS (Tournebize et al., 2006).	107
Figure 96. Profils de potentiels matriciels mesurés et simulés pour plusieurs périodes de suivi (Tournebize et al., 2006)	107
Figure 97. Profils des concentrations réduites en traceur simulées et observées, en 1998 et 1999 a) avant l'opération de drainage, b) avant la récolte (Tournebize et al., 2006)	107
Figure 98. Couplage des modèles végétation/atmosphère et de transfert dans les sol. S, p, Ds, b, ra et rs correspondent aux caractéristiques de la canopée. Ksat, θ_{sat} , θ_{res} , α et n correspondent aux caractéristiques hydrodynamiques des sols. L, Lr, dz et z sont les variables utilisées dans la discrétisation spatiale du modèle couplé. (Dominguez et al., 2016).	108
Figure 99. Courbe de rétention calée sur les mesures à différents potentiels d'un échantillon de sol de Santa Cruz.	109
Figure 100. Evolution du potentiel matriciel (cm) au pas de temps 15 min sur deux périodes de 30 jours consécutifs en saison froide (invierno) et chaude (garua) A et B) variables climatiques, C,D,E,F simulation et observation des pressions sous forêt et prairie (Dominguez et al., 2016).	110
Figure 101. Etapes de calibration des paramètres hydrodynamiques pour la modélisation à base physique	112

Figure 102. Géométrie et conditions aux limites prises en compte dans HYDRUS (le drain est constitué d'une série de 6 nœuds de condition de suintement).....	112
Figure 103. Comparaison simulation (HYDRUS) et observation des traçages en régimes hydrauliques permanent et transitoire sur MASHYNS.....	113
Figure 104. Concept du régime permanent équivalent : Schématisation des conditions expérimentales, comparaison des courbes simulées régime permanent et transitoire	114
Figure 105. Simulation et observation des concentrations en pesticides à l'exutoire de MASHYNS pour 6 molécules différentes.	115
Figure 106. Kd calé en fonction du Kd théorique (K_{oc} théorique * MO%) sur les expérimentations de MASHYNS.	116
Figure 107. Synthèse des comportements des 15 molécules de pesticides appliqués en fonction du temps de sortie des pics et du Kd calibré.....	116
Figure 108. Courbes d'élution simulées et observées pour la sulfaméthazine et la sulfaméthoxazole pour les 4 colonnes de traçage (Sromova 2012).	117
Figure 109. Représentation d'un système drainé, R(t) représente la recharge pluviométrique, Q(t) le débit, h(t) la hauteur de nappe à la distance x de l'inter-drain, H(t), d la profondeur de l'horizon imperméable, L le demi-écartement entre les drains.....	119
Figure 110 : Représentation schématique de la forme de la nappe superficielle entre deux drains et de l'écoulement de l'eau dans le sol. La nappe a une forme de demi-ellipse.	120
Figure 111. Schéma de fonctionnement du module SIDRA-RU. Les entrées du modèle sont la pluie P et l'évapotranspiration potentielle ETP (en gras). ETM, R, S _i et S _{max} sont respectivement l'évapotranspiration maximale calculée à partir de l'ETP, la recharge vers SIDRA, les niveaux intermédiaire et maximal du réservoir.	121
Figure 112. Simulation des débits drainés par SIDRA-SISWHOC sur le site de Rampillon (355ha) sur la période 2006-2010.	122
Figure 113. Schéma de passage d'un formalisme 2D du drainage agricole à 1D du modèle STICS....	123
Figure 114. Evolution du critère de Nash en fonction du pas de temps pour deux types de sol. (Tournebize et al., 2004)	123
Figure 115. a) Débits simulés et observés pour la parcelle test de Arrou (année 1980-81). B) Courbe de cumul de lame drainée simulée et observée (parcelle test de Arrou, 1979-80) (Tournebize et al., 2004).....	124
Figure 116. Schéma conceptuel du modèle PESTDRAIN intégrant les modules SIDRA, SISWHOC, SILASOL (Guyomard 2009 et Branger et al., 2009).....	126
Figure 117. Concentration en isoproturon simulée par le module SILASOL et observée a) en prenant les débits observés, b) en simulant les débits par le module SIDRA-SISWHOC (Branger et al., 2009).	127
Figure 118. Schématisation des compartiments constituant une ZTHA (source Kadlec 2012).....	128
Figure 119 : Prise en compte explicite des tiges de végétation émergente de type Phramistes Australis dans la modélisation à base physique (source Tsavdaris et al., 2013).....	129
Figure 120. Contexte et géométrie du cas théorique de la prairie inondée ou retenue, drainée (Nédélec et al., 2010).	130
Figure 121. Abaque en variables adimensionnelles du flux de débit entrant Q* en fonction de la configuration du drainage D* selon différentes profondeurs et diamètres de drain.....	131
Figure 122 : Optimisation simulation observation des données de bromure (Dispersivité = 0.225, coefficient d'échange mobile-immobile=9.97.10 ⁻⁸ , Teneur en eau immobile=0.158).....	131

Figure 123 : Optimisation K_d et λ pour chaque pesticide	132
Figure 124 :Schématisation des hypothèses d'écoulement de type piston (plug flow) ou mélange plus ou moins parfait dans la ZTHA (source Carleton et al., 2010 et Persson et al., 2004).....	133
Figure 125 : Processus sur le cycle de l'azote considérés dans l'approche de Hantush et al., 2013 ..	135
Figure 126 : Schématisation des processus de dissipation des pesticides intégrés à Simile, développé par Rose et al., 2008.....	135
Figure 127 : Comparaison PFR et CSTR sur la transformation du signal de concentration entrée/sortie (source Werner et Kadlec, 2000).....	136
Figure 128 : Concept de Tank In Series (TIS, source Tanner et Kadlec, 2013)	136
Figure 129. Distribution des mares, étangs, au XVIIIème siècle, sur le bassin de la Seine, digitalisée depuis les cartes de Cassini.	137
Figure 130. Simulation des concentrations en nitrate, avec le module SENEQUE/Riverstrahler appliqué à la ZTHA de Chantemerle (Seine et marne) sur la période 2007-2010.....	138
Figure 131. Flux annuel et pourcentage de réduction des transferts de nitrate à l'exutoire du bassin de l'Orgeval, fonction de l'emprise foncière des ZTHA sur le bassin versant (basée sur l'année hydrologique 2005-2006).....	138
Figure 132. Aide au dimensionnement des ZTHA en contexte drainé, à l'échelle des départements, en volume de stockage (m^3) par hectare connecté à la ZTHA.	139
Figure 133. Simulation par l'approche TIS des concentrations en nitrate de la ZTHA de Rampillon (année 2014-2015).	140
Figure 134. Abaque de dimensionnement des ZTHA en contexte de drainage agricole, pour le paramètre nitrate.....	140
Figure 1. Organisation du projet DRAIN-ACT	143
Figure 2. localisation des 20 sites expérimentaux historiques dont irstea dispose des données sol, débit et climat.	144
Figure 3 : Spatialisation de la teneur en eau avec la méthode BME (Bayesian Maximum Entropy) ..	147
Figure 4 : Schéma de principe de la technologie de l'électrochimie microbienne dans une interface eau/sédiment.....	150

Tableaux

Tableau 1. Liste des sites expérimentaux (IPM : Indicateur de performance métrologique).....	22
Tableau 2. Typologie de comportement de transfert selon le polluant	23
Tableau 3. Variables calculées pendant les expérimentations de traçage hydraulique (Passeport et al., 2010, Lange et al., 2011)	34
Tableau 4. Succession des étapes de traçage (MASHYNS).....	50
Tableau 5. Détail des molécules appliquées, masses apportées / récupérées, temps équivalent en volume de pore (1 VP=440 L) lors du traçage MASHYNS. Amino G acid et Uranine sont les traceurs référents.....	53
Tableau 6. Synthèse des flux de pesticides sur les bassins versants de Rampillon et des Avenelles ...	74
Tableau 7. Classement des molécules de pesticides selon le taux d'exportation dose appliquée, dans les sites expérimentaux drainés. Le GUS est le Gustafon index croisant sorption et demi-vie.....	75
Tableau 8. Gamme d'efficacité mesurée sur 3 campagnes sur le site de Rampillon.....	88
Tableau 9. Caractéristiques géométriques, efficacité hydraulique et extension des zones mortes. (SFW1 et SFW3 correspondant aux sites Irstea)	90
Tableau 10. Temps de latence calculé pour l'Epoxiconazole sur différents substrats de ZTHA (source Passeport 2010).....	99
Tableau 11. Détermination des temps de demi-vie du S-Metolachlor en condition de laboratoire (abiotique = traité au HgCl ₂ , Hoyos-Hernandez, 2010)	100
Tableau 12. Bilan hydrique simulé sur les années 2011-12 à Santa Cruz (altitude 400m sur les placettes prairie et forêt), 2013-14 et 2014-15 à San Cristobal (altitude 300 et 600, sur les placettes prairie et forêt) (source Dominguez, 2016, 2017).....	111
Tableau 13. Valeurs des paramètres DT50 et Koc calibrés à partir des expérimentations de traçage en colonne de sol	118
Tableau 14. Paramètres initiaux issus de PPDB	132
Tableau 15. Paramètres optimisés par résolution inverse avec HYDRUS 2D.....	132
Tableau 16. Evolution des paramètres et critères de performance par étape de complexification de l'approche TIS.....	140

1 Introduction

La pollution diffuse d'origine agricole est un problème sociétal depuis l'introduction des intrants chimiques dans les systèmes de production agricole d'après-guerre. La dégradation de la qualité chimique des masses d'eau en est une réalité, déclassant de nombreuses masses d'eau au sens de la DCE. En effet, selon le SOeS (2015), 63 et 93% des masses d'eau souterraines et superficielles présentent une concentration en au moins pesticide quantifiable. Dans 75% des cas, les concentrations sont faibles, mais démontrent leur caractère ubiquiste à l'échelle nationale. 55% des cours d'eau dépassent la valeur de 10mg/L en ion nitrate, témoignant d'une pression anthropique d'origine agricole sur la qualité du milieu aquatique. La corrélation entre les zones géographiques de cultures intensives et les concentrations dépassant les valeurs guides est évidente.

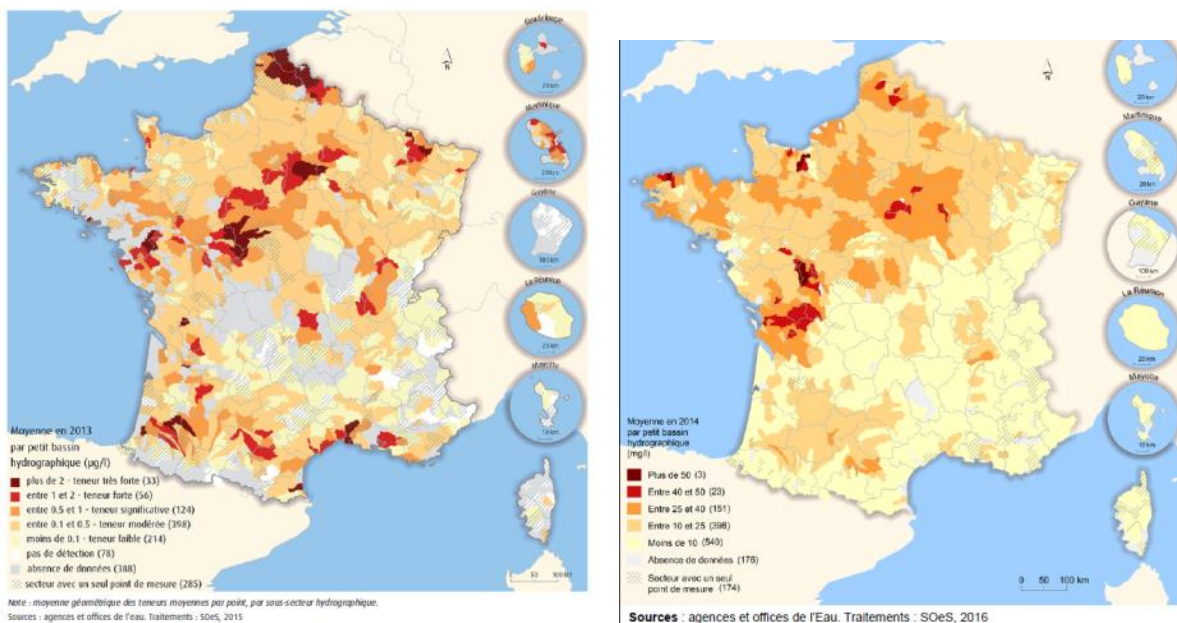


Figure 1. Concentration moyenne en pesticide et en nitrate des cours d'eau (source SOeS 2015 et 2016).

Dans ce contexte, il est légitime de se demander si la pollution diffuse est irréversible ? La réduction des apports diffus relèvent de choix socio-économiques et politiques qui nécessitent un accompagnement fort au changement notamment sur les techniques, filières agronomiques (Neal et Heatwaite 2005). La réduction du recours à la fertilisation chimique nécessite de revoir le modèle de production agricole (Aquilina et al. 2013) et d'assumer les choix sociétaux associés en tenant compte des coûts environnementaux et des contentieux de la France par la commission européenne au titre de la directive nitrate de 1990 (Marcus et Simon 2015). Une piste complémentaire, présentée entre autre dans l'avis du CESE de 2013 serait de promouvoir un aménagement foncier à vocation environnementale (« remembrements écologiques ») et de repenser l'hydraulique agricole pour l'intégrer dans la gestion hydrologique des bassins (Denier-Pasquier 2013). La gestion du risque de transfert des contaminants nécessite tout d'abord une meilleure prise de conscience des acteurs sur le risque réel de transfert, et dans un deuxième temps la proposition d'outil robuste permettant de limiter ce risque (Babut et al. 2013) soit par un meilleur usage, soit par une gestion des éléments du paysage et des espaces inter-cultivés comme les zones tampons (Mander et Tournebize, 2014).

Ces problématiques sociétales sont sources d'inspiration pour poser des questions scientifiques et proposer des études objectives. L'intérêt de la recherche finalisée, spécificité d'Irstea, l'institut de

recherche qui m'accueille depuis 2001, consiste à convertir une question opérationnelle en question de recherche. En intégrant l'équipe "drainage" en 2001, l'orientation de la recherche appliquée était axée fortement sur l'hydraulique agricole et le drainage en particulier. Les projets de recherche, développés par la suite, ont donc très naturellement pris le contexte des sols hydromorphes drainés comme support des développements scientifiques et méthodologiques.

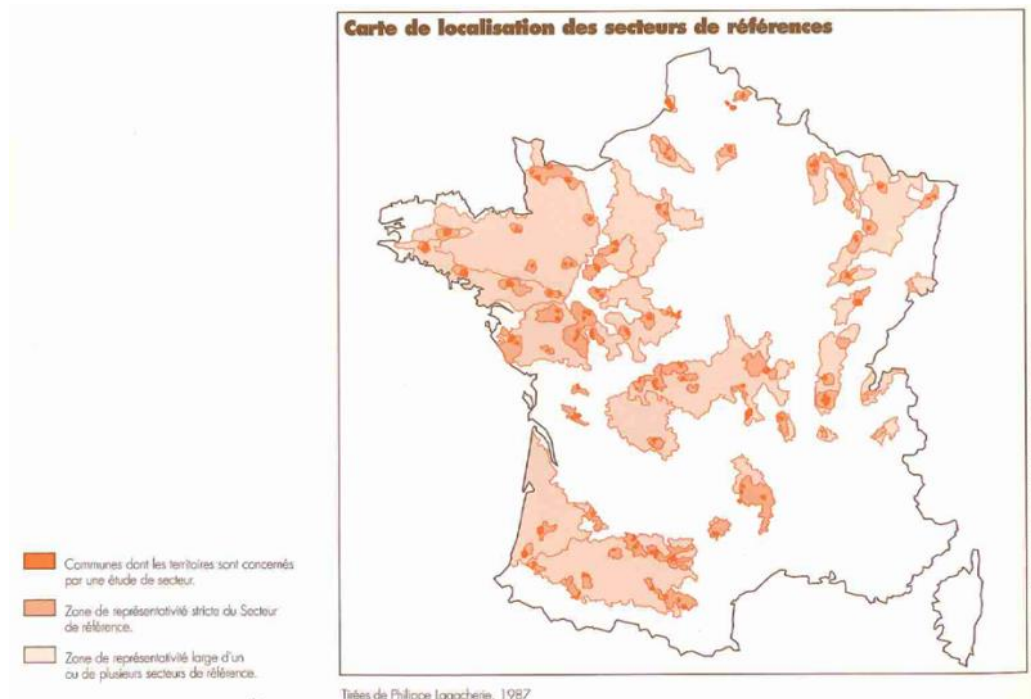


Figure 2. Carte de localisation des secteurs de référence drainage. Opération nationale ONIC MAAF visant à définir les techniques et caractéristiques des sols hydromorphes (source Lagacherie)

Le drainage est perçu comme un outil de l'intensification agricole. Alors qu'à son origine en France et à travers le monde (US, Canada, les pays nordiques européens et les pays nord africains, notamment, ...), il s'agit d'une amélioration des conditions agronomiques pour stabiliser les rendements agricoles sous contraintes pédo-climatiques. Historiquement le drainage s'est avéré être un outil indispensable d'augmentation de la productivité en sols hydromorphes, avec pour double objectif de protéger les plantes et d'améliorer la portance des parcelles engorgées en eau. L'objectif « officiel » du drainage est de « supprimer les excès d'eau », l'excès d'eau étant défini par le glossaire des termes officiels de l'hydraulique agricole comme un « phénomène résultant d'un bilan excédentaire entre les apports et les exportations d'eau d'un volume de sol donné, tel que l'activité agricole en est gênée ». La notion d'excès est donc reliée à un usage donné du sol, dans le cas présent, l'usage agricole. Des questions scientifiques des années 1980 que l'on peut considérer comme l'âge d'or du drainage, orientées sur la technique, le dimensionnement et l'hydrologie de la parcelle drainée, les questions de l'impact du drainage sur la quantité et la qualité des eaux ont émergées fin des années 1990. La question de l'impact aurait dû se poser comme « fallait il convertir des sols agricoles conduits extensivement en prairie, en des rotations céréalières, sous entendu des parcelles conduites intensivement avec apports conséquent en intrant (fertilisants et pesticides) ? Après la période de la drainification (1950-1992), mettant en œuvre des moyens de démonstration à vocation agricole (Figure 2), la période de la caractérisation des impacts du drainage agricole sur les crues et la pollution diffuse a émergé de la société. Jugé dans les années 1980 comme « partie intégrante du génie humain du développement », le drainage se voit reprocher, après 10 à 20 ans d'expansion et de promotion, de nombreux impacts

négatifs sur notre environnement. Inondations catastrophiques, drainage des marais et pollution des eaux désignent le drainage agricole comme « une pratique du diable » (Skaggs et al., 1994). Les travaux d'hydraulique agricole modifient et transforment en effet les réponses hydrologiques des bassins versants : la chenalisation par les fossés d'assainissement, le court-circuitage des chemins de l'eau par le réseau enterré, la destruction des zones humides (Blann et al. 2009 ; Figure 3).

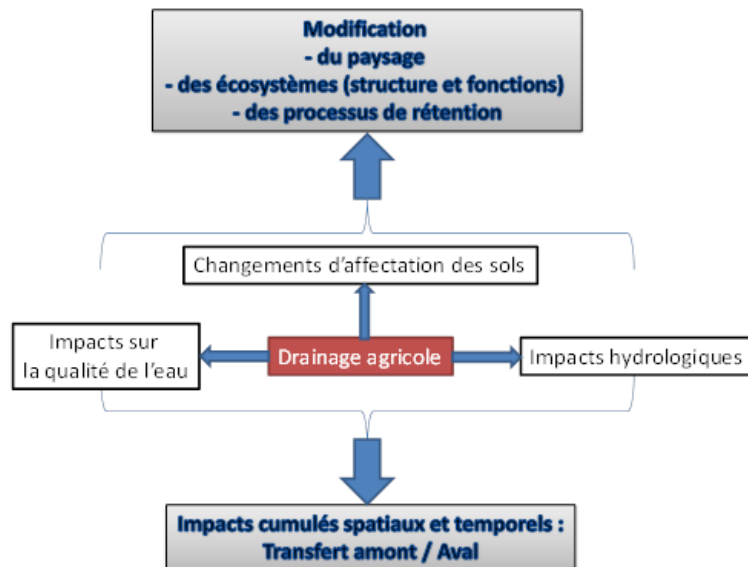


Figure 3. Schéma conceptuel des effets du drainage et assainissement agricoles sur le paysage et le milieu aquatique.

Démontrer scientifiquement les impacts du drainage nécessite des études scientifiques in situ d'observation et en laboratoire pour identifier les processus mis en jeu. Cette compréhension physique des transferts peut alors être conceptualisée dans des approches de modélisation. Ainsi en comprenant au mieux le fonctionnement du drainage, il est possible de proposer des solutions, notamment basée sur la nature ou ingénierie écologique pour gérer le risque de transfert des polluants issus des réseaux de drainage. Ces éléments constituent le quadriptyque (Figure 4) de la recherche que j'ai développée depuis 2001 :

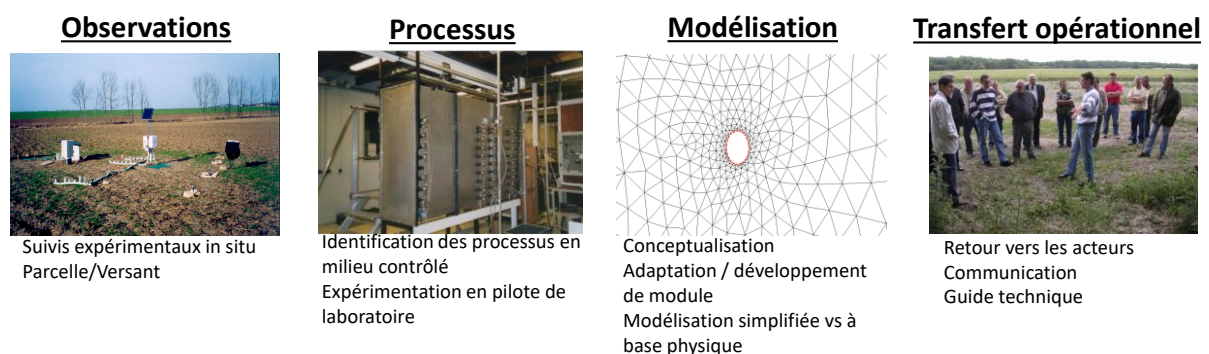


Figure 4. Quadriptyque de la recherche développée dans cette synthèse

- 1) L'observation par le suivi de sites expérimentaux in situ contribue à l'acquisition de données permettant d'identifier des typologies de fonctionnements hydrologiques
- 2) Les expérimentations complémentaires en laboratoire permettent de valider des hypothèses de fonctionnement et de caractériser les processus impliqués dans les transferts

- 3) L'étape de modélisation consiste en la conceptualisation des processus identifiés soit en adaptant des codes numériques existant au contexte du drainage agricole, soit en développant des modules spécifiques.
- 4) Enfin un effort est toujours fait pour faire un transfert opérationnel vers les acteurs de terrain, soit sous forme d'atelier participatif, soit de restitution publique et soit enfin par la production de guide technique à destination des maîtres d'ouvrage.

Le plan de la synthèse de mes travaux se présente en 4 parties. Le premier chapitre insiste sur la métrologie et l'importance de la donnée / observation dans l'activité scientifique. Le deuxième chapitre traite spécifiquement des processus de transfert de la parcelle au bassin versant en mettant l'accent sur les impacts du drainage. Le troisième chapitre développe l'ingénierie écologique appliquée à la gestion des eaux de drainage comme service de régulation des flux de contaminants. Le quatrième chapitre présente les différentes approches de modélisation appliquée aux objets d'étude de la colonne de sol, la parcelle, le versant et la zone tampon. Enfin une partie perspective détaille les axes futurs de recherche à moyen terme. Les travaux de recherche que j'ai pu développer s'insèrent dans la continuité des travaux de l'équipe en s'appuyant sur l'héritage scientifique de B. Lesaffre, D. Zimmer, M.P. Arlot et C. Kao.

Enfin le choix du titre de cette synthèse s'appuie sur le déroulement de la thématique que j'ai abordée ces 20 dernières années. En effet, du sujet de thèse sur « l'impact de l'enherbement du vignoble alsacien sur le transfert des nitrates » au déploiement des zones tampons en milieu agricole drainé pour réduire les transferts de la pollution diffuse, après une phase de compréhension des processus de transfert et de genèse de la qualité de l'eau, mes travaux se sont focalisés sur la recherche de solutions de remédiation basée sur la nature de l'échelle parcellaire au bassin versant, contribuant au développement de la discipline de l'ingénierie écologique, vu par un hydrologue des sols.

2 De l'importance de la métrologie dans le suivi expérimental

« Que nul n'entre ici s'il n'est géomètre ! » Platon / « Il n'y a pas de bonne science sans bonnes mesures » Cédric Chaumont dans son *Discours sur la métrologie* !



Expérimentation en cressonnière (Maise, 91)



Station de mesure sur l'expérimentation de Villedomain (37) : section de contrôle et préleveur automatique



Station de mesure au Lamentin (972) : section de contrôle et préleveur réfrigéré, automatique

Articles référents : A4, A10, A11, A15, A20, A30, A34, A41, A43, A44, A46, T3.

2.1 Préambule

La qualité de l'eau est un paramètre hydrologique peu visible directement. A la différence de la caractérisation des flux d'eau, l'analyse des dynamiques des polluants nécessitent l'acquisition de données fines à différentes échelles spatiales et temporelles. La dynamique de transfert dépend avant tout de la réponse hydrologique du bassin versant, du chemin parcouru par les écoulements et ensuite du type de polluants, de ses propriétés physico-chimiques, de la saisonnalité des apports, de son bilan de masse à l'échelle de l'année hydrologique. Les concentrations présentent de fortes variations en fonction des débits. Ainsi pour appréhender la dynamique et les calculs de flux, il s'avère crucial d'adapter la métrologie. Ce travail d'observation de la zone critique, base de la construction et conceptualisation scientifiques, contribue à l'élaboration d'une expertise scientifique, à la validation des théories et enfin stimule l'innovation. L'objectif de ce chapitre est de présenter les différentes approches, méthodologies développées lors des projets de recherche en tenant compte des objectifs scientifiques, des contraintes techniques et financières aux différentes échelles d'investigation. Des innovations techniques ont ainsi été stimulées par la question de l'observation. La recherche d'une donnée de qualité est aussi au cœur de l'amélioration permanente : de la bancarisation de la donnée, à la caractérisation de la fiabilité temporelle du suivi par la production d'un indicateur de performance métrologique. Une assurance qualité de la mesure devient indispensable à la fiabilité des données sur lesquelles se fondent les développements de connaissance et modélisation.

Les travaux purement métrologiques sont difficilement valorisables en tant que tel. Huit publications sont disponibles (Clément et al. 2015, Dominguez et al., 2017, Jouen et al., 2016 ; Passeport et al. 2010, Lange et al., Billy et al., et Mander et al. Watanabe et al., 2006). Néanmoins dans d'autres publications, une partie métrologique est introduite (Tournebize et al., 2015, Tournebize et al., 2011, Dominguez et al. 2016). Un projet ANR Precodd a spécifiquement contribué au développement d'un capteur innovant nitrate, et un projet CAPTIVEN est en cours sur les capteurs passifs.

2.2 Une variété de sites expérimentaux : une expérience riche pour l'observation.

Les contextes hydrologiques des sites suivis portent pour la majorité des cas autour de l'hydraulique agricole et des bassins versants influencés par la présence de drainage agricole (Tableau 1). Cependant les méthodes de suivi ont aussi été appliquées dans le cadre de projet de recherche à d'autres contextes plus exotiques comme par exemple en Martinique et aux Iles Galapagos. Le suivi métrologique nécessitant un contrôle fréquent nous a contraint à proposer des protocoles applicables par des tiers partenaires du projet. La rigueur dans la construction des protocoles a été le garant de la fiabilité des données pour une exploitation / interprétation des résultats compatibles avec l'exigence de publication scientifique. La question de l'échelle d'investigation se divise en 3 groupes :

- 1) Echelle de laboratoire (colonne de sol, maquette hydraulique), pour identifier, caractériser, contrôler des processus ;
- 2) Echelle parcelle/placette pour caractériser des processus de partage des écoulements (chemin de l'eau, hydraulique, traçage) ;
- 3) Echelle versant, de quelques parcelles au bassin versant de 100km².

Tableau 1. Liste des sites expérimentaux (IPM : Indicateur de performance métrologique)

Echelle	Station de mesure	Surface	Paramètres suivis	Projet / Financement	Problématique	Période de suivi	IPM
Laboratoire	MASHYNS	H=1m / L=1m / l=0,5m	Traceur / Pesticides Traçage	EVADIFF	Rôle du drain dans les transferts	2004/2006 et 2014/2015	100%
	Colonne de sol	D=0,3m H=0,3 à 1 m	Antibiotique / Pesticides	PIREN Seine	Transfert de contaminants en colonne de sol	2011	100%
	Batch	Microcosme	Pesticides (sorption / dégradation) Nitrate / N2O	Life ARTWET PIREN Seine	Devenir de pesticides / nitrate en microcosme de laboratoire	2008/2010	100%
Parcelle / Placette	Maisse (Essonne)	1ha		INGECO / PIREN Seine	Remédiation azote en cressiculture	2007/2011	
	La Jaillière (Maine et Loire)	1ha	Débit nitrate / pesticides Ksat / courbe de rétention	EVADIFF	Quantification des flux de pesticides / nitrate Caractérisation hydrodynamique de sols	2012/2015	100%
	Boissy le Chatel (Seine et Marne)	615m ²	Débit / Tensiométrie / Teneur en eau / ERT (flutes et électrodes in situ)	PIREN Seine Indeco	Mise en évidence des infiltrations profondes sous drainage	2012/2015	90%
	San Cristobal/Santa Cruz (Galapagos)	Placette	Tensiométrie / Teneur en eau Courbe de rétention Ksat	ANR GIIWS	Suivi infiltration en profil de sol (gestion quantitative de la ressource en eau) Caractérisation hydrodynamique des sols	2011/2015	80%
Echelle versant / Hydrosystème	Avenelles (Seine et Marne)	4600ha	Débit/Pesticides	Phyt'Oracle AESN	Quantification des flux de pesticides	2008/2015	90%
	Rampillon (Seine et Marne)	355ha	Débit/Nitrate/Pesticides Suivi de hauteur d'eau Suivi de conductivité électrique / Oxygène dissous Traçage	AESN	Remédiation des pesticides / nitrate en contexte drainé	2006/2009 et 2012/2018	90%
	Goins (Seine et Marne)	130ha	Débit / Nitrate	PIREN Seine	Devenir de l'azote en contexte drainé	2006-2010	100%
	Bray (Indre et Loire)	42ha	Débit/Pesticides Suivi de hauteur d'eau Traçage	Life ARTWET / ONEMA	Remédiation des pesticides en contexte drainé	2006/2010 et 2016-2018	95%
	Chantemerle (Seine et Marne)	36ha	Débit/Nitrate/Pesticides Bougies Poreuses Suivi de hauteur d'eau Conductivité électrique	Piren Seine / AESN	Remédiation des pesticides / nitrate en contexte drainé Conversion agriculture biologique	2005/2015	95%
	Ageris (Martinique)	7ha	Débit/Pesticides	Syngenta/ODE	Quantification des flux de pesticides	2012/2016	90%

2.3 Méthodes de suivi de la qualité de l'eau

La grande variabilité temporelle des concentrations liée au processus de transfert hydrologique impose d'adapter la stratégie d'échantillonnage pour chaque polluant. La typologie classiquement observée in situ se scinde en 2 (Tableau 2) :

- Un comportement dit d'entraînement, lorsque l'évolution des concentrations est corrélée avec l'évolution des débits. Ce type s'applique pour tout polluant se trouvant à la surface du sol au moment de l'écoulement, en particulier après les applications au champ (fertilisants, pesticides) mais aussi pour les éléments de surface comme les MES, MO, phosphore (total, orthophosphate). Pour le cas du Phosphore ou des MES, 90% du flux annuel est exporté pendant seulement 30% du temps en fréquence cumulée d'échantillonnage.
- Un comportement dit de dilution, lorsque l'évolution des concentrations est anticorrélée avec l'évolution des débits. Ce type s'applique pour les polluants présentant un stock initial dans le profil de sol, particulièrement pour le cas de l'ion nitrate (voire applicable au cas de l'atrazine).

Tableau 2. Typologie de comportement de transfert selon le polluant

	Relation « d'entraînement »	Relation de « dilution »
MES, MO	X	
Phosphore total	X	
Phosphate	X	
Phytosanitaires	X	
Nitrate	-	X
Ammonium	X	-
Azote organique	X	-

Ainsi selon le type du polluant, les flux sont exportés soit dans toutes les eaux comme pour le cas du nitrate, soit seulement dans les pics de débit (exemple pesticides, phosphores, matières en suspension) correspondant à moins du 10% du temps annuel. Il est donc nécessaire dans ce dernier cas, d'assurer une métrologie continue dans le temps à même de prélever lors des fortes variations de débit. La deuxième question porte sur les variables à quantifier : les concentrations ou les flux. L'étude des processus de transfert conduit à analyser les variations des concentrations pendant les épisodes de débit. L'évaluation de performance de pratiques agricole ou d'aménagement du bassin versant s'appuiera plutôt sur l'évolution et la comparaison de flux de polluants.

Cette connaissance a priori des modalités de transfert a des conséquences sur le choix et la stratégie du suivi : de la plus simple, pilotage au pas de temps fixe, avec une variante de pilotage par la conductivité électrique pour prélever pendant les phases hydrologiques fortement transitoires, au pilotage intégré au volume écoulé. Dans tous les cas, la mesure de débit est une donnée indispensable à acquérir. Cette technique nécessite un investissement équipement matériel et un coût de fonctionnement conséquents. Elle permet d'associer la mesure des débits en continue avec différentes stratégies de prélèvement (détaillées ci-dessous). Différentes techniques débitmétriques ont été déployées selon la configuration des sites : classiquement une section de contrôle avec déversoir, ou bien une section de contrôle aménagée dans le fossé avec mesure de hauteur d'eau, vitesse (par effet Doppler), débitmétrie électromagnétique adossée à un collecteur de drainage.

Selon les objectifs du projet, les concentrations instantanées, ou les concentrations moyennes de flux sont acquises.

2.3.1 Asservissement à pas de temps fixe

Le suivi classiquement adopté de par la simplicité de mise en œuvre consiste à asservir le préleveur à pas de temps fixe défini par la fréquence de passage de l'opérateur. Cette technique présente l'avantage de suivre l'évolution de la concentration dans le temps, cependant si le pas de temps de prélèvement est inférieur à la durée d'une crue, les variations de concentration ne sont pas interceptées comme il est illustré sur la Figure 5. Une variante a été développée en pilotant le préleveur à la conductivité électrique. La dynamique des événements de drainage est souvent nerveuse et difficilement prédictible. Pourtant la dynamique d'exportation de produits de traitement à la sortie de la parcelle est régie par ce débit de drainage. Pour piloter au mieux les préleveurs en temps réel, la méthode choisie se base sur la prise en compte de la mesure en temps réel de la conductivité électrique de l'écoulement. En effet, chaque montée de débit s'accompagne d'une forte chute de la conductivité (Figure 5) en lien avec un mécanisme de dilution produit par la signature de la pluie très pauvre en sels dissous. Cette technique nécessite de développer un algorithme de prélèvement basé sur des variations de seuil de conductivité électrique, dédié à chaque site, selon chaque saison hydrologique. Le seuil hivernal diffère du seuil printanier. Après un premier prélèvement, la centrale de mesure cumule à chaque pas de temps de mesure (15 min) la valeur absolue de décalage de conductivité avec le pas de temps précédent jusqu'à atteindre un seuil qui déclenche un nouveau prélèvement et réinitialise à zéro ce cumul de conductivité électrique. Une seconde condition a également été introduite en fixant un laps de temps minimum entre deux prélèvements.

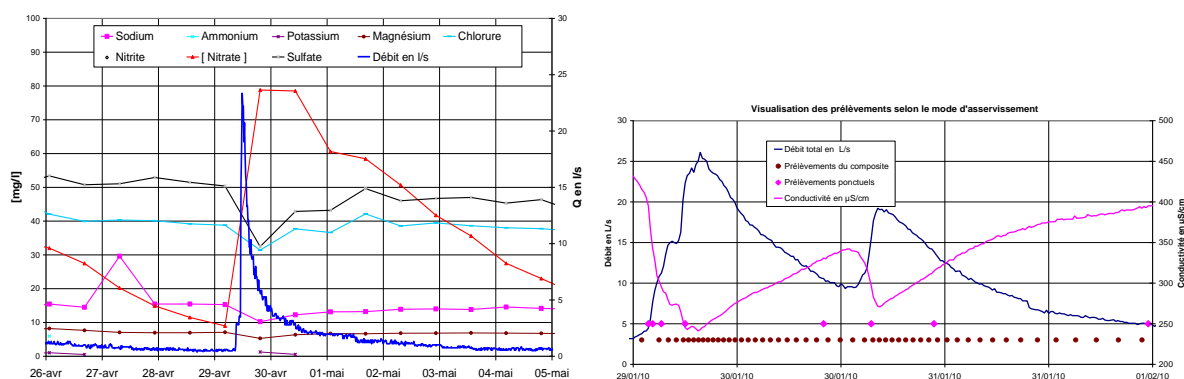


Figure 5. A) Echantillonnage à pas de temps fixe de 15 h (site de Rampillon, 2007-2008). B) Variation des débits et conductivité électrique pour piloter l'asservissement du préleveur automatique (site de Bray, saisons de 2009 à 2012). Chaque point correspond à un prélèvement.

2.3.2 Asservissement au volume écoulé

Cette technique est privilégiée dans tous les projets dont l'objectif scientifique est la comparaison de flux de polluants sur une ou plusieurs années hydrologiques d'une innovation de pratiques telles que la pratique de l'enherbement inter rang en culture bananière en Martinique, l'implantation de zone tampon à Bray, Rampillon, Chantemerle. Elle ne permet pas de caractériser la dynamique fine du polluant. La concentration hebdomadaire correspond à une concentration moyenne pondérée par les volumes écoulés. L'échantillon hebdomadaire représente la somme de micro échantillons, discrétisant finement la période de prélèvement. Les crues sont ainsi correctement et densément échantillonnées. La principale difficulté réside dans le choix du seuil de volume écoulé déclenchant le

prélèvement. Comme le présente la Figure 6, plusieurs valeurs de seuil sont définies dépendant de l'hydrologie du drainage agricole. Cette technique présente un intérêt non négligeable sur la budgétisation du suivi. Sur une base hebdomadaire, un nombre maximal de 52 échantillons par an permet de caractériser précisément les flux annuels.

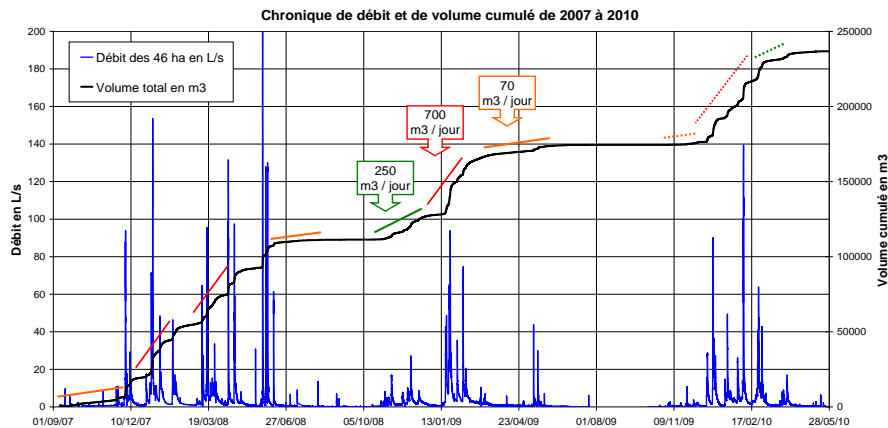


Figure 6 Définition des seuils de déclenchement de l'asservissement au volume passé (site de Bray)

2.3.3 Apport des suivis dit « haute fréquence »

L'apparition de nouvelles techniques de mesure en ligne modifie les protocoles classiquement utilisés. La spectrophotométrie multiparamètres S::can « Spectro::lyser » s'appuie sur principe de mesure de l'analyse de spectre de la lumière entre 200 et 300 nm, incluant la longueur d'onde 254nm répondant à l'ion nitrate. Un algorithme de calcul direct des paramètres est associé pour 2 types d'eau usée ou de rivière par le fournisseur. Cette sonde a nécessité un apprentissage en laboratoire et in situ pour en définir le potentiel en projet de recherche (à partir de 2008). Les mesures de la sonde S::can ont ainsi été confrontées à la chaîne classique (prélèvement / analyse). Il apparait nécessaire d'introduire une correction supplémentaire liée à l'influence de la turbidité.

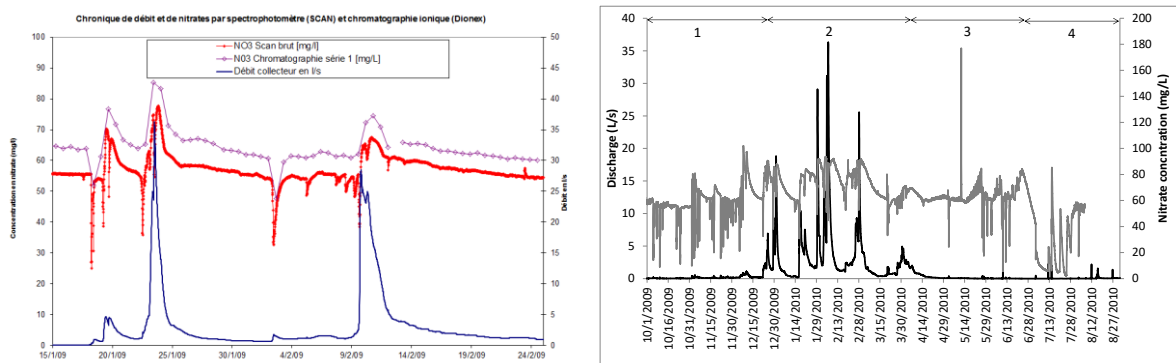


Figure 7. Confrontation sonde S::can et chaîne classique (prélèvement ponctuel / analyse en laboratoire), site de Chantemerle 2009-2010. (Tournebize et al., 2015)

Le suivi des nitrates à une cadence de 30 min. permet de mettre en évidence non seulement la phase de dilution déjà acquise lors des pics de crue, mais aussi la phase de re-concentration temporaire après la crue correspondant au tarissement de la nappe superficielle. L'intérêt de la haute fréquence est principalement orientée recherche et connaissance de processus. Elle permet aussi de servir de référence pour définir et valider des stratégies d'échantillonnage, comme l'échantillonnage asservi au volume passé sur le site de Rampillon. L'inconvénient majeur de cette technique haute fréquence

outre son coût, est la restriction à un faible nombre de paramètres (MES, CE, O2, DCO, DBO, PO4, NO3).

2.3.4 Contribution au développement de nouvelles méthodes de suivi

La métrologie et la recherche de solution innovante nous ont conduit à participer à des projets de recherche spécifique aux développements de nouvelles techniques. Notre contribution en tant qu'hydrologue, consiste à orienter la solution développée et à en tester la robustesse sur le domaine d'application plutôt opérationnelle des milieux aquatiques (capteur ampérométrique, échantillonneur passif). Des solutions comme les tests enzymatiques Elisa ont aussi été évaluées, sans être détaillées dans le document (Watanabe et al., 2006, M2 Fabra 2008).

2.3.4.1 Capteur ampérométrique : Nitradirect

Dans le cadre d'un projet ANR PRECODD 2006-2010 (coordination CNRS, partenariat société HEITO, Irstea), les études de voltampérométrie sur électrode tournante de cuivre ont permis d'analyser la réduction des ions nitrate et nitrite, à des pH voisins de la neutralité, en référence aux milieux naturels. Elles ont fourni trois types d'informations essentielles. Premièrement, elles ont permis d'identifier les valeurs du potentiel correspondant d'une part à la réduction des ions nitrate en nitrite, d'autre part à la réduction des ions nitrite en ammoniacale, valeurs auxquelles sont effectuées les mesures de courant (Figure 8). Deuxièmement, elles ont mis en évidence l'influence de la diffusion en volume des ions analysés sur les valeurs de courant mesurées, entraînant la nécessité d'un contrôle des conditions hydrodynamiques. Troisièmement, elles ont permis d'étalonner le capteur en termes de concentration en espèces ioniques et d'établir le domaine de linéarité de la réponse courant/concentration. Par mesure d'impédance, il a été possible d'optimiser la conception du capteur pour minimiser la chute de tension entre l'électrode de cuivre et l'électrode de référence, biaisant la valeur du potentiel réellement appliquée à l'électrode de cuivre, problème crucial dans le cas des eaux faiblement chargées en sels (Figure 8).

Le projet a conduit à l'élaboration d'un capteur électrochimique robuste, totalement intégré, dont la réponse en courant à des potentiels prédéfinis est proportionnelle aux concentrations des ions nitrate ou nitrate et nitrite, dans un domaine de concentration compatible avec les milieux naturels. L'électronique associée permet à la fois la gestion des mesures aux potentiels préfixés ainsi que celle du protocole de reconditionnement *in situ* de l'électrode de cuivre, dont l'application est nécessaire après chaque séquence de mesure. Avec ce mode opératoire, le capteur conserve son étalonnage.



Figure 8. Détermination des potentiels de réduction des ions Nitrate et Nitrite, en présence de cuivre. Photo du prototype du capteur Nitradirect et détermination du potentiel optimal de réduction des ions nitrate

La recherche d'une géométrie optimale associant l'électrode et la contre électrode, ainsi que la procédure électrochimique (durée / intensité du courant) ont été les points de recherche de ce

projet. Le prototype développé en partenariat répondait bien aux attentes de géométrie, mais des questions sur la durabilité des électrodes en milieu aquatique ainsi que la stabilité du signal en eau courante n'ont pu être levées. Le capteur Nitradirect a fait l'objet de dépôts de brevet :

- FR 11 54318 Capteur électrochimique à géométrie compacte pour le dosage des nitrates et/ou des nitrites. CNRS, Heito, Irstea
- FR 11 58004 Dosage des ions nitrate et/ou des nitrites en milieu neutre. CNRS, Société Heito, Irstea

2.3.4.2 Développement d'une méthode analytique basée sur les Plans d'expérience

L'originalité du développement de la méthode analytique GC-MS pour les pesticides réside dans le couplage avec l'approche par les plans d'expérience (Passeport et al. 2010). L'optimisation d'une méthode SPME GC-MS a été développée en s'appuyant sur les plans d'expérience (design of Experiment). Sept facteurs ont été identifiés comme affectant la réponse en pic des pesticides (Température et durée d'extraction et de désorption de la fibre, vitesse d'agitation, pH et concentration en NaCl (jouant sur la spéciation, et la force ionique des pesticides). Deux étapes ont été suivies : 1) un plan factoriel fractionnaire a permis d'identifier les plages de réponses des sept facteurs ; 2) un plan surfacique de réponse a été sélectionné afin d'optimiser les facteurs présentant les réponses les plus influentes. La méthode du plan d'expérience a ainsi pu diminuer le nombre d'analyses croisées des paramètres de 2^{7-3} à 21 analyses conduites en 4 blocs, réalisables en 1 jour.

Cette méthode permet de déterminer rapidement le modèle d'intégration des pics chromatographiques, les limites de détection, quantification et le taux de récupération. En outre une analyse des incertitudes a pu être menée et définir que pour les 13 molécules de pesticides sélectionnés, l'incertitude liée à la méthode SPME-GC-MS était inférieure en moyenne à 10%.

2.3.4.3 Echantillonneur passif

Le projet s'appuie sur le développement d'échantillonneurs passifs simples et innovants, qui ont la capacité de capter une gamme élargie de molécules organiques détectables. Ce projet vise à finaliser l'étude in situ et la réponse des différents échantillonneurs, afin d'avoir l'ensemble des caractéristiques techniques à leur applicabilité en contexte de contamination par les pesticides à la fois dans les eaux de surface et dans les zones tampons. Deux prototypes d'échantillonneur passif simples d'utilisation sont développés à Irstea Lyon et testés avec notre collaboration. Le premier, dénommé TS pour tige de silicone, est constitué d'une phase réceptrice en silicone (polydiméthylsiloxane, PDMS) appropriée pour l'échantillonnage de composés plutôt apolaires. Le second (TSP pour tige de silicone polaire) contient un matériau composite innovant à base de silicone pour l'échantillonnage passif de pesticides polaires et apolaires en utilisant une seule phase réceptrice. Les résultats acquis lors des périodes 2015 et 2016 démontrent le potentiel des échantillonneurs passifs en comparaison avec les analyses chimiques classiques des eaux prélevés sur les mêmes périodes pour une liste restreinte de 10 molécules de pesticides (Atrazine, Azoxystrobine, Boscalid, Chlorpyrifos E, Diflufenicanil, Isoproturon, Métolachlore, Simazine, Spiroxamine, Tébuconazole, Figure 9). Cette technique en cours de développement trouverait une application dans l'évaluation de la performance des ZTHA comparaison entrée / sortie, sans avoir à investir dans un équipement métrologique lourd.

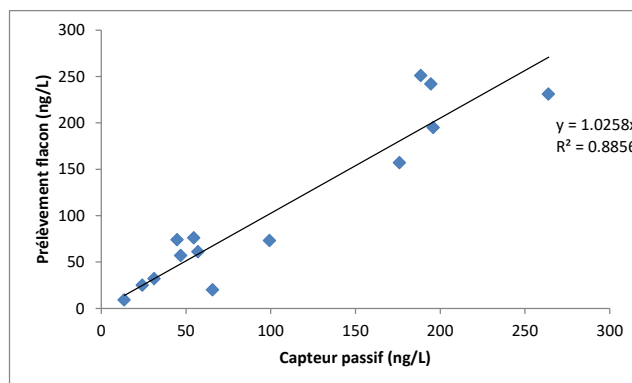


Figure 9. Comparaison des résultats analytiques par échantillonnage passif et par prélèvement composite sur des périodes similaires (site de Rampillon).

2.3.4.4 Recherche de proxy de la qualité de l'eau

Dans certains cas, les projets de recherche ont nécessité de tester des systèmes indirects de mesure de paramètres chimiques. Dans Tournebize et al., 2015, le proxy de la conductivité électrique mesurée en continue dans le bassin de retenue d'eau de Chantemerle, disposé en sortie de collecteur de drainage a permis le suivi à haute fréquence indirectement de la concentration en nitrate du bassin. La relation concentration en nitrate et la conductivité électrique (à partir de $330\mu\text{S}/\text{cm}^2$) a une corrélation de 0.9 (Figure 10). Cette technique alternative présente l'avantage d'être peu onéreuse, mais utilisable seulement dans des grandes retenues d'eau. Elle n'est pas applicable au suivi en sortie de collecteur de drainage.

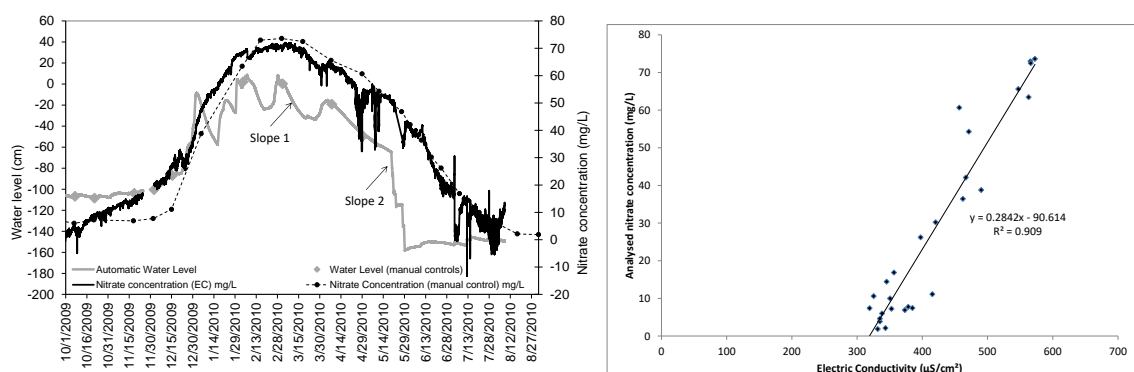


Figure 10. Suivi et validation par proxy conductivité électrique de la concentration en nitrate du bassin de rétention de Chantemerle (2008-2015). Tournebize et al., 2015.

2.4 Méthode de caractérisation du fonctionnement hydrochimique

L'observation et la mesure sont la base de la compréhension des processus hydrologique. Cette connaissance contribue à caractériser le fonctionnement des hydrosystèmes pour différentes échelles d'investigation. Cependant, le développement de dispositif de laboratoire répond à la question scientifique de l'identification en conditions contrôlées d'un processus spécifique. Ainsi de nombreuses expérimentations ont été menées selon les objectifs définis. Différentes colonnes de sol de dimension allant de 6 à 100 cm de hauteur, pour 30 à 100 cm de diamètre ont généralement contribué à caractériser les paramètres de transports de polluants en appliquant des protocoles de traçage. Le dispositif de laboratoire le plus original est la maquette MASHYNS, détaillé dans la suite.

2.4.1 L'approche « profil en long »

L'approche profil en long consiste en la mesure ponctuelle répartie spatialement sur un versant, de variables de débit et concentration à une date fixe. Cette méthode, quoique requérant une logistique importante, permet d'appréhender le fonctionnement hydrologique par analyse des débits spécifiques et des zones de mélange de polluants. Cette technique s'avère très utile en amont de projet de recherche, ou pour établir des diagnostics hydrologiques préalables à des programmes d'action. Elle a été appliquée à l'échelle de bassin versant sur 3 territoires dans les travaux de Outin 2010 sur le versant de Dammarie (Eure, 4528ha), Thomas Belin avec Eau de Paris en 2008 (Provins, 20000ha) et Billy et al. 2013, sur l'Orgeval (Figure 11). Cette méthode contribue à la compréhension de la genèse des écoulements et de la qualité de l'eau. Elle permet ainsi d'identifier, en superposant avec des cartes d'occupation du sol, de cultures, les zones de contribution par apport ou par pertes le long d'un linéaire hydrographique. Le suivi d'indicateur (ratio élément conservatif / réactif, par exemple les ions chlorure, supposés être conservatif et les ions nitrate, réactif) permet aussi de caractériser les zones actives géochimiquement.

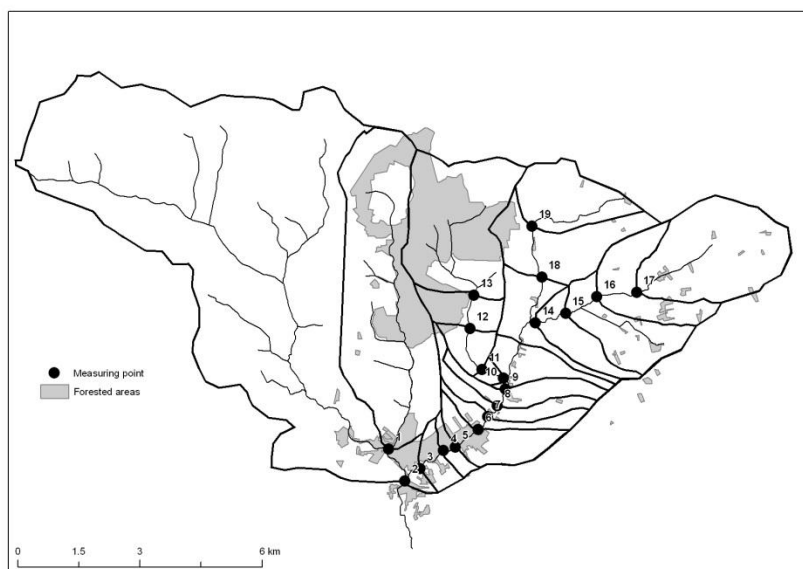


Figure 11. Localisation des points de mesure pour la méthode des profils en long sur le sous bassin des Avenelles (site Orgeval) Billy et al., 2013

2.4.2 Caractériser l'infiltration dans un sol

La caractérisation des processus de transfert dans le sol est une part importante de l'hydrologie. La zone vadose est complexe dans son fonctionnement et nécessite de développer des approches spécifiques. Outre les caractérisations classiques de laboratoire (conductivité hydraulique à saturation, courbe de rétention), les suivis in situ permettent d'évaluer les variations saisonnières des grandeurs motrices de l'eau : teneur en eau, potentiel matriciel, par des systèmes d'acquisition en continu. Même si ces suivis sont classiques, la mise en œuvre dans le contexte du projet ANR GIIWS (Galapagos Island integrated Water System) a été délicate dû aux conditions locales extrêmes. Les questions scientifiques portaient sur la caractérisation de l'eau incidente potentiellement infiltrable dans le sous-sol. Cette question a nécessité de développer des compteurs hydriques de pluviolixiviés le long de la canopée (Dominguez et al., 2016), des systèmes comptabilisant les retombées liquides du brouillard (Dominguez et al 2017) comme contribution non négligeable sur le bilan hydrique des placettes expérimentales.

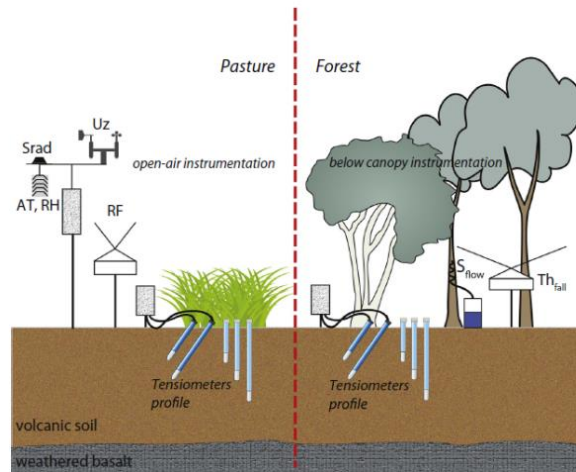


Figure 12. Suivi hydro-météo incluant les techniques de suivi de la pluviométrie, des pluviolixiviats, de l'infiltration par tensiométrie différentielle (site de San Cristobal, Dominguez et al., 2016)

2.4.3 Apport de la Géophysique

Dans le cadre d'une question scientifique sur une meilleure intégration de la variabilité spatiale de la teneur en eau, nous avons proposé de coupler deux approches classiques chacune dans leur domaine d'application : 1) les suivis de teneur en eau et potentiel matriciel comme source de données fiables et ponctuelle 2) les suivis de résistivité électrique par ERT comme source de données flou mais spatialisée (relié entre elle par la loi d'Archie). La mise en œuvre (Figure 13) s'est déroulée sur la parcelle expérimentale de Boissy le Chatel, intégré à l'observatoire de recherche Orgeval (pilote par irstea). Le domaine d'application s'est orienté vers une question sociétale de détection des réseaux de drainage en l'absence de cartographie. Le protocole consistait à suivre par TDR et ERT les effets de ré-injection d'eau par l'exutoire du réseau de drainage. Si l'opération a été scientifiquement concluante (Jouen et al. 2016), la méthode n'est pas opérationnellement applicable en raison de la forte consommation en eau lors de la ré-injection.

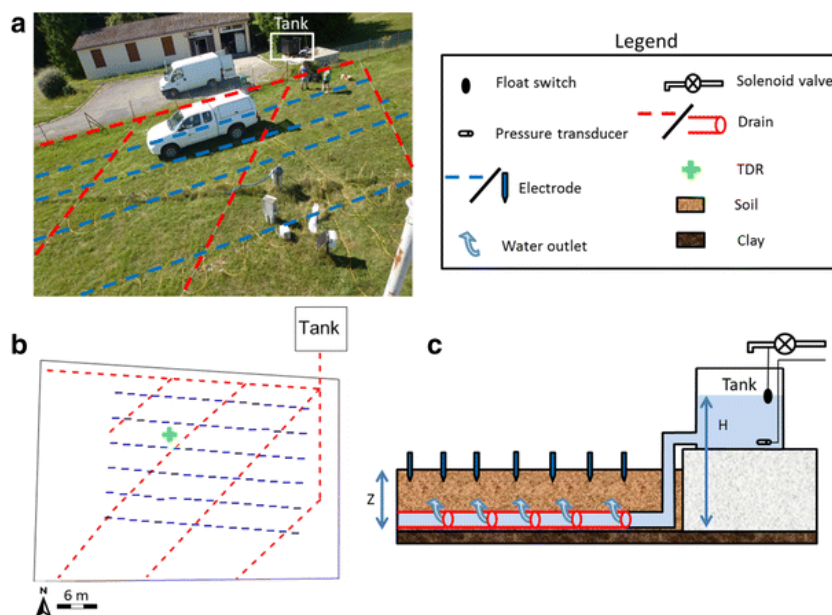


Figure 13. Dispositif expérimental de parcelle de Boissy le Châtel (Orgeval) et le schéma du système drainant (Clément et al., Jouen et al.).

2.4.4 Un dispositif unique : la maquette MASHYNS

Le dispositif physique a été mis au point au Cemagref, par C. Kao : MAquette de Simulation de l'HYdraulique des Nappes Superficielles (MASHYNS, Figure 14). Il est constitué d'une cuve en inox et plexiglass de 2 m de long, 1,3 m de haut et 0,5 m de large. Le système est délimité par quatre parois étanches (dont certaines amovibles). Le fond de la cuve est constitué de sept chambres indépendantes, qui ont permis d'instaurer un régime mono-dimensionnel. Deux drains agricoles (\varnothing 44/50 mm) sont placés horizontalement aux angles inférieurs de la cuve. Ils sont enrobés de géotextile et présentent des crépines placées 4 par 4 pour chaque section le long des génératrices du drain Paris-Anguella, (2004). Une centrale d'acquisition (CR10X) reliée au PC central, assure les mesures de conductivité électrique apparente, de température, de débit par les augets basculeurs et permet le pilotage du préleveur automatique et de la recharge pluviométrique. A son origine cette maquette a servi à démontrer les relations de suintement avec un fossé (Kao et al., 2001). Dans un deuxième temps, à mon arrivée dans l'équipe en 2001, nous avons orienté l'utilisation de MASHYNS sur le transfert de soluté pour comprendre les modalités de transfert au drain. Ainsi 3 étapes réparties entre 2002 et 2015, ont contribué à mieux comprendre les transferts en parcelle drainée : la thèse de Thais Paris (2004) par traçage de soluté non réactif en régime permanent, le stage de Lamine Makhoulf (2006) par traçage en régime transitoire pour le développement du concept de régime permanent équivalent, et enfin le CDD de Adrien Marcon (2015), par traçage de solutés réactifs en milieu variablement saturé.

La maquette est remplie d'un mélange de sol reconstitué de Limon d'Orly et de Sable de Champlan, à 50% en masse. La granulométrie ainsi obtenue est composée de 14% argile, 35% limon, 50 % sable, avec une conductivité hydraulique à saturation de 0,3 m/j, un taux de matière organique très faible (0.2%). Nous pouvons considérer le sol comme étant inerte biologiquement. Les caractérisations hydrodynamiques de ce sol ont été déterminées par l'établissement des courbes de rétention, par Thais (2004).

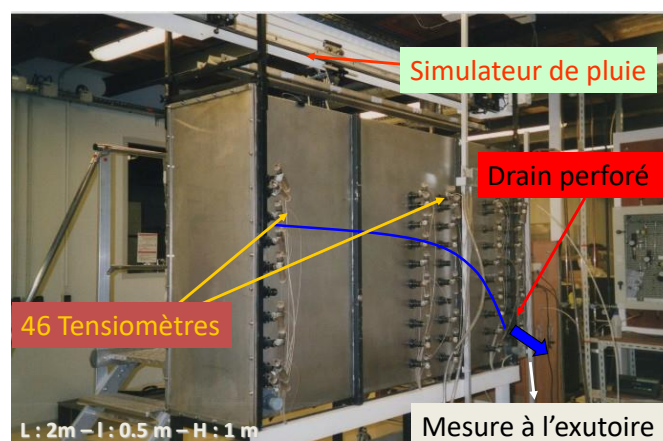


Figure 14. Dispositif de laboratoire MASHYNS

2.4.5 Réflexion sur les traceurs

L'utilisation de techniques de traçage est largement employée en hydrologie et en géochimie. Les deux principaux objectifs sont 1) de caractériser des processus naturels, 2) identifier le fonctionnement en conditions naturelles in situ et contrôlées en laboratoire. Nous avons utilisé trois types de traceurs pour 3 objectifs différents. Les traceurs de l'eau, classique (conservatif, non réactif), permettent de caractériser les temps de résidence de l'eau dans un hydrosystème. Les

traceurs conservatifs réactifs illustrent les interactions du milieu avec un traceur ayant des propriétés généralement de sorption proches des polluants agricoles (comme les pesticides). Cette approche originale du choix de traceur mimant un pesticide a été développée pendant le projet Life ARTWET et publié dans Lange et al., 2011. Enfin les traceurs isotopiques ou radioactifs contribuent à identifier les processus de transformation de l'élément dans l'hydrosystème, par exemple les processus de dénitrification soit à la parcelle (Billy et al., 2010), soit à l'échelle du versant (Billy et al.,), soit à l'échelle de mésocosme (Mander et al.,). Cette technique s'appuie sur l'hypothèse de fractionnement de la signature isotopique de l'azote selon les processus mis en jeu. L'évolution du ratio delta N15/N14 permet de quantifier les processus de fractionnement comme la dénitrification qui privilégie prioritairement la transformation des isotopes légers, augmentant ainsi la proportion d'isotope lourd. Similaire à cette technique, l'utilisation en condition très contrôlée, de traceur radioactif (Passeport et al.,) a permis de quantifier le cycle de dégradation du pesticide Epoxiconazole (collaboration avec UMR Ecosys).

Les expérimentations de traçage ont été menées aussi bien en laboratoire pour caractériser les transferts de soluté non réactif (thèse de Paris, M2 Makhoulouf), que réactif sur pesticides et antibiotiques (CDD Macron sur MASHYNS, M2 Smorova sur colonne de sol). Le protocole a toujours cherché à comparer le comportement d'un traceur non réactif aux autres solutés (Figure 15). Cette comparaison nous conduit à valider le traceur coloré Amino G comme ayant un comportement très proche du bromure, avec l'avantage d'un suivi moins onéreux par sonde spectrofluorimètre. La comparaison avec le deutérium, isotope de l'eau, considéré comme le traceur parfait de l'eau démontre la propriété du sol d'exclusion anionique, ayant pour conséquence une accélération des anions du fait de leur charge électrique négative, au sein de la porosité du sol.

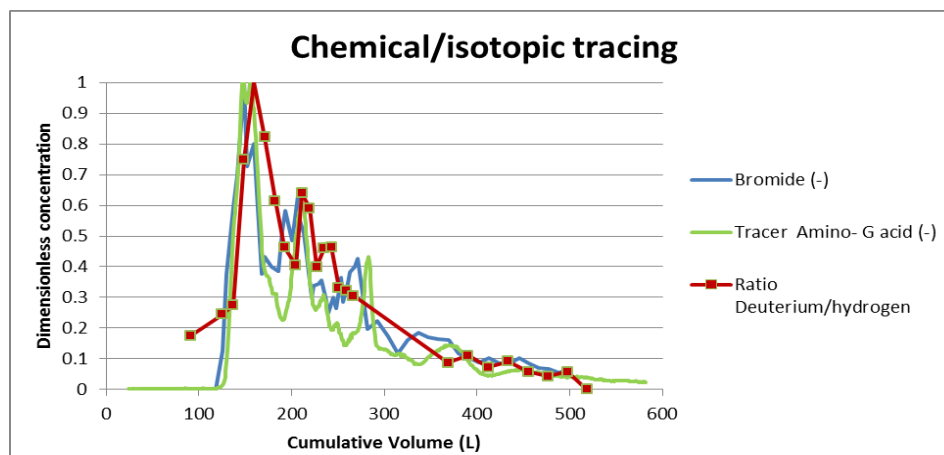


Figure 15. Comparaison du comportement de différents traceurs (expérimentation de traçage MASHYNS, projet EVADIFF)

Des traçage ont aussi été menés en condition naturelle sur des zones tampons afin de caractériser les temps de séjour hydraulique et les processus de dissipation : en filtre épuratoire (Tournebize et al., 2011), en ZTHA (Passeport et al., 2010, Lange et al., 2011, Figure 16) et en zone forestière (Passeport et al., 2013). Au niveau métrologique, ces travaux in situ ont permis de valider différents traceurs non polluants (acide amino G, sulforhodamine B) avec un comportement similaire de polluant comme les pesticides (par exemple Isoproturon).

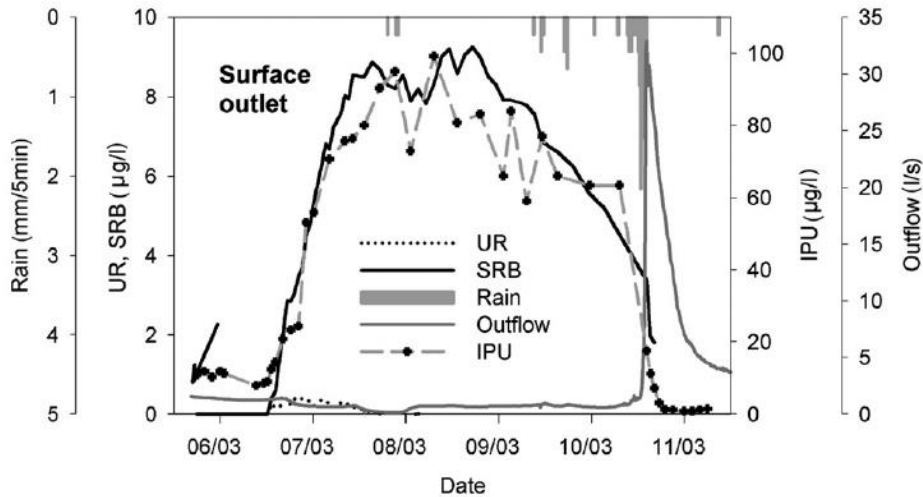


Figure 16. Comparaison des comportements de l'isoproturon et de la sulforhodamine B en traçage sur ZTHA (Passeport et al., 2010)

L'exploitation et l'interprétation des expérimentations de traçage nécessitent le calcul de variables statistiques comme la fonction de densité de probabilité du temps de séjour $E(t)$ à partir des suivis de concentration.

$$E(t) = \frac{Q \cdot C(t)}{\int_0^{\infty} Q \cdot C(t) \cdot dt}$$

avec Q le débit en L/s, $C(t)$ la concentration au cours du temps.

Le temps de séjour hydraulique HRT s'exprime alors

$$HRT = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) \cdot dt$$

Cependant cette approche classique ne permet pas toujours de caractériser le traçage. Dans l'article de Lange et al., 2011, nous avons testé toutes les grandeurs calculables (Tableau 3). Ainsi il est possible en plus du temps de séjour moyen et du taux de recouvrement du traceur (qui permet de valider le caractère conservatif), de caractériser le volume effectif de transfert (estimation des volumes morts), de calculer un taux d'efficacité hydraulique pour estimer l'importance des courts-circuits hydrauliques, les indicateurs d'atténuation, de rétentions volumique et surfacique permettant de comparer la performance de différentes configuration de zones tampons.

Tableau 3. Variables calculées pendant les expérimentations de traçage hydraulique (Passeport et al., 2010, Lange et al., 2011)

Variables hydrauliques	Acronyme	Calcul	Interprétation
Temps de séjour hydraulique	HRT [T]	$T=V/Q$	Le calcul le plus simple en fonction de la géométrie et du débit entrant
Taux de récupération du traceur	R [%]	$R = \text{Masse}_{\text{Out}}/\text{Masse}_{\text{In}}$	R indique la masse du traceur récupérée en fin de traçage. La valeur de R doit être proche de 100% dans le cas d'un traceur conservatif. Une valeur inférieure indique une rétention.
Espérance	$E(t)$ [T ⁻¹]	$E(t) = \frac{qc_y(t)}{\int_0^{\infty} qc_y(t)dt} = \frac{q}{M} c_y(t)$	$E(t)$ est la distribution des temps de séjour, la fonction de densité de probabilité c'est la distribution de la fraction massique du traceur qui ressort ayant un âge t
Temps de séjour moyen	τ [T]	$\tau = \int_0^{\infty} tE(t)dt$	Premier moment de $E(t)$
Dispersion	σ [T ²]	$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - \tau)^2 * E(t)dt$	Second moment de $E(t)$, caractérise la dispersion
Vitesse moyenne	V_{moy} [L/T]	$V_{\text{moy}} = L/t_{50}$	Se calcule avec la longueur de la ZTHA (L) au temps t pour lequel 50% de traceur injecté est à l'exutoire
Temps de séjour nominal	T_N [T]	$T_N = V/Q_{\text{moyen}}$	Avec V le volume de la ZTHA
Temps du pic de concentration	T_P [T]		
Taux de volume effectif	ε	$\varepsilon = t_{50}/T_N$	Indique le volume effectivement utilisé par le traceur, un taux proche de 1 indique une absence de volume mort
Taux d'efficacité hydraulique	λ	$\lambda = T_P/T_N$	L'efficacité hydraulique indique l'importance des court circuits hydrauliques (faible pour $\lambda < 0,5$, moyenne pour $0,5 < \lambda < 0,75$, très bonne pour $\lambda > 0,75$)
Atténuation spécifique du pic de concentration	SPA	$SPA = \text{Masse}/(C_{\text{max}} * V)$	Plus la valeur est importante et plus la ZTHA favorise une réduction des concentrations
Rétention volumique du traceur	STR [%m ³]	$STR = (1 - R)/V$	Une valeur de STR élevée indique une rétention du traceur dans un faible volume V (volume de la ZTHA)
Rétention surfacique du traceur	ATR [%m ²]	$ATR = (1 - R)/A$	Une valeur de ATR élevée indique une rétention du traceur pour une faible surface A (surface de la ZTHA)

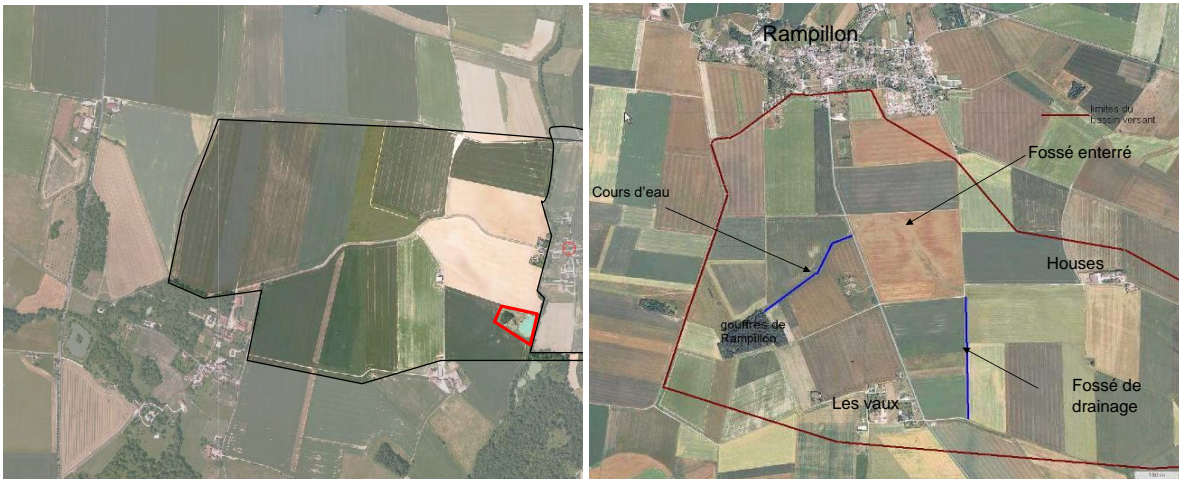
2.5 Conclusions

Ce chapitre présente un large éventail de technique métrologique appliquée dans différents contextes et à différentes échelles. Il m'est apparu nécessaire de montrer l'importance de la mesure sur l'interprétation et la compréhension que l'on peut faire des processus dans le chapitre 2. Une constance a toujours motivé les expérimentations : répondre à des objectifs clairs et fiabiliser les mesures générant des données d'observation. Ainsi chaque protocole a dû être adapté avec le souci de répondre au mieux aux contraintes d'objectifs scientifiques, de logistiques et de moyens financiers. La stratégie d'échantillonnage est cruciale pour répondre aux objectifs. C'est pour cela, que nous choisissons en général un protocole axé sur la quantification des flux plutôt que concentration instantanée. Cependant l'apport de la métrologie haute fréquence (MES et NO₃, à ce jour) ouvre de nouvelles perspectives scientifiques pour affiner encore la compréhension des processus. Une veille permanente est nécessaire pour saisir les opportunités de collaboration en lien avec le développement, le test de nouvelles approches métrologiques. La démarche qualité est aussi un enjeu. Ainsi une rigueur est indispensable pour qualifier la donnée, conserver la traçabilité aussi

bien de ce qui a bien fonctionné mais aussi des dysfonctionnements. Les expérimentations exotiques contribuent aussi à la force des retours d'expérience. Travailler à distance nécessite une bonne préparation préalable, une rigueur de protocole et une formation de relais locaux pas toujours spécialistes de la métrologie. Enfin, même en anticipant au mieux, nul n'est à l'abri des aléas climatiques, générant des trous de données, le cauchemar des expérimentateurs !

3 Les processus de transfert de la parcelle au bassin versant

Le commencement de toutes les sciences, c'est l'étonnement de ce que les choses sont ce qu'elles sont
Aristote



Terrains d'expérimentation en bananeraie (7,7ha) au Lamentin (971), en grande culture Villedomain (42 ha, 37), Chantemerle (36ha, 77), Rampillon (355ha, 77)

Articles référents : A2, A5, A10, A17, A26, A22, A29, A31, A35, A39, A41, A44, A45, A46, T2, T3, O1, O2, O4, O5, O7, O8, O9, O10

3.1 La controverse du drainage :

La perception du drainage a évolué dans les 50 dernières années. La phase de développement du drainage agricole et de l'assainissement agricole en général a été tout d'abord une décision liée aux politiques de productivité agricole et de la PAC. Durant cette phase (1970-1990), l'ingénierie des techniques de drainage a surtout été orientée sur la production agricole avec des démonstrations agronomiques de l'intérêt du contrôle des excès d'eau hivernaux. De nombreux travaux et sites expérimentaux ont permis de mieux comprendre les interactions entre l'anoxie des racines des cultures d'hiver liée à la présence d'une nappe perchée et la production végétale. Des programmes techniques ont été lancés dans les années 80, des sites expérimentaux tels que La Jaillière (Figure 18), les opérations des secteurs de référence drainage (Lagacherie et Favrot, 1983), et d'évaluation de la performance du drainage basée sur : (1) la détermination de l'efficacité des réseaux de drainage, (2) l'évaluation des bénéfices apportés par le drainage (surtout en termes agronomiques et économiques) et (3) la recherche des facteurs explicatifs des performances des réseaux. A partir de 1992, la loi sur l'eau impose un dépôt de dossier soit déclaratif (nouvelle surface drainée entre 20 et 100ha) soit d'autorisation (nouvelle surface drainée supérieure à 100ha). Ce renforcement réglementaire, associé à l'arrêt des subventions publiques, a stoppé le rythme annuel des nouveaux réseaux de drainage (Figure 17).

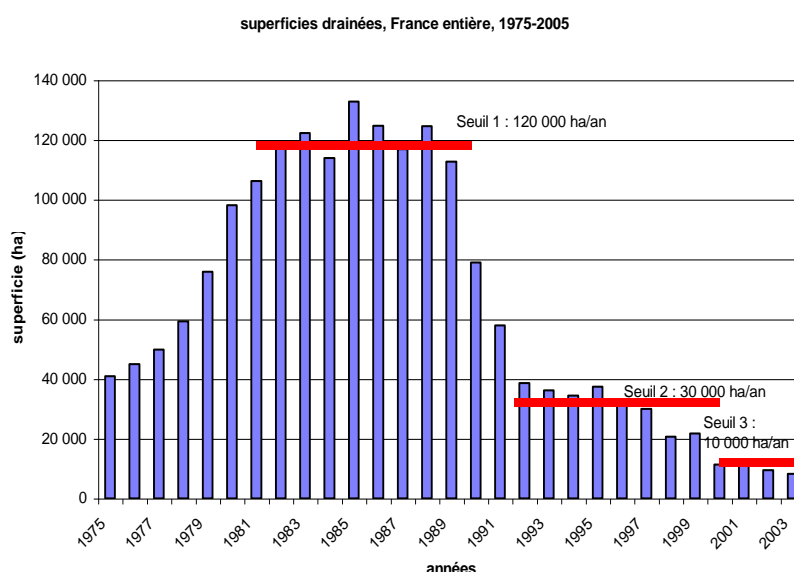


Figure 17. Evolution du rythme des nouveaux systèmes de drainage en France sur la période 1975-2005 (Source Vincent et al., 2005).

La situation actuelle du drainage en France montre une surface de 2,9 M ha, soit 9% de la SAU du territoire (données RGA 2010). Les régions concernées (Figure 18) sont principalement le bassin parisien avec les luvisols-rédoxisols ou sols lessivés hydromorphes développés sur les limons des plateaux, le Grand Est avec les sols à argile lourde, les Hauts de France avec les wateringues (polder), Centre, Pays de Loire, Bretagne avec des sols sur schistes dégradés, argile à silex, Grande Aquitaine avec des luvisols dit boulbènes.

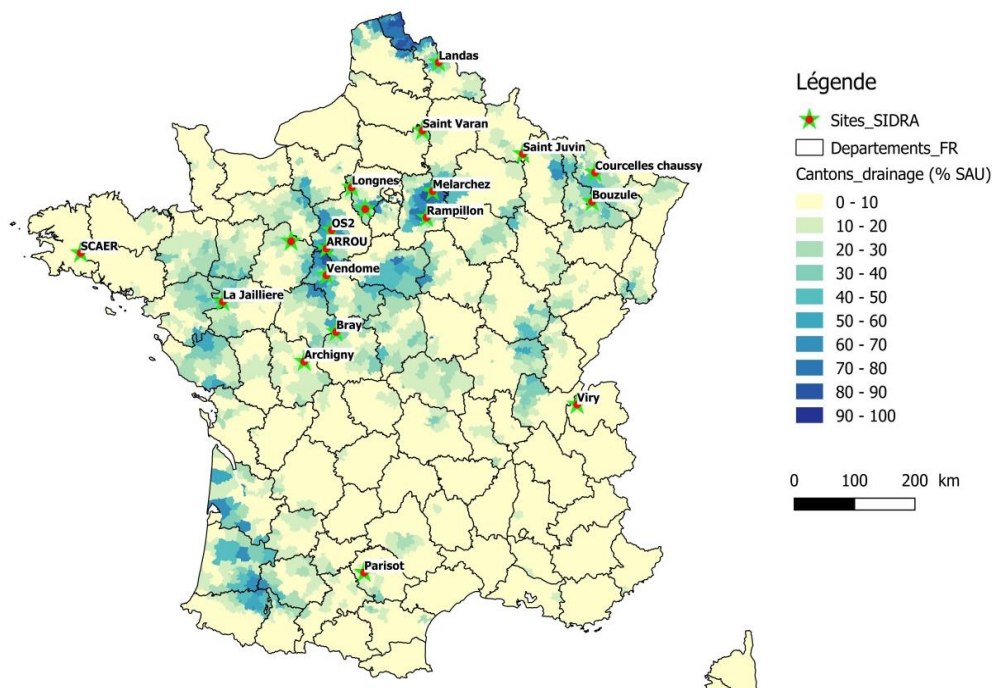


Figure 18. Répartition spatiale du drainage en France métropolitaine en % de la SAU et localisation des sites expérimentaux. (source RGA 2010).

A partir des années 90 et principalement suite aux premières mesures agro-environnementales qui ont suivi la mise en œuvre de la loi sur l'eau de 1992, les questions sur la dégradation de la qualité des eaux en contexte agricole et plus particulièrement en sol hydromorphe drainé ont suscité des débats auprès des acteurs agricoles et des gestionnaires de l'eau.

Le drainage agricole en France fait l'objet de nombreuses accusations portant sur son impact sur le régime des eaux (en période de crue), et sur la qualité des eaux (dégradation de la qualité des eaux). Des questions scientifiques en découlent, afin d'apporter des éléments scientifiques au débat sociétal :

- Fonctionnement hydrologique des réseaux de drainage du tuyau / collecteur / fossé.
- Exportation des flux de polluant des réseaux de drainage
- Rôle du drain en tant que tuyau dans la dynamique de transfert des contaminants.

Ce chapitre présente les résultats issus des suivis expérimentaux appuyant la démarche scientifique. L'expérimentation à différentes échelles contribue à la compréhension des processus et dans la démonstration physique des impacts du drainage.

3.2 Hydrologie du drainage

Les aspects « régime hydrologique » ont été traités par (Skaggs et al. 1994; Nédélec et al. 2004; Augéard et al. 2005a). Dans la continuité des travaux de Nédélec (2005) et Hénine (2010), les travaux de recherche ont contribué à la mise en évidence expérimentale in situ (basé sur l'observatoire Orgeval) des phénomènes de rétroaction du système de drainage sur la propagation des crues dans les versants drainés. Rappelons que le réseau de drainage agricole est dimensionné pour évacuer une crue générée par une pluie de période de retour annuelle, de durée 3 jours (soit environ 15mm/j). Cette pluie incidente est transformée en débit de projet qui vaut environ 1,2 L/s/ha en France, avec des variations locales. La profondeur et l'écartement des drains sont alors dimensionnés pour

permettre le tarissement de la nappe superficielle en un temps et à une profondeur par rapport à la surface du sol compatibles avec les pratiques agricoles.

Le fonctionnement hydrologique d'une parcelle drainée est spécifique à la présence des drains sur socle peu perméable. On distingue alors plusieurs phases sur la période d'écoulement. L'amorce de drainage correspond à la phase de réhumectation du sol à partir du mois d'octobre. Cette phase très variable dans le temps, mais par simplification, peut se résumer à un cumul de précipitations de l'ordre de 100 mm (fonction de la réserve utile du sol) compté à partir du 1^{er} octobre (calé sur l'année hydrologique de septembre à septembre). Pendant cette période (octobre-novembre-décembre), le coefficient de restitution de la pluie par le réseau de drainage est d'environ 30-40%. Suit la phase de saison de drainage intense (janvier- mi-mars) pendant laquelle, l'ETP étant très limitée, toute pluie est convertie en drainage. De ce fait, le ruissellement est fortement diminué (d'un facteur 10, (Kao et al. 1998; Augeard et al. 2005)). Le coefficient de restitution est supérieur à 80%. Enfin une troisième phase correspond à la période printanière avril-mai pour laquelle les écoulements sont très aléatoires et fortement dépendants de la pluviométrie. Le cumul annuel des eaux drainées s'échelonne, selon la pluviométrie, de 50 à 500 mm, avec une moyenne interannuelle de 220 mm.

Avec ces éléments techniques, la compréhension de l'hydrologie des systèmes drainés apparaît plus clairement. Ainsi chaque compartiment spatial parcelle drainée / groupement de parcelles drainées / versant / bassin versant connectés entre eux par des collecteurs joue un rôle autolimitatif au transfert de crue (Figure 19).

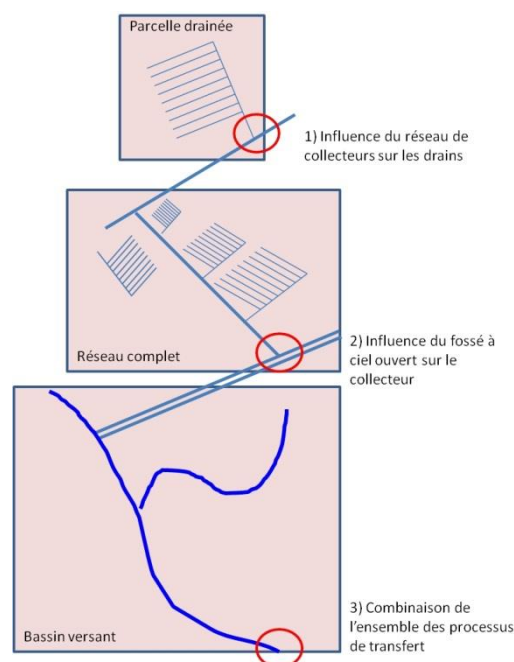


Figure 19. Schéma de principe d'un système drainant et processus hydrauliques et hydrologiques associés. (Hénine et al., 2012).

En terme hydrologique, par une analyse fréquentielle sur les pluies et les débits spécifiques horaires (seuls les débits de pointe ont été sélectionnés), les courbes d'intensité hydrologique en fonction de la période de retour, permettent de comprendre la réponse du versant drainé. Nous avons résumé

les résultats mettant en évidence le ralentissement dynamique des crues selon leur période de retour (Figure 20) :

- 1) Phase 1 : pour les crues de faible période de retour, le drainage favorise voire accélère le transfert vers l'aval des crues, sans influence aval sur le régime hydrologique. Par conséquent le drainage accentue les crues pour les périodes de retour compatible avec le dimensionnement du réseau de drainage (un à deux ans). Le drainage a un impact négatif en accélérant la propagation de la crue ;
- 2) Phase 2 : pour les crues de période de retour entre 2 et 10 ans, le drainage a un effet autolimitant. La pluie infiltrée dans le système de drainage ne participe pas au débit de pointe. Ceci s'explique par l'influence aval sur le débit de collecte de la mise en charge aval (submersion du point de rejet du réseau de drainage). Par conséquent le réseau de drainage joue un rôle d'autolimitation et de stockage dans le réseau ou les parcelles. Le drainage a un impact positif en atténuant la propagation de la crue ;
- 3) Phase 3 : pour les crues supérieures à 10 ans, le drainage et le ruissellement sur surface drainée contribuent significativement à la propagation de la crue, dans ce cas, drainage ou non drainage n'a pas de différence de comportement hydrologique. Par conséquent, le drainage ne montre plus d'impact.

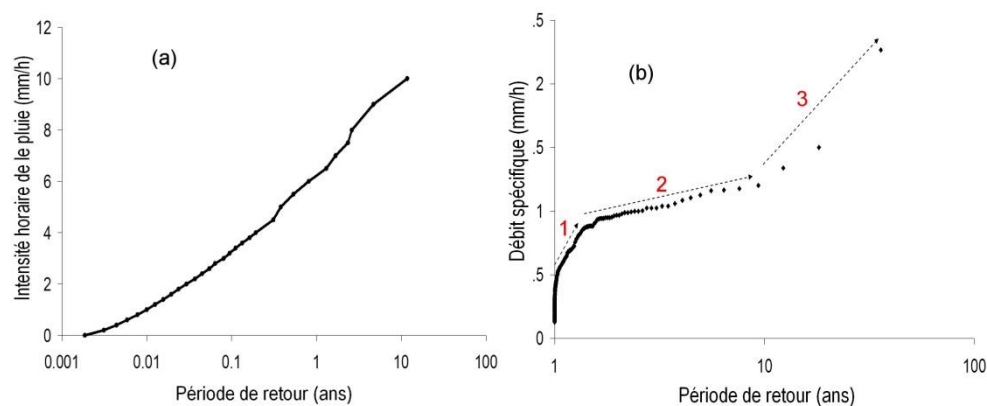


Figure 20. Distribution de la pluie (a) et du débit de pointe (b) mesurés durant 20 ans à l'exutoire du bassin versant de Mélarchez (site Orgeval). (Henine et al., 2012).

Généralement, la phase 2 est souvent occultée dans les études, mais bien réelle, puisque mesurée à partir d'observations sur un bassin versant réel. À partir d'une certaine valeur de débit spécifique, avoisinant la capacité maximale d'évacuation du réseau, l'hydrogramme de crue à l'exutoire est sensiblement atténué. Cet écrêtage est dû à la limitation de transfert dans le réseau de drainage, provoquant ainsi une rétention temporaire d'une partie de la pluie nette dans le système drainant (nappe et réseau de tuyaux).

La limitation de transfert dans le réseau de drainage est directement liée à la mise en charge des drains et des collecteurs. En pratique, cette mise en charge peut être contrôlée soit par les critères de dimensionnement de chaque collecteur du réseau (rapport entre débit de collecte maximal et débit d'évacuation maximal), soit provoquée par un contrôle aval au contact du réseau avec le fossé à ciel ouvert.

Une autre question scientifique en lien avec le drainage porte sur l'infiltration sous drainage. Dans le cadre de la phase 6 du Piren Seine, une action de recherche a été consacrée à la caractérisation de l'infiltration sous drainage contribuant à la dynamique de la nappe de Brie dans le bassin versant de l'Orgeval (travaux de Bacha, 2013, Hénine et al., 2013, Clément et al. 2015, Jouen et al., 2016). L'hypothèse de travail a porté sur l'interconnexion des deux nappes l'une perchée temporaire de subsurface et l'autre pérenne de la formation de Brie. Afin d'évaluer l'importance des différents flux d'eau en terrains drainés, les infiltrations sous la profondeur des drains au sein du plancher quasi-imperméable, nommées infiltration profonde sous drainage, ont été le plus souvent jugées négligeables. Les mesures directes de conductivité hydraulique à saturation dans le profil de sol montrent des valeurs de l'ordre de 0,4 m/j dans l'horizon 0-90cm et 0,1 mm/j dans l'horizon quasi imperméable (90-100cm) caractérisé par une teneur en argile supérieure. Cette accumulation d'argile a été provoquée par le lessivage au cours de la pédogénèse générant cette hydromorphie temporaire. Les infiltrations profondes peuvent être mises en évidence par l'établissement d'un bilan hydrique complet sur la parcelle expérimentale de Boissy Le Chatel. Tous les termes du bilan hydrique sont mesurés directement, excepté le terme d'infiltration profonde, défini par gradient de charge hydraulique, connexion avec la nappe sous jacente. Cette expérimentation nous a permis de mieux comprendre la mise en charge de l'horizon de surface hydromorphe. La concomitance de la remontée de la nappe de Brie avec le démarrage effectif des écoulements de drainage, démontre que les deux couches sont hydrauliquement liées, par des échanges de flux, même faibles. La faible variation des teneurs en eau en profondeur, proche de la saturation, montre qu'un faible flux suffit à saturer cette couche profonde et mettre en charge les horizons de surface.

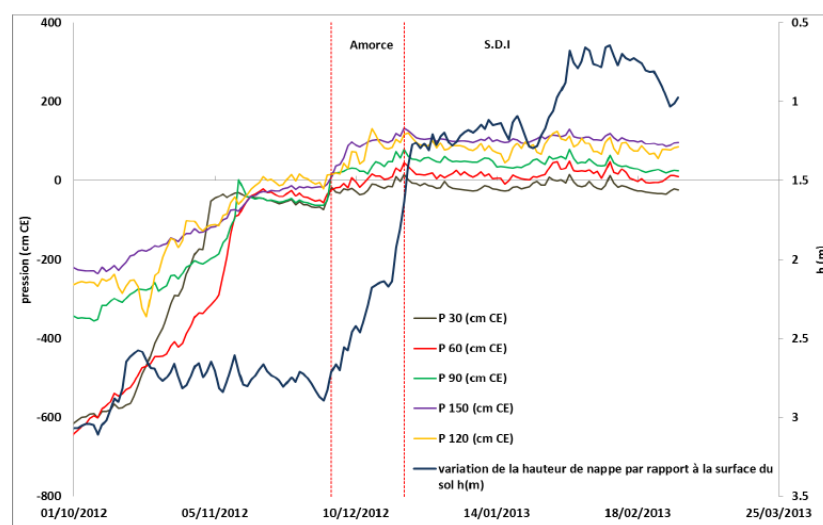


Figure 21. Chronique des charges hydrauliques à différentes profondeurs pour la campagne de drainage 2012/2013 (site de Boissy le Chatel, Bacha, 2013, Hénine et al., 2013).

La confrontation des données hydrologiques sur la parcelle expérimentale montre un flux vertical de l'ordre de 20 mm par an, comparé au flux drainé de 220mm par an en moyenne. Cette infiltration généralement négligée, contribue en fait à la recharge de la nappe de Brie, présente sur l'ensemble du territoire amont du bassin versant de l'Orgeval. Cette connaissance sur le fonctionnement hydrologique de l'hydrosystème Orgeval est une contribution à la question scientifique de la résilience de la nappe de Brie à la pollution nitrate. La simple gestion des eaux de drainage (par des

zones tampons, cf §4) ne sera pas suffisante pour améliorer la qualité de l'eau de la nappe de Brie. Des efforts sur les pratiques agricoles sont indispensables pour réduire les flux d'azote sous drainage.

3.3 La parcelle drainée : un lysimètre géant

Arlot en 1999 a proposé l'idée qu'outre le fait que le drainage est acteur de la contamination des eaux, le drainage est témoin des pratiques agricoles. En ce sens, une parcelle drainée de par son fonctionnement hydrologique, est assimilable à un lysimètre géant intégrant les hétérogénéités spatiales, représentatif de l'hydrologie (excédent d'eau) et agronomique (excédent d'azote). La quantification des effets du drainage à l'échelle parcellaire est assez simple : il suffit de mesurer les débits et la qualité des eaux qui sortent à l'exutoire des réseaux de drainage. Cette apparente facilité fait que le drainage est souvent montré du doigt : ce qui se mesure est mieux connu... que ce qu'on ne sait mesurer. La lixiviation du nitrate en terrains drainés est ainsi devenue l'impact du drainage le plus largement décrit des vingt dernières années, relayé depuis peu par l'analyse de la lixiviation des produits phytosanitaires dans les eaux de drainage. Il apparaît évident que le drainage en court circuitant les écoulements, modifie les chemins de l'eau entraînant les ions nitrate et les pesticides. Cependant les pertes d'azote d'une parcelle ne sont pas issues d'un seul facteur mais d'une combinaison de facteurs, comme le souligne (Dinnes et al., 2002b). Ces auteurs dénombrent ainsi : les pratiques culturales (travail du sol), la sélection des cultures, les niveaux de matière organique du profil de sol, l'hydrologie de la parcelle, la température, les précipitations (tous les facteurs climatiques), et bien sur la présence de drainage. L'extension à des échelles supérieures permet de tester cette proposition qui peut aider les gestionnaires de l'eau dans la communication sur la reconquête de la qualité de l'eau.

3.3.1 Synthèse des données publiées

Une synthèse (Tournebiz 2006) spécifique sur les rôles du drainage agricole sur les exportations de nutriment depuis la parcelle jusqu'au milieu naturel a été commandée par le Ministère de l'Ecologie en 2006. Ce travail porte donc prioritairement sur les exportations de nutriment depuis la parcelle. Sur ces thématiques, des travaux antérieurs de synthèses existent : (Hill 1976; Shirmohammadi et al. 1995; Thomas et al. 1995; Grazhdani et al. 1996; Sims et al. 1998; Kladvko et al. 2001; Power et al. 2001; Grigg et al. 2003, 2004). Ils traitent principalement des modalités de transferts de nitrate, phosphore, pesticides dans leur globalité sans décrire les facteurs prédominants du transfert, de plus dans des contextes souvent extra européens. La synthèse est en partie basée sur les résultats de Arlot, (1999), mis à jour des publications au moment de la synthèse (1999 à 2005), et ne concerne que le transfert de nutriment (nitrate et phosphore), dont les résultats ont été publiés ou accessibles.

Pour ce faire, 700 références et publications scientifiques ont été analysées. Ces données rassemblent des données soit acquises par le Cemagref/Irstea ou autres instituts français (Arvalis, ...), soit reportées par des publications internationales. L'échantillon porte sur l'équivalent de plus de 930 années mesures, réparties à 30% sur des données françaises et 70% internationales. Une analyse statistique a été effectuée afin de mettre en évidence et hiérarchiser les facteurs contrôlant les exportations de polluants. Cette synthèse nous a permis d'aboutir à une approche "statistique" des quantités de nitrate lixiviées à l'échelle de la parcelle drainée. La dominance de l'ion nitrate dans les eaux de drainage parmi les autres formes azotées est un fait certain, mais force est de constater la méconnaissance de la part que représentent ces pertes d'azote dans les pertes totales d'azote de la parcelle. On peut aussi montrer que la gamme des quantités lixiviées et des concentrations observées en sortie de drain est finalement assez restreinte.

La population des échantillons étant suffisamment élevée, une analyse statistique de données en rang a été menée afin de déterminer les périodes de retour des lames annuelles drainées et des concentrations de flux (Figure 22).

Pour les faibles gammes de valeurs, tout comme les fréquences, les courbes des périodes de retour sont similaires. Une année sur deux, les lames drainées sont supérieures à 165 mm et 180 mm en France et à l’Etranger (-10% de drainage en France qu’à l’Etranger). Pour les valeurs plus rares (période de retour > à 10 ans) les courbes divergent. Ceci s’explique par des spécificités de climat particulières aux zones d’étude. L’analyse des courbes pour les concentrations de flux apporte des éléments sur la vulnérabilité des eaux issues des parcelles drainées. 50% des concentrations moyennes de flux annuels sont inférieure à la limite de potabilité de 11 mgN/l. Une année sur deux génère des concentrations supérieures à la limite de potabilité.

Il apparaît clairement que le drainage agricole est à l’origine d’un transfert de nitrate provoquant des concentrations dans les eaux de surface supérieures à 50 mg/l en NO₃ à une fréquence élevée (tous les deux ans). Le contexte climatique français conduit à une lame drainée qui est inférieure à celle des pays étrangers. Cependant si on fait l’hypothèse que les facteurs agronomiques sont similaires, France et Etrangers (fertilisation, rendement, ...), les concentrations induites (10mgN/L à l’Etranger et 14 mgN/L en France) sont supérieures en France (+4 mgN/L, soit +40%). L’effet de dilution dû au contexte climatique est moins marqué en France qu’à l’Etranger.

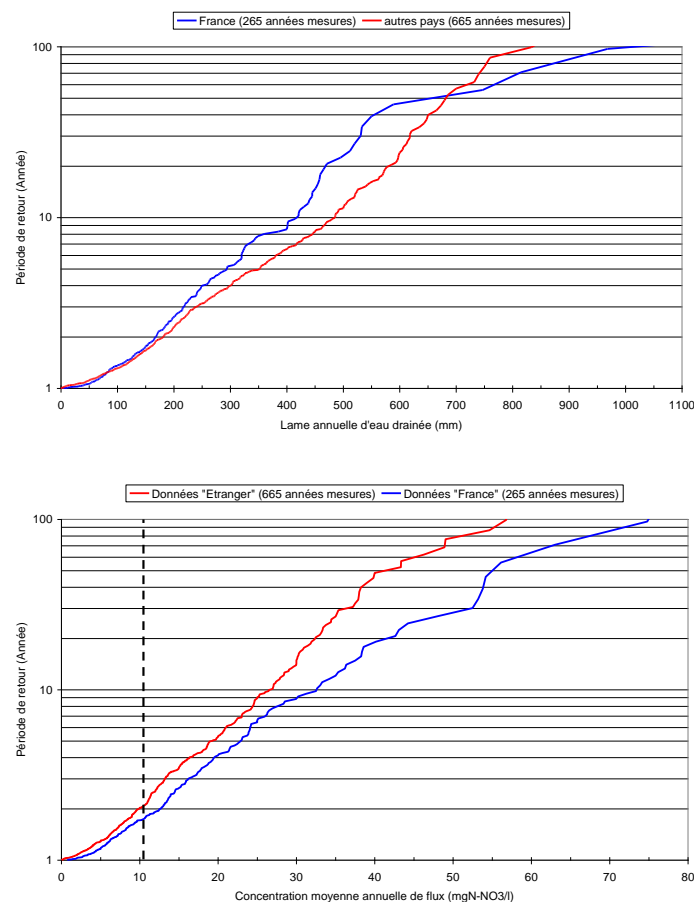


Figure 22 Période de retour de dépassement des données recensées concernant les lames annuelles drainées (a) et des concentrations de flux (b). (échelle logarithmique pour les années, la ligne pointillée indique la concentration maximale autorisée pour les eaux à destination de la population humaine)

3.3.2 Saisonnalité des exportations

L'opportunité d'étudier les résultats du site expérimental de La Jaillière, géré actuellement par Arvalis, mais instrumenté à son origine en 1987 par Cemagref/Irstea a été scientifiquement stimulante. Le bilan des mesures effectuées sur les parcelles expérimentales (Figure 23 et Figure 24), montre 1) une grande variabilité des lames drainées (réponse hydrologique, moyenne 220 mm/an avec un min et max de 67 à 437 mm/an) et des flux exportés (réponse hydrologique associée aux pratiques agricoles, moyenne de 38 kgN/an avec un min et max de 7 à 53 kgN/an) 2) une saisonnalité marquée et reproductible des exportations de nitrate. Pendant la phase d'amorce du drainage, les concentrations sont généralement élevées provenant de la minéralisation automnale et des reliquats d'azote en entrée d'hiver (REH). Ainsi un volume réduit d'écoulement (25%) exporte plus de 45% de l'azote. Les flux d'eau sont caractérisés par de fortes concentrations en nitrate (>90 mg/l, pouvant atteindre des pics mesurés, en début d'écoulement, à 160 mg/l). Pendant la saison de drainage intense, 60% des flux d'eau (calculé sur l'ensemble de l'année) exportent 55% des flux de nitrate. Cette phase du drainage contrôle la concentration moyenne de flux annuel (environ 50-70 mg/l). Notons qu'un suivi de terrain, sur un mois pendant cette période, peut permettre d'évaluer le flux total annuel. Enfin les écoulements de printemps peuvent montrer des exportations de l'ordre de 10-15% selon les années et les pratiques (apport de fertilisant pendant ou hors période d'écoulement). Les concentrations moyennes de cette période sont de l'ordre de 30 à 40 mg/l. Le stock potentiellement lixiviable ayant été principalement exporté pendant les précédentes phases, la concentration est alors plus faible.

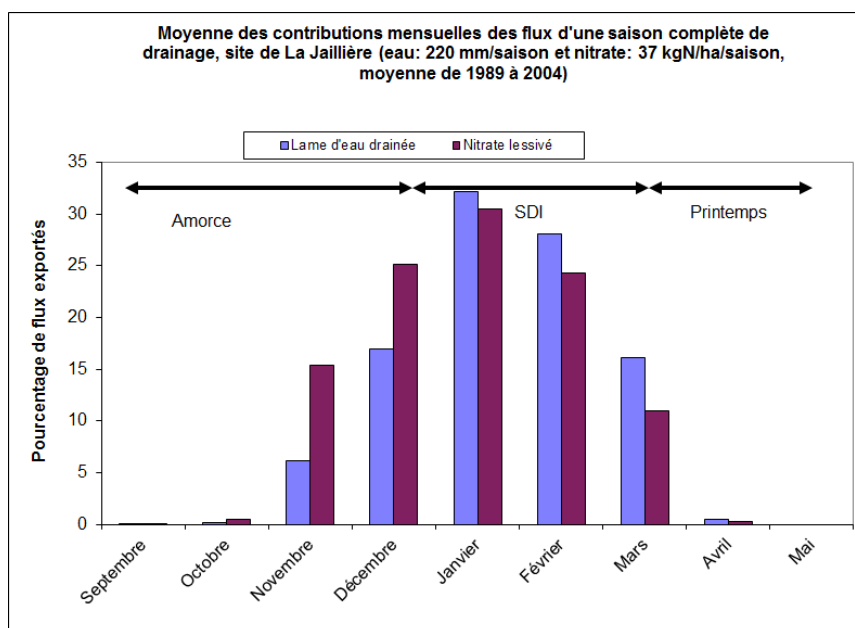


Figure 23. Répartition mensuelle en pourcentage des flux d'eau et de nitrate sur une parcelle drainée (site La Jaillière).

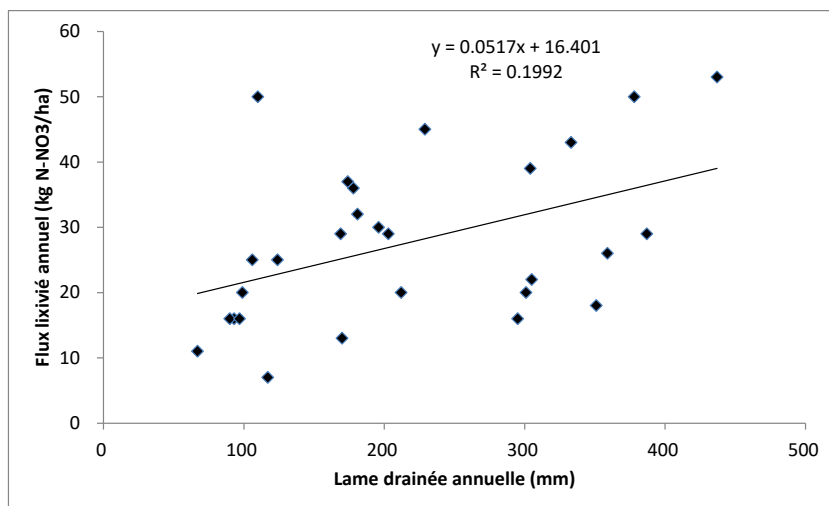


Figure 24 : Lames d'eau drainée annuelle vs lixiviation annuelle de nitrate à l'échelle de la parcelle (site La Jaillière, période 1989 à 2004)

Les pertes par lixiviation sont essentiellement dues aux résidus entrée hiver. Pendant la période de 6 années d'études, 49% en moyenne (entre 25 et 85%) du stock de nitrate restent dans le sol après récolte. Ce stock alors est disponible pour la lixiviation et exportation direct au réseau hydrographique superficiel. A ce stade, il est important d'insister sur une notion très forte dans l'étude de la lixiviation de nitrate en parcelle drainée : les exportations de nitrate sont principalement dues à un transfert de stock initialement présent dans le sol. (Davis et al., 2000) définit la notion d'entraînement (« flushing » est le terme employé, qui s'apparente à celui employé en assainissement urbaine « first flush ») « d'une large quantité de nitrate résiduel du sol », en d'autres termes, une lixiviation de reliquat. En outre, comme le souligne (Kohler et al., 2005), sur la base d'un cycle pluriannuel de lixiviation de nitrate, l'accumulation d'une année sur l'autre (ou le reliquat) intensifie le stock à lixivier.

3.3.3 Typologie de transfert de nitrate en parcelle drainée

Les travaux de Arlot avaient déjà démontré une typologie spécifique de transfert pour l'azote. Une démarche de compréhension des processus hydrologiques à l'origine de cette typologie était mise en œuvre à partir des données de suivis expérimentaux in situ et au laboratoire. L'interprétation des suivis à haute fréquence (pas de temps 30 min d'acquisition, permis par les dernières techniques) confirme cette typologie des transferts aussi bien à l'échelle parcellaire qu'à l'échelle du bassin versant. Il en résulte que la position du soluté au moment de l'épisode de drainage, pilote les phénomènes de dilution ou d'entraînement.

Pour l'azote, les phénomènes d'entraînement apparaissent dès lors qu'un soluté se trouve à la surface ou dans le premier horizon du sol. Les concomitances et corrélations des variations de débits / concentrations sont principalement dues à l'entraînement des solutés avec une eau provenant de la surface donc la pluie. Ce type de phénomène a lieu à deux périodes distinctes : 1) à la reprise des écoulements pendant la période d'amorce (Octobre à Décembre, confirmant les observations statistiques du paragraphe 3.3.2) ; 2) suite aux pratiques de fertilisation azoté (printemps).

La typologie de dilution apparaît majoritairement pendant la saison de drainage intense. Le soluté résidant dans le profil de sol se trouve diluer par l'eau de la surface (provenant de la pluie) pendant les épisodes de crue. La concentration induite par ce soluté résidant retrouve les valeurs de base

pendant la phase de tarissement dont le débit est constitué par les eaux de nappes. La typologie de transfert est ainsi fortement liée aux pratiques agricoles et au fonctionnement hydrologique du drainage.

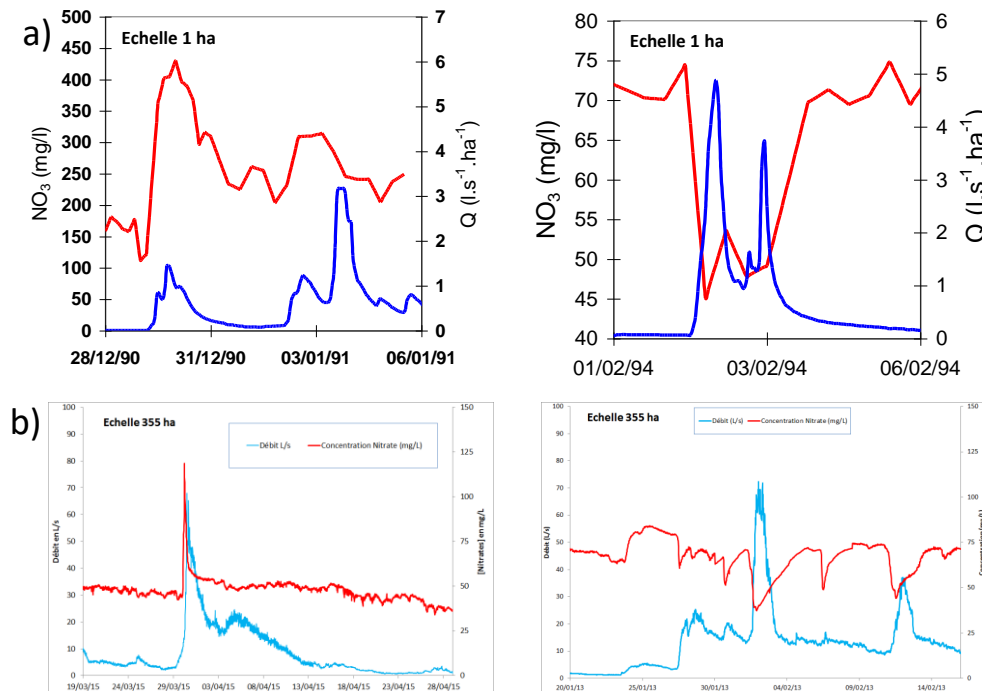


Figure 25. Mise en évidence des processus d'entraînement (à gauche) et de dilution (à droite) a) par Arlot 1999 à l'échelle de la parcelle (site La Jaillière), 2) à l'échelle de bassin versant (site Rampillon, 355 ha)

La méthode de double cumul est souvent employée pour représenter adimensionnellement les transferts en parcelle drainée. Cette méthode consiste à tracer les flux exportés en fonction de la lame d'eau cumulée. Pour le cas de l'azote, sur la parcelle de La Jaillière entre 1988 et 2004, cette représentation montre une succession de courbe asymptotique, tendant par saison vers la linéarité (Figure 26).

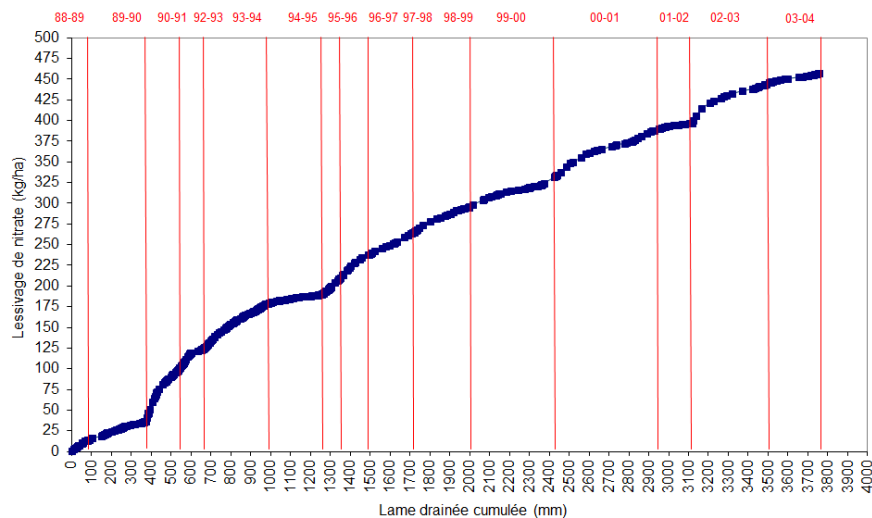


Figure 26. Double cumul de flux exporté de nitrate (Nkg/ha) en fonction de la lame d'eau drainée (mm) (site La Jaillière).

3.3.4 Généricité des processus de transfert aux pesticides

Les suivis expérimentaux ont permis de démontrer que ces phénomènes s'appliquent aussi aux pesticides. Les jeux de données à pas de temps fin pour les pesticides sont relativement rares en raison du coût d'une telle démarche scientifique. Nous avons pu explorer ces processus sur deux sites à différentes échelles : le site de Bray (Indre et Loire) pour une étude sur le transfert de prosulfocarbe, herbicide sur blé, en substitution de l'isoproturon (protocole d'asservissement à la variation de conductivité électrique décrit dans Tournebize et Chaumont, 2012) et sur le site de Rampillon (Seine et Marne) pour caractériser la dynamique de transfert de pesticide sur le bassin versant (protocole d'asservissement à pas de temps fixe décrit dans Tournebize et al., 2012).

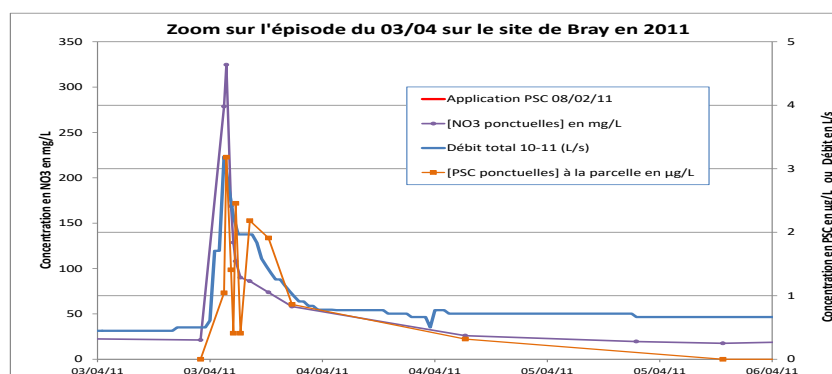


Figure 27. Dynamique de transfert du prosulfocarbe et nitrate dans les eaux de drainage après application du profulsocarbe le 8/02/2011 (site de Bray)

L'observation démontre que le transfert de pesticide est concerné par la typologie d'entraînement. La dynamique d'observation est consécutive à l'application par traitement sur la parcelle. Ainsi, en drainage, les premières crues contribuent aux transferts. Dans le cas des deux crues de Rampillon en mai 2007, 3 mm sont nécessaires pour transférer les pesticides S-métolachlore, Ethofumésate et Prochloraz appliquées dans les jours précédents. En dehors des périodes d'application, les molécules sont peu détectées, excepté pour le cas de l'atrazine et du glyphosate / AMPA. L'atrazine, herbicide interdit d'usage depuis 2003, 13 ans après, continue à s'exporter en faible concentration des systèmes drainés, avec 100% de détection. La dose d'application était très importante (> 3kg/ha), appliquée sur culture de maïs au printemps. Les nombreuses années d'usage a permis de constituer un stock d'atrazine en subsurface que la nappe perchée drainée transfère lentement. Il est le seul pesticide pour lequel nous observons des phénomènes de dilution. Le glyphosate pourrait avoir deux explications (stock important suite à la quantité appliqué comme pour l'atrazine), mais aussi les très nombreuses applications, de par son usage polyvalent et multiacteurs, tout au long de l'année. Ces suivis montrent que le transfert de pesticide est très rapide après application dans un volume de lame d'eau drainée très faible.

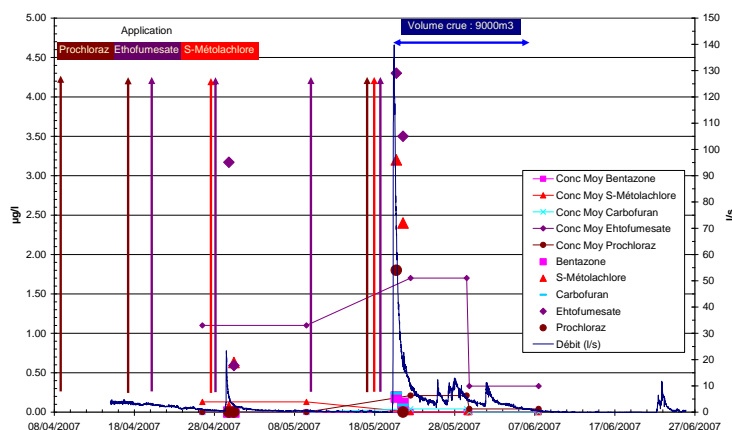


Figure 28. Dynamique de transferts de 3 molécules pendant les crues de mai 2007 (site de Rampillon).

3.4 Analyse fine des processus de lixiviation en laboratoire

A ce stade, nous avons recensé plusieurs éléments physiques et hydrauliques qui contrôlent la lixiviation de polluant dans un sol drainé : le volume drainé sur plusieurs années, l'intensité des pluies, l'état hydrique du sol, la position du soluté. Il s'avère alors utile d'étudier les processus fins en milieu contrôlé à l'aide d'un modèle physique de laboratoire afin d'appréhender les facteurs hydrologiques et hydrauliques du drain dans la lixiviation. La maquette MASHYNS a servi à décrypter les mécanismes et l'influence du drain dans le transfert de polluants. Deux questions scientifiques ont ainsi été abordées avec MASHYNS : 1) Comment définir l'influence de l'hydrologie (lame drainée) sur le transfert 2) Comment expliquer les observations de terrain, qui montrent que quelques mm de lame drainée suffisent à transférer des pesticides appliqués en surface de sol jusqu'au drain ? Cette question contribue à la question générale des écoulements préférentiels, et de hiérarchiser l'influence physique du drain sur les transferts. Dans les deux cas de figure, le sol est considéré comme homogène, avec une activité biologique négligeable.

3.4.1 Expérimentation sur MASHYNS : hydrologie et transfert

Des expérimentations de traçage ont été effectuées, soit en régime permanent d'eau, soit en régime transitoire (Paris, 2004, Makhoulouf 2005).

3.4.1.1 Régime transitoire et régime permanent

Le régime transitoire est assimilé à un régime naturel de succession de pluie. Il s'agit donc d'une alternance de périodes pluvieuses et de périodes de tarissement. Le régime permanent est par définition indépendant du temps. Dans ce contexte, il est plus simple d'étudier les transferts. Les expérimentations ont permis de simplifier un traçage effectué en régime transitoire hydraulique par un régime permanent équivalent. Dans les deux cas, le paramètre qui détermine la quantité de traceur lixivié est le volume cumulé d'eau drainée depuis son application. Cela justifie l'emploi de la courbe de double cumul qui a été utilisée dans l'exploitation des données de terrain. Ce concept de régime permanent équivalent est détaillé dans le chapitre Modélisation.

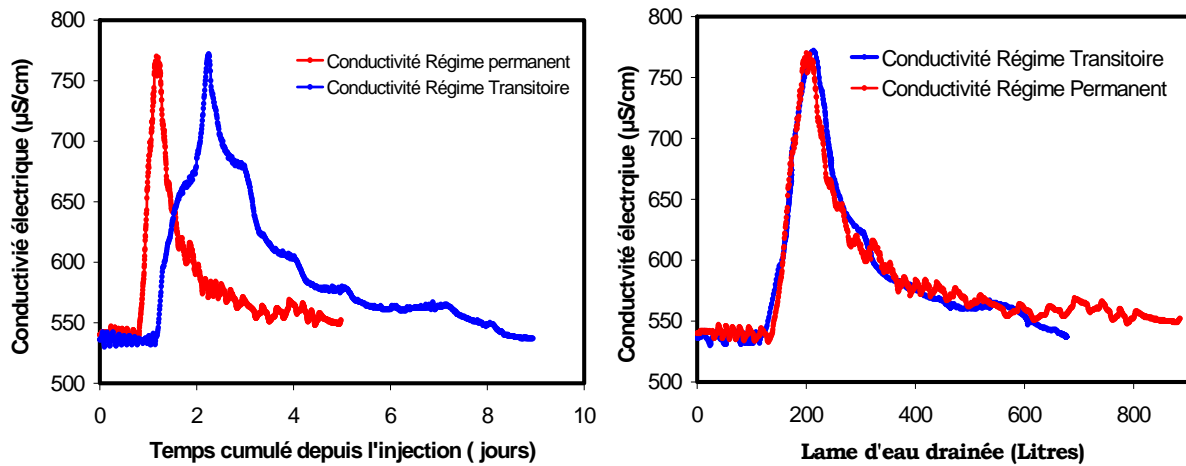


Figure 29 - Comparaison des courbes d'élué en fonction du temps et du volume de la lame d'eau drainée, écoulement bidirectionnel, cas d'un régime transitoire et un régime permanent (Makhlouf, 2005).

3.4.1.2 Nature des écoulements

La simplification précédente étant faite, une étude fine des trajectoires et des champs de vitesse a été effectuée en utilisant une approche de suivi de particules. De par la présence du drain, les écoulements sont fortement influencés. Dans le cas d'une parcelle drainée, les écoulements sont bidimensionnels. Comme le montre la Figure 30, les écoulements sont radiaux proche du drain (le drain étant supposé à la pression atmosphérique) avec un fort gradient hydraulique (forte variation du champ de vitesse), à l'interdrain, les écoulements dans la zone saturée sont horizontaux avec une faible contribution de la composante gravitaire. Dans la zone non saturée, les écoulements sont principalement verticaux.

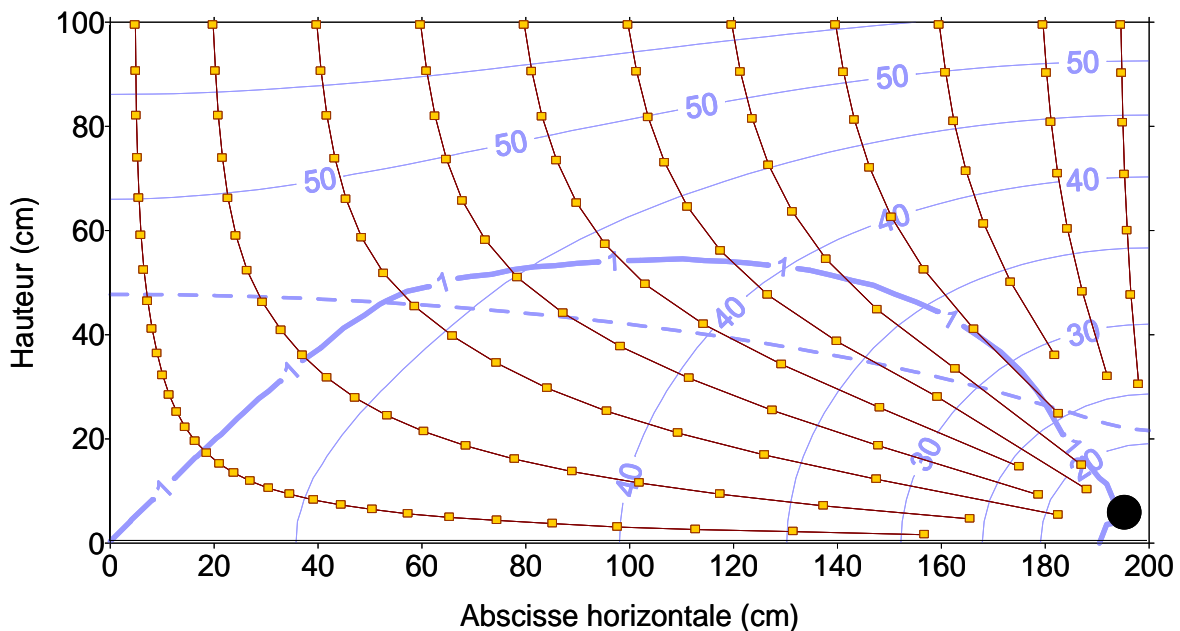


Figure 30. Trajectoires des particules appliquées en surface, à partir de données expérimentales acquises sur MASHYNS. En arrière plan sont figurés les courbes d'équipotentielle (charge hydraulique), les pointillés représentent la position de la nappe, chaque carré représente un pas de temps de 5h (Paris-Angueta, 2004)

Le temps entre chaque position est identique pour chaque trajectoire de particules (Figure 30). La visualisation des zones pour lesquelles l'influence du drain est notable en terme de composante de

vitesse, se délimite par un segment entre deux points consécutifs éloignés. A l'inverse les zones de faibles vitesses, s'observent à l'inter drain en zone saturée, par un rapprochement des points consécutifs sur une même trajectoire. Par extrapolation de la taille de MASHYNS (2m*1m) à une parcelle drainée type (profondeur du drain 90cm, écartement 10m, volume drainé annuel de 200mm), une représentation cartographique des temps de résidence dans la nappe perchée montre une forte hétérogénéité dépendante de la distance au drain : de quelques heures dans la zone proche du drain à quelques années à l'interdrain. Une simple approche hydraulique par application de la loi de Darcy justifie cette interprétation.

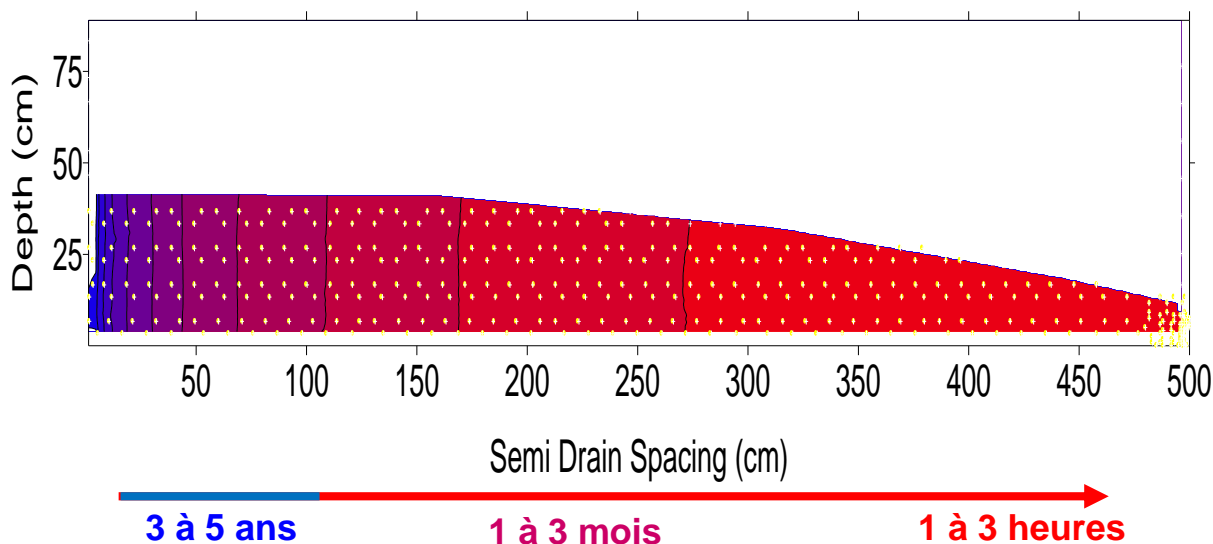


Figure 31. Représentation graphique des temps de résidence de soluté dans la nappe perchée drainée.

3.4.2 Expérimentation sur MASHYNS : mise en évidence du rôle du tuyau de drainage dans la dynamique du transfert

Une expérimentation « multitraceurs » a permis d'aborder la question du rôle du drain dans le transfert de pesticides. Les traceurs chimiques (Bromure, Iodure), colorés (Acide Amino G, Uranine, Rhodamine WT), isotopique (Deuterium) et de 27 pesticides ont été appliqués selon trois régimes permanents successifs. Trois niveaux de fonctionnement hydrologique ont été simulés correspondant aux traitements des herbicides/fongicides pendant les phases d'amorce drainage et de printemps, de saison de drainage intense, gérés par un régime hydraulique conduisant à une nappe basse, moyenne et haute, suivie d'un régime permanent de lixiviation de rinçage (Tableau 4)

Tableau 4. Succession des étapes de traçage (MASHYNS).

	Period	Flow rate (mm/h)	Duration (h)	Drained quantity
Step 1	Dry	0.55	27	15 mm
Step 2	Wet	5	50	250 mm
Step 3	Recovery	2.8	18	50 mm
Step 4	Leaching	8	Continuously	30 Pore Volumes

La Figure 32 montre que certains pesticides, à faibles Koc, se comportent en dynamique comme des traceurs. Les molécules présentant un Koc élevé, sont lixiviés en décalage du traceur. Le retard entre le traceur et les différentes molécules (excepté pour Napropamide) est cohérent avec la propriété de

sorption (Koc) des pesticides. Aucun des pesticides ne présente un coefficient de retard négatif comme il a pu être observé lors des expérimentations de Paris (2004), démontrant les processus d'exclusion anionique pour certains composés chimiques. Cette expérimentation, en milieu poreux homogène, montre aussi que la dynamique de transfert est similaire pour les traceurs et les pesticides. Le comportement d'un pesticide se différencie seulement par sa propriété de sorption. Un enseignement majeur de cette expérimentation réside dans le temps d'apparition des traceurs/pesticides après leur application. Dans tous les cas, les solutés atteignent le drain après un écoulement équivalent à 120mm (=0.25 VP, Figure 33) et leur stock total est lixivié après un écoulement supérieur à 600mm. Le temps de transfert dans la zone non saturé au-dessus du drain ne semble pas être influencé par la présence du drain. Les bilans de masse calculés (Tableau 5) montrent deux comportements extrêmes et un intermédiaire :

- pour certaines molécules (Ethofumesate, Diméthachlore, S-Metolachlor, Napropamide, Clomazone, Metazachlore, Dimethenamid-P) la sorption est totalement réversible (l'exemple le plus démonstratif étant Napropamide présentant le coefficient de retard le plus élevé, avec un bilan de masse de 100%),
- la sorption est totale ou la dose appliquée trop faible (aucune détection dans les échantillons : Glyphosate, Prothioconazole, Pendimethaline, Epoxiconazole, Prosulfocarbe, DFF, Metsulfuron-méthyl, Nicosulfuron, Prochloraze, Prosulfuron)
- intermédiaire, la quantité retenue par le sol varie de 20 à 70% (Propyzamide, Tebuconazole, Imazamox, Dicamba, Sulcotrione, Mesosulfuron-méthyl, Metamitrone, Quinmerac, Isoproturon, Chlortoluron, Bentazone).

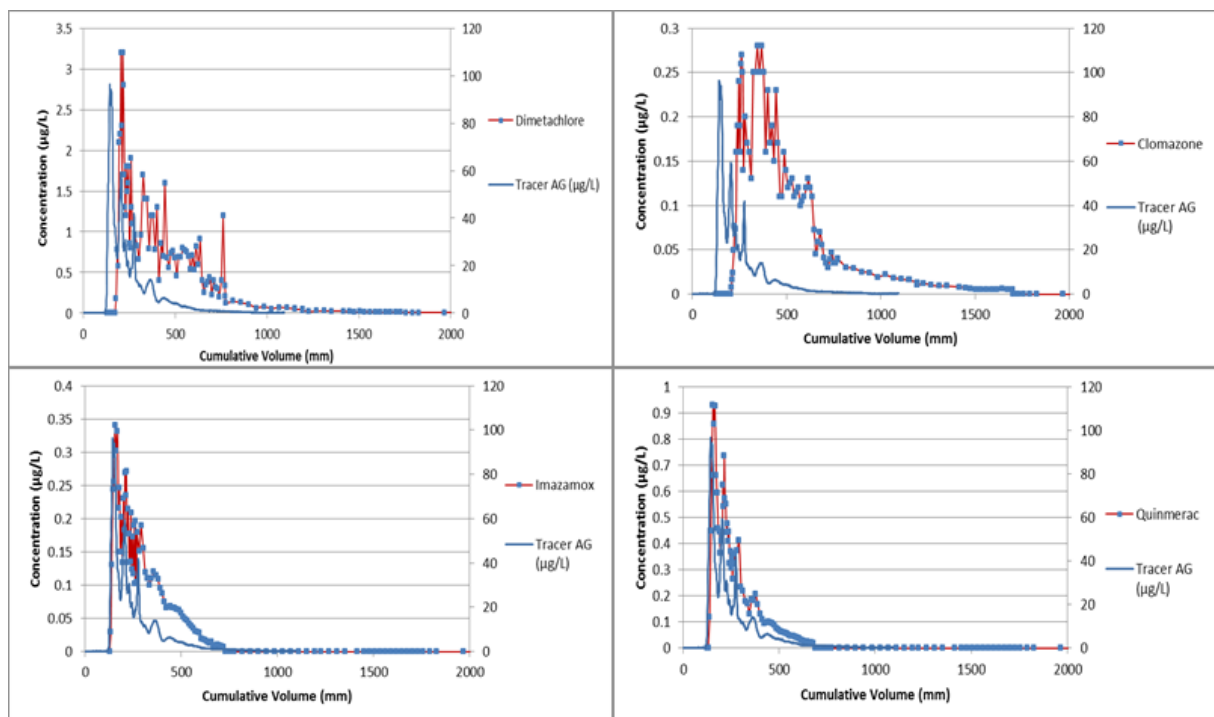


Figure 32. Courbe d'éluion du traceur Amino G et des pesticides Diméthachlore, Clomazone, Imazamox et Quinmerac en conditions hydrauliques contrôlées (maquette MASHYNS).

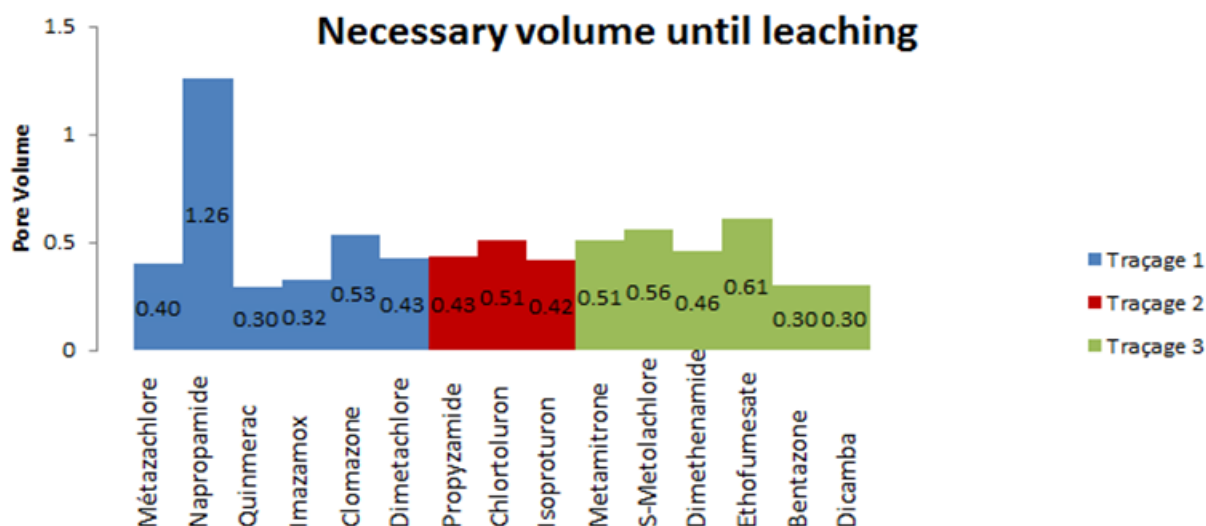


Figure 33. Temps d'apparition des pesticides, en volume de pore (1 VP=440 L), MASHYNS

Ces expérimentations montrent que, en milieu poreux homogène, le drain joue un rôle hydraulique sans modifier le comportement spécifique des solutés réactifs comme les pesticides, que les volumes drainés nécessaires à l'apparition du pesticide au drain et à son exportation totale sont au moins égaux à 120 et 1000 mm (rémanence du pesticide dans l'espace interdrain / drain) correspondant à 6 mois et à 5 ans de fonctionnement hydrologique en conditions réelles. Or ces résultats ne correspondent pas aux observations sur le terrain, exceptés pour la rémanence de l'atrazine observé qui démontre cette dualité de comportement temporel. En effet, les transferts de pesticides sont quantifiés dans les eaux de drainage après les premiers millimètres de pluviométrie, suivant les applications. Il est raisonnable alors d'en conclure que des processus d'écoulements préférentiels (Figure 34), non présent sur la maquette MASHYNS, contribuent largement à la connexion entre la surface du sol (sur lequel sont appliqués les pesticides) et le drain. Ces travaux sont cohérents avec les hypothèses de Jacobsen et Kjaer 2007 et démontrent par défaut, que la macroporosité due à l'activité biologique (racine, lombric) est responsable de cette connexion directe et rapide (qq mm d'eau infiltrée). On peut alors se demander si le profil de sol au-dessus du drain présente une macroporosité supérieure à celui de l'interdrain, du fait d'un milieu moins saturé ? Enfin ce résultat permet de conclure que le drain n'est pas responsable du transfert rapide de pesticide depuis la surface. En revanche son rôle est bien concret dans l'acheminement de la pollution de la parcelle vers le milieu hydrographique.

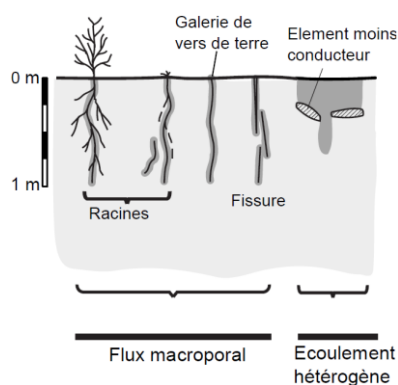


Figure 34. Source des écoulements préférentiels dans un profil de sol (adaptée de Jacobsen et Kjaer 2007).

Tableau 5. Détail des molécules appliquées, masses apportées / récupérées, temps équivalent en volume de pore (1 VP=440 L) lors du traçage MASHYNS. Amino G acid et Uranine sont les traceurs référents.

Molecule	Initial Mass (mg)	Cumulated Outlet Mass (mg)	% recovery	Leaching volume between start/stop leaching (PV)	Koc (cm ³ /g)
Amino-G acid			92.18	0.29	-
Uranine			99.98	0.36	
Glyphosate	1.10	-	-	-	27265
Prothioconazole	0.16	-	-	-	2428
Pendimethaline	1.17	-	-	-	14955
Epoxiconazole	0.14	-	-	-	1020
Prosulfocarbe	4.02	-	-	-	1605
DFF	0.06	-	-	-	1895
Metsulfuron-methyl	0.005	-	-	-	37.5
Nicosulfuron	0.06	-	-	-	20
Prochloraze	0.44	-	-	-	1365
Prosulfuron	0.01	-	-	-	13.5
Propyzamide	0.54	0.15	28.8	1.1	798
Tebuconazole	0.16	0.05	33.0	3.56	730
Imazamox	0.10	0.06	54.8	0.4	63.5
Dicamba	0.10	0.06	57.2	1.1	12
Sulcotrione	0.23	0.15	57.2	0.84	34
Mesosulfuron-methyl	0.007	0.004	57.2	1.2	87.5
Metamitrone	1.99	1.17	58.7	5.3	73
Quinmerac	0.16	0.11	70.9	0.7	81.5
Isoproturon	0.69	0.52	75.7	3.7	116
Chlortoluron	1.20	0.93	78	6.5	190
Bentazone	1.42	1.13	79.2	2.3	52.5
Ethofumesate	0.48	0.41	84.5	6.4	177.5
Dimetachlore	0.70	0.68	96.8	4.1	65.5
S-Metolachlor	1.08		97	6.4	214.5
Napropamide	1.65	1.69	102.8	5.7	798
Clomazone	0.09	0.10	104	4.3	285
Metazachlore	0.47	0.53	112.8	3.06	39
Dimethenamid-P	0.66	0.77	116.6	6.5	218.5

3.4.3 Transfert d'antibiotique en colonne de sol

Nous avons travaillé aussi sur d'autres polluants comme les molécules antibiotiques. Ces molécules d'antibiotique sont des substances fortement bioractives provenant d'usage humain et vétérinaire. Dans le cadre du PIREN Seine, phase 5 (2006-2010), le concept de parcelle drainée / lysimètre a été appliqué à l'étude du transfert dans l'environnement des antibiotiques. Associé à l'observation in situ de la réalité des transferts de molécules d'antibiotique dans l'environnement, des expérimentations de traçage en colonne de sol remanié ont été menées afin de caractériser les propriétés de transfert (Sromova 2012).

- 1) Mise en évidence du transfert en condition réelle d'antibiotique à la sortie de parcelle drainée. Pour cela, une enquête auprès des agriculteurs sur le site de l'Orgeval a été réalisée afin d'identifier une parcelle ayant reçu des boues de station d'épuration.
- 2) Caractérisation du niveau de contamination des sources. La source des antibiotiques identifiée était liée à l'épandage de boues de stations d'épuration, lesquelles ne traitent pas les antibiotiques, les épandages de fumiers, lisiers agricoles provenant des élevages, comprenant des antibiotiques vétérinaires. A l'exutoire de cette parcelle, les molécules de Tétracycline, Trimethoprim, Ciprofloxacine et Ofloxacine ont été détectées à des valeurs faibles de 2 à 6 ng/L entre 10 et 1000 fois inférieures à celles mesurées sur les boues de STEP appliquées. Le sol joue un rôle de filtre très important.
- 3) Mise en évidence expérimentale des processus de transfert, sur la base d'un traçage de 23 antibiotiques sur colonne de sol remanié. Seulement 4 antibiotiques ont été détectés à l'exutoire des colonnes de sol pour un taux moyen d'application de 100µg/L : des pics à 78, 70, 24, 6.2 ng/L pour respectivement sulfaméthoxazole, sulfaméthazine, ornidazole et vancomycine (Figure 35). 19 antibiotiques n'ont pas progressé dans le profil de sol, directement sorbés et dégradés. Les molécules sulfaméthoxazole et sulfaméthazine de la famille des sulfnamides présentent un bilan de masse à l'exutoire par rapport à la dose appliquée supérieur à 90% démontrant leur transport conservatif, alors que ornidazole et vancomycine sont non conservatifs (29 et 7%). Les molécules des familles des macrolides, tetracyclines, fluoroquinolones et quinolones montrent une forte affinité avec la matière organique des sols, limitant leur lixiviation. Les betalactames n'étant pas persistantes dans l'environnement ne sont pas détectées ni dans le sol, ni dans les eaux percolées. Les conclusions de l'étude montrent que le transfert des antibiotiques dans les sols dépend principalement des propriétés physico-chimiques (K_{oc} , K_{ow} , solubilité, dégradabilité), des caractéristiques du sol (teneur en matière organique, pH, CEC).

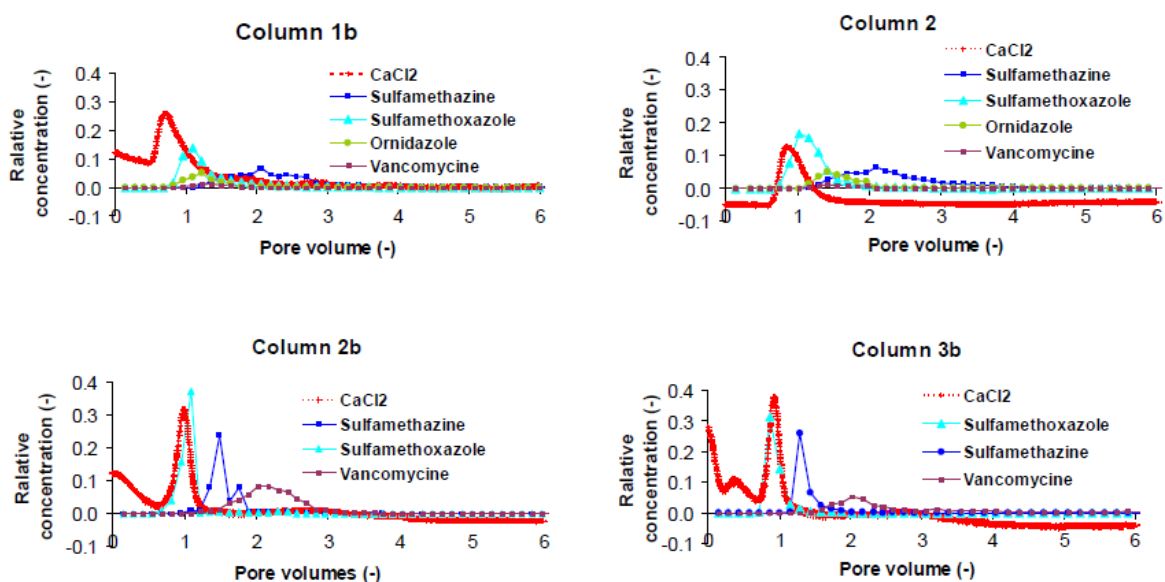


Figure 35. Courbes d'éluion de 4 molécules d'antibiotiques sur les 23 appliquées en tête de colonne de sol en conditions contrôlées de laboratoire (Sromova 2012).

3.5 Les leviers à la réduction des transferts de polluant (nitrate et pesticides) à l'échelle parcellaire

Au regard de la dynamique de transfert en parcelle drainée, les écoulements hivernaux contribuent pour plus de 80% à l'exportation annuelle de nitrate. Ce stock pré-hivernal, plus généralement appelé reliquat entrée hiver (REH) ou azote potentiellement lixiviable (APL) se constitue d'une part par le stock d'azote non prélevé par la plante après la récolte (reliquat post récolte) et la minéralisation automnale favorisée par des températures et une saturation hydrique idoines. La gestion des reliquats d'entrée hiver doit constituer une cible à réduire drastiquement en vue d'une amélioration de la qualité de eaux. Toute pratique agricole visant à réduire ce stock d'azote est favorable à la qualité de l'eau. Les travaux menés suite à la thèse sur l'enherbement du vignoble, dans les groupes scientifiques d'expertise (expertise collective Culture Intermédiaire Piège à Nitrate, 2012, Juste et al., 2012, ...), comités scientifiques (Plan Algue Verte 2010-2012, Durand ...), comités de pilotage (Pratiques culturales et qualité des eaux d'Arvalis) et les missions d'expertise en appui aux services déconcentrés de l'état, ont permis de quantifier et hiérarchiser les actions en faveur de la préservation de la qualité de l'eau.

Les paragraphes suivant développent les leviers étudiés autour de la thématique de la réduction des transferts (Figure 36).

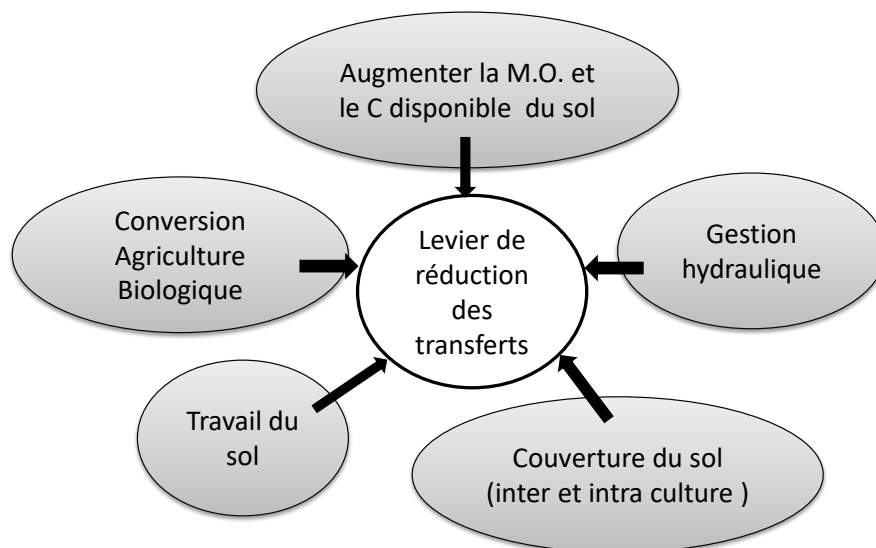


Figure 36. Leviers de réduction des transferts étudiés dans mes travaux de recherche

3.5.1 Le contexte de l'azote en trop

L'augmentation de la pollution par les nitrates dans les eaux, depuis les années 1950, est la conséquence de plusieurs aspects (Vandenberghe 2010) :

- la diminution des zones en prairie, et les rotations agricoles
- l'augmentation des apports de fertilisants qui n'a pas suivi l'augmentation des rendements
- et pour conséquence, l'augmentation des reliquats entrée-hiver.

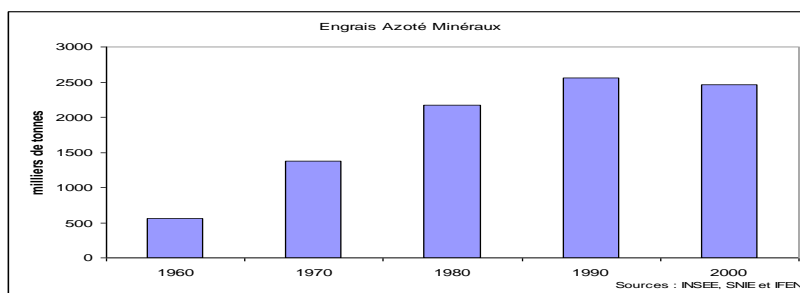


Figure 37 : Evolution de l'utilisation des engrais azotés chimiques de 1960 à 2000.

La part des pertes d'azote exportée par les eaux de drainage sous la forme d'azote nitrique représente une part parfois importante de l'azote minéral du sol, mais une très faible part de l'azote total présent dans le sol. En effet le pool d'azote total du sol représente à l'échelle de la parcelle des quantités très importantes (Figure 38 ; Turpin et al., 1997). L'azote minéral ne correspond qu'à une fraction de cet azote total. Plus de 98% de l'azote est sous forme organique. Beaucoup d'échanges, de transformations se font dans le sol au cours de la saison. La complexité du cycle de l'azote est caractérisée par de perpétuels échanges entre les formes organiques et minérales (réactions de minéralisation ou ré-organisation). L'azote apporté par la fertilisation ne constitue pas forcément l'azote lixivié.

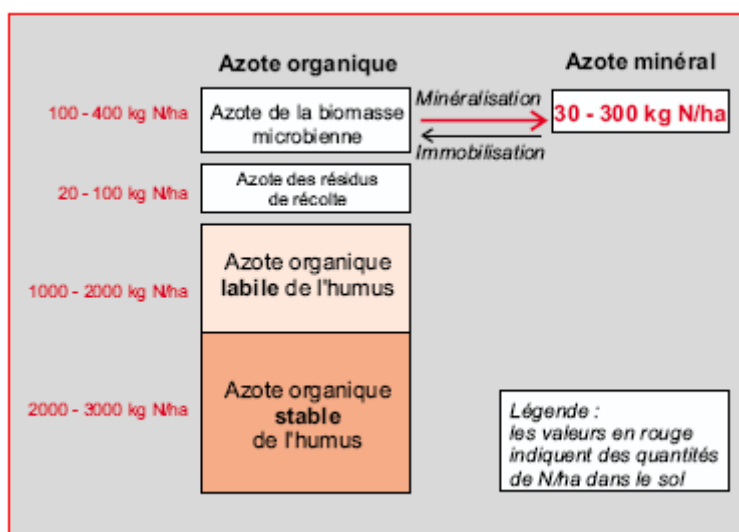


Figure 38 – Compartiments de l'azote dans le sol (Corpen, 1993, repris dans Turpin et al. (1997)).

Les quantités d'azote minéral du sol varient entre 0 et 400 kg/ha, alors qu'un sol présentant un taux de matière organique faible contient 3 à 4,5 tonnes d'azote total à l'hectare. L'azote nitrique lixivié par les eaux de drainage ne constitue donc qu'une petite part des quantités d'azote total mises en jeu dans un sol, inférieure à quelques pourcent de l'azote total et inférieur à une dizaine de pourcent des quantités d'azote mises en jeu dans une culture (Mariotti, 1998). D'autres éléments, comme l'azote nitreux (nitrite, $N-NO_2$), sont enfin rarement présents dans les eaux de drainage en raison de leur forte instabilité chimique. Les niveaux d'exportations sont toujours inférieurs à $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. L'azote est donc très différemment lixivié selon les formes qu'il présente ; sa forme dominante de percolation dans les eaux de drainage se confirme bien être la forme nitrate, la plus soluble.

Les plans de mesure afin de limiter les flux de nitrate lixivié portent sur :

- l'adaptation des rotations
- le fractionnement de la fertilisation
- la couverture hivernale des sols
- l'amélioration des techniques de fertilisation (matériel)
- le travail du sol

Ces mesures ne permettent pas seules, d'atteindre des objectifs de qualité des eaux inférieure à 50mg/l, mais en l'absence de solution idéale, il est conseillé de les associer entre elles, cette vision de complémentarité est soulevée par de nombreux auteurs. Dans l'exemple de Tournebize et al. 2008 sur l'expérimentation de La Jaillière, les effets de ces pratiques peuvent s'observer sur l'analyse du suivi pluriannuel. Globalement, sur l'ensemble du suivi soit 15 ans, la lixiviation annuelle de nitrate est de 27 kgN/ha pour une lame drainée moyenne de 223 mm/an, soit une concentration de flux de 54 mg/ L de nitrate. Cependant, on observe deux tendances distinctes et on peut ainsi scinder la période en 2. Avant 1999, la lixiviation moyen d'azote s'élève à 1,7 kgN/ha/10mm drainé. Pendant cette période, la lixiviation est de 34 kg N/ha soit une concentration moyenne de flux de 75 mg/l. Après 1999, avec introduction des MAE et CIPAN, ainsi que de la prise en compte des reliquats dans le plan de fertilisation, les exportations d'azote diminue à 1kgN/ha/10mm. Pendant cette période de 5 ans, les exportations moyennes ont diminuées à 26 kgN/ha (-20%), soit une concentration annuelle de flux de 44,3 mg/l de nitrate. Cette valeur, inférieure à 50mg/l, permet de remplir les contraintes réglementaires. En extrapolant, on peut proposer pour une parcelle drainée, sur la base d'un cumul d'eau de drainage de 200 mm, une maîtrise des reliquats à 22 kgN/ha pour atteindre une concentration de flux annuelle inférieure à 50 mg/l.

3.5.2 Le devenir de l'azote en parcelle drainée, l'outil isotopique

Le développement des méthodes isotopiques contribue à une meilleure compréhension des processus biogéochimiques. Dans le cadre de la thèse de C. Billy (2008) en partenariat avec UPMC, les suivis complémentaires des concentrations en azote dans les profils de sols drainés ainsi que dans les eaux de drainage permettent de répondre à 2 questions : le drainage influence-t'il la dénitrification ? quelle est l'origine de l'azote lixivié par le réseau de drainage ?

Durant la nitrification, le facteur d'enrichissement a été estimé être compris entre -15 et -30‰ (Mariotti, 1983; Sebilo et al., 2006). En revanche, si la nitrification transforme l'ensemble du pool d'ammonium en nitrate alors aucun fractionnement n'est généré. Les autres processus de transformation de l'azote dans le sol sont reconnus comme n'induisant pas ou peu de fractionnement isotopique suivant les conditions environnementales. L'absorption racinaire n'engendre qu'un fractionnement négligeable dans les systèmes limités en N. Le fractionnement dépend des concentrations en ammonium et en nitrate dans la solution du sol. Quand celles-ci sont faibles alors l'absorption est l'étape limitante et aucun fractionnement n'a lieu. En cas de concentrations plus élevées, un fractionnement compris entre -3 et 1‰ entre les plantes et l'azote inorganique apparaît. La minéralisation n'engendre qu'un fractionnement réduit (1‰) entre la matière organique du sol et le NH₄⁺ de la solution du sol. Enfin, la diffusion est considérée comme étant un processus non fractionnant (Sebilo et al., 2003). Ainsi la mesure de la composition isotopique de l'azote du NO₃⁻ lixivié des sols cultivés et celle de l'azote organique du sol peuvent être utilisées pour caractériser et quantifier les processus de rétention dans le sol tel que la dénitrification et la volatilisation. L'algorithme développé permet ainsi en mesurant la signature isotopique de l'azote organique de quantifier l'enrichissement lié à la dénitrification.

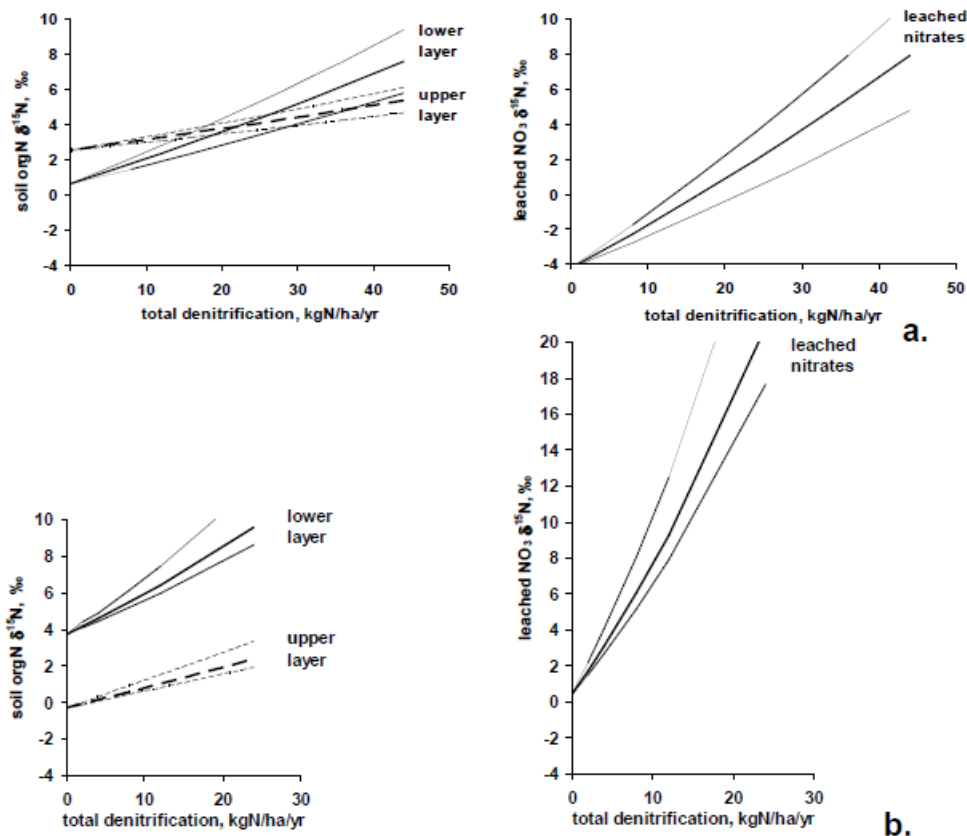


Figure 39. Evolution des effets calculés du taux de dénitrification sur l'équilibre de la composition isotopique de l'ion nitrate lixivié selon deux horizons de sol (hypothèse de volatilisation de l'ammoniac 10 kg N.ha⁻¹.y⁻¹.C/N des résidus des cultures 40 g.g⁻¹. Les courbes pleines, pointillées correspondent à des signatures de dénitrification de $\epsilon = -20, -15$ et -25% . a) pour une parcelle cultivée, b) pour un sol forestier. Tiré de Billy et al., 2010.

Les effets des variations du taux de dénitrification dans le profil de sol sur les compositions isotopiques de l'azote organique et de l'azote-nitrate montrent une dépendance du fractionnement isotopique aux paramètres C/N du sol et des résidus de culture. Un fractionnement se situant entre 5.5 à 7.7‰ de $\delta^{15}\text{N-}^{\text{orgN}}$ associée à un fractionnement de 2.5 à 5.2‰ $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ explique un taux de dénitrification de l'ordre de 30kgN/ha/an. Cette valeur est élevée pour des sols cultivés. Dans la littérature, la dénitrification dans les sols cultivés est dans la grande majorité des cas entre 5 et 29 kg N/ha/an. Malgré le réseau de drainage, les conditions temporaires de saturation du sol peuvent, peut être, expliquer ce taux de dénitrification. Ainsi ceci confirme que la gestion de la matière organique d'un sol agricole, en tant que fournisseur de carbone, est un levier important stimulant le potentiel de dénitrification (qui dépend aussi des conditions abiotiques de températures et de saturation hydrique du profil de sol).

3.5.3 Travail du sol : Influence du labour et non labour en parcelle drainée

Un travail, mené en collaboration avec Arvalis, s'appuie sur un suivi long terme (>20 ans) pour évaluer l'influence des techniques de travail de sol. Deux parcelles du site expérimental de La Jallière ont été conduites en travail du sol conventionnel et en travail simplifié sans labour, les autres pratiques et rotation étant similaire. Le travail du sol a souvent été étudié autour de deux axes : travail simplifié (semis direct, ...) ou conventionnel avec labour (Kanwar et al. 1988; Drury et al. 1993; Randall & Iragavarapu 1995; Patni et al. 1996; Kanwar et al. 1997; Tan et al. 1998; Addiscott 2000; Bakhsh et al. 2000; Catt et al. 2000; Kranz & Kanwar 2000; Zhao et al. 2001; Petersen et al. 2004). Le

travail du sol provoque une remise en circulation des éléments solubles. Ainsi le travail du sol peut avoir pour conséquence de faire migrer, et incorporer les nutriments dans une couche inférieure de sol et modifier les conditions de transfert à condition que les applications aient eu lieu avant. L'analyse des résultats montre que les concentrations en nitrate dans les eaux de drainage étaient généralement moindres pour les techniques simplifiées. Ceci indique que les transferts de nitrate sont réduits avec des techniques d'entretien du sol réduites. Cette expérimentation sur le long terme 1988-2011 a permis de mettre en évidence l'évolution de la réponse hydrologique à la sortie du réseau de drainage : à partir de 1999 soit 10 ans après l'arrêt du labour, la lame d'eau drainée décroît significativement en parcelle sans labour (Figure 40). Si les flux instantanés horaires sont plus forts en parcelle sans labour (Figure 41), la lame drainée annuelle est plus faible. Cette modification de fonctionnement fortement influencée par le réseau de macroporosité a des impacts sur les transferts de pesticides : les concentrations et les flux exportés pour les applications d'automne (Isoproturon, Figure 42, Diflufénicanil) sont supérieurs en parcelle sans labour du fait d'une plus forte macroporosité en surface (confirmant les travaux sur MASHYNS). Pour les applications printanières, aucune différence significative n'a été observée.

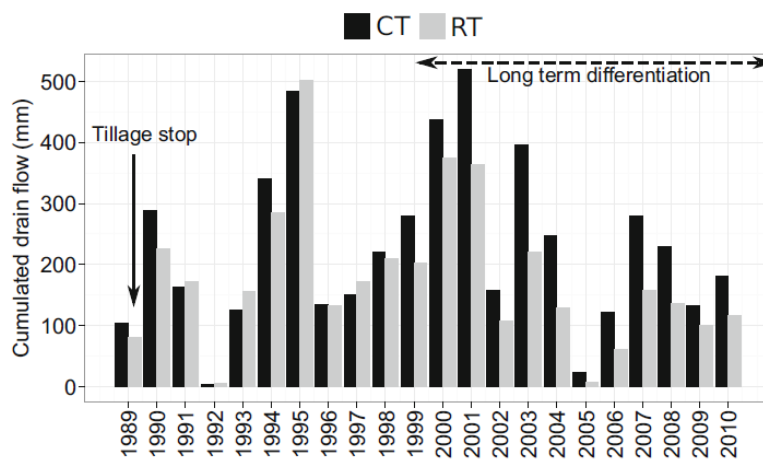


Figure 40. Lames d'eau drainée des parcelles conduites en conventionnel (CT) et travail simplifié (RT) de 1989 à 2010 (site La Jaillière, Dairon et al 2017).

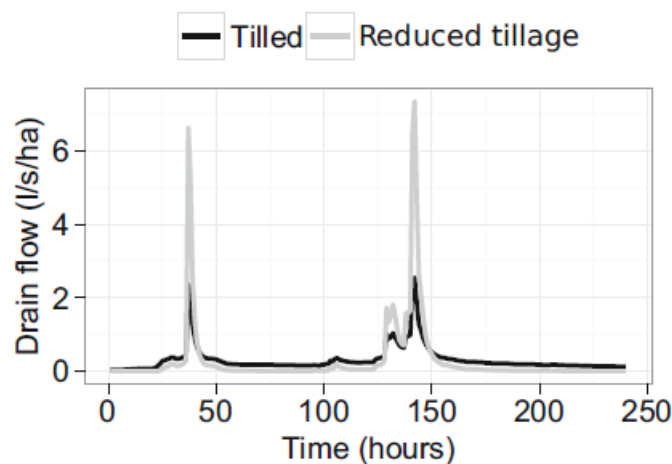


Figure 41. Exemple de différence de fonctionnement hydrologique mesuré à l'exutoire du drain des parcelles conduites en conventionnel (CT) et en travail simplifié (RT) sur les débits horaires de drainage pendant la crue de Février 2008 (site La Jaillière, Dairon et al., 2017)

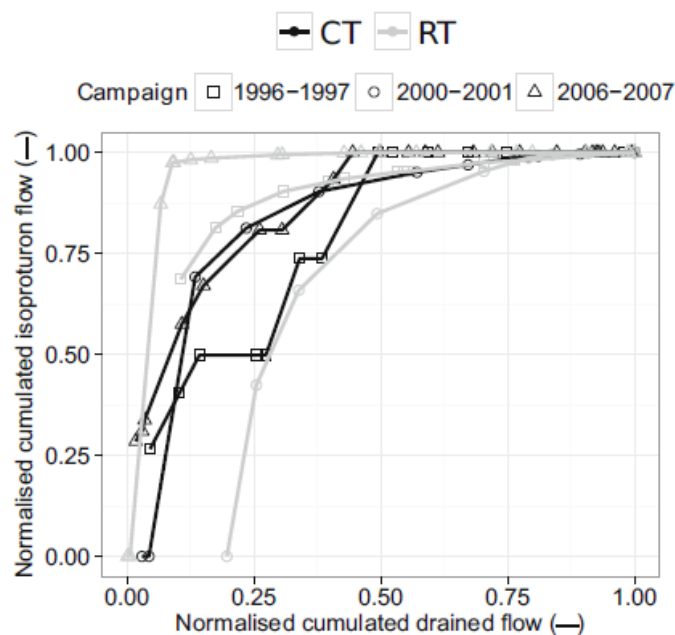


Figure 42. Flux normalisé d'isoproturon fonction de la lame d'eau drainée normalisée pendant les campagnes 1996-1997, 2000-2001, 2006-2007 pour les parcelles conduites en conventionnel (CT) et en travail simplifié (RT) (site de La Jaillière, Dairon et al., 2017).

3.5.4 Le levier de la couverture du sol

Selon le contexte agricole (grande culture, culture pérenne, arboriculture, ...), le levier de la couverture du sol a plusieurs fonctions : réduire l'aléa ruissellement / érosion ; piéger les nutriments en excès. Plusieurs résultats de projets, expertises sont présentés ci-dessous.

La couverture permanente des sols dans les systèmes de culture pérenne consiste à intégrer dans le système cultural une couverture généralement herbacée entre les rangs de la culture. La contrainte technique réside dans le choix des espèces ayant un cycle végétatif décalé de la culture principale afin de ne pas concurrencer la croissance. Dans le cas de la vigne, la technique de l'enherbement un rang sur deux a été évaluée avec pour objectif d'étudier l'impact sur la lixiviation d'azote. Le couvert herbacé piège l'azote nitrate en azote organique, améliore les propriétés de sol (notamment augmentation de la conductivité à saturation, par la bioporosité induite) et contribue aussi à réduire l'usage de pesticide (2/3 d'herbicide en moins). Tournebize et al., 2012 montre que les concentrations en nitrate de la solution du sol sous vigne enherbée n'excède par les 50mg/l, la lixiviation annuelle réduite par 4 (Figure 43). Cependant la présence du couvert herbacée augmente les pertes hydriques par évapotranspiration pendant la période hivernal (+100mm) limitant de fait la recharge des aquifères sous-jacent.

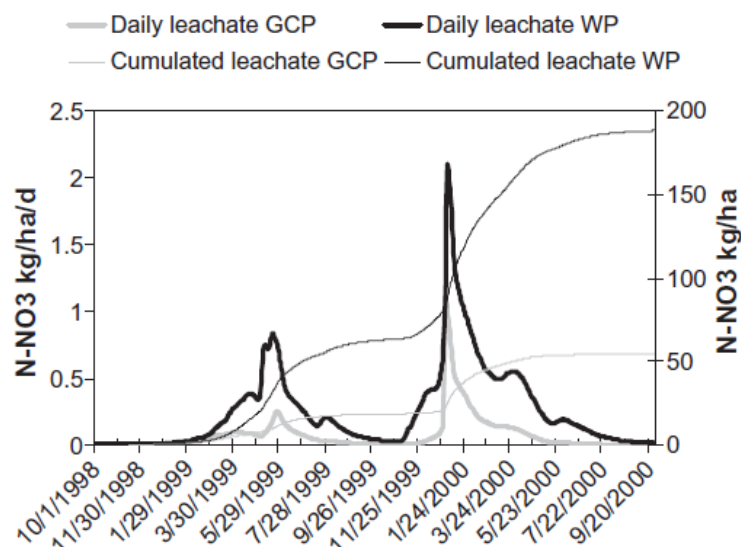


Figure 43. Comparaison de la lixiviation de nitrate (journalière et cumulée en N-NO3 kg/ha) d'une parcelle de vigne dés herbée tous les rangs et enherbée un rang sur deux (site de Rouffach, Tournebize et al., 2012)

En contexte tropical, la technique de l'enherbement des grands dos a été testée en culture bananière pour réduire le transfert des pesticides au milieu naturel (Figure 44). La couverture du sol et les techniques de désherbage mécanique réduisent fortement l'usage et le transfert des herbicides d'un facteur 4 pour le glyphosate (Figure 45). L'augmentation d'usage (doublement des applications) et de transfert de fongicides (propiconazole) est expliquée en partie par le remplacement des traitements aériens par les traitements manuels (Tournebize et al. 2016).

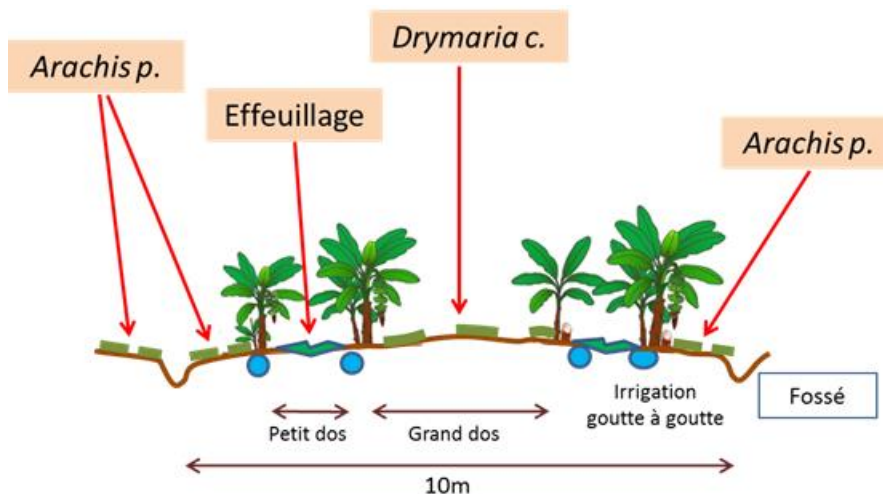


Figure 44. Profil type de la parcelle bananière enherbée par *Drymaria c.*, et *Arachis* (site Ageris, Martinique, schéma Syngenta)

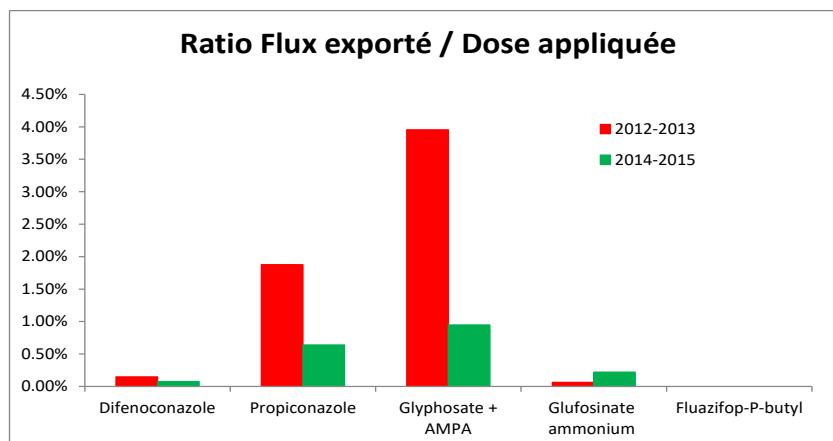


Figure 45. Evolution des ratios d'exportation pour les différents pesticides appliqués sur le bassin versant selon les deux périodes 2012-2013 dite de référence non enherbée, et 2014-2015 enherbée (site Ageris, Tournebize et al., 2016)

La couverture temporaire des sols (culture intermédiaire piège à nitrate : CIPAN) consiste à intercaler dans les cycles des grandes cultures un couvert herbacé (repousse, graminée, brassicacée, ou mélange incorporant des légumineuses) avant la période hivernale dans le but de piéger l'excédent d'azote potentiellement lixiviable. Ce travail d'expertise collective (Juste et al., 2012) a été mené à la demande des ministères de l'Agriculture et de l'Ecologie.

La synthèse bibliographique montre que quels que soient la méthode d'expérimentation, le contexte pédoclimatique et le type de couvert, la réduction des concentrations en nitrate des eaux de percolation est marquée. La moyenne des concentrations avec culture intermédiaire vaut $26 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, à comparer à $100 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ en sol nu (Figure 46). En termes de pourcentage, la réduction des flux lixiviés est de 40% par rapport au sol nu. L'effet piège varie selon les espèces semées : -Graminée>-Brassicacée>-Repousse*>-Mélange>-Légumineuse.

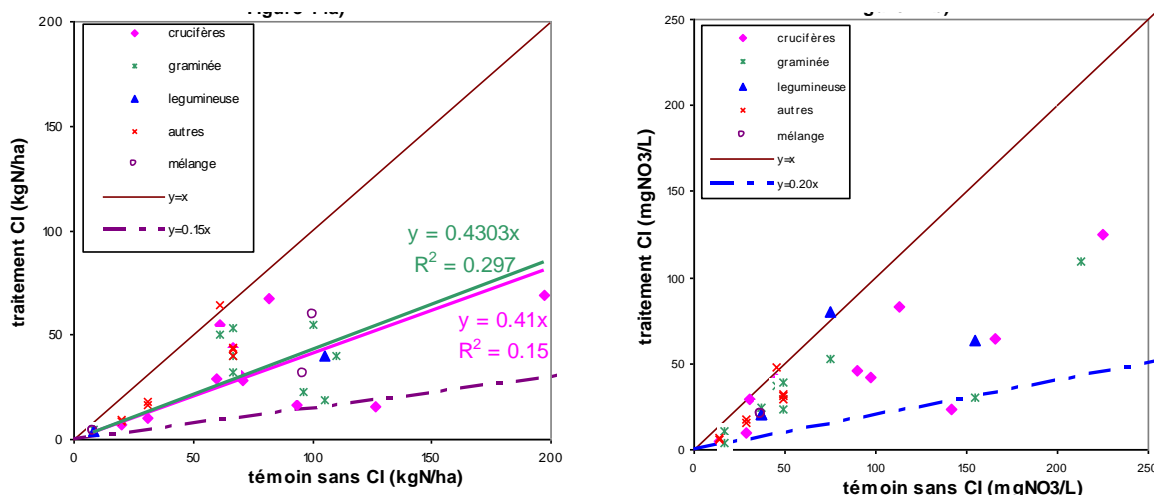


Figure 46. Synthèse des résultats bibliographiques de l'impact des CIPAN sur les flux et concentration en nitrate du sol (Esco CIPAN, Juste et al., 2012).

Cependant comme toute espèce végétale, la contrepartie de ce stockage temporaire, est une diminution de la quantité drainée (-10%) : de l'ordre de $-30 \pm 20 \text{ mm an}^{-1}$ par rapport à un sol nu. Cette différence peut sembler faible, mais elle correspond à la différence des quantités évaporées sur un sol nu et évapotranspirées par la culture intermédiaire pendant la période hivernale.

L'ajustement d'une régression linéaire sur les données produit une pente très proche de 1,0 et une ordonnée à l'origine de -52 mm an⁻¹ (Figure 47). Le déficit moyen de drainage causé par la culture intermédiaire semble cohérent avec des valeurs de déficit hydrique du sol avant drainage, de 25 mm.tMS⁻¹ mesurées par Allison et al. (1998) ou et de 9 à 31 mm.tMS⁻¹ simulées par Dorsainvil (2002).

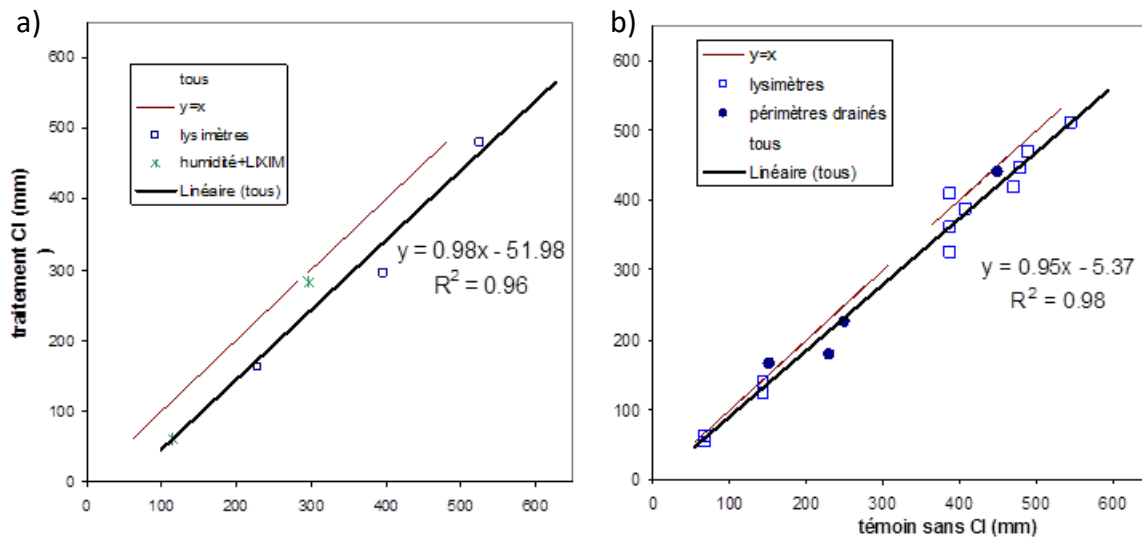


Figure 47. Comparaison de la quantité d'eau drainée (mm) mesurée entre les traitements avec ou sans culture intermédiaire, en étude annuelle (a) et pluri-annuelle (b).

Dans les deux techniques de couverture (interang permanent et interculture temporaire), l'intérêt pour une amélioration de la qualité de l'eau est évident, mais elle se fait au détriment de la quantité. La modification hydrologique liée à la présence du couvert pendant la période de recharge de nappe posera des problèmes de gestion quantitative.

Depuis la généralisation réglementaire des CIPAN en 2012, les bénéfices environnementaux ont pu être observés sur la qualité de l'eau. L'observation des concentrations annuelles de flux à l'exutoire du bassin versant de Rampillon montre une diminution sur 10 ans de la concentration moyenne de flux de 89 à 57 mg/L (Figure 48). Le versant n'ayant pas subi de modification sur l'occupation du sol, cette diminution peut être attribuée aux changements de pratiques agricoles incluant l'obligation de mise en œuvre des CIPAN après 2012.

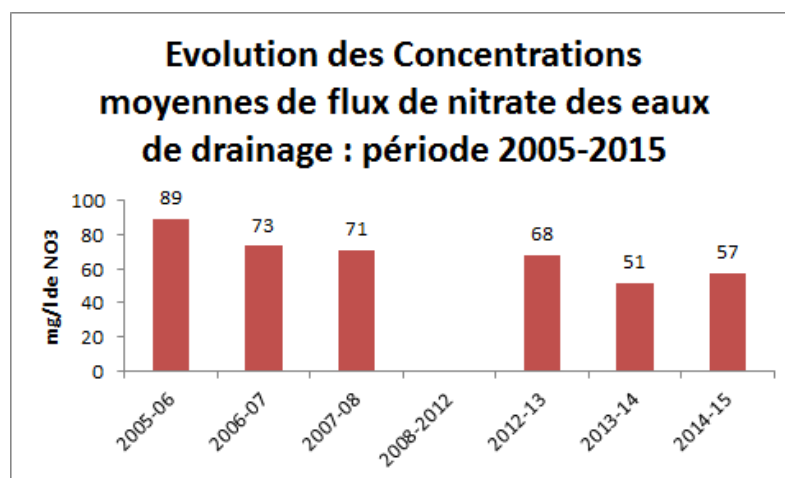


Figure 48. Evolution des concentrations moyennes de flux de nitrate des eaux de drainage à l'exutoire du site de Rampillon. (données non publiées).

3.5.5 L'agriculture biologique

Le levier de la conduite globale de l'exploitation agricole pointe des aspects extra-scientifiques sur les choix politiques et économiques de soutien aux filières, de comportements sociétaux.

L'acquisition de données de référence apparaît nécessaire pour contribuer au débat public. C'est l'objectif premier du projet très original ABAC (Agriculture Biologique et Agriculture Conventiennelle) coordonné par J. Garnier (UPMC et FIRE) dans lequel ma participation s'est centrée sur la comparaison d'un des sites suivis (Chantemerle, Bv de l'Orgeval) : comparer sur des systèmes pédo-climatiques et agricoles similaires, les flux sous racinaires en nitrate de parcelles conduites en agriculture biologique et conventionnelle (Benoit et al., 2014). L'intérêt de cette étude est que le sol, le climat et la technicité de l'agriculteur sont identiques pour les deux modes de cultures. En parallèle, à l'échelle versant de Chantemerle, l'opportunité de la conversion partielle de l'exploitation à l'agriculture biologique (10% de la SAU) a permis d'évaluer sur les flux de polluants (nitrate et pesticides) avant et après conversion (Bouvier 2015).

De manière générale, les avis concernant l'influence de l'AB sur les flux de nitrates sont controversés à l'heure actuelle (Barataud et al., 2014). Zeiger et Fohrer (2009) ont montré suite à une expérience en laboratoire que le sol issu de parcelles menées en AB développait une capacité d'infiltration de l'eau supérieure à un sol issu d'une parcelle menée en AC. Cela s'est notamment traduit par une diminution du ruissellement de surface sur le sol biologique et une augmentation de l'infiltration. Ils ont ajouté que ce constat s'accroît avec la durée depuis laquelle la parcelle a été convertie en AB. Concernant la problématique liée à l'azote, dans une récente étude menée au Brésil, Da Silva et al., 2015 ont comparé les concentrations en nitrates en trois points de relevés sur deux bassins versants agricoles. L'un est occupé exclusivement par de l'AC et l'autre est couvert à 25% par un système biologique depuis une quinzaine d'années. Ils n'ont mis en évidence aucune différence significative des valeurs de concentration en nitrates entre les deux modes de cultures. Ils expliquent ce résultat par le fait que les rotations culturales sont très semblables en AC et en AB sur ce territoire. Une eutrophisation a été constatée sur les deux BV.

Suite à une méta-analyse, Tuomisto et al. (2012) montrent que l'AB a de manière générale des effets environnementaux positifs quand ils sont évalués par unité de surface (taux de MO dans le sol plus important et flux de nutriments réduits), mais pas nécessairement dans une réflexion par unité de production (c'est-à-dire par unité de masse de produit fini) (notamment pour la lixiviation de l'azote) par rapport à l'AC. En effet, cette équipe a montré une lixiviation de l'azote en AC 31% supérieure à celle de l'AB par unité de surface. Pourtant, cette même lixiviation évaluée par unité de production était inférieure de 49% en AC. Cela est expliqué par le moindre apport d'engrais en AB mais aussi une moins bonne synchronisation entre la disponibilité de l'azote issu des engrais organiques (régulée par la minéralisation par les microorganismes du sol) et l'assimilation par la plante. C'est l'une des difficultés rencontrée en AB. De plus, l'utilisation de couverts végétaux en AC conduit à la réduction du transfert des nitrates et résulte en un moins haut niveau de lixiviation qu'en AB. Les plus hauts rendements réalisés en AC justifient en partie la moindre lixiviation en AC qu'en AB par unité de production.

A l'échelle parcellaire, l'étude sur les concentrations nitriques sous-racinaires prélevées à l'aide de bougies poreuses a été menée au sein d'une exploitation convertie partiellement en AB. La quantité moyenne d'azote lixivié dans un système biologique sur une rotation de 8 ans (Figure 49) est de 14,6

kgN/ha/an (soit 11% des apports) et de 19,5 kgN/ha/an dans un système conventionnel sur une rotation de 3 ans (14% des apports). La lixiviation reconstituée comparativement entre agriculture conventionnelle et agriculture biologique conduit à une réduction de 18.4 à 13.3 kgN/ha (-28%) à l'échelle d'une parcelle sur une rotation. Au sein même de la rotation, les concentrations sous-racinaires les plus basses ont été enregistrées sous la première année de luzerne en AB (< 5 mg N-NO₃-/L) et sous la légumineuse à graines précédée d'une CIPAN en AC (2,5 mg N-NO₃-/L). Les concentrations les plus élevées concernent les cultures post légumineuses. Il s'agit de la culture post luzerne en AB (19 mg N-NO₃-/L) et de la culture post légumineuse à graines en AC (18,5 mg N-NO₃-/L) (Benoit, 2014).

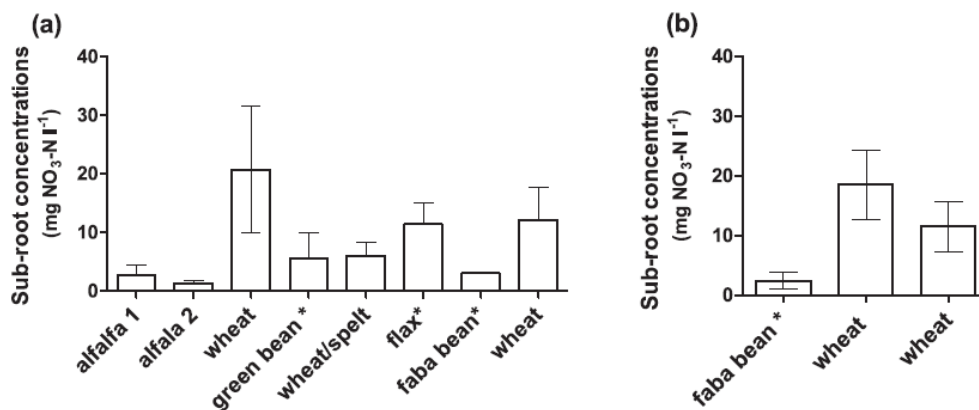


Figure 49. Concentration de la solution du sol sous-racinaire à 90 cm en parcelles conduites en agriculture conventionnelle (OF) et conventionnelle (CF). * indique une culture suivant l'installation d'une CIPAN (site Chantemerle, Benoit et al., 2014).

La question des pesticides semble être simple puisque l'usage est interdit en parcelle conduite en agriculture biologique. Cependant, Hathaway-Jenkins et al., (2011) ont enregistré des traces de DDE (métabolite du DDT) à une concentration de 0,3 mg/kg et de pendiméthaline à 0,02 mg/kg dans une parcelle menée en AB sept ans après conversion. Ils l'expliquent par une rémanence de certains produits, sur plusieurs années après le changement de conduite. Cette réflexion est à rapprocher de l'étude sur la dynamique des pesticides (§3.4).

Le changement d'échelle est moins évident. Sur le versant de 36ha, dont la conversion à l'agriculture biologique porte sur 10%, l'évaluation (Bouvier, 2015) a porté sur la comparaison des pratiques (par enquêtes) et flux mesurés à l'exutoire du collecteur de drainage sur deux périodes avant et après conversion (2008-2015). La moyenne des concentrations avant conversion (c'est-à-dire de 2006 à 2009) est de 12,04 mgN-NO₃-/L (ou 53,34 mg NO₃-/L) alors que la moyenne des concentrations après conversion est de 12,86 mgN-NO₃-/L (ou 56,95 mg NO₃-/L) (Figure 50).

Les résultats sur les transferts de pesticide ne montrent pas de changement dans les flux exportés qui dépendent fortement de l'hydrologie et des pratiques agricoles. Autant pendant les années 2009 à 2013, les cultures implantées étaient comparables, autant l'introduction de la betterave en 2014 a biaisé l'étude par l'application d'un traitement pesticide important. Ces résultats conduisent à deux conclusions : 1) l'échelle d'investigation de 36ha est trop faible pour évaluer l'effet d'une conversion partielle, il faudrait un versant d'une surface seuil suffisante pour avoir une invariance de rotation ; 2) du fait de la forte dépendance aux cultures implantées, il faut vérifier à la stabilité des rotations.

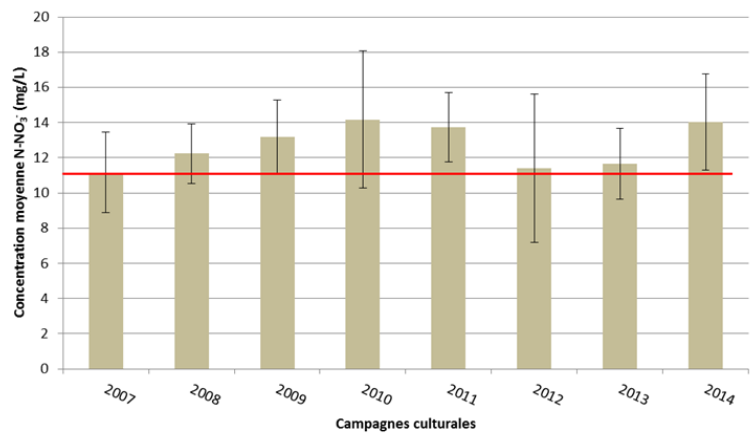


Figure 50. Concentrations moyennes annuelles en N-NO₃⁻ (mg/L) par campagne (avant 2010 en AC et après 2010 conversion de 10% de la SAU en AB) (site de Chantemerle, Bouvier, 2015).

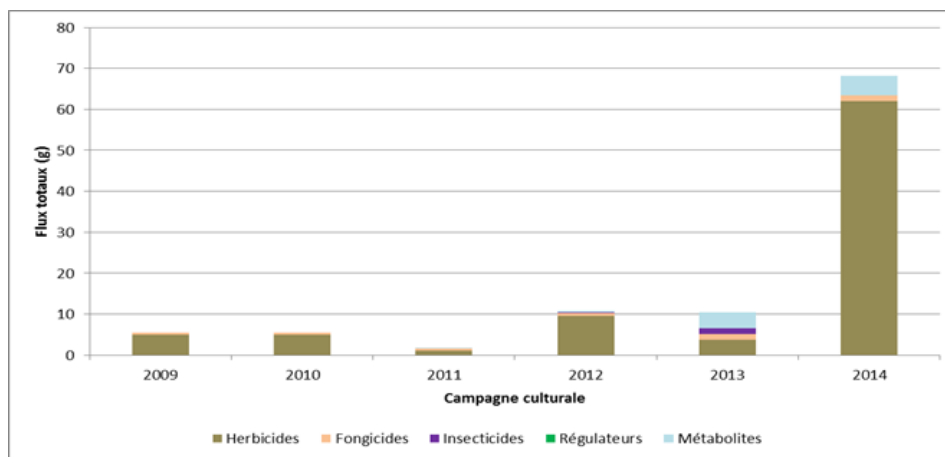


Figure 51. Flux totaux de matières actives par type de pesticides par année culturale (2009 AC, après 2010, conversion de 10% de la SAU en AB). (site de Chantemerle, Bouvier 2015).

Au niveau parcellaire, l'évaluation de l'agriculture biologique montre une amélioration des propriétés des sols, une réduction des transferts de pesticides, et en moindre mesure une réduction globale sur la durée de la rotation des flux d'azote nitrique. Au niveau du versant de 36 ha, la conversion à 10% en agriculture biologique, n'a pas été significative sur les flux, en raison de la trop faible surface agricole étudiée.

3.5.6 Le levier de la gestion hydraulique

Lors de mon parcours, une étape importante en 2003-2004 a été le séjour à l'Université d'Agriculture et Technologie de Tokyo. Cette étape m'a permis d'élargir la thématique des transferts de pesticides au contexte de la riziculture.

Dans les techniques agricoles, la gestion de l'eau est aussi un levier. Dans le cas de la riziculture, la gestion hydraulique de l'irrigation peut contribuer à réduire les flux de pesticides. Le projet PAI Sakura (coordination J. Tournebize, 2003-2004, collaboration Irstea / TUAT & NIAES) a permis de dresser un parallèle sur les modalités de transfert de pesticides entre des systèmes rizicoles japonais et les systèmes drainés français. Les configurations spatiales de deux systèmes : le petit parcellaire des rizières se rapproche des parcelles drainées en considérant l'espacement drain/interdrain. De plus il est à noter que chaque parcelle de riziculture dispose aussi d'un drain agricole, permettant d'évacuer plus rapidement l'eau et permettre l'oxygénation des racines en période de floraison du riz

(en général en mai de chaque année). Ainsi les exutoires de chaque système s'apparentent à un lysimètre. La principale différence réside dans les pratiques agricoles. Alors qu'elles sont homogènes sur une parcelle drainée (considérant l'association de transect drain/interdrain), à surface équivalente, elles sont beaucoup plus hétérogènes en riziculture. La problématique scientifique abordée par ce projet porte essentiellement sur la pollution diffuse par les pesticides. L'usage des pesticides au Japon en font le troisième consommateur au niveau mondial après les Etats Unis et la France. Les pertes en herbicide peuvent s'élever à 30% de la dose appliquée directement sous forme de granulé dans la rizière. La recherche de technique de gestion hydraulique est un enjeu crucial pour préserver la qualité de l'eau. Des expérimentations in situ ont été mises au point pour évaluer et calibrer des solutions de contrôle de l'irrigation et du drainage. La technique consiste à la mise en œuvre d'un système automatique de l'apport d'eau d'irrigation contrôlé par un seuil de hauteur d'eau pour limiter le drainage par surverse (AI). Cette technique a été comparée en parallèle, à une gestion traditionnelle d'irrigation et surverse continues (CI). Les pertes en herbicides induites par AI sont limitées à 4% alors que CI conduit à des pertes de 37, 12 et 35% pour Simetryn, Thiobencarb et Mefenacet (Figure 52). Dans le cas de AI, le concept est d'optimiser le volume tampon des rizières. La rehausse du contrôle de la surverse contribue aussi à limiter les besoins en irrigation, réduisent la consommation hydrique d'une culture des plus gourmandes et augmentent significativement le temps de résidence de l'eau favorisant la dissipation des herbicides. Cette technique d'irrigation intermittente couplée à seuil élevé de surverse intègre aujourd'hui les recommandations japonaises des bonnes pratiques en riziculture.

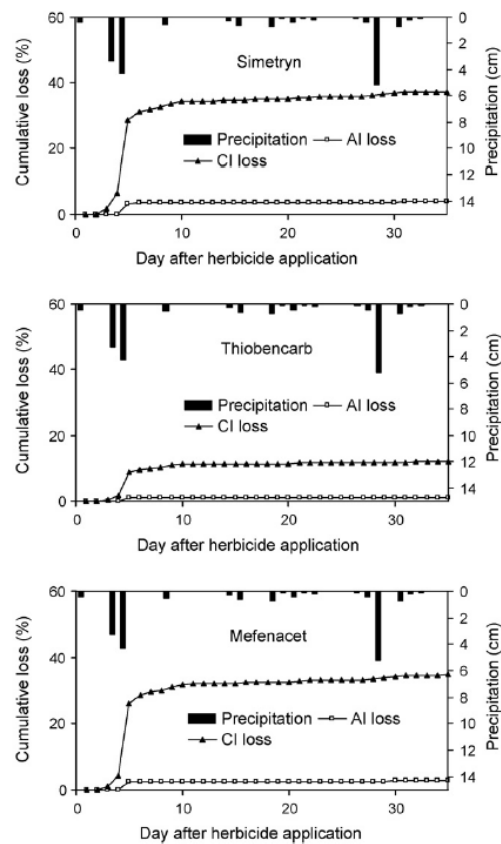


Figure 52. Pertes cumulées en pesticides (Simetryn, Thiobencarb et Mefenacet) selon la gestion hydraulique de l'irrigation en parcelles rizicoles expérimentales (site de Tsukuba, Watanabe et al. 2006).

3.6 De la parcelle au bassin versant

3.6.1 Transfert et rétention de l'azote dans des bassins versant drainés emboîtés

Dans un premier temps, la compréhension des transferts de l'azote nitrique depuis les parcelles agricoles jusqu'à l'exutoire d'un bassin versant représentatif des systèmes drainés s'est appuyée sur les suivis du site expérimental de l'Orgeval. Cet observatoire fédérateur a permis de structurer une recherche scientifique partenariale, dans la dynamique du programme PIREN-Seine.

3.6.2 Généricité de la typologie de la parcelle drainée au groupe de parcelles drainées

Le suivi haute fréquence du site de Chantemerle (36ha) constitué d'une dizaine de parcelles drainées connectée à un collecteur principal de drainage montre que les typologies de comportement de transfert observées à l'échelle parcellaire s'appliquent similairement au groupe de parcelles drainées : succession de phénomènes d'entraînement en début de saison et au printemps et de dilution pendant la saison de drainage intense (Figure 53).

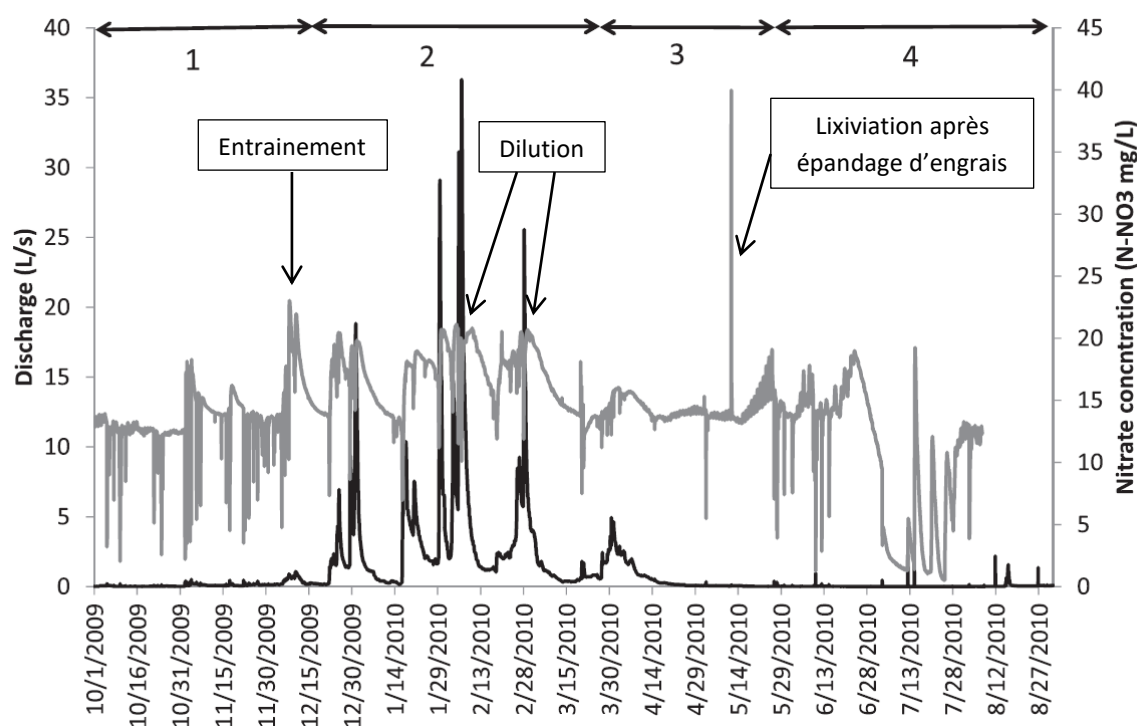


Figure 53. Dynamique de lixiviation de nitrate à l'exutoire d'un versant drainé de 36 ha (suivi haute fréquence, S:can, site de Chantemerle, Tournebize et al., 2015).

La comparaison des moyennes interannuelles des concentrations annuelles de flux entre le site parcellaire de La Jaillière (12,2 mgN/L sur la période 1988-2004) et le site groupement de parcelles de Chantemerle (13 mgN/L sur la période 2005-2013) conduit à conclure qu'en contexte drainé, du fait du réseau de tuyaux et collecteurs enterrés (généralement en PVC), l'effet d'échelle parcellaire – versant n'est pas significatif. Le réseau enterré (corridor inerte) court-circuite les chemins de l'eau et par conséquent résuit les processus de rétention naturelle comme conceptualisé par Haag et Kaupenjohann 2001.

3.6.3 Bassins versants emboîtés

Afin d'estimer la rétention de l'azote sur le bassin versant de l'Orgeval, son cheminement depuis les parcelles agricoles jusqu'à l'exutoire a été suivi. Pour cela, les variations saisonnières des flux d'eau et de nitrate ont été mesurées au cours de 3 années à l'exutoire de plusieurs sous-bassins. En utilisant comme référence les mesures effectuées sur les petits bassins (purement forestier ou purement agricole) les plus amont, un bilan des transferts d'azote attendus dans les bassins plus aval

a été calculé. La comparaison avec les mesures met en évidence un important défaut de bilan qui montre l'existence de processus de rétention (ou d'élimination) d'azote. L'objectif est d'identifier la nature et la localisation de ces processus.

Les stations de mesure sur le bassin versant de l'Orgeval ont été implantées de façon à constituer une succession de sous bassins versants emboîtés. Depuis l'amont, le sous-bassin de Goins, signal considéré comme agricole pur (Ag), a une surface de 130 ha et est drainé à 71%. En parallèle, le sous bassin des Quatre Cents, constitue un signal forestier pur, pour une surface de 110ha, non drainé. Ces bassins sont emboîtés dans le bassin de la Loge qui est de fait constitué à 50% agricole et à 50% forestier (9,6 km², ordre 1, M1). Tous les bassins précédents sont inclus dans le sous-bassin des Avenelles qui est à 80% agricole et à 20% forestier (45,7 km² : ordre 2, M2). - Enfin le bassin de l'Orgeval (104 km² : ordre 3, M3) est suivi au Theil près de son exutoire dans le Grand-Morin.

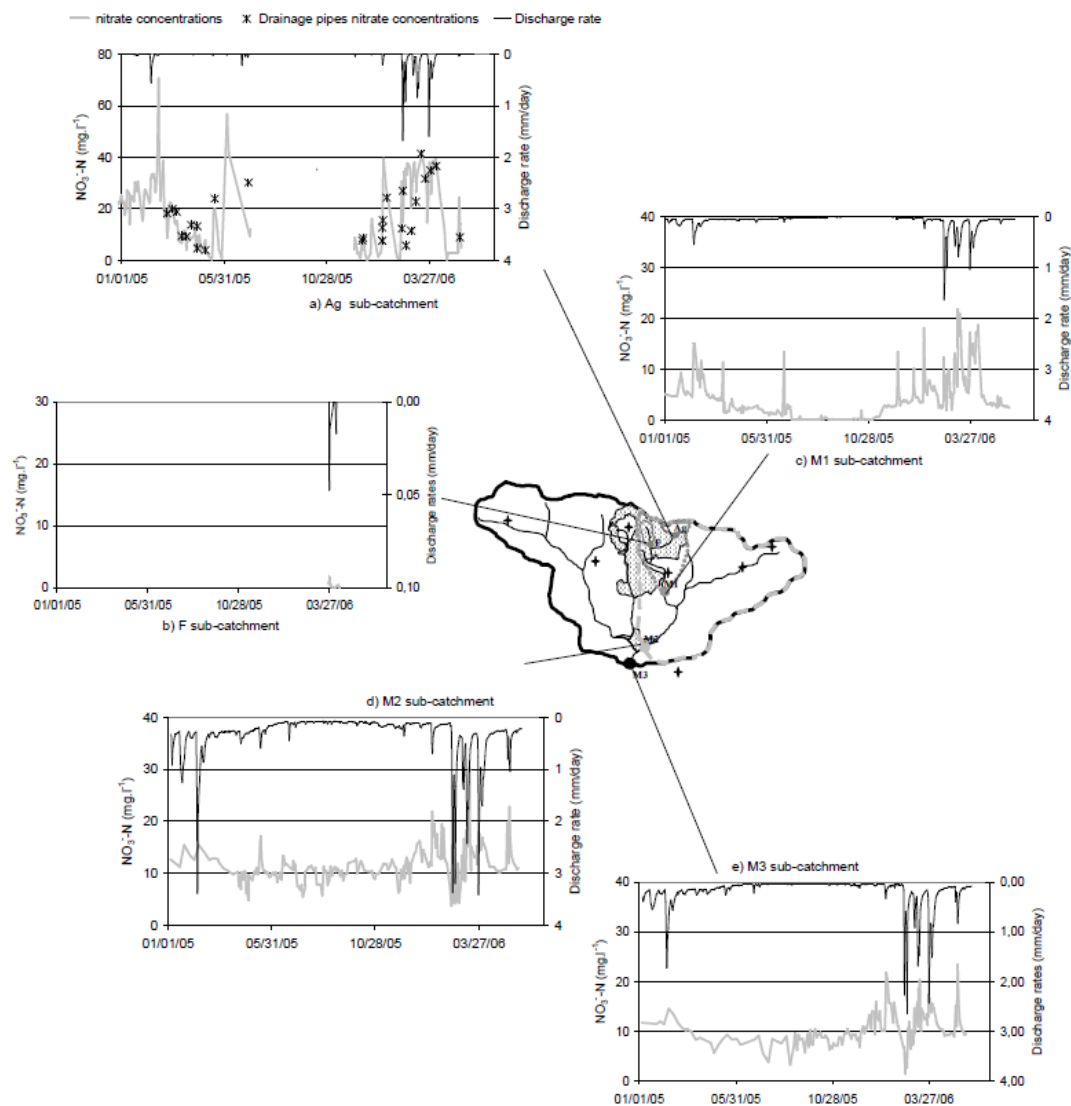


Figure 54 : Chroniques de débits et de concentration en nitrate dans les différents sous bassin versant emboîté de l'Orgeval (Billy et al. 2010).

Les concentrations en nitrate à l'exutoire du sous-bassin agricole Ag sont très variables (de 0 à 70 mgN-NO₃-/L) mais aussi très souvent au-dessus de la norme européenne qui est de 11,2 mgN-NO₃-/L (Figure 54). Il est intéressant de noter que les concentrations à l'exutoire du drain sont généralement

du même ordre de grandeur que les concentrations à l'exutoire de Ag. On remarque quand même qu'au printemps lors de la diminution des concentrations, les concentrations diminuent plus vite dans la rivière que dans le collecteur. Les concentrations en rivière atteignent parfois des valeurs nulles tandis que le minimum est égal à 3,8 mgN-NO₃-/L dans le collecteur de drain. Plus en aval, à l'ordre 1, 2 et 3, les concentrations sont moins variables surtout pendant la période où les drains ne coulent pas. A l'ordre 1, les concentrations en nitrates ont une moyenne de 4,6 mgN-NO₃-/L. Pendant les périodes hivernales de drainage, ces concentrations ne descendent que rarement en dessous de 3 mgN-NO₃-/L. Par contre pendant les périodes sèches (sans drainage), même si le débit n'est jamais nul (moins de 10 l.s⁻¹), les concentrations en nitrate descendent à 0,4 mgN-NO₃ -/L. Les concentrations en nitrate augmentent à l'exutoire de M2 et M3 avec des moyennes respectives de 11,5 et de 10 mgN-NO₃-/L et ne descendent jamais en dessous de 1,5 mgN-NO₃ -/L.

A partir des sources amont (signal agricole / signal forestier / signal aquifère), en appliquant des hypothèses simples de transfert non réactifs, il a été comparé les flux théoriques (par application d'hypothèses fortes : à l'ordre 1, dilution du signal agricole par le signal forestier ; concentration invariante des aquifères contribuant aux écoulements) aux flux observés. La différence est attribuée à des processus de rétention (Figure 55). Le couplage de ces suivis expérimentaux avec des analyses et interprétations de signature isotopique, permet de caractériser la rétention observée en l'attribuant à la dénitrification benthique. La rétention benthique resterait minoritaire en période de drainage mais peut représenter plus de 50% de la rétention en période d'étiage. A l'ordre 1 de Strahler, la rétention en azote varie de 35% à 40% pendant les saisons de drainage et de 70 à 79% pendant les saisons d'étiage. A l'ordre 2, la rétention en azote varie de 0% à 9% pendant les saisons de drainage et de 12% à 22% pendant les saisons d'étiage. Enfin, à l'ordre 3, la rétention en azote varie de 14% à 27% pendant les saisons de drainage et de 19% à 25% pendant les saisons d'étiage.

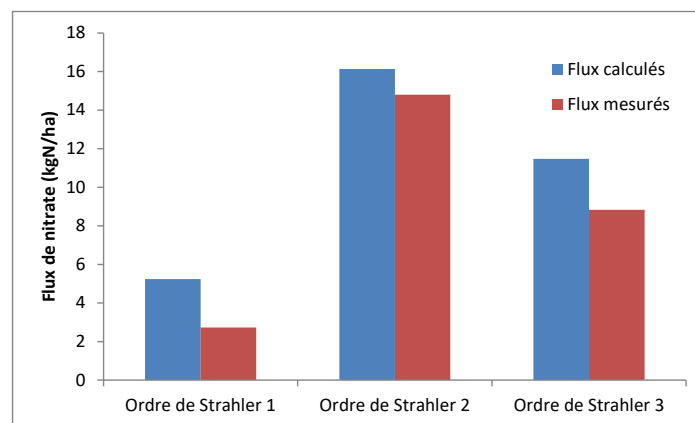


Figure 55. Moyenne des flux calculés sans tenir compte de la rétention et mesurés sur les bassins versants emboîtés de l'Orgeval (2005-2007) (Billy 2008).

Les hypothèses faites sur les termes des bilans, obligent à la prudence quant aux conclusions de ces calculs. Ils montrent cependant sans conteste l'existence d'une rétention de l'azote d'amont en aval du bassin versant, pourtant drainé sur plus de 80% de sa surface. Cette rétention n'est certes pas suffisante pour assurer des concentrations inférieures à 50mg/L toute l'année.

3.6.4 Suivi profil en long

A cette recherche, nous avons associé une troisième méthodologie, les suivis par profil en long pendant le suivi continu à 3 dates caractéristiques des saisons de drainage Amorce, SDI, printemps : 18/10/2007, 23/01/2008 et 10/04/2008. L'analyse en composante principale (ACP) permet

d'identifier les facteurs de contrôle des transferts de nitrate dans le bassin versant drainé. Les deux premiers axes expliquent pour 70% la variance totale. La première composante est décrite par les débits, surface de bassin versant (conforme à la relation rationnelle du débit) tandis que le second axe se rapproche des éléments décrivant les zones ripariennes. Les concentrations en nitrate et chlorure sont corrélées aux débits, aux surfaces agricoles et anticorrélées à la proportion de surface en forêt. Le réseau hydrographique incluant les réseaux de drainage / collecteurs et fossés n'explique statistiquement pas en lui seul le signal qualité des eaux. Les autres constituants des bassins versants jouent aussi un rôle dans le transfert des nitrates. Cette analyse confirme que l'occupation du sol et les processus de mélange induits, sont, dans les zones d'agriculture intensive, les facteurs influençant fortement la qualité de l'eau tout au long de l'année. Les interactions avec les zones ripariennes ont été testées comme facteur complémentaire dans l'ACP. Les concentrations en nitrate et les bandes riveraines déconnectées du réseau de drainage sont relativement proches et corrélées pendant la saison de drainage intense (le système de drainage étant physiquement enterré en dessous de la bande riveraine, plus ces bandes sont déconnectées, plus les concentrations en nitrate sont élevées), et orthogonales pendant les périodes plus sèches. Pendant la saison de drainage intense, les concentrations en nitrate sont négativement corrélée aux pourcentages de zones ripariennes forestières (ripisylve) et aux zones forestières. Cela semble indiquer que plus le versant présente des surfaces forestières, moins les concentrations sont élevées, pas seulement due à une dilution mais aussi au passage de l'eau dans les zones de fonds de vallées incisées, majoritairement sous forme de ripisylve, induisant un temps de résidence plus long dans l'hydrosystème, favorisant les activités biologiques de rétention.

Cette approche statistique est à rapprocher de l'interprétation des valeurs de débits/concentrations mesurées sur le profil en long. En effet, l'occupation du sol apparait comme un facteur de contrôle de la qualité de l'eau pour le paramètre nitrate, le processus impliqué étant principalement une dilution. Cependant, la technique du profil en long permet de quantifier le seuil d'occupation du sol requis. L'analyse des mesures à partir des sous bassins versants échantillonnés met en évidence, des taux de 60%, 30% et 10% de couvert forestier (incluant les forêts et les ripisylves) garantissent une concentration inférieure à 50 mg/L respectivement en période de saison de drainage intense, printemps et en étiage. En calculant une concentration moyenne de flux pondérée par les volumes sur toute une année hydrologique, la corrélation linéaire nitrate / taux de couverture forestière (figue) conduit à recommander la valeur seuil de 34% pour le bassin de l'Orgeval. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Kang et al. (2008), présentant une concentration linéairement corrélée à la pression agricole et à Jones et al., (2001), expliquant les variations de concentration en nitrate d'un cours d'eau par l'évolution spatiale des surfaces agricoles, ripariennes et forestières (Jones et al., 2001).

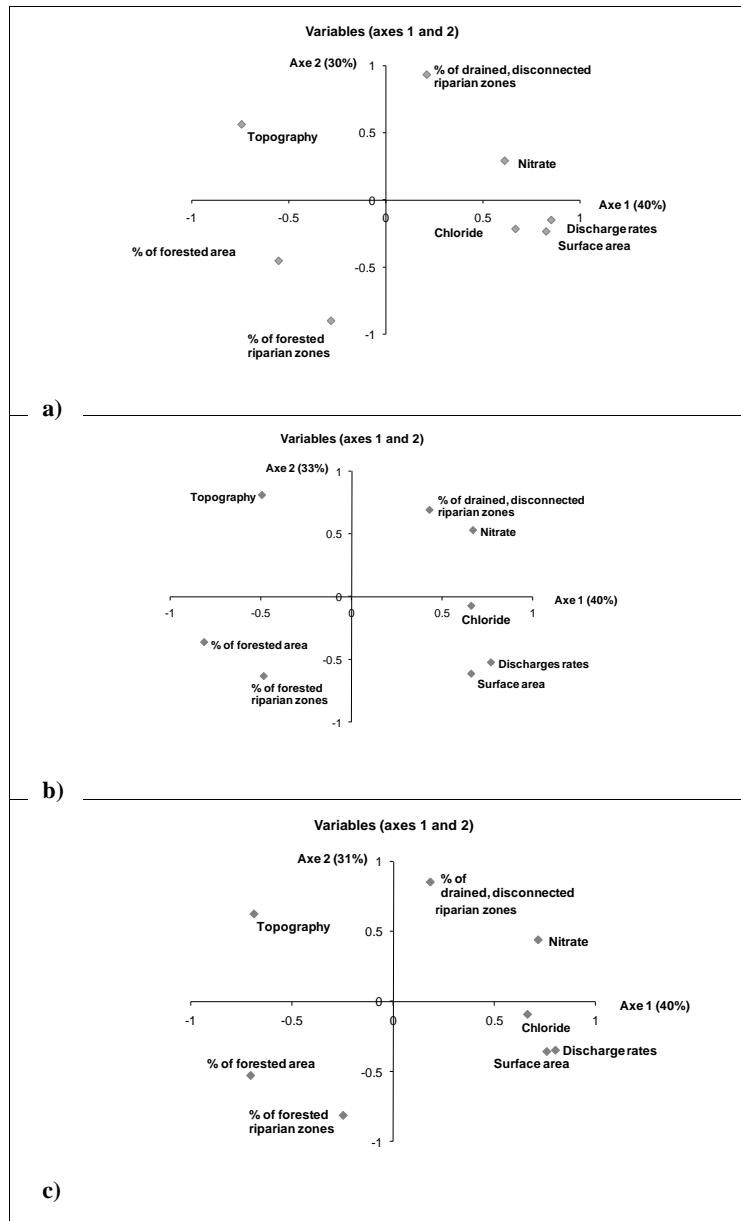


Figure 56. Analyse en composante principale des données mesurées issues des profils en long a) 18/10/07 ; b) 23/01/08 ; 10/04/08 (site de l'Orgeval, Billy et al., 2013)

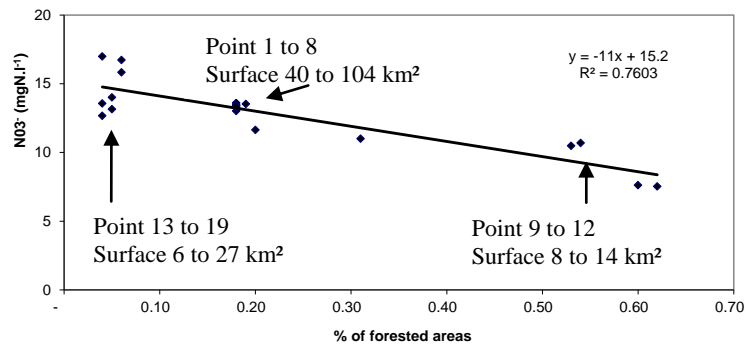


Figure 57. Concentration calculée de flux annuel en nitrate en fonction du taux de couverture forestière à partir des données de profil en long mesurées en 2007-2008 (site de l'Orgeval, Billy et al., 2013)

3.6.5 Transfert de Pesticide à l'échelle des versants

Les suivis de pesticide à l'échelle bassin versant drainé (Bray, Chantemerle, Rampillon, Avenelles) sont tous basés sur une stratégie d'échantillonnage proportionnel au volume écoulé (selon plusieurs seuils annuels) afin de quantifier les flux de pesticides. A l'échelle de versant, l'approche par flux se justifie de plus par l'effet de dilution qui peut lisser un transfert important sur une faible surface d'application. Le calcul des flux et des ratios (quand les données sont disponibles) flux exportés sur doses appliquées permettent de hiérarchiser les molécules entre elles. Sur tous les sites, une relation de réponse application / flux apparait évidente.

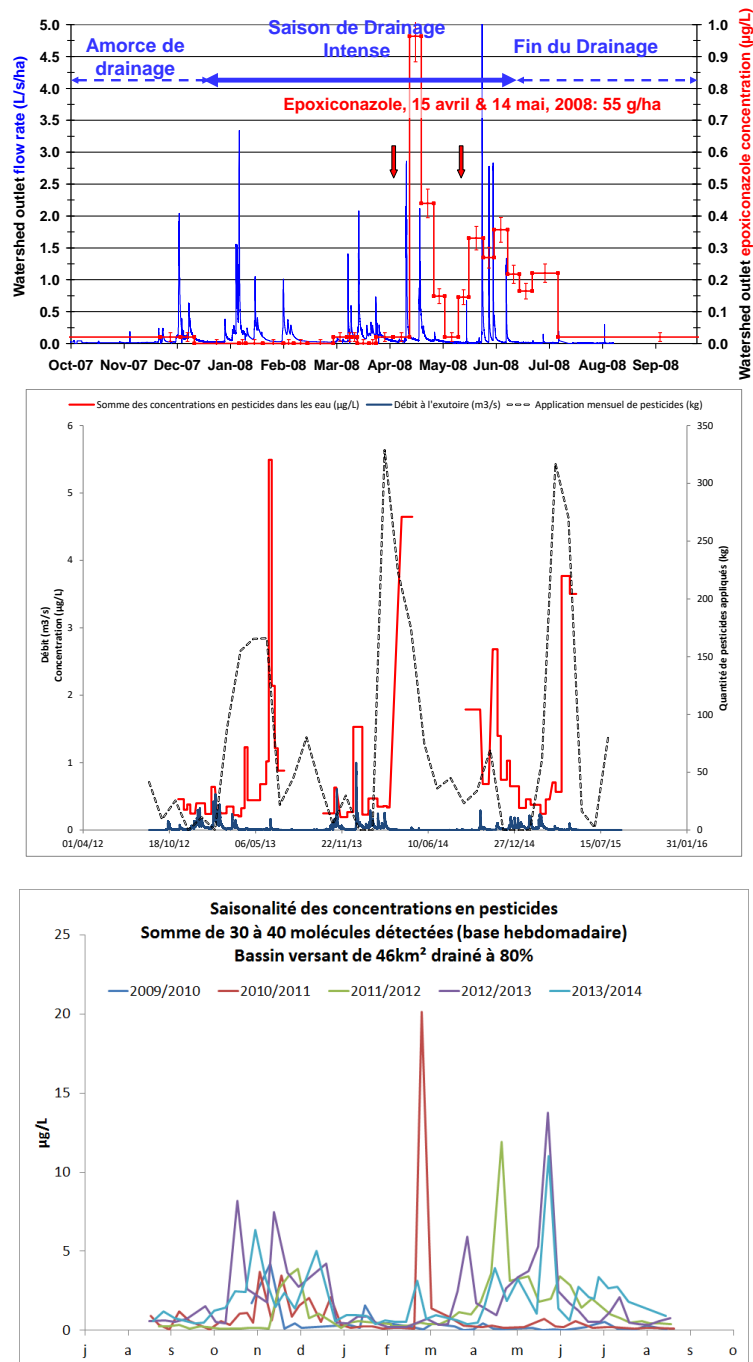


Figure 58. Chronique des concentrations en pesticides en versant drainé a) site de Bray, 46ha, b) site de Rampillon, 355ha, c) site des Avenelles, 4600ha.

Ces suivis permettent de mettre en évidence 5 points :

- En grande culture, sur les sites de Bray, Chantemerle, Rampillon, la pression en pesticide, déterminée par enquête auprès des agriculteurs, s'élève à environ 1,7kg de matière active par an et par hectare répartie principalement en 50% d'herbicide et 30% de fongicides ;
- Le flux annuel par hectare est d'environ 2 g/ha toutes matières actives confondues (Tableau 6).
- Le pourcentage exporté en système drainé est de l'ordre de 0,1% de la dose appliquée. La similarité des ordres de grandeurs entre le versant de Rampillon et le bassin versant des Avenelles sur lequel les pratiques précises et exhaustives ne sont pas connues, permet de conclure à la similarité des taux d'exportation des molécules. Ce taux de 0,1% de la dose est à rapprocher des taux de récupération de pesticides dans les expérimentations de traçage sur MASHYNS pour lesquelles le taux moyen était proche de 70%. Cela signifie donc qu'en parcelle réelle, plus de 99% de la dose appliquée n'est pas disponible pour transférer dans les eaux.
- A l'échelle du bassin versant, les suivis montrent une masse totale de pesticides exportés homogènes d'une année sur l'autre (1.5 g/ha/an). Cette invariance des flux annuels par bassin versant, ne présente aucun lien avec le volume drainé annuel, en revanche, une dépendance à la crue très forte. A la différence des nitrates, le facteur « lame d'eau drainée » ne semble pas expliquer la variabilité des flux totaux de pesticides ramenés aux surfaces cultivées. La distribution des molécules diffèrent d'une année sur l'autre selon la concomitance application / crue, typique de la typologie d'entraînement. Les répartitions des flux totaux au cours des campagnes culturales sur le BV des Avenelles sont similaires entre 2010 et 2012 avec près de 70% du flux total comptabilisé entre le 1er novembre et le 29 février (automne/hiver) et 20% du flux entre le 1er mars et le 31 mai (hiver/printemps).
- Cependant, aucune relation claire entre les propriétés seules des molécules (incluant sorption, demi-vie et le GUS, Gustafson index, croisant les deux propriétés précédentes) et le taux de transfert n'est robuste, même si intuitivement, la sorption et le temps de demi semblent être des paramètres clefs. Seul un classement des molécules par flux permet de traduire la complexité des facteurs interférents propriétés, quantités appliquées et périodes hydrologiques des applications. Il en résulte que ce sont les couples molécules et cultures traitées qui sont corrélées aux transferts.

Tableau 6. Synthèse des flux de pesticides sur les bassins versants de Rampillon et des Avenelles

	BV de Rampillon			BV des Avenelles		
	Flux totaux (g)	Lame d'eau drainée (mm)	Flux totaux (g/ha cultivé)	Flux totaux (g)	Lame d'eau drainée (mm)	Flux totaux (g/ha cultivé)
2011				7953,7	167	2,2
2012				7414,5	100	2
2013	429	268	1,21			
2014	511	225	1,44			
2015	461	192	1,30			

Tableau 7. Classement des molécules de pesticides selon le taux d'exportation dose appliquée, dans les sites expérimentaux drainés. Le GUS est le Gustafon index croisant sorption et demi-vie.

Matière active	Taux d'exportation (%)	Valeur moyenne de GUS
2,4-MCPA ; Bifénox ; Chlorméquat ; Chlorothalonil ; Clodinafop-propargyl ; Cloquintocet-mexyl ; Cycloxydimé ; Cyprodinile ; Dicamba ; Fenpropidine ; Fenpropimorphe ; Fluoxastrobine ; Flusilazole ; Ioxynil ; Kresoxym-méthyl ; Lambda-cyhalothrine ; Mécoprop ; Mesosulfuron-méthyl-sodium ; Méso-trione ; Nicosulfuron ; Phenmé-diphame ; Pirimicarbe ; Prosulfocarbe ; Prosulfuron ; Prothioconazole	T = 0	1,43 ± 1,7
Boscalid ; Prochloraze ; Tau-fluvalinate ; Propiconazole ; Aclonifen ; Trinexapac-éthyl ; Azoxystrobine ; Chlorotoluron ; Metconazole ; Isoproturon ; Imazamox ; Bromoxynil ; Pendiméthaline ; Flufénacet ; Cyproconazole ; Tébuconazole ; Métamitron ; Epoxiconazole ; Metsulfuron-méthyl ; Ethofumesate ; Iprodione ; Bentazone	0 < T < 0,1%	1,76 ± 1,3
Clopyralid ; Diflufenicanil ; Iodosulfuron-méthyl-sodium ; S-Metolachlore	0,1 < T < 1%	2,68 ± 1,4
Fluroxypyr ; Lénacile	T > 1%	3,34 ± 0,9

3.7 Conclusions

Les études in situ à différentes échelles et en conditions contrôlées montrent le caractère reproductible de transfert dans les sols drainés, et plus spécifiquement pour la parcelle drainée son rôle de lysimètre témoin de ce qui est appliqué en surface. Les protocoles mis en jeu démontrent le rôle effectif du tuyau de drainage dans le transfert. Le transfert dans le profil de sol drainé est complexe et multifactoriel associant le fonctionnement hydrologique du sol, les pratiques agricoles et la part biologique du sol (activité biologique, matière organique), ainsi que les propriétés physico-chimiques des substances. La localisation du polluant au moment des écoulements est donc un facteur déterminant de la dynamique de transfert.

L'approche multi-échelle spatiale des transferts en bassin versant drainé permet de généraliser les mécanismes observés à l'échelle parcellaire avec une vision bassin versant. Les mêmes gammes de concentration en nitrate se retrouvent à toutes les échelles spatiales depuis l'exutoire de parcelles agricoles, au versant et à un bassin versant (Figure 59). En effet, de par leur besoin azoté, toutes parcelles agricoles d'un bassin versant contribuent aux exportations de nitrate. A la différence des concentrations en nitrate, les concentrations en pesticide sont fortement dépendantes de l'échelle spatiale de suivi. En effet, les concentrations sont d'autant plus élevées (> 1 µg/L) que les mesures sont faites à l'amont des bassins versants. La diversité des pratiques agricoles par les agriculteurs est à l'origine de cet effet de dilution à grande échelle. En descendant dans le bassin versant, les concentrations diminuent, bien que les flux restent relativement conservatifs.

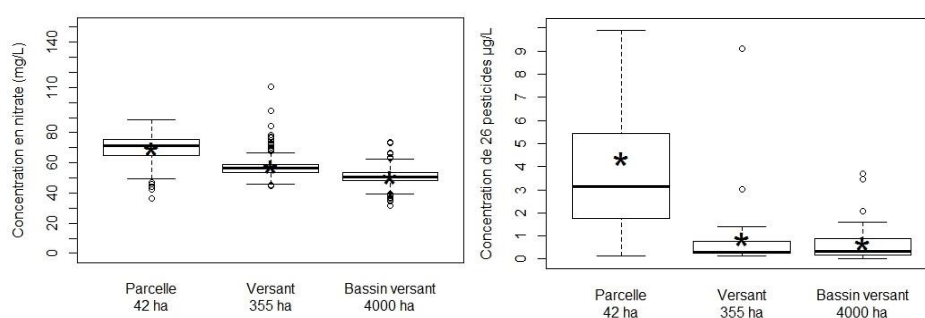


Figure 59. Effet d'échelle sur les concentrations de nitrate et en pesticides sur 3 sites expérimentaux de Irstea en Seine et Marne (Tournebize et al., 2017).

En se basant sur les bilans exportés par lixiviation des parcelles drainées, nous arrivons à des conclusions différentes pour limiter l'impact sur la qualité de l'eau. Sur le volet azote, les pertes annuelles correspondant à 10-20% des apports annuels, il est recommandable d'utiliser le levier optimisation des pratiques agricoles et une meilleure gestion prévisionnelle des fertilisants. Les flux exportés par le drainage ne reflètent que la gestion azotée de l'agriculteur. Sur le volet pesticide, même si le drainage contribue à véhiculer la pollution, son influence motrice est moindre que la macroporosité naturelle des sols. Les flux exportés s'élèvent à moins de 0.1% (1 à 2 g/ha/an) de la dose appliquée, ce qui signifie que 99.9% du produit se trouvent dans un autre compartiment environnemental (sol, atmosphère). Dans ce cas, une simple optimisation ne conduira pas à diminuer la lixiviation. Un changement de système de culture s'impose. Cela peut s'opérer par l'arrêt de leur usage par le passage à l'agriculture biologique, ou par le choix d'alternative agronomique comme l'agro-écologie couplant la chimie avec la mécanique et la biologie. Une autre voie complémentaire, développée dans le chapitre suivant, est axée sur la restauration du pouvoir naturel de rétention des éléments du paysage constituant les bassins versants.

4 L'ingénierie écologique : restaurer la fonction de régulation des flux par les Zones Tampons Humides Artificielles

"On ne commande à la nature qu'en lui obéissant" (Francis Bacon 1909-1992, *Novum Organum*)

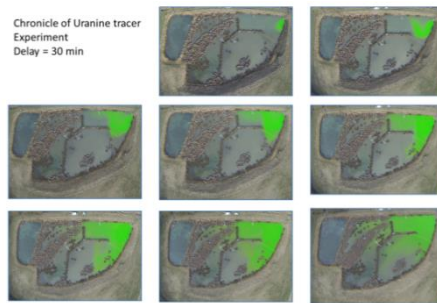
« La nature ne fait rien en vain ». Aristote



Expérimentation des cressonnières de l'Essonne (91), comme zone tampon humide, située entre la résurgence de nappe et la rivière.



Chronicle of Uranine tracer
Experiment
Delay = 30 min



Expérimentation pilote de Rampillon (77), une ZTHA co-construite avec les acteurs, récompensée en 2014. Illustration d'un traçage coloré pour identifier les chemins hydrauliques.

Articles référents: A8, A12, A13, A14, A15, A16, A18, A20, A21, A23, A24, A28, A29, A37, A38, A41, A47, A48, A49, T5, T6, T7, T8, O6, O11, O12

4.1 Préambule

Durant les dernières décennies de génie rural intensif, soutenu par les politiques publiques, le paysage agricole a subi de fortes modifications sous l'effet des remembrements, des opérations de drainage agricole aboutissant, à une simplification des paysages avec pour seul objectif la productivité agricole, fleuron de l'économie française. Restaurer, au sein des bassins versants, les services écosystémiques de régulation des flux, définis par le Millenium Assessment (2005), deviennent un nouvel enjeu sociétal et un défi pour la science et les pouvoirs publics. La transition du génie rural au génie écologique peut s'appuyer sur les concepts de Nature Based Solutions soutenu par les associations (IUCN) et rapidement relayés par la commission européenne. Les Nature Based Solutions proposent une vision anthropocentrée des bénéfices rendus par la nature pour répondre aux déséquilibres provoqués par l'activité humaine. Les NBS incluent les gestions des espaces et agrosystèmes naturels, les infrastructures vertes et l'ingénierie écologique (Eggermont et al., 2015). Les auteurs proposent une typologie en 3 catégories caractérisant en axe des abscisses le niveau d'ingénierie ou de gestion appliqué aux écosystèmes et, en axe des ordonnées, le nombre de services rendus et d'acteurs concernés (Figure 60). Le type 1 correspond à un niveau d'intervention minimal sur l'écosystème avec l'objectif de maintien / conservation / amélioration du service rendu (généralement appliqué aux réserves et espaces naturels remarquables). Le type 2 correspond à la notion de gestion de la multifonctionnalité des écosystèmes et du paysage pour améliorer un des services écosystémiques pour répondre à un désordre. Le type 3 correspond aux actions plus intrusives voire de recréation artificielle d'écosystème couplée potentiellement avec du génie civil.

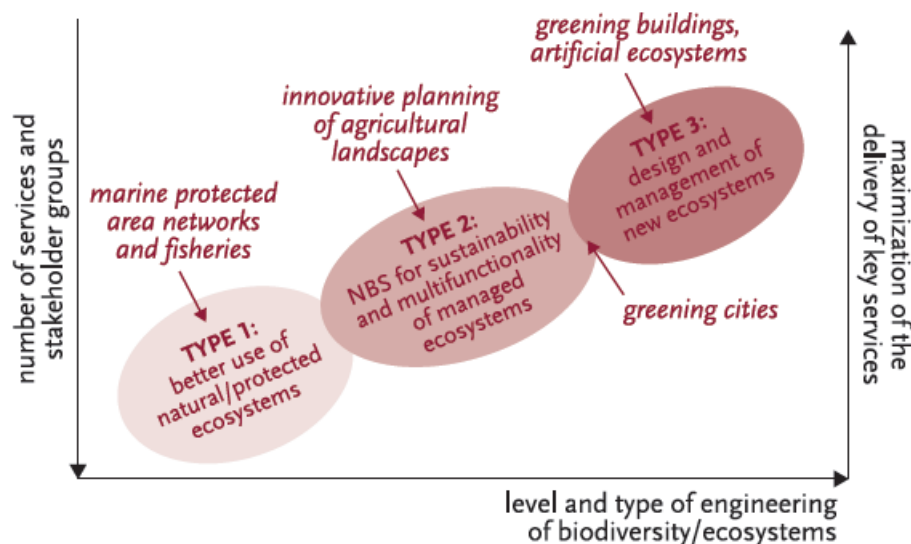


Figure 60. Représentation schématique de la classification des approches Nature Based Solutions. (source Eggermont et al., 2015)

Depuis les premières définitions proposées par Odum dans les années 1960 (Odum, 1962, Odum et al., 1963), la communauté scientifique s'est structurée autour de cette notion et a proposé une définition qui s'accorde sur 3 axes : 1) protéger / préserver ; 2) restaurer les systèmes écologiques ; 3) modifier / exploiter / adapter les systèmes écologiques pour améliorer les services qu'ils proposent ; 4) créer de nouveaux écosystèmes pour la fourniture de services en alternative aux

techniques traditionnelles de génie civil ou basée sur des énergies durables (Mitsch, 2012, Barot et al., 2012). Dans l'ouvrage « Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques : pourquoi ? comment ? » de l'ASTEE, ouvrage dans lequel j'ai contribué, Chocat (coord.) (2013) a proposé d'identifier l'ingénierie écologique comme une ingénierie calée à la fois sur : 1/ une finalité : améliorer, restaurer, conserver, ne pas dégrader la qualité d'un écosystème ; 2/ une démarche : basée sur les principes de l'ingénierie, à savoir une approche technique rigoureuse dans la conception, la réalisation et l'évaluation des projets, basée sur des règles de l'art partagées et des connaissances scientifiques solides ; 3/ des outils : utilisant les processus naturels des écosystèmes.

Rey et al., (2015) introduit une notion complémentaire de « Par et Pour le vivant », cohérente avec la typologie de Eggermont et al., 2015. « Le terme 'par le vivant' incite les chercheurs à utiliser les principes de l'écologie, la connaissance du vivant et de ses fonctions pour atteindre leur objectif. L'expression « pour le vivant » indique, quant à elle, que la finalité est bien souvent écologique – la restauration d'un service écosystémique. » (Figure 61). L'ingénierie écologique s'appuie donc sur des processus et fonctions naturelles pour bénéficier des services rendus, par biomimétisme, bioinspiration. Ce concept interpelle cependant sur l'éthique de la manipulation de la nature à des fins anthropocentrés. Dans le cas des zones tampons humides artificielles (définie par la suite), le concept est régulièrement qualifié de permis de polluer dans les discussions avec les acteurs ; c'est pourquoi le concept est toujours présenté par la complémentarité des actions de réduction à la source de la pression polluante et réduction des transferts par l'aménagement du paysage.

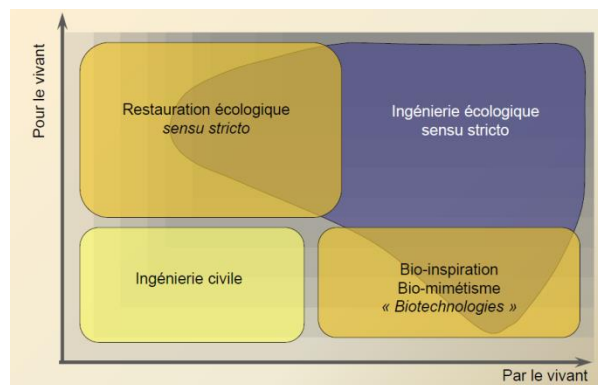


Figure 61. Positionnement de l'ingénierie écologique (Rey et al., 2015)

La démarche proposée dans l'ouvrage de Rey et al., 2015, associe le développement amont par l'introduction d'une écologie ingénieriale, la conception et les règles d'application « ingénierie écologique » et la réalisation par les entreprises de génie écologique (Figure 62).



Figure 62. Schéma de développement de l'ingénierie écologique, proposé par Rey et al., 2015

En terme de positionnement, l'ingénierie écologique se différencie de l'agroécologie (loi d'avenir de l'agriculture) par l'échelle d'application. Si les deux concepts convergent vers l'exploitation de services écosystémiques, l'agroécologie, vue de l'agronome, s'exprimera à l'échelle de la parcelle et du système agricole, alors que l'ingénierie écologique, vue de l'hydrologue, participera au développement et l'aménagement du territoire, et du paysage. La stimulation du potentiel de rétention des paysages nécessite des aménagements d'ingénierie écologique afin de re-connecter les écoulements issus des zones de production agricole au sein de l'hydrosystème. Ce levier territorial a été mis en évidence, en complément des mesures locales agricoles dans les travaux et synthèses publiés par Gregoire et al., (2009) et Babut et al., (2013) dans lesquels j'ai contribué.

Ce chapitre vise, à partir des différents projets de recherche depuis 2005 (AO MAITRISE TRUSTEA, AO Ingeco Ingezha, PIREN Seine phase 5, projet Life ARTWET, projet AESN, ONEMA) et les thèses de Passeport 2010 et Pulou 2011, à définir les zones tampons humides artificielles (ZTHA dans la suite), à comprendre leur fonctionnement et leur potentiel épuratoire, de passer d'une vision boîte noire basée sur une évaluation entrée / sortie à une vision boîte grise voire boîte blanche par une approche basée sur les processus. Enfin avec la volonté de proposer des solutions appliquées pour les acteurs, un volet traitera des aspects sociologiques pour le déploiement des zones tampons humides artificielles et les zones tampons plus généralement au travers du groupe technique zone tampon (Irstea / AFB). Les aspects dimensionnements par le développement d'outil de modélisation seront présentés au chapitre 4.

4.2 Zone tampon humide artificielle : l'ingénierie écologique pour la qualité de l'eau

Le concept de zones tampons est dérivé de la mise en œuvre des principes de base de « génie écologique », qui combine les fonctions des écosystèmes et les besoins humains. Les zones tampons sont des interfaces entre les surfaces de production agricole et le milieu récepteur, ayant comme fonction principale de filtrer les eaux avant leur arrivée dans le milieu aquatique. Ces zones tampons peuvent être sèches ou humides (Figure 63). Le statut réglementaire de ces zones intermédiaires entre des espaces naturels et des dispositifs construits reste posé (excepté pour les bandes enherbées ou dispositif végétalisé permanent (DVP) de bord de cours d'eau). Par exemple la question de la sémantique des termes anglo-saxon « constructed » ou « artificial wetland » a longuement été débattu au sein du groupe technique Zone Tampon, pour adopter, in fine, la terminologie de « Zone Tampon Humide Artificielle » (ZTHA dans la suite du texte), qui met en avant la fonctionnalité « tampon », objectif même de cet écosystème restauré, sans trancher réellement sur leur caractère artificiel. Une ZTHA en milieu agricole est un bassin de rétention, une mare existante, de profondeur et de hauteur d'eau variables, végétalisée ou pas. Nous incluons dans ces systèmes les zones tampons sans végétation s'approchant du lagunage, ou avec végétation se rapprochant de systèmes plus naturels comme les zones humides. C'est la position dans le bassin versant qui lui confère la propriété « tampon ». Ainsi la connexion hydrologique de la zone tampon est un critère indispensable : l'eau doit être interceptée puis retourner au cours d'eau après un séjour dans la ZTHA. Les ZTHA trouvent leur intérêt dans une démarche de complémentarité d'action, à 2 niveaux : réduction de la pression polluante à la source par une réduction des intrants, et réduction des transferts au sein du versant par l'aménagement d'élément tampon. En ce sens, les ZTHA peuvent être considérées comme des actions semi-curatives par opposition aux actions

préventives de réduction à la source, et aux actions curatives de traitement industriel des eaux en station.



Figure 63. Les différents types de zones tampons.

Le développement des ZTHA s'inscrit dans les principes de (Mitsch et Jorgensen, 2004) :

- Définir plusieurs objectifs à l'aménagement (régulation des flux dont la qualité des eaux, biodiversité, connectivité, ...), mais identifier un des objectifs comme prioritaire (la qualité de l'eau dans notre exemple). Les autres objectifs seront considérés comme secondaires. L'aménagement doit être réfléchi pour répondre à une fonction recherchée (dissipation des polluants dans notre cas).
- Elaborer l'aménagement pour un minimum d'entretien et de maintenance. L'intervention humaine doit être la plus faible possible. L'écosystème (substrats, plantes, microorganismes), doit être développé pour un entretien autonome et suivre sa propre trajectoire écologique (Mitsch and Jorgensen, 2004; Odum, 1989). Ainsi il est important de limiter les ouvrages de génie civil, de respecter des schémas naturels pour la morphologie. Il faut garder à l'esprit que l'ingénierie écologique crée des systèmes qui prolongent les systèmes biologiques naturels (Brooks, 1989).
- Auto-trajectoire de l'aménagement. Il faut laisser le temps à l'aménagement de trouver son équilibre et sa propre trajectoire écologique. Une zone tampon ne sera pas fonctionnelle tout de suite, il ne s'agit pas d'accélérer les processus écologiques mais de les stimuler lors de leur implantation. Le temps est nécessaire pour atteindre les conditions optimales de rétention des polluants.

4.3 La ZTHA comme solution sortie de tuyau de drainage : stratégie d'interception.

La connaissance des transferts de polluants (chapitre 3) associé au défi de la pression sur l'emprise foncière nous a conduit à proposer et tester des stratégies d'interception originale (Figure 67). L'opportunité de démarches locales en partenariat avec des agriculteurs, des chambres d'agriculture, des associations citoyennes ou syndicats a permis de développer rapidement des prototypes réels de ZTHA de configuration déjà transposable. Ainsi les sites de Bray, Chantemerle, Rampillon, les cressonnières de l'Essonne ont permis une évaluation in situ de la performance épuratrice (Figure 64, Figure 65 et Figure 66).

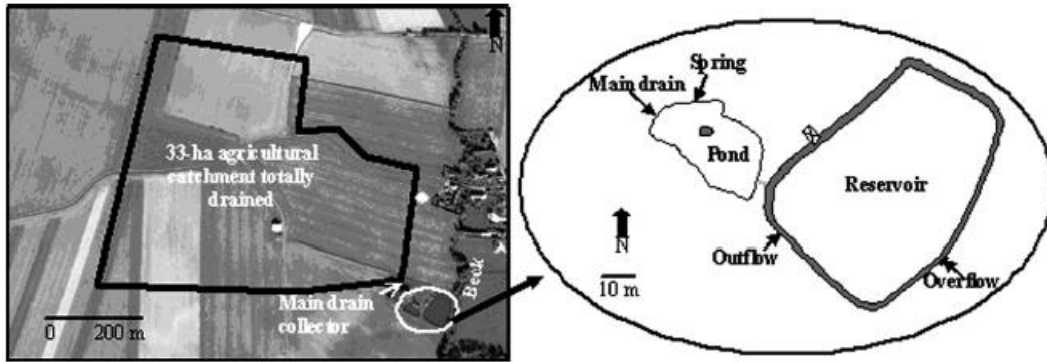


Figure 64. Zone tampon en série (amont de 36ha, surface de 4000m², volume de stockage de 9000m³, profondeur maximale de 3m), site de Chantemerle (Tournebize et al., 2013, 2015)

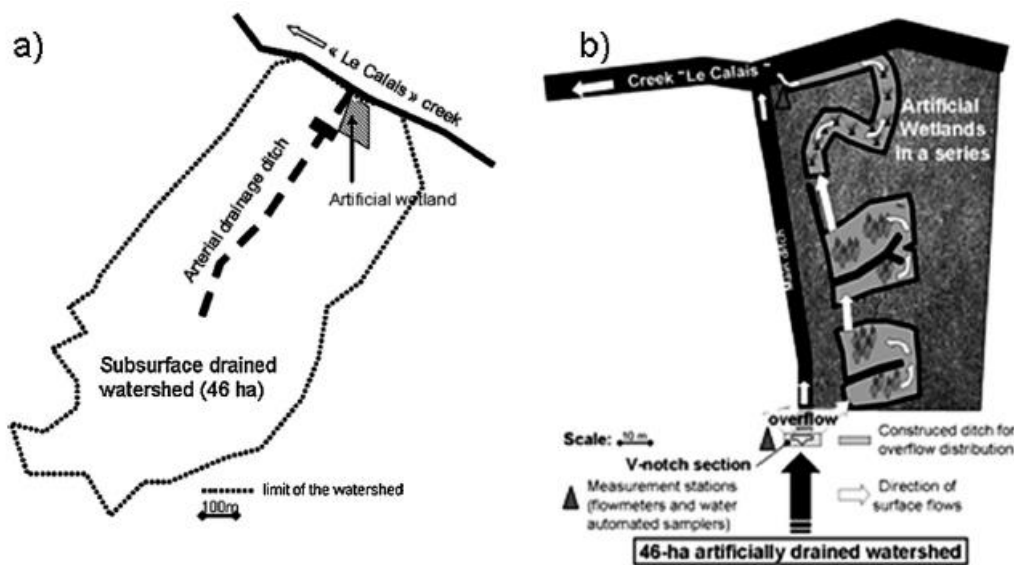


Figure 65. Zone tampon humide artificielle en parallèle (amont de 46ha, surface de 1280m², volume de stockage de 330m³, profondeur maximale 0,8m) site de Bray (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).

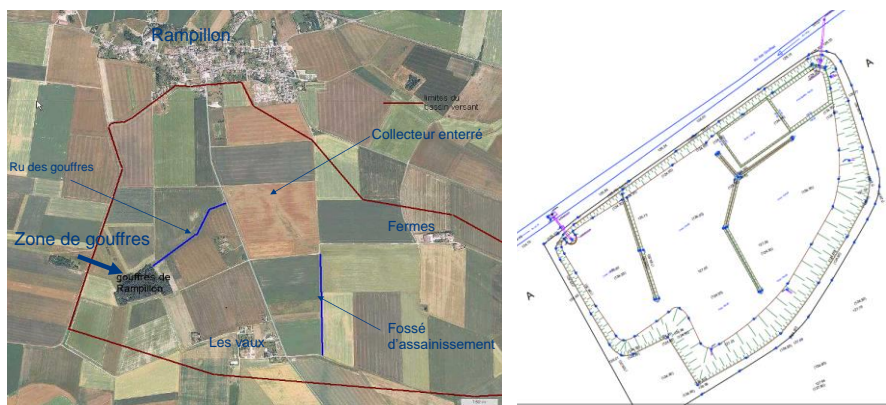


Figure 66. Zone tampon humide de Rampillon (amont 355ha, surface de 6000m², volume de stockage de 2550m³, profondeur maximale de 1,3m).

Dans le cas des ions nitrate, considérant que toutes les eaux de drainage présentait une concentration non nulle, la stratégie en série (In Stream) est recommandée (testé sur le site de Chantemerle). En effet, la stratégie en série ne cible aucun écoulement en particulier et permet

l'interception de tous les flux provenant du drainage. Or la forte variation des débits implique un dimensionnement élevé capable de tamponner la majorité des flux. Ce surdimensionnement conduit à un volume de stockage temporaire et une emprise foncière importants. Dans le cas des pesticides, les transferts étant fortement dépendant des traitements et de la réponse hydrologique, cibler le maximum de flux de contaminants dans le minimum de flux d'eau nous a conduit à proposer une stratégie d'interception séquentielle par une gestion dynamique ouverture / fermeture, en parallèle du réseau hydrographique (Off Stream). Dans ce cas, la gestion ouverture / fermeture aux périodes post applications (novembre et à partir de fin mars) permet de capter les crues plus faibles pendant ces périodes qu'en saison de drainage intense, de les stocker pendant un temps plus long. Cette stratégie en théorie garantit un temps de résidence de l'eau plus long pendant les périodes ciblées. Ces deux situations sont testées et évaluées dans la suite.

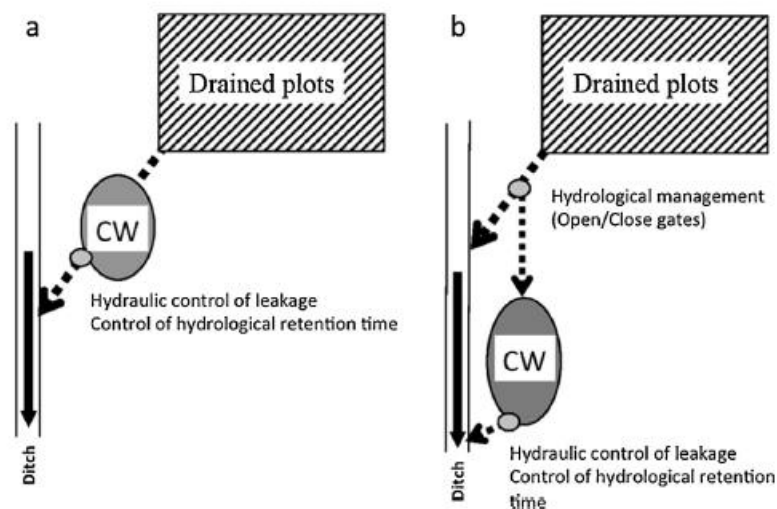


Figure 67. Schéma conceptuel d'interception des eaux de drainage a) en série / In Stream et b) en parallèle / Off Stream (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).

En terme de positionnement dans le bassin versant, la dynamique des transferts nitrate et pesticides présentée au chapitre 2, nous conduit à privilégier une implantation au plus proche de la source émettrice (donc des parcelles) pour les pesticides, et indifféremment pour le nitrate.

4.4 Performance des ZTHA

L'analyse de la performance ne peut se faire qu'avec une métrologie fiable et rigoureuse. Du fait des fortes variations de concentration en entrée, les suivis ponctuels ne permettent pas une évaluation objective. Ainsi l'analyse de performance s'appuie sur des protocoles orientés sur la comparaison des flux sur des périodes annuelles. Les flux d'entrée sont comparés aux flux de sortie et un ratio d'efficacité flux sortant / flux entrant est calculé pour chaque site et configuration.

4.4.1 Rétention en nitrate

Le suivi haute fréquence sur le site de Rampillon montre une forte variabilité de rétention qui dépend du signal hydrologique en entrée mais aussi de la saison (Figure 68). Le signal hydrologique influence directement le temps de résidence : pendant les périodes de faibles écoulements, la rétention est plus marquée entre l'entrée et la sortie. Les concentrations mesurées en avril 2014 (entrée 40mg/L et sortie 5 mg/L, pour un débit de 2L/s) démontrent que le potentiel d'une ZTHA peut être très élevé. En revanche, pendant les périodes de crue ou en saison de drainage intense, la

rétention, quoique positive, s'avère très faible. A ce paramètre hydrologique, s'ajoute celui de la température, stimulant les processus de rétention. A débit équivalent, la rétention est plus faible en période hivernale qu'en période estivale. La comparaison sur l'ensemble des périodes de suivi montre une différence moyenne en concentration de 20mg/L. La fréquence de dépassement de la limite de 50mg/L est réduite de 50% en moyenne. Cependant, dans le cas de Rampillon, du fait d'une gestion dynamique ouverture / fermeture, l'interception des flux de nitrate est très réduite, se limitant à 11% du volume annuel écoulé, l'abattement en terme de flux ne s'élève qu'à 2% du flux annuel. Ce point confirme que la stratégie en parallèle avec gestion ouverture / fermeture n'est pas adaptée au cas de la pollution par le nitrate.

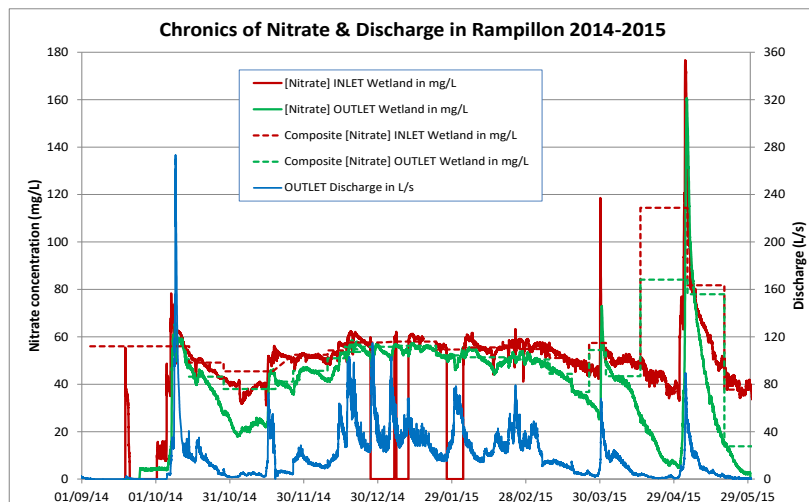


Figure 68. Chronique des débits, concentrations entrée / sortie de la ZTHA de Rampillon, saison 2014-2015.

Un suivi pluriannuel sur 8 ans du site de Chantemerle permet d'évaluer l'efficacité interannuelle sur une configuration en série, interceptant la totalité des flux (Figure 69). L'abattement des concentrations est très marqué, avec une réduction de 30mg/L en moyenne sur toute la période. L'interception des écoulements étant totale, cette réduction se traduit par une rétention moyenne de 50% en flux. Cependant cette rétention varie de 20 à 80% selon le régime hydrologique. Les années humides, caractérisées par des lames d'eau drainée hivernale élevées comme en 2007-2008, (154 mm d'écoulement hivernal sur les 182mm annuels) présentent un abattement limité à 20%, alors que les années plus sèches comme en 2011-2012, avec une lame d'eau totale de 81mm, engendre une rétention maximale supérieure à 70%.

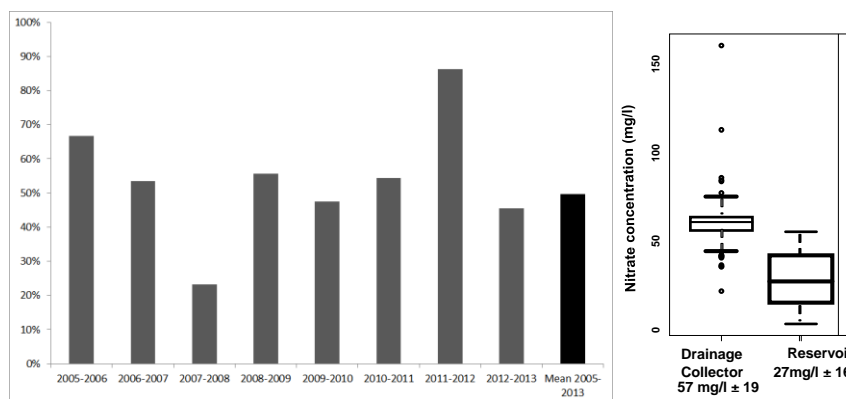


Figure 69. Rétention pluriannuelle (2005-2013) de nitrate sur la ZTHA en série, site de Chantemerle (Tournebize et al., 2015).

Ces suivis montrent d'une part le potentiel réel des ZTHA pour réduire les concentrations et les flux, mais aussi une très forte variabilité de l'efficacité inhérente à tout écosystème naturel, à l'échelle intra saisonnière et interannuel. L'efficacité peut être totale ou nulle selon les conditions hydrologiques contrôlant le temps de séjour hydraulique des polluants dans la ZTHA. Il apparaît clairement que le temps de résidence hydraulique et l'effet température sont des paramètres clés de l'efficacité des ZTHA. La configuration en série s'avère plus propice pour le cas des nitrates. Ces résultats soulèvent la question des protocoles de suivi qui doivent être basés sur la comparaison des flux sur des périodes pluriannuelles : les 2 cas, Rampillon et Chantemerle, conduisent à des réductions similaires de concentration mais aboutissent à des rétentions en flux totalement différentes (2 et 50%).

4.4.2 Rétention des pesticides

L'évaluation de la performance s'est effectuée à deux niveaux : évaluation interne par comparaison des flux en entrée et en sortie et évaluation globale incluant la stratégie d'interception pour le cas en parallèle. Dans les deux exemples, les concentrations en pesticides sont réduites en sortie des ZTHA. Cette réduction est d'autant plus marquée que les concentrations d'entrée sont élevées (Figure 70). Dans tous les cas les concentrations sont proches des standards de qualité des eaux de 0,5µg/L pour la somme des pesticides quantifiés. Dans le cas en série, la forte dilution, induite par le volume du bassin de stockage ne permet pas de démontrer des processus de rétention. En général, les pesticides présentant des Koc fort comme l'Aclonifen, Azoxystroïne, Pendimethaline et Tébuconazole ne sont pas détectés en sortie de la ZTHA (Figure 71). Ceci peut aussi s'expliquer par les faibles quantités transférés depuis les parcelles agricoles drainées (<1g). A l'inverse, les pesticides avec de faibles Koc comme Isoproturon, Chlortoluron, S-Metolachlore et Metazachlor, sont faiblement retenus par la ZTHA. Des bilans négatifs sont même observés pour Iprodione et Chlortoluron mettant en évidence, des processus de remobilisation / relargage.

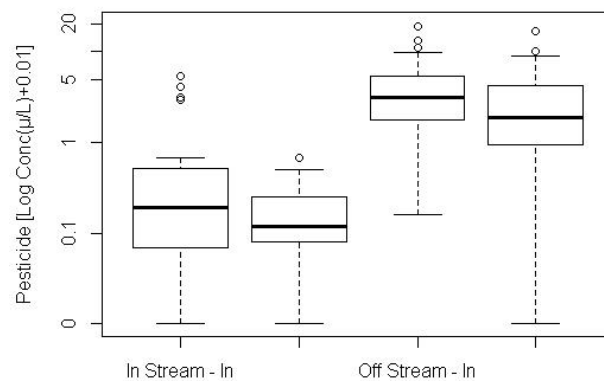


Figure 70. Comparaison des performances (In et out) des ZTHA en configuration en série (In Stream) et en parallèle (Off Stream), (sites Bray et Chantemerle, Tournebize et al., 2013)

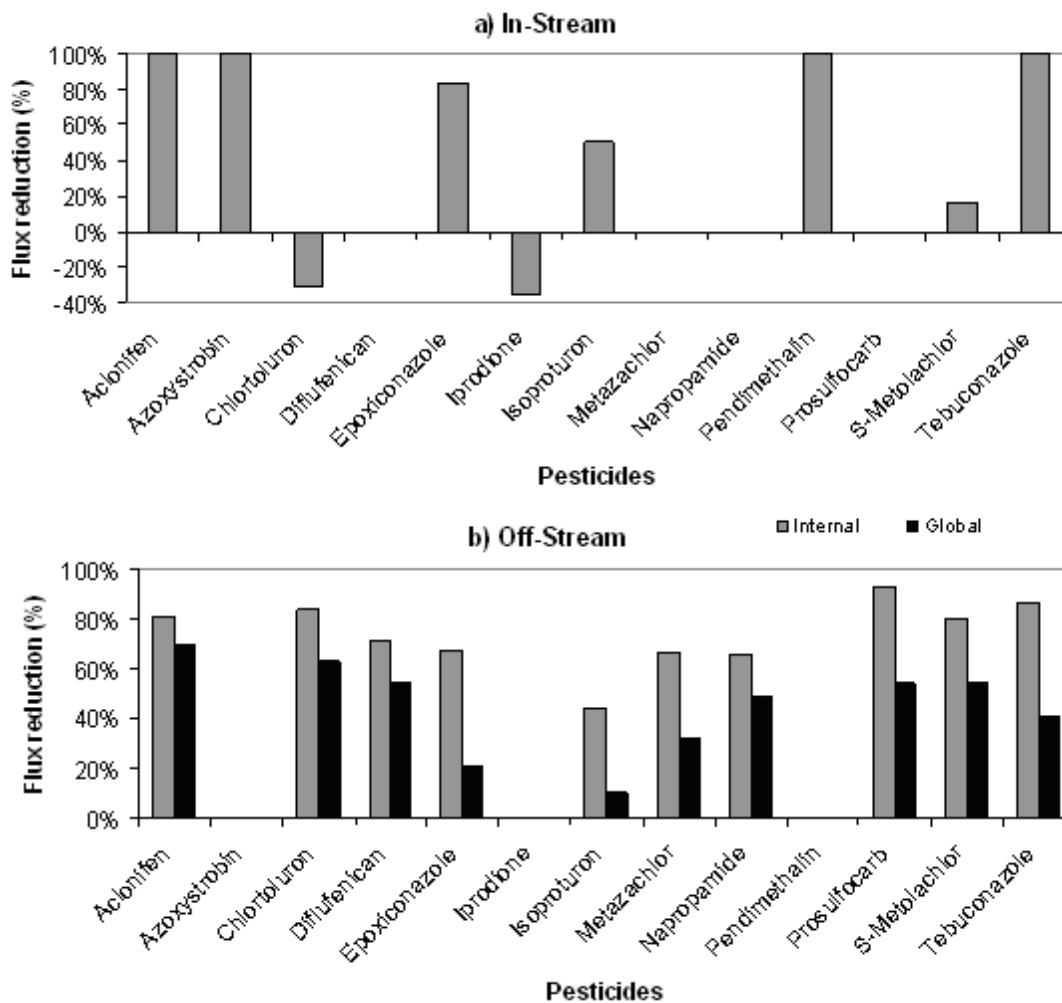


Figure 71. Réduction des flux de pesticides en pourcentage flux entrant / flux sortant a) configuration en série, b) configuration en parallèle, sites de Chantemerle et Bray (Tournebize et al., 2013, Passeport et al., 2013).

Nous distinguons dans la suite l'évaluation interne de la ZTHA (comparaison entrée/sortie), de l'évaluation globale (comparaison des flux totaux provenant du bassin versant amont aux flux totaux à l'aval incluant le passage à travers la ZTHA). Dans le cas en parallèle, si l'efficacité interne, simple comparaison des flux, montre un réel potentiel de la ZTHA à réduire les flux de pesticides supérieur à 40% pour le cas de l'isoproturon et jusqu'à 90% pour le prosulfocarbe, l'évaluation de la stratégie d'interception est moins positive (Figure 71). En effet, l'interception des flux contrôle l'efficacité globale. Pour les pesticides appliqués au printemps, lors des écoulements peu intense, la quasi totalité du flux transite par la ZTHA, conduisant à des efficacités globales proches des efficacités internes, en revanche, pour les pesticides appliqués à l'automne, période proche de la saison de drainage intense (période de fermeture de la ZTHA), une part non négligeable du flux ne transite pas par la ZTHA, limitant de fait son efficacité globale. Ce résultat nous a conduit à proposer pour la ZTHA de Rampillon, une gestion hydraulique de l'entrée différente, adaptée à une interception continue mais bridée aux périodes de forts écoulements (limitée à la capacité hydraulique du diamètre du tuyaux d'entrée).

L'efficacité semble supérieure pour les molécules aux propriétés de sorption élevées (Koc). Comme souligné par (Vymazal and Bgrezinová (2015), reprenant dans sa synthèse bibliographique de

nombreux résultats que nous avons publié), la classification de leurs efficacités selon un gradient de Koc : faible <400 mL/g ; intermédiaire (400 - 1000 mL/g et élevé >1000 mL/g montre l'influence de ce paramètre (Figure 72). Le premier groupe comprend les molécules suivantes MCPA, Bentazone, Matalaxyl, Isoproturon, Chlortoluron, Metamitron, S-Metolachlor, Ethofumesate, Atrazine, et Metazachlor et une efficacité moyenne de 25%. Le second et troisième groupes avec Boscalid, Chlorothalonil, Napropamide, Tebuconazole, Azoxystrobine, Propyzamide, Propiconazole, Fenpropimorph, Epoxiconazole, Chlorpyrifos, Prosulfocarbe, Diflufe-nilcanile, Aclonifen, et Pendimethaline montrent une efficacité moyenne de 49 et 51%.

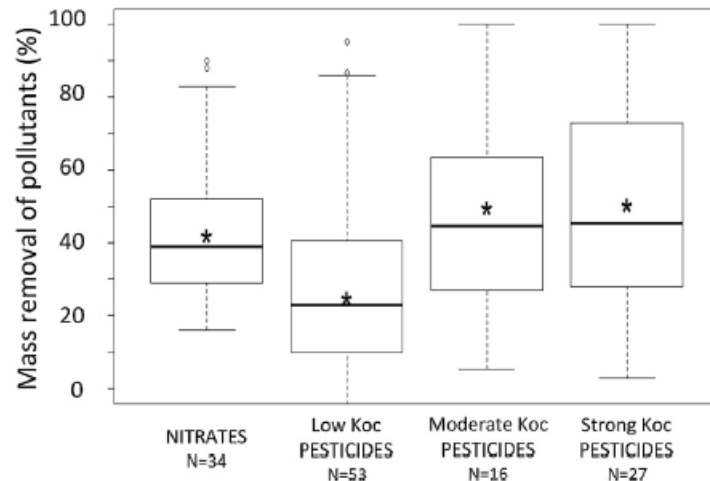


Figure 72. Efficacité de rétention des pesticides selon 3 classes de Koc. N représente le nombre de données provenant des sites expérimentaux de Chantemerle, Bray, Rampillon. (Tournebize et al., 2017).

L'expérimentation de Rampillon aborde un nombre de pesticides plus importants (90 molécules suivies) que les deux sites de Chantemerle et Bray (13 molécules) pour une ZTHA de taille plus importante. Cet échantillonnage plus important permet ainsi de mieux cerner les types de pesticides et par matières actives individuellement (Figure 73 et Tableau 8). Les herbicides, dont les applications sont les plus importantes, notamment en période pré saison de drainage intense, présentent une efficacité de 29% principalement du fait de propriétés de sorption plus faibles. Les fongicides, appliqués au printemps, à une période plus favorable à la rétention, et avec des propriétés de sorption plus élevée, présentent une efficacité de 57%. Les insecticides et molluscocides sont moins retenus (<13%). En revanche, les régulateurs de croissance, molécules moins complexes chimiquement, sont totalement dégradés. Dans le détail, le Tableau 8 présente, molécules par molécules, les gammes d'efficacité de « inefficace à 100% de rétention ». On peut se poser la question en quoi cette liste, montrant l'intérêt et limite des ZTHA à la rétention, peut influencer sur les pratiques agricoles et sur le conseil en matière de stratégie phytosanitaire. Cependant, ces deux classements ne permettent pas discriminer le potentiel réel des ZTHA puisqu'il ne prend pas en compte l'aspect quantité et période d'application. Ce serait un point statistique à explorer.

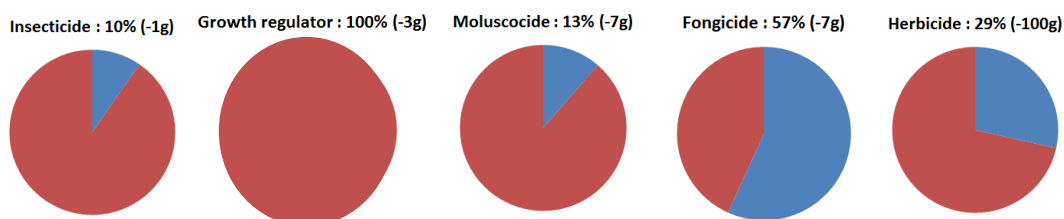


Figure 73. Rétention (en % et en masse) par type de pesticides, site de Rampillon, période 2012-2015.

Tableau 8. Gamme d'efficacité mesurée sur 3 campagnes sur le site de Rampillon.

Gamme d'efficacité mesurée in situ				
Inefficace	10 → 20%	20 → 40%	40 → 60%	60 → 100%
Mesotrione	Cyproconazole	Clopyralid	Clomazone	2,4-D
Imazamox	Imidaclopride	Bentazone	Aclonifen	Benoxacor
Chlortoluron	Atrazine déséthyl	Metamitron	Dimethenamide	Chlorméquat
Ethofumesate	Mesosulfuron mtl	Chloridazone	Atrazine	Triflurosulfuron
Fluroxypyr	Isoproturon	Florasulam	S-metolachlor	mtl
2,4-MCPA	AMPA	Boscalid	Azoxystrobine	Ethephon
		Dimetachlore	Diflufenican	Napropamide
		Nicosulfuron	Lenacile	Tebuconazole
		Propyzamide	Glyphosate	Epoxyconazole
			Propiconazole	Pendimethaline
			Quinmerac	Fluoxastrobine
				Métazachlor

Les résultats expérimentaux menés sur les ZTHA, comme le présente Stehle et al., 2011, présentent une large gamme d'efficacité selon les molécules. Dans tous les cas, les ZTHA ne sont pas une garantie à 100% de réduction des transferts, mais elles doivent être intégrées de façon complémentaire aux actions de réduction à la source de la pression. Ce point met en évidence une part inhérente à l'ingénierie écologique de la prise en compte de l'incertitude des processus de rétention. Les propriétés de sorption semblent être un paramètre prépondérant dans l'efficacité, pouvant générer des phénomènes réversibles de désorption. D'ailleurs, les résultats synthétisés dans le cadre du projet Artwet sont les seuls à présenter des efficacités négatives pour certains pesticides. Deux questions restent en suspens : les déterminismes de l'efficacité de rétention (hiérarchisation des processus de sorption et de dégradation) et l'influence de la période de transfert / dynamique de l'écosystème (activité biologique, hydrologie).

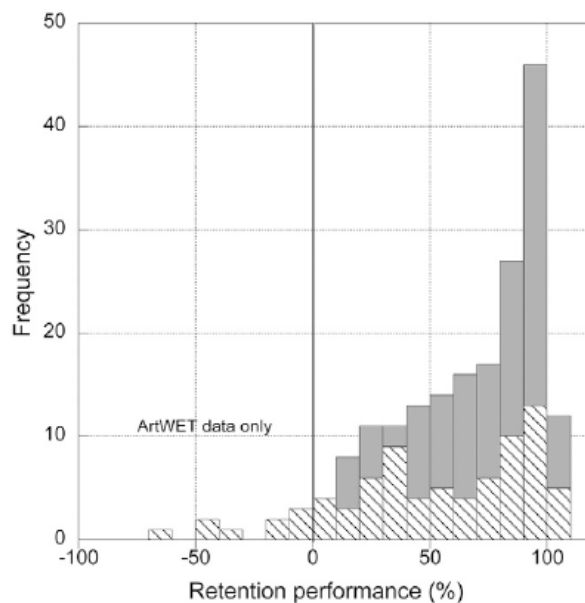


Figure 74. Histogramme des performances de rétention de pesticides par les systèmes végétalisés (en gris de 110 données de la littérature, en hachuré sur une base de 78 données provenant du projet Life ARTWET, incluant les sites de Bray, ZTHA et ZT boisée). Stehle et al., 2011.

En termes de dimensionnement, les sites expérimentaux montrent deux points :
 - la comparaison des volumes des ZTHA (7m³ par hectare drainé amont pour les sites de Bray et Rampillon et 300m³ pour Chantemerle) montre une efficacité supérieure pour les ratios les plus élevés, en lien avec la gestion du temps de séjour hydraulique des polluants dans la ZTHA. Cependant, le ratio devrait se situer entre les deux valeurs (cf chapitre 4) ;
 - l'effet superficie du versant intercepté (40ha dans le cas de Bray et Chantemerle et 355ha dans le cas de Rampillon) démontre une meilleure efficacité au plus proche de la source avec un seuil entre 30 et 100ha.

4.5 Identification des processus internes des ZTHA

Une publication de Fisher et Acreman, 2004, sur la base d'une synthèse de 57 études publiées de zones humides, portant sur l'élimination des ions nitrates mais pouvant s'appliquer aussi aux cas des pesticides, a relevé les paramètres considérés comme dominant (Figure 75). Les conditions chimiques sont les plus citées, suivies du paramètre « temps de résidence », puis de la présence de végétation. Ce sont ces paramètres qui sont étudiés dans la suite.

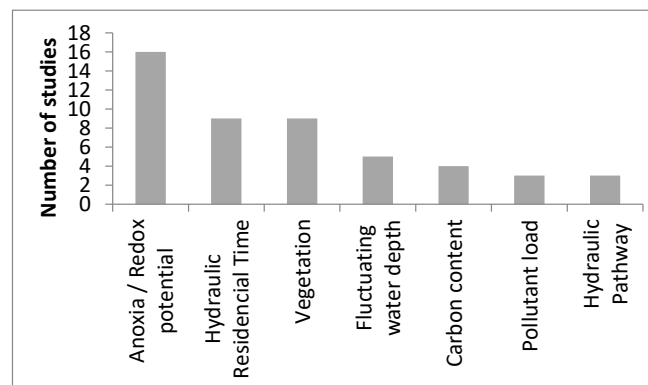


Figure 75. Variables classées comme dominantes dans les processus du devenir des ions nitrates dans 57 zones humides étudiées de Tournebize et al. 2013 chapitre ASTEE, adapté de Fisher et Acreman 2004

Les expérimentations menées dans les différents projets avaient pour objectif soit in situ (traçage hydraulique, réacteur in situ) soit au laboratoire (batch) en conditions contrôlées de caractériser et quantifier les processus internes aux ZTHA.

4.5.1 Le temps de résidence hydraulique : traçage

La gestion du temps de séjour hydraulique des polluants est un paramètre crucial dans une ZTHA. En effet ce paramètre influence les processus actifs de rétention. Alors que les processus de sorption ont lieu à des pas de temps horaire, les processus de dénitrification ou de dégradation des pesticides s'expriment sur des pas de temps de plusieurs jours. La gestion des débits entrant s'accompagne aussi de la vitesse et de la profondeur d'eau. Une colonne d'eau peu importante (<0,50cm) et une vitesse faible (<0,1m/s) favoriseront les interactions polluants / substrats. Ces facteurs sont contrôlés d'une part par le débit entrant, mais aussi la géométrie de la ZTHA et son taux de couverture végétale. A travers plusieurs travaux de recherche (projet Life ARTWET, TRUSTEA, Cressonnière), des expérimentations de traçage ont permis de mettre au point des approches méthodologiques d'interprétation des traçages. Nous avons deux approches différentes dans les deux projets. Dans ARTWET, il a été mené des expérimentations de traçage avec les mêmes traceurs mais sur des sites différents et des conditions hydrologiques différentes. Aux grandeurs classiques d'interprétation des traçages, des grandeurs spécifiques (SPA, STR, ATR, définis au chapitre 1) ont été introduites

permettant la comparaison des ZTHA entre elles, en tenant compte de leur géométrie (volume et surface) (Lang et al. 2011). Le site des cressonnières propose des modalités différentes (taux de couverture végétale) sur une même géométrie permettant ainsi une comparaison des résultats.

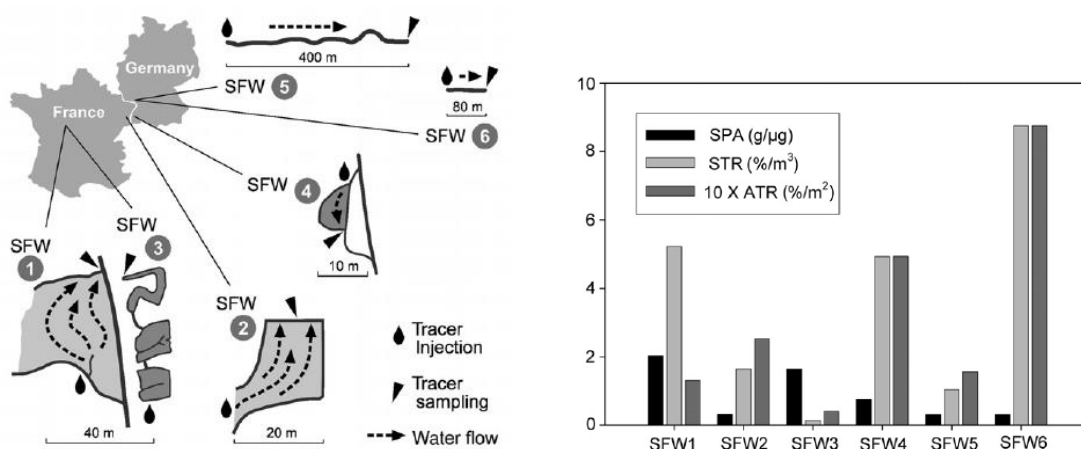


Figure 76. Sites d'application de la méthode de traçage (SFW 1 et 3 correspondent aux ZTHA et ZT boisée de Bray). Paramètres de comparaison du comportement du SulfoRodhamine B (Lang et al., 2011).

Tous les systèmes montrent des court-circuits hydrauliques ($\lambda < 0.75$), des zones d'eau stagnantes ($\epsilon < 0.7$), réduisant les interactions avec les substrats et ne permettant pas de faire l'hypothèse de mélange parfait. Le fonctionnement hydraulique est aussi dépendant de la forte hétérogénéité de couverture végétale. L'utilisation du traceur Sulforhodamine B comme traceur de pesticide mobile semblable à l'isoproturon, permet de mettre en évidence les capacités de sorption des différentes ZTHA testées. Les deux systèmes qui permettent une meilleure atténuation du pic spécifique (SPA) sont les deux ZTHA de Bray en raison de leur plus grande géométrie. Cependant les deux autres paramètres rétention volumique et surfacique du traceur (STR et ATR) montrent que les systèmes de très petites dimensions sont plus efficaces hydrauliquement, c'est-à-dire présentant le moins de court-circuit hydraulique et de volume mort, mais réduisent moins les pics de concentration. Ainsi en conditions de débit faible, c'est une limite de l'étude, les résultats montrent qu'une faible profondeur d'eau est une variable clé qui favorise les processus de sorption. Les ZTHA avec une profondeur importante ont un rôle de dilution plus important, mais l'ATR est plus importante pour les systèmes peu profonds malgré des vitesses plus importantes.

Tableau 9. Caractéristiques géométriques, efficacité hydraulique et extension des zones mortes. (SFW1 et SFW3 correspondant aux sites Irstea)

ZTHA	Longueur (m)	Profondeur (m)	Surface (m ²)	Volume (m ³)	λ	ϵ
SFW1	71	0.025	530	40	0.15	0.28
SFW2	23	0.15	325	50	0.02	0.23
SFW3	200	0.25	1280	330	0.55	0.65
SFW4	10	0.1	65	6.5	0.26	0.47
SFW5	413	0.2	206	31	0.76	0.77
SFW6	80	0.1	40	4	0.44	0.50

Une deuxième expérimentation dans les systèmes cressicoles a permis de mettre en évidence spécifiquement l'influence de la végétation dans le contrôle hydraulique. Le taux de couverture variant de 0, 30 et 100% influe directement sur le temps de séjour hydraulique, à débit constant et homogène). La végétation joue le rôle de frein hydraulique, répartit la vitesse et favorise ainsi le contact avec les substrats

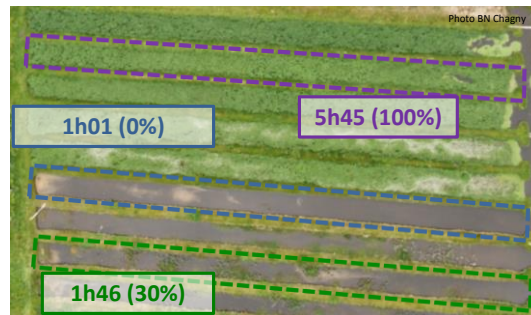


Figure 77. Temps de résidence du traceur selon le taux de couverture végétal à débit constant et homogène. Site des Cressonnières (Pulou, 2011).

4.5.2 Stimuler la dénitrification

Le processus de dénitrification est un processus biologique naturel de consommation de l'oxygène de l'ion nitrate en l'absence de dioxygène dans le milieu.

4.5.2.1 Interface sédiment / colonne d'eau

L'interface sédiment / colonne d'eau a été explorée dans le cadre de l'étude sur la ZTHA de Chantemerle. Le suivi corrélé de la teneur en oxygène dissous et des concentrations en nitrate confirme le processus de dénitrification en condition anaérobie (Figure 78). Les profils de la colonne d'eau montrent aussi une stratification des couches : une couche active dans la dénitrification (<30cm, forte diminution du profil de concentration en nitrate) et une couche (entre la surface et 30cm du fond) de concentration en nitrate à l'équilibre, par homogénéisation diffusive (loi de Fick). Ce résultat nous conduit aussi à préciser l'importance de l'interface sédiment / colonne dans le processus de dénitrification sur une couche anoxique allant jusqu'à 30cm au dessus du fond.

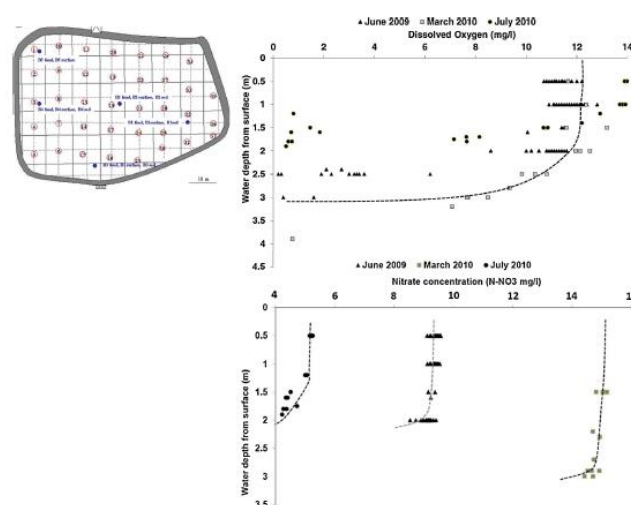


Figure 78. Distribution spatiale des concentrations en nitrate et oxygène dissous à 3 dates (Juin 2009, Mars et Juillet 2010). Site de Chantemerle (Tournebize et al., 2015).

4.5.2.2 Le rôle de la végétation

Une question revient régulièrement sur le rôle de la végétation dans les processus de rétention et spécifiquement concernant l'ion nitrate. L'originalité de l'étude des cressonnières, offrant un site « plan d'expérience » grande nature a permis d'étudier finement la trajectoire écologique après abandon de l'activité cressicole et le rôle de la végétation dans le processus rétentif de l'azote. Ainsi un protocole de mesure sur le site expérimental est basé sur des bilans de masse (azote dans l'eau et dans la biomasse) pour chaque modalité et, dans un deuxième temps, des expérimentations en laboratoire sur la dénitrification contrôlée par la source de carbone.

La trajectoire écologique des cressonnières à l'abandon montre une relation du stade d'abandon avec le potentiel de dénitrification (Figure 79). La végétation du cresson présente une saisonnalité stimulant l'élimination du nitrate. Les stades de colonisation avec de la végétation rudérale et d'hélophytes (roselière) montrent un taux uniforme d'élimination. Ce constat nous a conduit à étudier d'une part la proportion prélevé par la végétation et la qualité du carbone disponible pour la dénitrification.

Le bilan de masse et le calcul du taux d'élimination des nitrates conduisent à estimer l'assimilation par la végétation entre 15 et 30% et la dénitrification à 70-85% (Figure 80). Alors que le processus de prélèvement par la végétation est réduite temporellement à la période végétative, la dénitrification, quoique variable en intensité, se produit toute l'année.

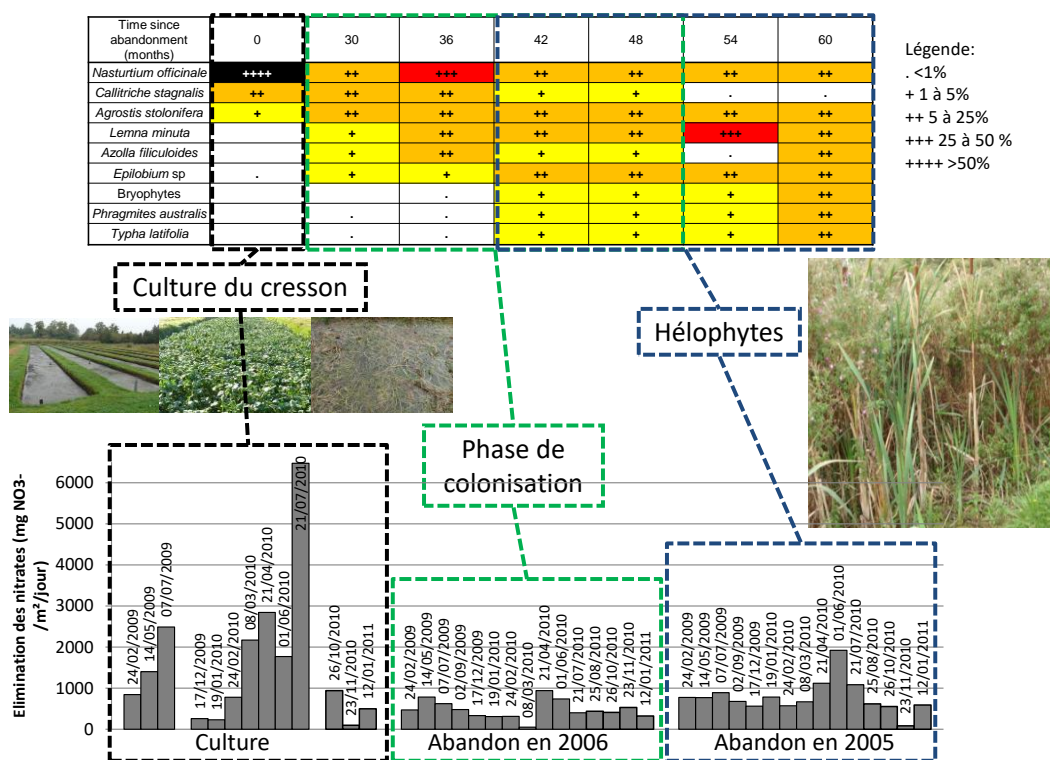


Figure 79. Evolution végétale et du taux d'élimination du nitrate (site des Cressonnières, Pulou 2011).

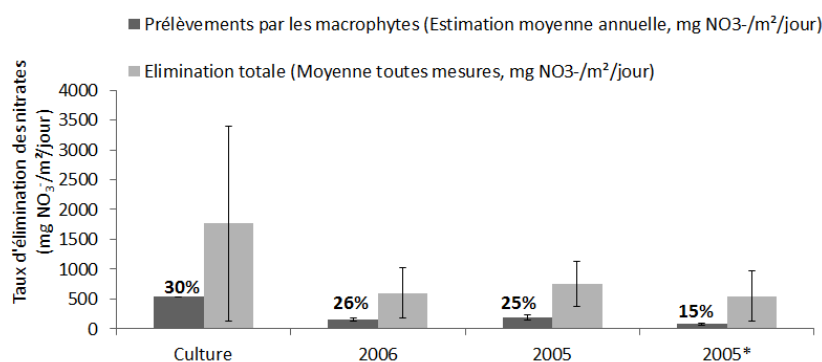


Figure 80. Part des prélèvements par la végétation dans l'élimination du nitrate mesurée mensuellement.

Le travail a ensuite été orienté sur la source de carbone. Après une phase de caractérisation du taux de carbone par espèces présentes, le choix s'est porté vers le cresson (600g/m²) et le roseau (250g/m²). Des expérimentations de dénitrification comparatives selon la source de carbone ont été menées (Figure 81). En parallèle des caractérisations de la nature du carbone libéré lors de la dégradation de la végétation par cinétique de dégradation in situ du cresson et du roseau (méthode du litter bag) ont été déterminées en appliquant la méthode Van Soest (1963). La libération rapide du carbone du cresson sous une forme facilement assimilable booste la dénitrification mais sur une courte période liée à la sénescence de la culture. Le carbone du roseau est plus cellulosique et par conséquent moins facilement assimilable, mais diffuse un carbone tout au long de l'année à cause de sa lente dégradation. Le carbone soluble est 10 fois plus présent dans le cresson que dans le roseau. Ces résultats démontrent d'une part le rôle indirect de la végétation stimulant l'activité dénitrifiante en fournissant le carbone nécessaire à la réaction et d'autre part que la qualité du carbone assimilable est d'importance. Pulou et al., (2012) a donc complétée la notion de ratio C/N classiquement utilisée, par le ratio C facilement assimilable/N.

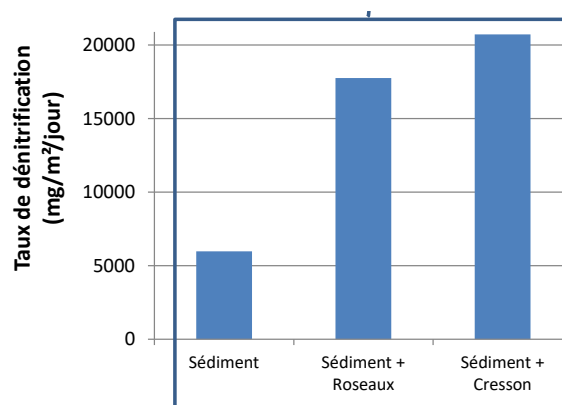


Figure 81. Taux d'élimination du nitrate selon le substrat en condition contrôlée de laboratoire (tiré de Pulou et al., 2012).

4.5.2.3 Détermination de la vitesse de dénitrification

Le temps de résidence hydraulique est un paramètre clef, mais la question scientifique porte sur la détermination de ce temps de résidence. Des cinétiques de dénitrification en laboratoire démontrent, qu'en condition optimale (anoxie et température contrôlée), 5 jours sont nécessaires (Figure 82). Une nuance est apportée avec les expérimentations en réacteur in situ. Cette méthode originale permet de caractériser la cinétique de dénitrification in situ (dans l'écosystème), en condition semi contrôlée (isolement hydraulique pour maintenir des conditions statiques, mais

température, oxygénation naturelles). Il semble que 8 jours soient nécessaires pour consommer 80% de la masse initialement présente. Cette opération de réacteurs in situ a été renouvelée sur plusieurs périodes à différentes températures (Figure 83). La dépendance à la température, qui est classiquement admis (loi de Van't Hoff), est définie in situ. Le taux de dénitrification in situ en condition semi contrôlée, est alors comparé aux taux calculés sur l'année au moyen des suivis hautes fréquences et en remplaçant la température moyenne pondérée des écoulements. Les résultats sont cohérents entre eux et contribueront à la conceptualisation des modèles du chapitre suivant.

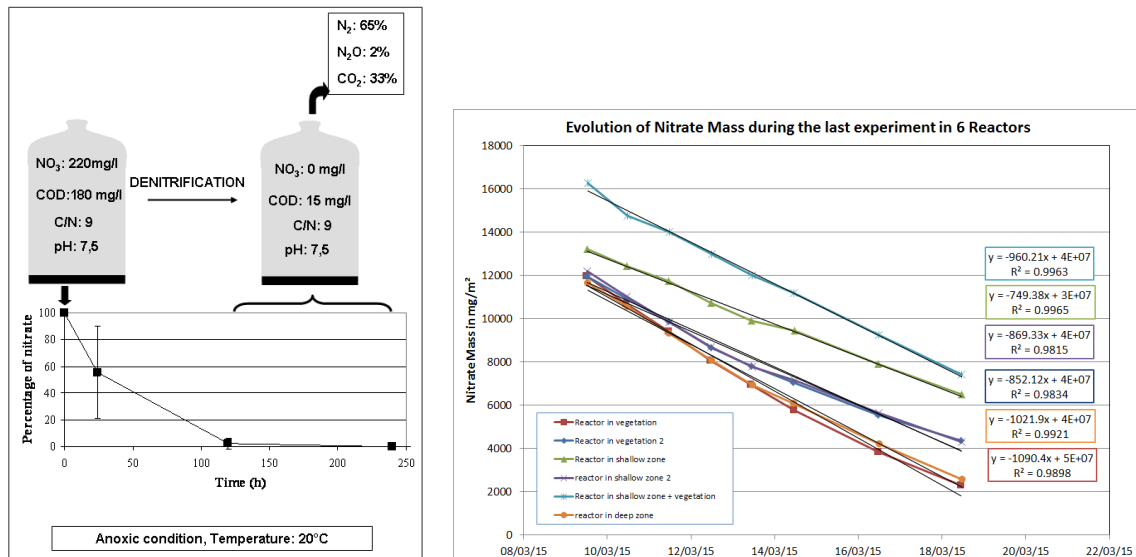


Figure 82. Expérimentation en réacteur a) au laboratoire (Tournebize et al., 2015) et b) in situ (site de Rampillon)

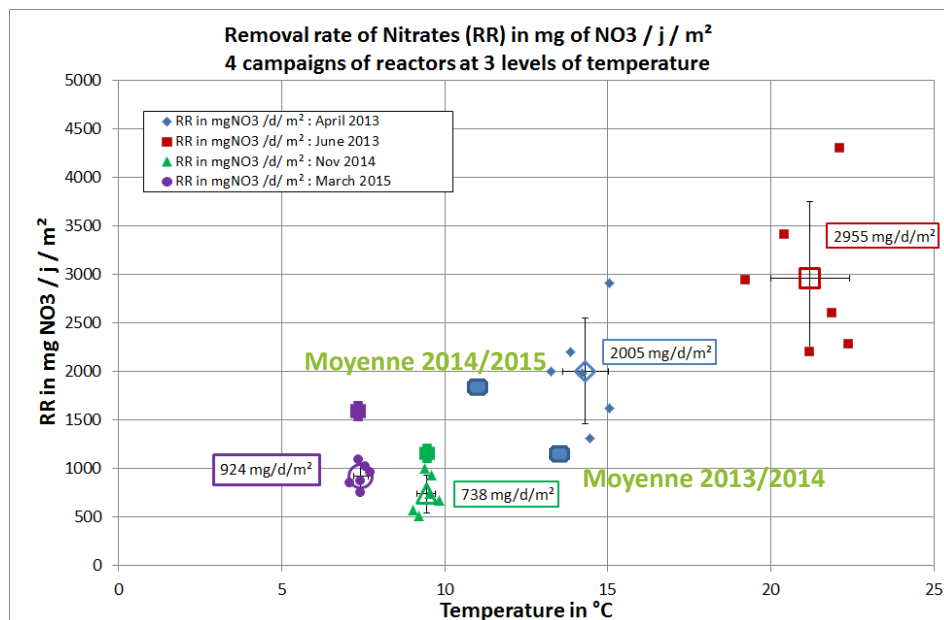


Figure 83. Influence de la température sur le taux de dénitrification mesuré in situ (site de Rampillon).

Les valeurs de dénitrification déterminées sur les sites de Chantemerle ($966 \text{ mgN/m}^2/\text{j}$), de Rampillon ($400 \text{ mgN/m}^2/\text{j}$) et des cressonnières ($250 \text{ mgN/m}^2/\text{j}$) sont cohérents avec les chiffres rapportés par Birgand et al., 2007. Elles ne correspondent pas aux valeurs les plus fortes, mesurées dans les systèmes épuratoires (Vymazal et al., 2006) mais sont dans la moyenne.

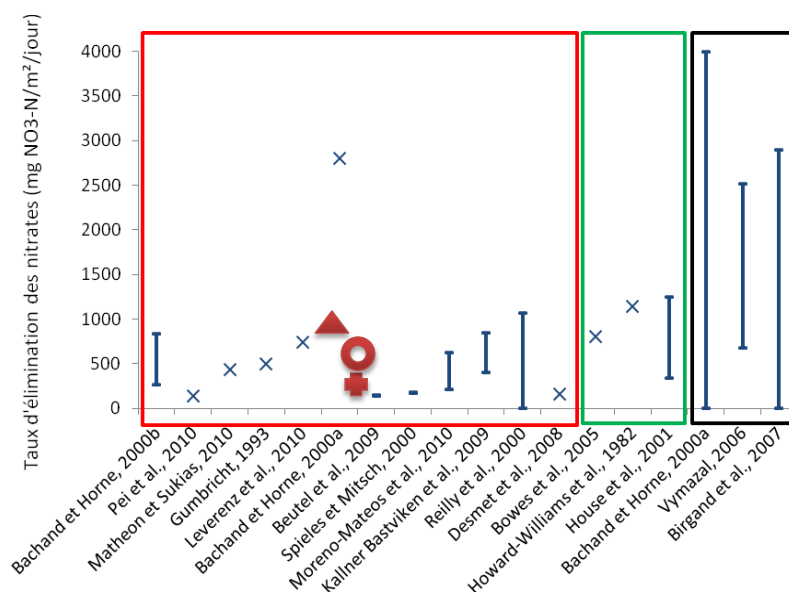


Figure 84. Valeurs citées dans la littérature scientifique pour les taux d'élimination des nitrates dans des zones humides artificielles (cadre rouge), cours d'eau (cadre vert), et valeurs issues de revues de la littérature scientifique (cadre noir). Le triangle, le cercle et la croix rouges indiquent les valeurs moyennes quantifiées sur les sites de Chantemerle, de Rampillon et des cressonnières (250 mgN/m²/j). (extrait de Pulou 2011)

4.5.3 Stimuler la rétention des pesticides

4.5.3.1 Traçage *in situ* sur litière

Les références montrent un lien fort entre la rétention des pesticides et la teneur en matière organique, la teneur en argile des substrats mais aussi la solubilité et l'hydrophobicité des molécules. Une expérimentation de traçage sur la litière de la zone tampon boisée de Bray a été menée pendant l'hiver 2008 (limitant les processus de dégradation). Cette expérimentation a montré que la matière organique peut aussi jouer un rôle ambivalent de stockage et de relargage sur 3 semaines. Alors que classiquement les expérimentations de traçage sont suivies sur des périodes courtes (quelques jours), nous avons proposé de prolonger le suivi sur une période de 3 semaines, impliquant des contraintes logistiques plus fortes. Dans les deux premiers jours, le piégeage est conforme au gradient de Koc des molécules appliquées. Cependant, lors d'un écoulement deux semaines après, il a été observé un relargage, dont le bilan de masse mesuré entre la dose appliquée et celle récupérée à l'exutoire, de 74% pour le bromure, 22 et 45% pour l'Azoxystrobine et la Cyproconazole (Figure 85). Cette expérimentation met en évidence le rôle actif de la matière organique dans la sorption, mais aussi sa réversibilité temporelle et le piégeage temporaire.

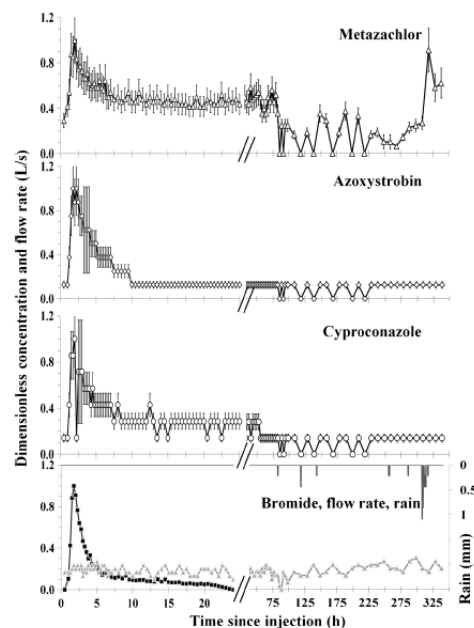
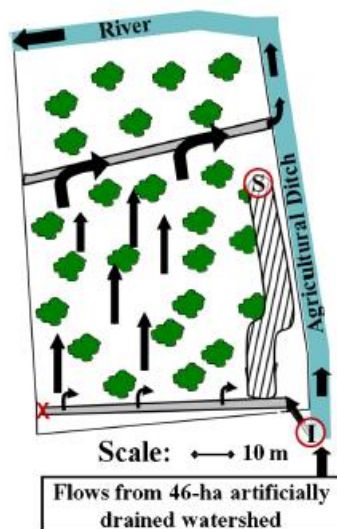


Figure 85. Débit et concentrations adimensionnelles (C/C_{max}) en bromure, Métazachlor, Azoxystrobine, Cyproconazole après injection dans la zone tampon boisée site de Bray (Passeport et al. 2011).

4.5.3.2 La sorption

Les expérimentations en laboratoire avaient pour objectif de caractériser les processus de sorption / désorption selon différentes molécules et différents substrats. Les molécules d'Isoproturon, Métazachlore et Epoxiconazole ont été choisies d'une part pour leur présence dans les eaux de drainage et d'autre part pour leur disponibilité sous forme marquée. L'originalité des expérimentations avec des molécules marquées au C14 est une méthode qui permet le calcul précis des bilans de masse. Cette étude n'a été possible qu'avec la collaboration de l'UMR Ecosys, avec un soutien de la FIRE. Les substrats sélectionnés correspondent à des sédiments prélevés sur 2 sites ZTHA (Bray et Chantemerle) ; de la litière forestière prélevée sur le site de Bray et un mélange de végétation de zone humide et feuilles mortes. Une réflexion sur le protocole a été menée pour assurer une comparaison entre les différents essais, conduisant à utiliser le même apport de carbone pour chaque modalité.

Les résultats des expérimentations montrent (Figure 86) :

- 1) Une hystérésis de sorption / désorption très marquée
- 2) Une classification des substrats sédiment / litière de bois / végétation
- 3) La désorption est moins importante car requérant plus d'énergie, les constantes déterminées à partir des expérimentations sont plus faibles de 2 ordres de grandeurs que les constantes d'adsorption. Sur les 3 molécules, une part plus faible se désorbe, montrant une irréversibilité des processus à partir des sédiments de ZTHA et par conséquent un piégeage. Cependant la végétation joue un rôle actif dans l'absorption mais aussi dans la désorption. Ce dernier point confirme les conclusions du traçage dans la zone boisée.

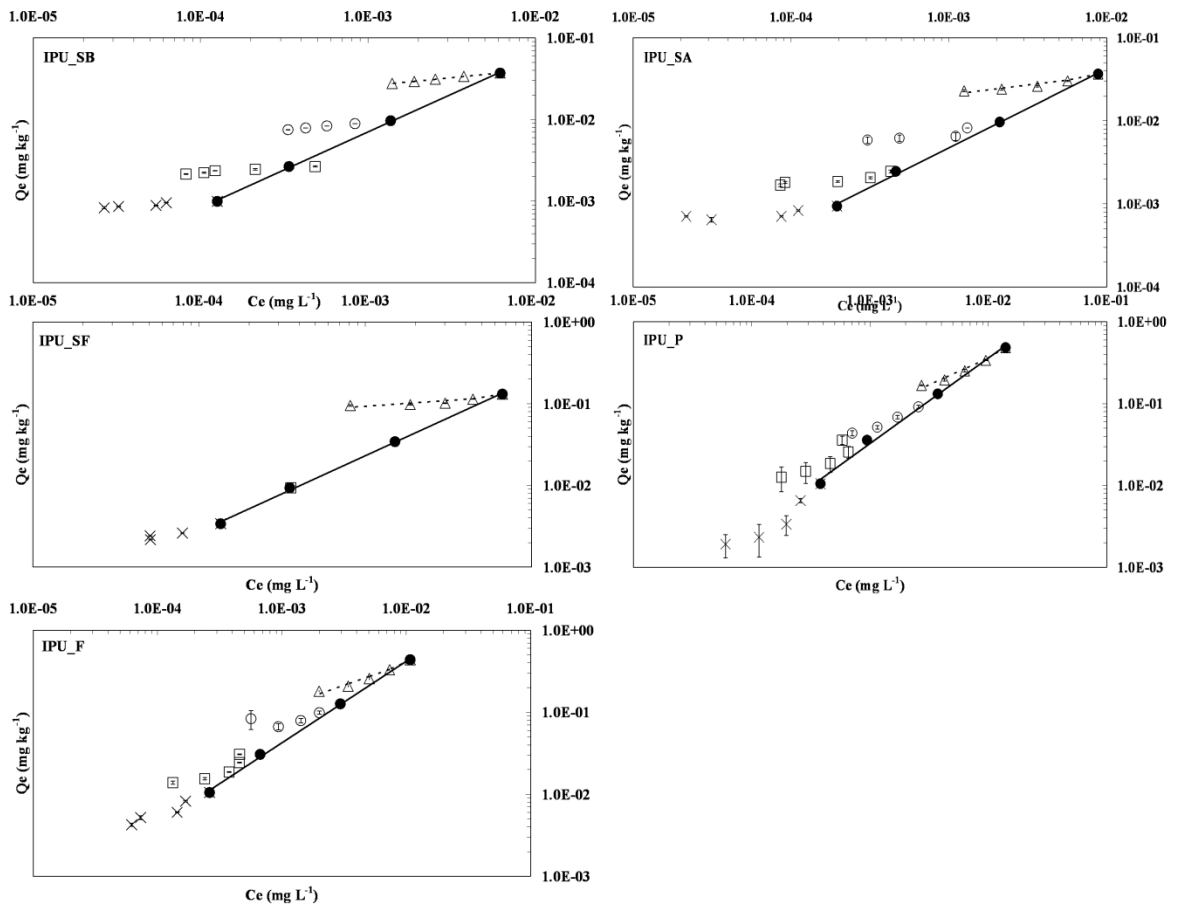


Figure 86. Isothermes d'adsorption (symbole plein) et de désorption (symbole vide) pour l'isoproturon (IPU) sur les sédiments des sites de Bray (SB) et Chantemerle (SA), sol forestier (SF), végétations (P) et litière organique (F). Ce concentration à l'équilibre, Qe la quantité sorbée sur le substrat (Passeport et al., 2011).

4.5.3.3 La dégradation

Les résultats de deux expérimentations de laboratoire ont porté sur deux molécules l'époxiconazole (en molécule marquée C14), un fongicide et le S-métolachlore, un herbicide, fréquemment épandues en grande culture.

Le potentiel de dégradation de la substance marquée 14C-époxiconazole (EPX) dans les sédiments, les plantes de deux ZTHA (Bray et Chantemerle), ainsi qu'un sol forestier et de sa litière ont été étudiés dans des conditions de saturation en eau en batch de laboratoire. La minéralisation de la substance (quantifiée par les émissions de CO₂ marqué initialement incluse dans l'EPX) était lente et faible (<4% en 177 jours). Les sédiments de la ZTHA moins profonde de Bray (0.5m en moyenne) génèrent plus de CO₂ que les sédiments de la ZTHA de Chantemerle (3m en moyenne). Cependant l'EPX reste moins disponible dans la phase aqueuse par simple extraction dans la ZTHA profonde, que nous expliquons par une teneur en argile plus importante favorisant la sorption de l'EPX. Nous confirmons aussi que la molécule EPX est plutôt stable dans la colonne d'eau.

Deux principaux métabolites non identifiés ont été produits dont un extractible au méthanol à un temps de rétention analytique proche de celui de EPX. Ce qui nous conduit à le considérer de forme similaire à celle de l'EPX parent. Une phase de latence a été observée pour tous les substrats et la minéralisation n'a pas atteint de plateau au bout des 177 jours d'expérimentation. La minéralisation

complète de l'EPX que l'on peut supposer être le stade ultime de la molécule, après 177 jours d'incubation, n'est que de quelques % de la dose initiale (de 1 à 4%).

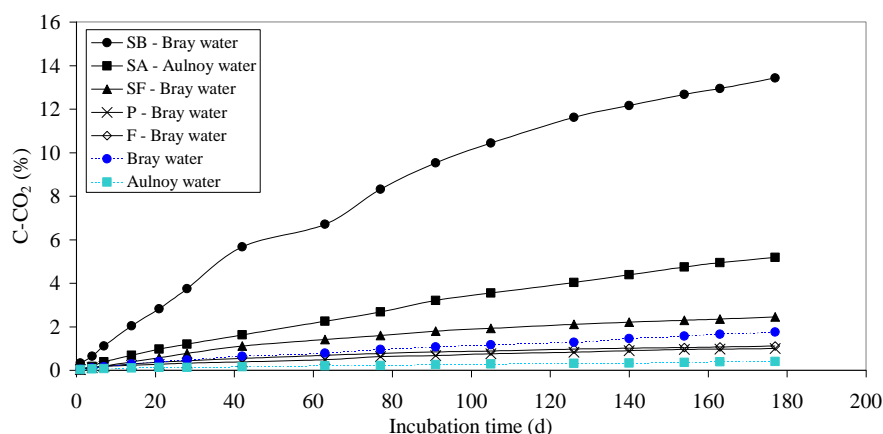


Figure 87. Production de C-CO₂ production des différents substrats exposés à l'époxiconazole EPX. Passeport et al., 2011.

La radioactivité de l'eau extractible ne dépassait pas 8% de la quantité appliquée après la période d'incubation, excepté pour le substrat composé de plantes des ZTHA (18,8% au jour 177). La récupération du carbone marqué initialement introduit par extraction au méthanol diminue avec le temps d'incubation, en moyenne, de 100 à 76%. Les résidus non-extractibles (NER) ont augmenté jusqu'à près de 18%, excepté pour le substrat de plantes, qui est associé à de plus grandes fractions de NER (29,8%) au jour 177. Les plantes contiennent plus de matière organique fraîche et contribuent à améliorer et maintenir la formation NER à un taux plus élevé en proportion des résidus désorbables plus mobiles. Une phase de latence modèle cinétique a été proposée, applicable aux substrats qui contiennent plus de matières organiques (litière, plante, sol forestier).

La formulation classique utilisée pour caractériser la dissipation des pesticides est celle basée sur une équation cinétique de premier ordre :

$$C(t) = C_0 \times [\exp(-k_{disp} \times t)]$$

avec $C(t)$ la concentration en EPX mesurée au temps t , C_0 est la concentration initiale d'EPX et k_{disp} est le coefficient de dissipation. Cependant les observations ont montré un temps de latence pour laquelle nous proposons une nouvelle formulation validée sur les données expérimentales :

$$C(t) = C_0 \times \left[\exp\left(-k_{dispmax} \left(1 - \exp\left(-\frac{t}{\tau_{disp}}\right)\right)\right) \times t \right]$$

Avec C_0 , $k_{dispmax}$ and τ_{disp} la concentration initiale en EPX ($\mu\text{g L}^{-1}$), le coefficient de dissipation (j^{-1}) et le temps de latence (j).

La dissipation estimée basée sur le calcul de la demi-vie sur les sédiments des zones humides étaient de 65 jours, inférieure à celle classiquement obtenue au champs (177 jours). Celles estimées dans le sol forestier, les plantes et de la litière forestière sont aussi inférieures à la DT50 au champs (89-139 jours). Les substrats, dans ce cas, malgré les conditions anoxiques, semblent stimuler la dissipation de l'EPX.

Cependant la formation de NER pose question sur le devenir à long terme et sur les produits métabolites créés. Dans des conditions réelles de terrain la vitesse de dissipation pourrait être plus rapide du fait de conditions hydrologiques transitoires (fluctuation de niveau d'eau, transfert d'oxygène dissous dans la colonne d'eau).

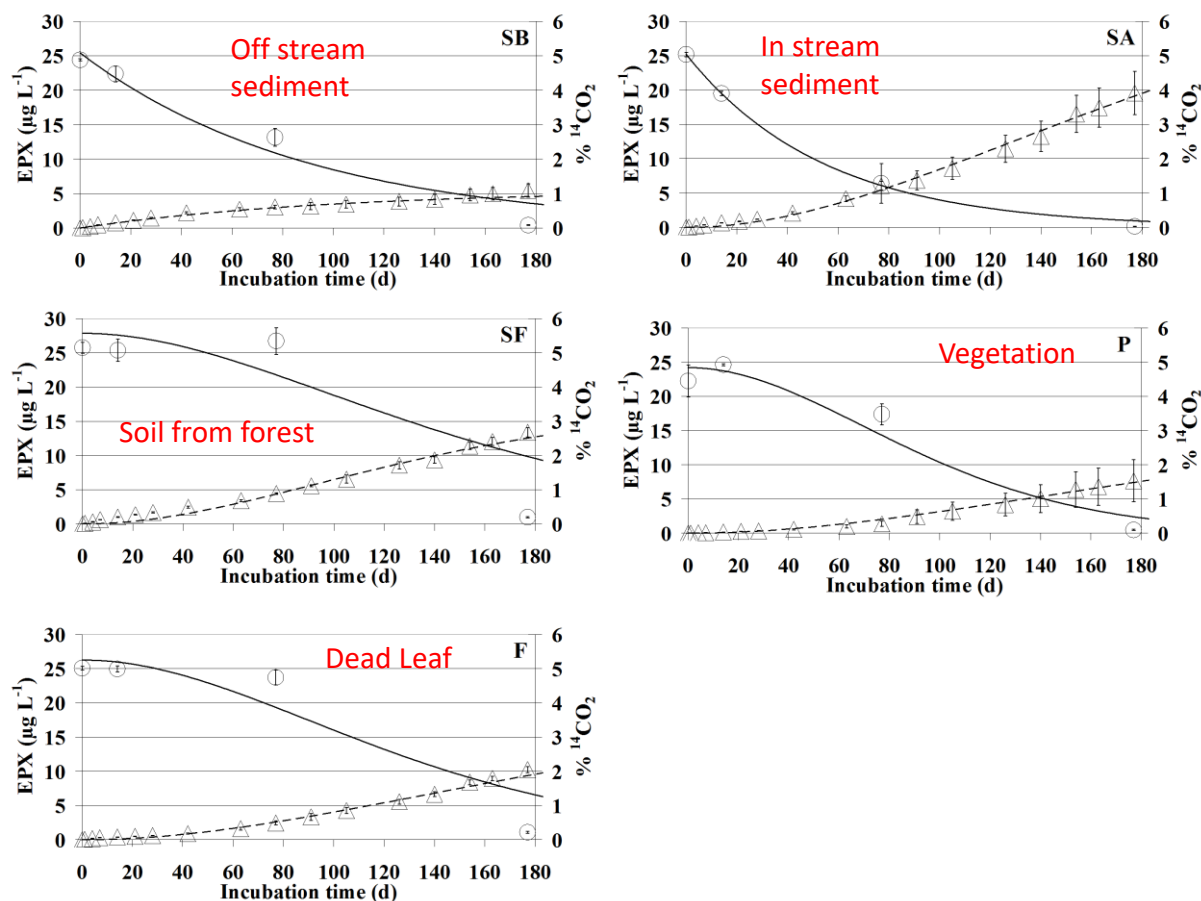


Figure 88. Cinétique de dégradation de l'époxiconazole marqué sur différents substrats (Passeport et al., 2011).

Tableau 10. Temps de latence calculé pour l'Epoxiconazole sur différents substrats de ZTHA (source Passeport 2010).

Substrat	Concentration initiale (µg/L)	Temps de latence calculé (j)	DT50 recalculé (j)
SB	25.4	-	63
SA	25.2	-	38
SF	27.8	200	139
P	24.2	250	89
F	26.3	250	121

SA sédiment Bray, SB sédiment Chantemerle, SF sol forestier, P plantes, F litière de la forêt

4.5.3.4 Hiérarchisation des processus de sorption / dégradation

Des expérimentations en laboratoire a permis d'étudier les processus spécifique au S-métolachlore et sur les mêmes substrats de sédiment de ZTHA et selon différentes modalités isolant les processus individuellement (Hoyos-Hernandez 2010). L'expérimentation présente la particularité d'avoir une modalité traitée au chlorure mercurique afin d'éliminer toute activité biologique, en conditions aérobie et anoxique. La comparaison des batchs biotique et abiotique (traitée au HgCl₂) met en

évidence d'une part les facteurs d'adsorption et d'autre part la dégradation biologique de la molécule.

La sorption que ce soit en condition aérobie ou anoxique est similaire 40-51%. Ce processus apparaît comme dominant dans le devenir des pesticides en ZTHA. Enfin la dégradation biotique est favorisée par des conditions aérobie, 7 contre 21% après 44 jours d'incubation (44 jours étant la DT50 classique pour le S-Métolachlor). Les expérimentations avec différentes sources de carbone n'ont pas montrées de différence significative. Le sédiment de la ZTHA en plus de sa capacité de sorption, stimule la dégradation biotique plus favorablement en condition aérobie.

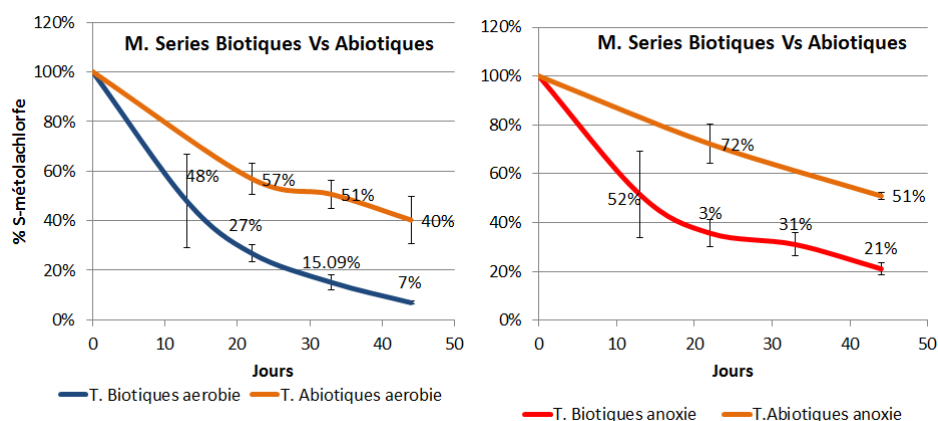


Figure 89. Cinétique de rétention du S-Métolachlore en condition aérobie à gauche et anoxique à droite (Hoyos, 2010).

Tableau 11. Détermination des temps de demi-vie du S-Metolachlor en condition de laboratoire (abiotique = traité au HgCl₂, Hoyos-Hernandez, 2010)

	Abiotique aérobie	Biotique aérobie	Abiotique anoxie	Biotique Anoxie
A Plantes	60,2±2	12,6±1.6	45,5±5	21,2±1.5
B Acétate		10,8±1		14,8±3
C sans source		22,9±10		25,7±7.7

Ces travaux expérimentaux de laboratoire ont ainsi permis de hiérarchiser les processus de rétention des ZTHA (Figure 90). Les phénomènes de sorption sont majoritaires pour 50% de l'efficacité. Ils sont favorisés par l'association de la teneur en argile et la matière organique. La matière organique, seule, favorise plus les phénomènes de désorption. Les processus de dégradation biologique sont fortement dépendant de la molécule de pesticides (entre 2% pour l'époxiconazole et 30% pour le S-Metolachlore), et sont généralement favorisées en condition aérobie. Ces résultats posent cependant la question des résidus sorbés et de leur relargage potentiel, ainsi que du devenir des métabolites. En effet, ces études ne se sont consacrées qu'à la caractérisation de la dissipation de la molécule mère sans avoir abordé les produits de dégradation, pour des raisons techniques de quantification analytique.

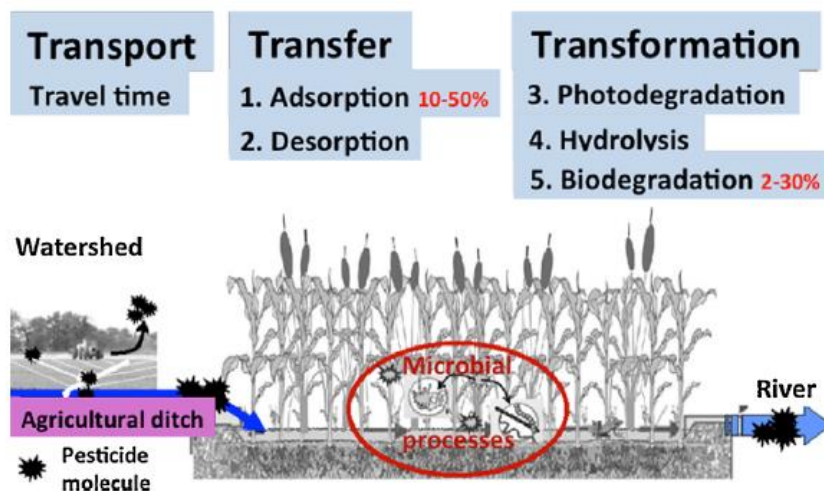


Figure 90. Processus impliqués dans la rétention de pesticides en ZTHA. (Tournebize et al., 2017).

4.6 Vers le déploiement des ZTHA

L'intérêt de recherche action développée depuis 2005 réside dans l'enrichissement mutuel scientifique et appliqué lié aux retours d'expérience. Le déploiement des ZTHA dans les bassins versant drainés nécessite un transfert des connaissances objectives vers les acteurs des territoires et l'accompagnement sociologique de cette transition d'un territoire axé sur la production agricole intensive vers un territoire toujours productif mais résilient. Le transfert s'appuie sur des séminaires et appuis techniques (spécificité d'Irstea) à la demande d'acteurs locaux (syndicats de rivière, chambre d'agriculture). Le volet production scientifique s'est organisé autour de publications dans des revues techniques (Tournebize et al., 2015, 2016 ; Bourgeois et al., 2015, Kchouk et al., 2015) et de guide technique (Tournebize et al., 2015). Le volet communication a été fortement stimulé par l'attribution du prix national du Génie Ecologique en 2014, et a ainsi intéressé les médias (Hydroplus, La France Agricole, UniverScience, Le Parisien, ...). Le site pilote de Rampillon joue un rôle central dans le déploiement. Ce site considéré comme site de démonstration présente l'avantage de rendre concret un concept théorique. Le nombre de visites d'acteurs (gestionnaires de l'eau, agriculteurs) témoignent de l'intérêt des ZTHA sur les questions de préservation de la ressource en eau.

Les travaux d'accompagnement sociologique ont permis d'analyser le processus de co-construction mis en œuvre dans l'expérimentation de Rampillon (Figure 91). Entre la présentation du principe de zone tampon et la réalisation, les échanges entre acteurs ont fortement réduit l'ambition du projet. D'une part, des points proposés n'étaient pas faisables techniquement (topographie, géotechnique) d'autre part l'implication des agriculteurs, en terme de volonté personnelle, d'emprise foncière a contribué à réduire la surface initialement dévolue aux ZTHA. D'une proposition individualisant les ZTHA au nombre de 17, la solution finale est mixte associant une restauration de mare, deux ZTHA construites dans le parcellaire de deux des dix agriculteurs du bassin versant et d'une ZTHA collective, acquise et gérée par le Syndicat du Ru d'Ancoeur. Cette solution hybride est le résultat d'un processus de co-construction qui certes conduit à un sous-dimensionnement comparativement à la solution initiale mais à une solution acceptable, réalisable et réalisée en 2010, avec tous les acteurs.

Cette expérience a apporté de nombreux enseignements. Le décryptage comparé de l'historique des bandes enherbées (analyse ex ante) et des ZTHA (analyse post ante), innovations espacées de 20 ans, permet de comprendre le passage de la conception en laboratoire vers leur diffusion auprès des acteurs. Plusieurs contraintes à la mise en œuvre de ces dispositifs tampons ont été mises en évidence (Kchouk et al., 2015) :

- De part leur existence même, ces ouvrages mettent en visibilité la pollution d'origine agricole, et par conséquent l'impact environnemental de l'usage des pesticides
- Le fait que la mise en place d'une ZTHA n'exonère pas les agriculteurs de changer de pratiques et soit conditionnée par la nécessité absolue de diminuer les apports en pesticides

Bien que déployés à des périodes différentes, les années 1990-2000 pour les bandes enherbées, les années 2005-2010 pour les ZTHA, les deux processus de diffusion analysés ont été portés au début par une recherche expérimentale de terrain démontrant leurs performances et servant de vecteur de communication. L'adaptation des expérimentations de bandes enherbées a été nécessaire pour leur intégration réglementaire (2005). Les ZTHA suivent un modèle moins linéaire, en effet, l'implication d'acteurs alliés est nécessaire comme les agriculteurs (emprise foncière, gestion, entretien) et l'administration qui n'a pas intégré les ZTHA avec une définition réglementaire. Cependant, au niveau des services déconcentrés de police de l'eau, tout nouveau réseau de drainage, soumis à la loi sur l'Eau doit être accompagné de mesures compensatoires impliquant les ZTHA. Les outils de dimensionnement à l'échelle nationale comme présenté dans le guide technique et en amélioration continue s'avèrent des outils très utiles à ces services.

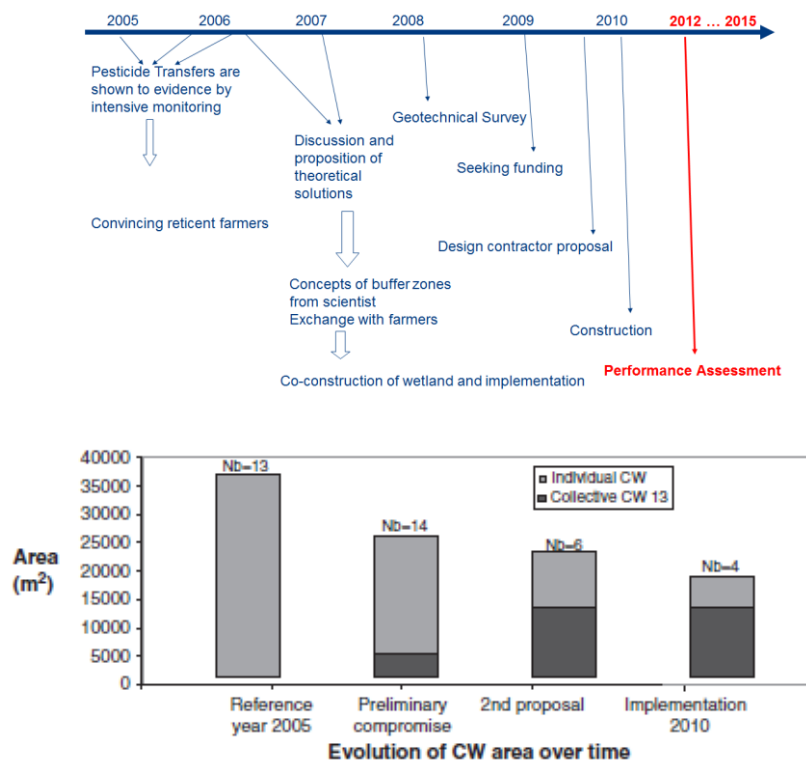
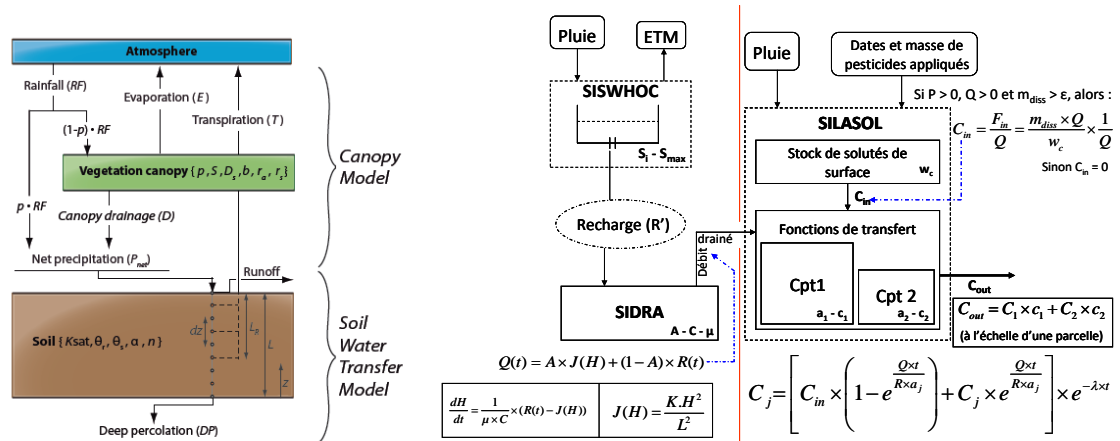


Figure 91. Frise chronologique de l'opération de Rampillon – Evolution des ZTHA projetées suite aux échanges de co-construction entre acteurs. (Tournebize et al., 2012).

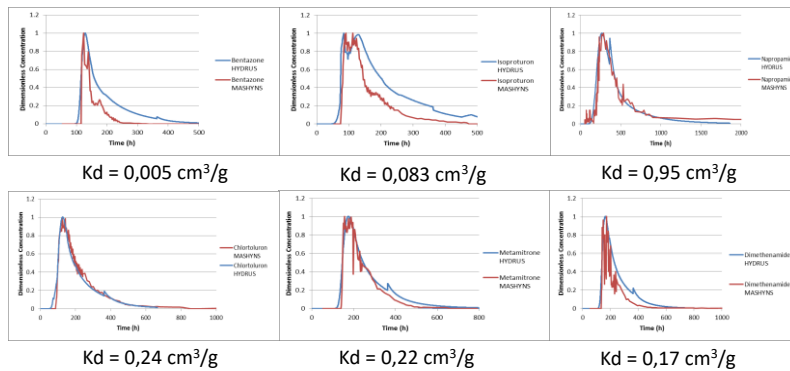
En appui aux acteurs de terrain, le développement d'outil de dialogue territorial ou facilitateur de dialogue permet d'accompagner la recherche de solution co-construite concernant la pollution diffuse. Ces outils tels que les jeux de rôle, permettent de rendre compte de la complexité de la problématique et de tester différentes solutions (changement de pratique, implantation de ZTHA, ...) en évaluant collectivement leurs impacts socio-économiques et environnementaux aux échelles exploitations agricoles mais aussi du territoire (Bourgeois et al., 2015). L'intérêt des outils de dialogue entre acteurs est de lever certains blocages en intégrant toute la filière de l'amont à l'aval des pollutions de l'eau. Les opérateurs AEP, dont on ne connaît pas les stratégies à long terme, sont des acteurs émergeant dans le monde agricole, en périphérie des agglomérations, qui peuvent contribuer à des solutions originales et dialoguer avec les agriculteurs pour participer à la résolution du problème des pollutions diffuses de l'eau. La résolution collective, intégrant les contraintes multisectorielles, est une piste à développer grâce aux outils de dialogue tel que l'outil Rés'Eaulution Diffuse, en partenariat avec le bureau d'étude LISODE.

5 Contribution à la Modélisation : vers une simplification conceptuelle

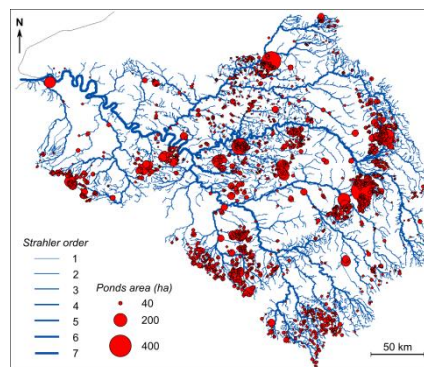
« Tous les modèles sont faux, certains sont utiles », G. Box (statisticien, 1919, 2013)



Conceptualisation par une approche Sol Végétation Atmosphère. Conceptualisation du drainage agricole : SIDRA-QUAL incluant SIDRA-SISWHOC, SILASOL.



Exemple de simulation du transfert de pesticide en condition de drainage agricole, en milieu poreux homogène sur MASHYNS



Spatialisation des zones humides, étangs à partir de carte historique dans l'objectif d'améliorer le signal de qualité de l'eau sur le paramètre nitrate à l'échelle du bassin de la Seine.

5.1 Préambule

L'étape de modélisation correspond à une formalisation de la compréhension des processus identifiés in situ ou en laboratoire. De nombreux modèles ont été développés selon des complexités très variables en nombre de paramètres, en processus représentés. La représentation du ou des processus est la clé de l'originalité du modèle et de sa robustesse. Il est classiquement présenté les modèles selon le type d'approche retenue : empirique (construit autour de relations mathématiques ou statistiques directes entre les entrées et les sorties observées) ; conceptuel (une simplification des processus majoritaires, avec des hypothèses plus ou moins marquées) ; à base physique (représentant explicitement les processus à partir des lois physiques). La représentation de l'espace est un paramètre déterminant entre un modèle global, représentant une seule entité spatiale homogène, un modèle semi-distribué, divisant l'espace en plusieurs entités pour représenter certains processus, et un modèle distribué, s'appuyant sur un maillage de l'espace.

Cependant la recherche de simplicité dans l'application des modèles est un objectif en soi. Il est complexe de simplifier, et la validation des hypothèses simplificatrices est une étape primordiale. Il ne faut pas chercher à opposer les approches de modélisation mais plutôt à les comparer, les modèles à base physique servant de référence aux approches simplifiées. C'est dans cette optique, que dans la suite, je présente les résultats de modélisation : comment la modélisation à base physique consolide la compréhension des processus et la simplification des approches de modélisation conceptuelle.

Deux stratégies peuvent être retenues : créer une approche / un modèle, ou adapter un modèle existant au contexte d'application. Dans les projets auxquels j'ai participé, j'ai souvent pris l'option d'adapter des modèles comme SWMS-3D (de la famille des modèles HYDRUS), STICS à la problématique scientifique de recherche.

Cependant, des approches conceptuelles ont aussi été développées dans l'objectif de simplification avec un effort de comparaison des résultats à des simulations références issues de modèles existant, validés. Un concept novateur de régime permanent équivalent permet de simplifier le transfert de contaminant en parcelle drainée qui a abouti à la conception du modèle PESTDRAIN. La modélisation a pour objectif, dans les projets développés, d'extrapoler les simulations pour calculer des bilans environnementaux pour les acteurs opérationnels. La démarche générale s'appuie sur le calage, la validation de variables d'état observées (teneur en eau, potentiel matriciel, débit, concentration) avec les résultats des simulations. Simuler des concentrations que ce soit à l'échelle d'un profil de sol ou d'un versant requière dans un premier temps de bien simuler les flux hydriques et dans un deuxième temps les chemins de l'eau qui conditionnent les interactions compartiment hydrologique / type de polluants.

5.2 Modélisation à base physique

La modélisation à base physique a pour principal objectif de reproduire les observations afin de valider et hiérarchiser les principaux processus de transfert de l'eau et de soluté. L'échelle d'investigation se limite soit à la colonne de sol, profil de sol, soit à la parcelle agricole. Dans une première application, j'ai adapté, en thèse et après 2001, le modèle 3D SWMS (première version de HYDRUS en fortran) pour inclure les prélèvements évapotranspirants de 2 espèces associées (vigne/enherbement) ainsi que le cycle de l'azote (prélèvement racinaire des 2 espèces végétales).

Les deux questions scientifiques portaient sur la concurrence hydrique et azotée des 2 espèces végétales associées et in fine l'impact sur la quantité et la qualité de la recharge de la nappe sous-jacente au vignoble alsacien sur le paramètre nitrate. Ainsi des fonctions de prélèvement hydrique et azoté des 2 cultures (vigne et couvert herbacé) ont été intégrées à l'algorithme initial. Le cycle de l'azote a aussi été couplé aux termes puits/source des équations.

Par la suite, fort de cette expérience, mes travaux de modélisation à base physique sont basés sur l'utilisation du modèle et des algorithmes de résolution des équations différentielles (équations de Richards et d'advection dispersion) du logiciel HYDRUS (1D, 2D, 3D) (Simunek & van Genuchten 2008; Simunek et al. 2008, 2012, 2016).

Les modèles de la famille Hydrus résolvent les équations de Richards et d'advection-dispersion incluant des termes puits/sources en milieu variablement saturé. Ces modèles trouvent leur utilité pour les problématiques de transfert dans les profils de sol, voire à l'échelle de parcelles. Les modèles utilisent les schémas numériques de résolution aux éléments finis optimisés, à pas de temps adaptatifs. Ces modèles considèrent aussi dans le cas de la résolution de l'équation d'advection dispersion de schémas d'équilibre ou de non-équilibre physique en introduisant entre autre, une phase mobile et une phase immobile, avec un coefficient d'échange entre les 2. Pour les solutés réactifs, les concepts de coefficient de retard, mimant la sorption réversible sur la phase solide, et des cinétiques d'ordre 0 et 1 pour les cycles des solutés, mimant les processus de dégradation. La description des systèmes modélisés aussi bien en géométrie, propriétés, et conditions aux limites constitue une étape cruciale pour la modélisation.

5.2.1 Couplage SWMS-PCPF en rizière

La connaissance du code Fortran de SWMS a été utile dans le couplage des compartiments surface/sous-surface pour caractériser les transferts de pesticides en rizière dans le cadre des travaux scientifiques menés à la TUAT. Le module de surface est constitué par le modèle PCPF-1 de (Watanabe & Takagi 2000b, a; Tournebize et al. 2006; Watanabe et al. 2006). Le compartiment de surface d'une rizière correspond à une lame d'eau, à surface libre avec une entrée ponctuelle par irrigation et une sortie ponctuelle par surverse. Ainsi le module de surface est conceptualisé par une approche hydraulique simple de bilan hydrique (entrée/sortie), et un cycle de pesticide intégrant le devenir du soluté sous forme de dissolution, volatilisation, adsorption/désorption, notamment sur une couche de 1 cm de sédiment. Le descriptif des couches de sub-surface s'appuie la coupe observée incluant une couche de boue, une couche de laboure, générant un horizon peu perméable et les couches de sol sous jacentes, d'origine volcanique, dans notre cas (Figure 92). Le couplage a consisté à améliorer la fonction d'infiltration dans le module PCPF. Les interactions entre les 2 compartiments comprennent les étapes suivantes :

- 1) PCPF génère les hauteurs de colonne d'eau variable au pas de temps journalier, comme condition à la limite supérieure (charge imposée) au module SWMS
- 2) SWMS détermine le taux de percolation verticale dans les différentes couches du profil, et permet de recalculer dans PCPF, le terme d'infiltration pour le calcul du bilan hydrique de surface.

Pour le transfert de soluté, l'interface entre les 2 compartiments des 2 modules PCPF et SWMS est assimilable à une condition de Cauchy imposant un flux.

Les données expérimentales de suivi des potentiels matriciels et des concentrations ont permis de valider l'approche de couplage. Les paramètres de transferts K_{sat} , porosité pour l'eau et de dispersion pour le soluté ont été optimisés par application de l'option de résolution inverse du programme SWMS, en sélectionnant des périodes de calage et de validation des paramètres calés. Le modèle reproduit les changements de conditions aux limites traduisant les pratiques agricoles de labour, de drainage et d'irrigation intermittente pendant la campagne de mesure. Les gradients de charge hydraulique, moteurs de l'infiltration, sont correctement simulés permettant ainsi de calculer les flux transférés depuis la surface jusque dans les horizons profonds du profil de sol (Figure 93). Les conditions proches de la saturation (potentiel matriciel entre -120 et 0 cm) et des gradients unitaires de charge hydraulique sont favorables à la migration des contaminants dans les couches profondes. Ainsi le traceur appliqué se transfère sur 80 cm de profondeur en une saison culturale (Figure 94).

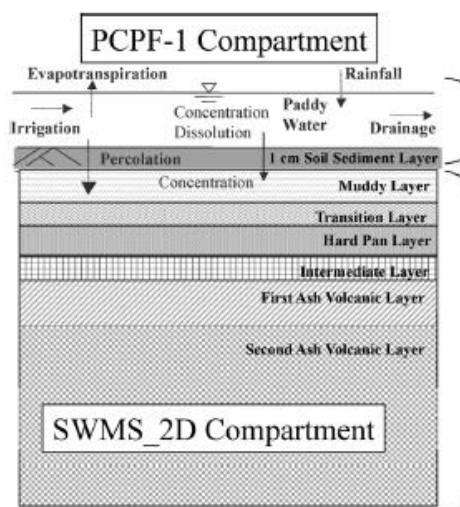


Figure 92. Schéma de couplage des compartiments de surface et subsurface de PCPF-SWMS (Tournebize et al., 2006).

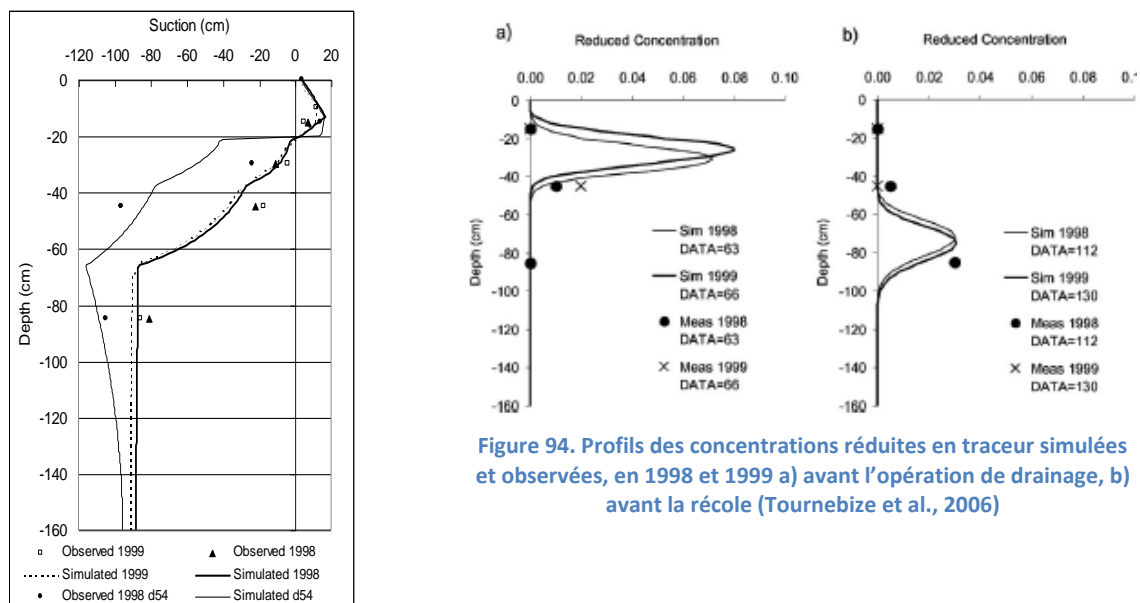


Figure 94. Profils des concentrations réduites en traceur simulées et observées, en 1998 et 1999 a) avant l'opération de drainage, b) avant la récolte (Tournebize et al., 2006)

Figure 93. Profils de potentiels matriciels mesurés et simulés pour plusieurs périodes de suivi (Tournebize et al., 2006)

Malgré la couche de labour, situé à 15 cm de profondeur, dont la conductivité hydraulique à saturation est faible, le temps de transfert a été estimé à 60 jours pour atteindre les horizons sous-jacents. Si au niveau hydrologique, le couplage rétro-actif surface / sub-surface n'apporte pas d'amélioration significative, en revanche, pour le transfert de polluant, le travail met en évidence une perte par infiltration sous la couche de labour, de l'ordre de 5% par opération d'application de soluté. A l'échelle d'une saison ce chiffre devient significatif et vue les quantités de pesticides appliqués en parcelles rizicoles japonaises ($> 100\text{kg/ha/an}$), le risque de contamination des compartiments environnementaux est bien réel (Watanabe et al. 2008).

5.2.2 L'hydrologie des sols des Iles Galapagos

L'hydrologie des sols a été la question centrale de notre implication dans le projet ANR GIWS (coordination METIS UPMC, 2011-2014). L'objectif de l'axe que nous pilotions était de fournir des chroniques de recharge potentielle des aquifères de deux îles de l'archipel des Galapagos. Nous avons mis en place un protocole de suivi dont les données ont permis de concevoir une approche de modélisation de type SVAT : interface sol / plante / atmosphère (Figure 95). Nous avons dû affronter deux difficultés majeures :

- les sols volcaniques : instrumenter des sols volcaniques plus ou moins profonds, et en caractériser les propriétés hydrodynamiques, assez peu documentés dans la littérature
- le cycle de l'eau : quantifier les apports et pertes atmosphériques considérant un milieu équatorial à 2 saisons marquées (invierno et garuda dont l'une présente un brouillard quasi permanent) et à fort gradient orographique (de 300 mm à l'altitude 0m à 2500 mm à 1000m).

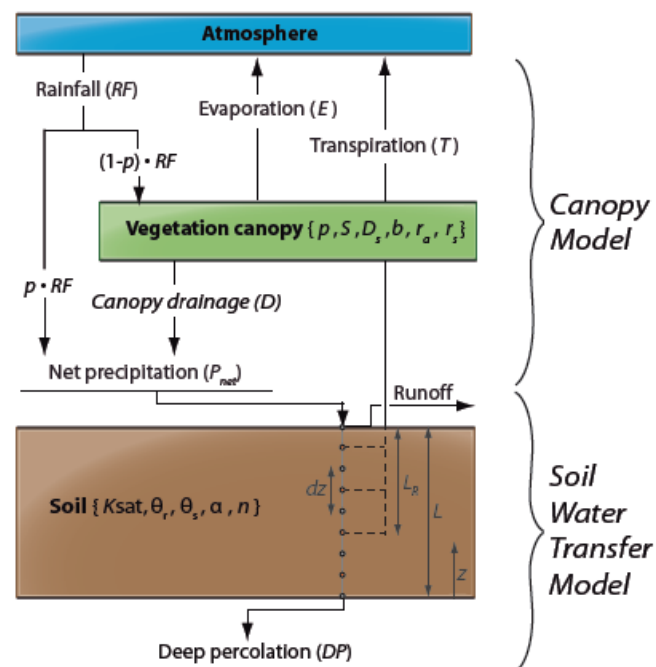


Figure 95. Couplage des modèles végétation/atmosphère et de transfert dans les sols. S , p , D_s , b , r_a et r_s correspondent aux caractéristiques de la canopée. K_{sat} , θ_{sat} , θ_r , α et n correspondent aux caractéristiques hydrodynamiques des sols. L , L_r , dz et z sont les variables utilisées dans la discrétisation spatiale du modèle couplé. (Dominguez et al., 2016).

5.2.2.1 Caractérisation des andosols des Iles Santa Cruz et San Cristobal

Caractériser les sols selon le formalisme de modélisation a été un challenge stimulant. Ma contribution dans le projet s'est donc focalisée sur le fonctionnement hydrologique des sols des deux Iles de l'archipel. Les sols rencontrés en zone agricole, entre les altitudes 150 et 600m, appartiennent généralement à la série des sols bruns, lithic dystropept dans la classification US. Leur profondeur varie de 30 à 150 cm selon la configuration topographique. Ils se développent sur une roche mère basaltique altérée et fissurée. La texture est assez homogène quelle que soit la profondeur et correspond à un limon argileux. Ils présentent une densité apparente très faible (<0.7), une teneur en matière organique très élevée (>10%), et une teneur en eau à saturation très forte (>70%), typiques des sols volcaniques. Les fortes valeurs de porosité et de rétention hydrique sont le résultat d'une abondance d'élément allophanique intra et inter poral. La courbe de rétention à partir des mesures sur échantillons non remaniés prélevés sur les sites expérimentaux (Figure 96) est typique des sols volcaniques, avec une faible variation de teneur en eau pour de forte valeur de potentiel matriciel. Les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation ont été estimées entre 3 et 5 m/j selon les horizons, mais ne présentant pas d'obstacle à l'infiltration quelle que soit la valeur de l'intensité de pluie. Ces valeurs mesurées contribuent à considérer le ruissellement comme négligeable sur les parcelles cultivées. On peut se demander si ce descriptive est compatible avec les hypothèses des modèles à base physique résolvant les équations de Richards. Ma réponse est positive du moment que l'on considère le sol comme un milieu poreux non déformable stable dans le temps.

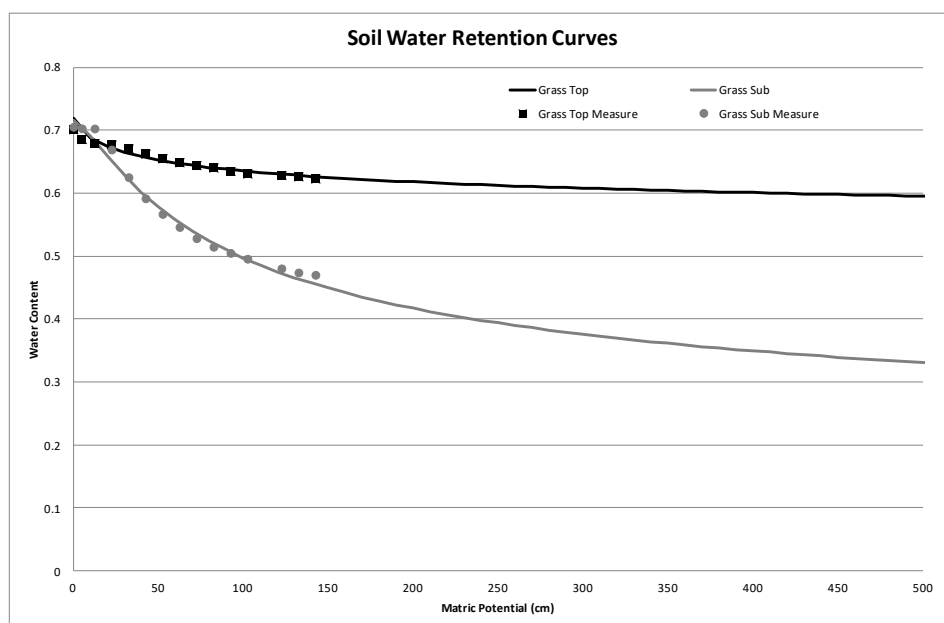


Figure 96. Courbe de rétention calée sur les mesures à différents potentiels d'un échantillon de sol de Santa Cruz.

5.2.2.2 Hydrologie des sols de Santa Cruz et San Cristobal

Les simulations de la variable de potentiel matriciel pour la version couplée montrent une excellente cohérence avec les observations quelles que soient la profondeur investiguée (15 à 35cm) et la saison (Figure 97). Ce résultat est aussi la conséquence de la simulation pour le module d'interception par la végétation incluant l'approche sur le calcul des pluviolixiviats (sur les troncs, et les feuilles, non montré). Finalement, les variations de potentiels matriciels sont relativement réduites comparées à ce que l'on rencontre en métropole avec des saisons plus marquées. Les sols restent relativement proches de la saturation, réagissant très vite à toute pluie incidente. De plus en

période de garua (saison chaude), la demande évaporatoire en altitude étant faible du fait de la couverture nuageuse (bruine = garua), on peut supposer que le flux hydrique constitue l'infiltration verticale profonde.

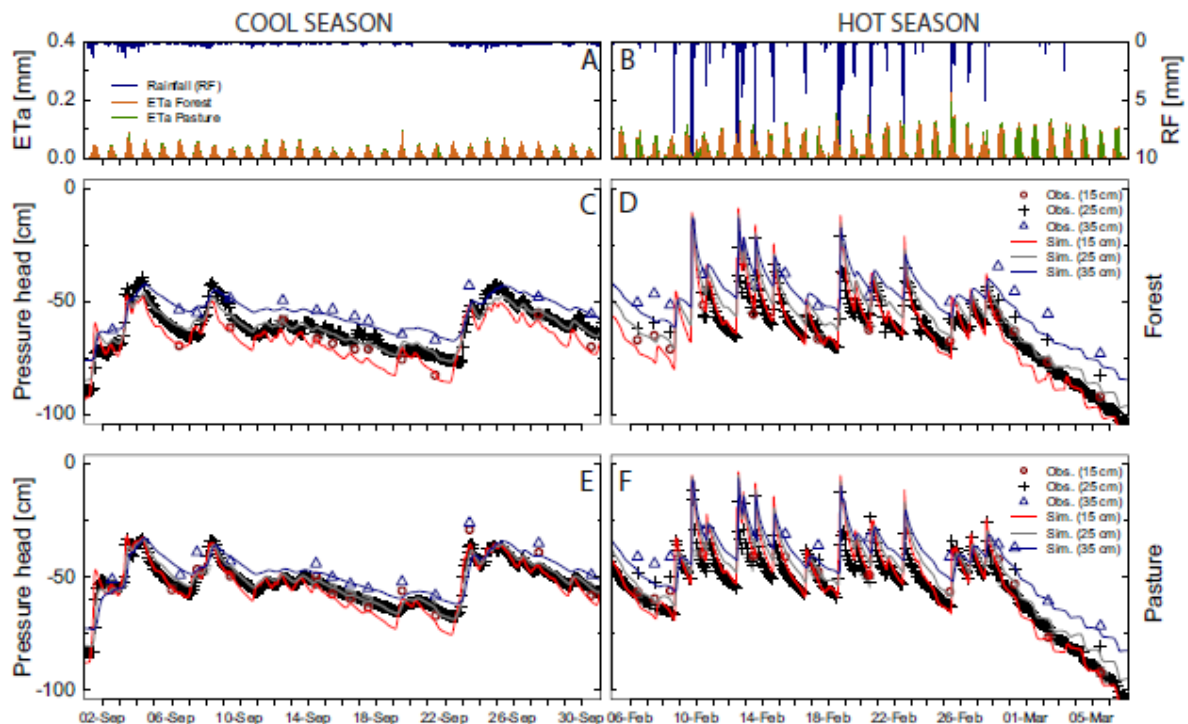


Figure 97. Evolution du potentiel matriciel (cm) au pas de temps 15 min sur deux périodes de 30 jours consécutifs en saison froide (invierno) et chaude (garua) A et B) variables climatiques, C,D,E,F simulation et observation des pressions sous forêt et prairie (Dominguez et al., 2016).

La bonne concordance des potentiels matriciels simulés comparés aux observations valide les simulations des autres compartiments (retour atmosphérique et infiltration profonde). La modélisation devient alors utile pour estimer les termes du bilan hydrique intégrant les différents compartiments modélisés (Tableau 12). Le résultat qui nous a le plus surpris est la valeur de l'évaporation et transpiration (<500mm/an) pour un site équatorien, très proche finalement de celle que l'on estime en métropole (600mm/an). Ceci s'expliquerait par les valeurs d'humidité relative de l'air, très proche de la saturation, surtout pendant la période de garua. Ceci limite la demande évaporatoire et le retour atmosphérique de la pluie incidente. Le deuxième concerne l'infiltration profonde qui est similaire selon l'occupation du sol (prairie et forêt) et dont le bilan excédentaire suit le gradient orographique. Enfin les propriétés du sol influencent de façon différente cette dynamique d'infiltration. D'un côté, la forte porosité du sol permet un stockage d'eau élevé, donnant de l'eau disponible à la végétation, et d'un autre, des propriétés hydrodynamiques non limitantes pour l'infiltration. Les faibles variations de gradient de charge et des teneurs en eau proche de la saturation dans le profil sont des conditions optimales pour favoriser l'infiltration profonde.

Cet exemple d'approche pluridisciplinaire couplant un compartiment atmosphérique, végétation et un compartiment sol démontre l'importance des interactions entre SVAT. Même dans un contexte peu connu, présentant des difficultés de suivi liées aux conditions climatiques et à l'éloignement, les approches classiques de science du sol couplant mesure et modélisation demeurent robustes, et

permettent de valider des hypothèses de fonctionnement hydrologique des sols. Ces résultats ont ensuite été intégrés dans le compartiment hydrogéologique afin de déterminer l'existence de flux souterrain, de confirmer la présence de nappe perchée, temporaire et contribue à mieux évaluer la ressource en eau de ces îles peu pourvue en sources (résurgence) naturelles.

Tableau 12. Bilan hydrique simulé sur les années 2011-12 à Santa Cruz (altitude 400m sur les placettes prairie et forêt), 2013-14 et 2014-15 à San Cristobal (altitude 300 et 600, sur les placettes prairie et forêt) (source Dominguez, 2016, 2017).

	Santa Cruz 400m Prairie	Santa Cruz 400m Forêt	San Cristobal 300m	San Cristobal 300m	San Cristobal 600m Prairie	San Cristobal 600m Prairie	San Cristobal 600m Forêt	San Cristobal 600m Forêt
Variables (mm)	2011-12	2011-12	2013-14	2014-15	2013-14	2014-15	2013-14	2014-15
Pluviométrie	2577	2577	1093	1929	1848	2857	1848	2857
INH*	0	0	0	0	0	0	555	319
Evapotranspiration	263	220	0	0	0	0	318	298
Ruissellement	0	0	0	0	0	3	0	7
Transpiration	230	280	376	436	233	252	77	80
Infiltration profonde	2084	2077	717	1493	1615	2605	2005	2791

*INH interception nuageuse hydrique

5.2.3 Transfert de soluté en sol remanié drainé

Disposer d'une maquette hydraulique des nappes superficielles drainées est un atout scientifique. Cependant même si le potentiel de recherche pouvant s'appuyer sur cette maquette est important, la recherche de financement pour la mise en œuvre opérationnelle a été et est toujours difficile (sur fond propre en 2005, Projet EVADIFF 2012-2014, Projet ANR Labocothep 2012-2016). Nous avons pu, en 10 ans, réaliser trois séries de test pour valider des hypothèses de fonctionnement des sols drainés vis-à-vis des solutés. Le principal intérêt de la maquette est de fournir un jeu de données en conditions contrôlées et maîtrisées pour développer et valider les approches de simulation. Deux questions centrales se sont appuyées sur les expérimentations MASHYNS dans le but in fine de simplifier le formalisme de modélisation : de la base physique à la conceptualisation. En milieu naturel, le fonctionnement hydrologique d'une parcelle drainée est fortement lié au régime pluviométrique. L'avantage de travailler en laboratoire est de tester l'influence du régime pluviométrique sur le transfert de solutés et dans un deuxième temps d'évaluer le rôle hydraulique de la présence d'un tuyau de drainage toujours sur la question des transferts de solutés. Nous avons retenu l'outil de modélisation HYDRUS pour sa capacité à simuler des milieux variablement saturés. Cependant des routines de post traitement ont été développées en marge de celles proposées par l'outil commercial. Le sol artificiel des expérimentations est constitué de 50% de limon d'Orly et de sable de Champlan. Les courbes granulométriques et de rétention ont été obtenues expérimentalement. Nous avons suivi pour l'ensemble des expérimentations une exploitation des données en 3 étapes (Figure 98). Les paramètres de Van Genuchten, calibrés sur les courbes expérimentales, ont été intégrés comme paramètres invariants. Les coefficients de dispersion et d'échange MIM ont été calés pour toutes les simulations utilisant un traceur de l'eau, mais les résultats montrent une certaine homogénéité des valeurs : 1 cm de dispersivité longitudinale et 12% de teneur en eau immobile avec un écart type de 10 et 1% respectivement. Enfin les paramètres pour le transport réactif sont calés et comparés avec les données théoriques ($R=1+\rho_d \cdot K_d/\theta$, K_d et λ étant liés au coefficient de sorption réversible et à la dégradation par le temps de demi-vie).

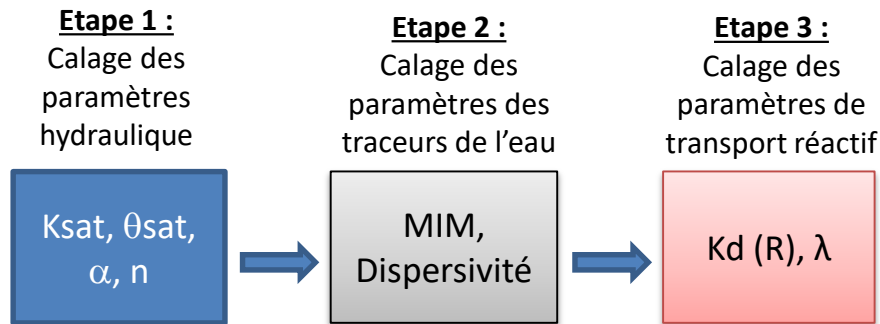


Figure 98. Etapes de calibration des paramètres hydrodynamiques pour la modélisation à base physique

5.2.3.1 Régime transitoire versus régime permanent

L'objectif de ces modélisations portait sur l'analyse du transfert de soluté comparativement en régime permanent (apport d'eau continu et constant en flux) et en régime transitoire (apport d'eau variable dans le temps et en intensité). L'approche à base physique nécessite dans un premier temps de décrire le milieu simulé. Une hypothèse forte de départ est de considérer le milieu poreux qui remplit MASHYNS comme homogène et non déformable. Nous nous sommes interrogés sur la meilleure façon de représenter un tuyau perforé dans un milieu poreux. Parmi les options disponibles dans HYDRUS, nous avons retenu celle de représenter une condition circulaire correspondant au diamètre réel du drain, incluant 6 nœuds de condition de suintement (Figure 99).

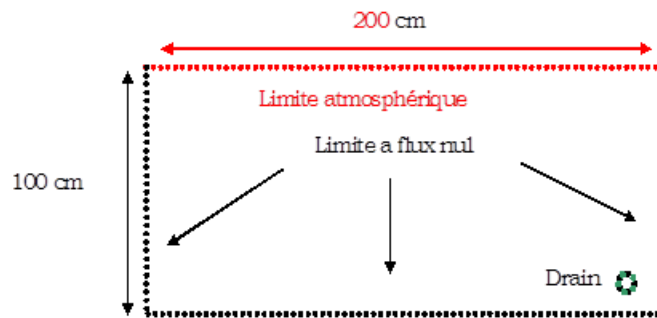


Figure 99. Géométrie et conditions aux limites prises en compte dans HYDRUS (le drain est constitué d'une série de 6 nœuds de condition de suintement).

Dans un deuxième temps, nous avons paramétré les propriétés hydrodynamiques mesurés à partir des échantillons de sol (courbe de rétention, K_{sat}). Enfin dans une troisième étape, à partir des suivis à l'exutoire du drain, les options Mobile Immobile (MIM) et les propriétés de dispersivité ont été calées en utilisant la résolution inverse de HYDRUS. A noter que pour reproduire au mieux les courbes d'éluion des traceurs chimiques comme Chlorure et Bromure, il convient d'inclure un coefficient de retard inférieur à 1 (donc en avance) pour représenter le processus d'exclusion anionique. Cette hypothèse a été validée par comparaison avec les traceurs isotopiques de l'eau dont le coefficient de retard vaut 1.

En terme de résultats de simulation, un outil à base physique comme HYDRUS, basé sur la résolution des équations classiques par la méthode des éléments finis donne d'excellent résultat (Figure 100). Les deux régimes permanent et transitoire sont parfaitement reproduits.

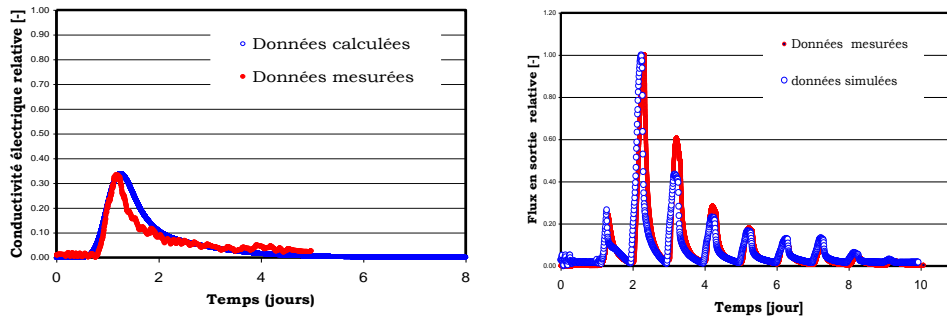


Figure 100. Comparaison simulation (HYDRUS) et observation des traçages en régimes hydrauliques permanent et transitoire sur MASHYNS

Sur cette base validée de simulation, nous avons pu développer l'approche de régime permanent équivalent. L'idée est simple de simplification d'un régime transitoire variable par un régime permanent équivalent à définir. En changeant la représentation classique de la dynamique des concentrations en fonction du temps, par une représentation en fonction de la lame d'eau cumulée écoulee ou en fonction du volume de pore.

Régime permanent équivalent :

La comparaison des deux courbes expérimentales nous a permis de constater que l'introduction du régime d'écoulement transitoire, toute chose étant égale par ailleurs, modifie la courbe d'élution en fonction du temps, qui de symétrique est maintenant régie par une fonction complexe. Cependant, la représentation des courbes d'élution en fonction des lames d'eau drainées depuis le début du traçage a permis de montrer deux courbes d'élutions similaires pour deux régimes d'écoulements différents (Figure 101).

Cette superposition de courbes montre que, dans le cas de sol proche de la saturation (hypothèse soulevée par Magesan et al. (1994), il existe un facteur de contrôle unique de lixiviation qui dans notre cas est le volume de lame d'eau drainée, et ce, quel que soit le régime de la recharge.

Si dans le cas des expérimentations 1D il a déjà été montré que l'élément clé de la lixiviation est le volume de lame d'eau écoulee. Ceci témoigne d'un effet « piston » qui se conçoit de façon intuitive au regard du caractère monodimensionnel de l'écoulement. Il est donc naturel de tester le rôle déterminant du volume drainé en configuration de drainage bidimensionnelle.

Au travers des résultats précédents, nous avons mis en relation la dynamique de lixiviation en régime transitoire avec celle réalisée en régime permanent et cela grâce au rôle des volumes d'eau drainés cumulés. Cependant, si le régime transitoire est plus représentatif d'un fonctionnement naturel, le cas du régime permanent est par nature moins complexe à générer ou à simuler.

Nous nous sommes donc intéressés à l'hydraulique de la lixiviation lors du régime transitoire pour développer une hypothèse simplificatrice permettant d'assimiler le caractère transitoire à un concept de régime permanent équivalent et ce sur la base d'un critère simple qui est la hauteur de nappe. En effet, dans le cas d'un régime permanent, la hauteur de nappe est constante, la difficulté est alors de relier cette valeur qui peut correspondre à une moyenne des hauteurs avec les hauteurs de nappe générées par un régime transitoire, en associant la variable de contrôle qu'est le volume drainé cumulé.

$$\frac{\sum_t [q(t)\Delta t] \cdot H(t)}{\sum_t [q(t)\Delta t]} = \overline{H}_{\text{moyenne}}$$

$t = \text{Time}$

avec $q = \text{flow}$

$H = \text{water} \cdot \text{table} \cdot \text{depth}$

Lorsque l'on pondère les hauteurs de nappe mesurées à l'interdrain par le débit de sortie en régime transitoire, nous retrouvons la même hauteur de nappe (59 cm) que celle maintenue pour le régime permanent. Cette formule s'est vérifiée par les expérimentations effectuées en conditions contrôlées. Cette approche est généralisée par une étude s'appuyant sur la modélisation à base physique (Makhlouf 2005), et servira pour le développement d'approche simplifiée décrite au § 3.

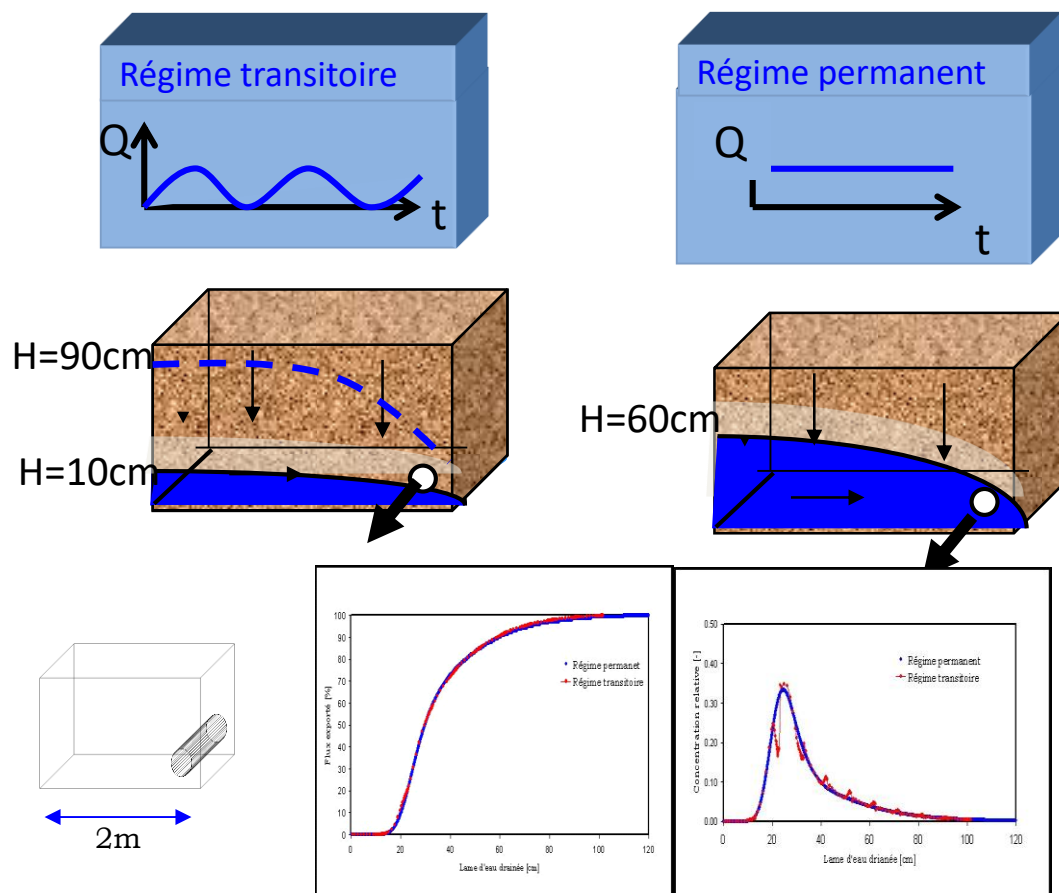


Figure 101. Concept du régime permanent équivalent : Schématisation des conditions expérimentales, comparaison des courbes simulées régime permanent et transitoire

5.2.3.2 Rôle du drain dans le transfert de soluté

De nombreuses publications scientifiques (Mohanty et al. 1998; Kohler et al. 2003; Gardenas et al. 2006; Gerke et al. 2007) représentent les transferts de soluté par drainage agricole en considérant des écoulements préférentiels soit directement en intégrant la macroporosité, soit en activant l'option double perméabilité de HYDRUS. Les approches de modélisation sont alors confrontées avec des expérimentations en parcelles expérimentales (<2ha). Mais aucune n'a démontré le rôle de la présence du tuyau de drainage dans le transfert de soluté. Lors du projet EVADIFF, piloté par

ARVALIS, l'objectif était de préciser les modalités de transfert de pesticide en parcelle drainée selon plusieurs conditions initiales de hauteur de nappe afin de reproduire les conditions d'application en nappe basse (printemps), moyenne (automne) et haute (hiver). Différents traceurs (chimique, isotopique, coloré) et 23 pesticides ont ainsi été appliqués à la surface de la maquette MASHYNS. L'outil Hydrus de modélisation a été employé afin de caler les paramètres de transport dans ce milieu poreux considéré comme homogène et non réactif biologiquement (la teneur en matière organique est inférieure à 0.2%). Dans les mêmes conditions que les expérimentations précédentes, la modélisation à base physique reproduit fidèlement les observations (Figure 102).

Quatre conclusions ont ainsi été tirées de ces expérimentations de modélisation :

- 1) Que ce soit pour les traceurs ou pour les pesticides, quel que soit le régime initial, le temps de transfert depuis la surface du sol jusqu'à l'exutoire, correspond à l'équivalent de 150mm de drainage soit l'équivalent d'une année de drainage (Figure 102). De plus la dynamique de transfert est similaire quel que soit le soluté, montrant le caractère générique des solutés dans le sol. Ainsi, il n'apparaît pas qu'en milieu poreux homogène, la présence du drain a une influence hydraulique (condition à la limite de type suintement), sans lui attribué un rôle d'écoulement préférentiel comme présenté dans les articles de (Kohler et al. 2001; Gardenas et al. 2006) ;

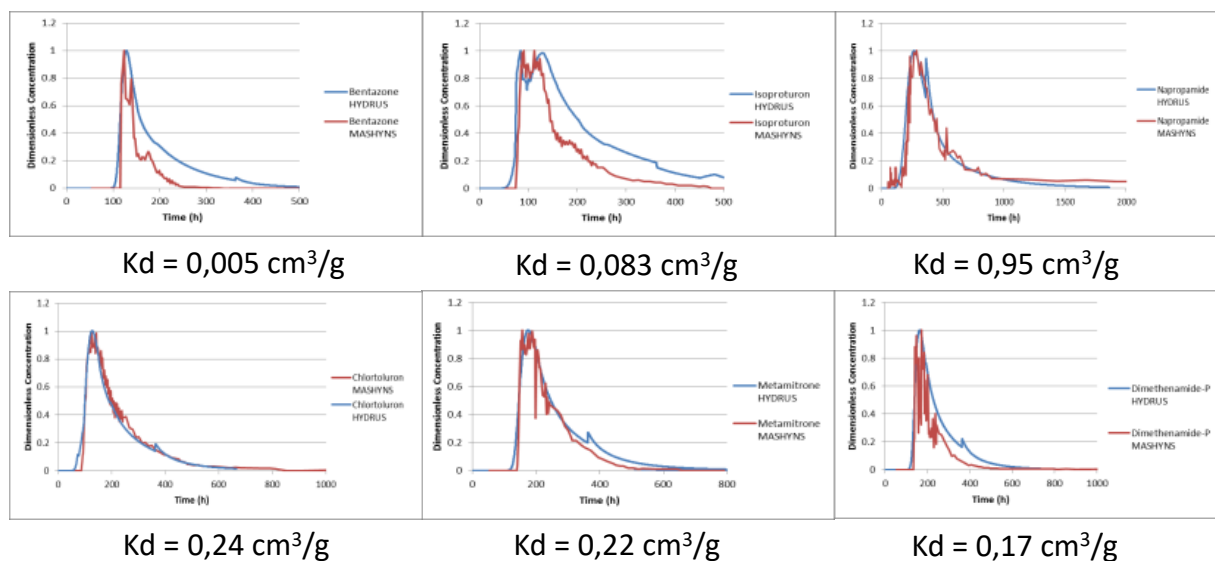


Figure 102. Simulation et observation des concentrations en pesticides à l'exutoire de MASHYNS pour 6 molécules différentes.

- 2) Le Koc est un bon indicateur de mobilité pour la majorité des molécules (Figure 103). Le calage des K_d montre une très bonne corrélation avec le K_d théorique.
- 3) Le calcul des bilans de masse montre qu'en moyenne 70% des molécules appliquées sont exportés sur l'ensemble de l'expérimentation (1 et 10 volumes de pores). En caricaturant, on peut dire que les molécules se comportent pour la plupart comme des traceurs de l'eau. L'aspect conservatif du transfert de pesticide en milieu pauvre en matière organique est à mettre en lien avec le profil logarithmique de la teneur en matière organique des sols. Mais en confrontant ces résultats en milieu contrôlé avec les suivis issus des parcelles agricoles, on constate que le taux d'exportation mesuré in situ de 0.1% démontre le pouvoir filtrant du sol

et la dynamique d'exportation le rôle prépondérant de la macroporosité naturelle (lombric, racine, fissuration du sol) ;

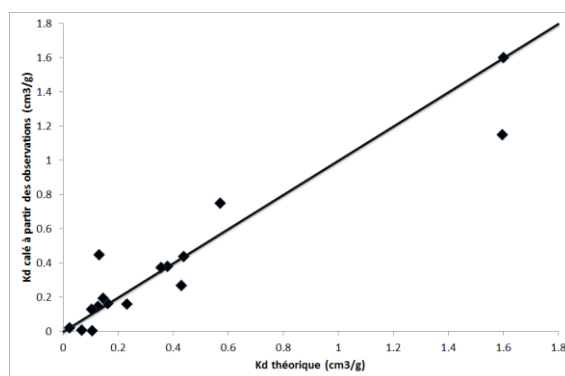


Figure 103. Kd calé en fonction du Kd théorique (K_{oc} théorique * MO%) sur les expérimentations de MASHYNS.

4) Les résultats permettent de classer les 23 molécules sur leur mobilité en parcelle drainée en l'absence de macroporosité, qui s'avère conforme à la fréquence des molécules retrouvées dans les eaux de drainage (Figure 104) :

- molécules mobiles → Quinmerac, Imazamox, Bentazone, Dicamba,
- molécules moyennement mobiles → Métazachlore, Dimétachlore, Propyzamide, Isoproturon, Dimethenamid P,
- molécules faiblement mobiles → Nicosulfuron Clomazone, Chlortoluron, Metamitron, S-Metolachlor, Ethofumesate et napropamide
- molécules non retrouvées lors du traçage (soit parce que le Kd est très élevés et donc traduit une très faible mobilité, soit pour des raisons techniques de limite de quantification par rapport à la dose appliquée, ou par interaction avec le pH ou le calcaire du sol expérimental) → Glyphosate, Prothioconazole, Pendimethaline, Epoxiconazole, Prosulfocarbe, DFF, Metsulfuron-methyl, Prochloraze, Prosulfuron

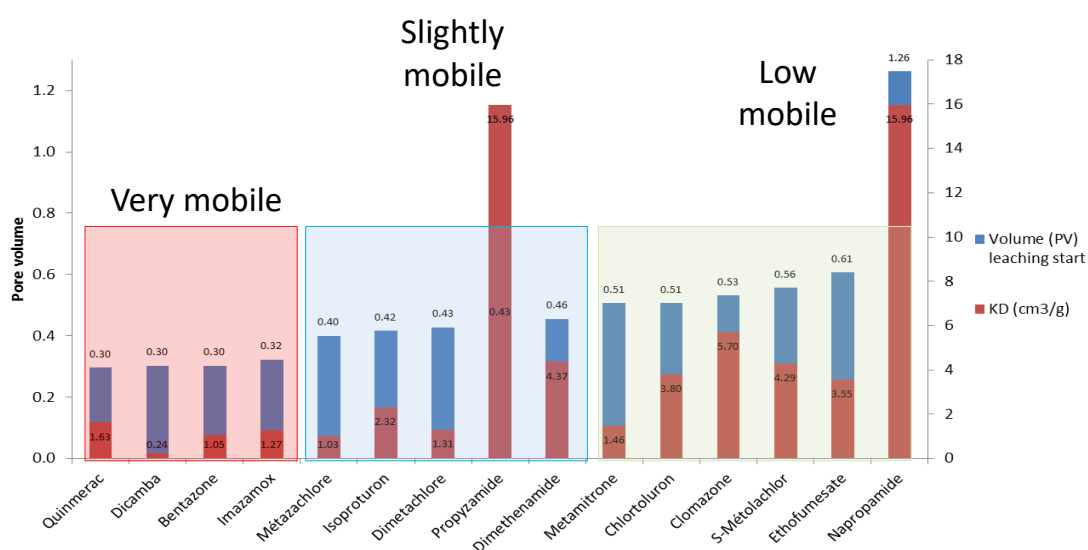


Figure 104. Synthèse des comportements des 15 molécules de pesticides appliqués en fonction du temps de sortie des pics et du Kd calibré.

5.2.4 Modélisation du transfert d'antibiotique dans les sols

Dans le cadre d'une action du PIREN Seine, phase 5, sur les polluants émergents comme les antibiotiques, nous avons porté le volet transfert dans les sols. A partir d'échantillons remaniés de sols réels (luvisol représentatif des limons des plateaux, du sud et est de la région parisienne), nous avons mené des expérimentations de traçage en condition de régime hydraulique permanent, à saturation sur 4 colonnes de sol de 30 (horizon de surface) et 50 cm (horizon sous jacent) de profondeur. L'objectif de l'étude était de caractériser par modélisation les propriétés de transferts en appliquant les mêmes formalismes que ceux retenus pour les pesticides. Les résultats ont été mis en parallèle des mesures de détection des molécules antibiotiques, susceptibles d'être réappliquées au sol par épandage soit de boue de station d'épuration, soit de déjection d'animaux d'élevage. L'outil HYDRUS a ainsi été calibré avec les données expérimentales sur 16 molécules antibiotiques à usage vétérinaire ou humain.

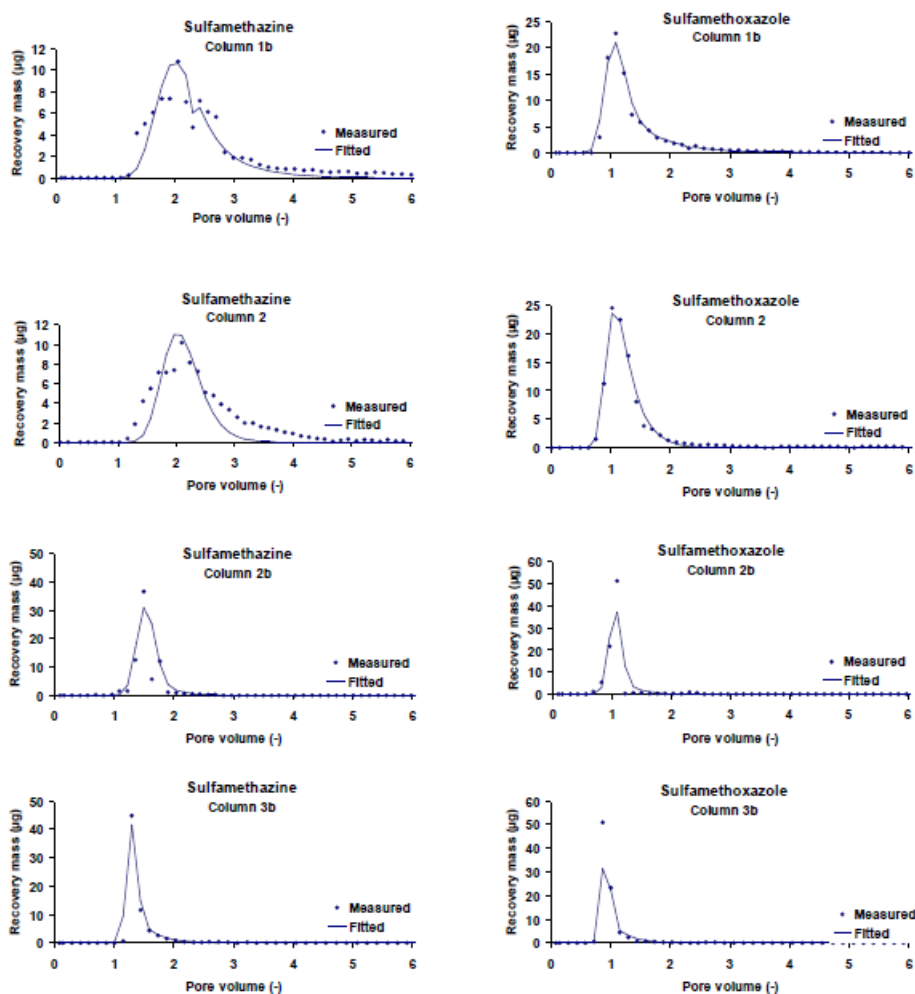


Figure 105. Courbes d'éluion simulées et observées pour la sulfaméthazine et la sulfaméthoxazole pour les 4 colonnes de traçage (Sromova 2012).

Deux types de comportement ont été observés et simulés : 4 molécules mobiles (sulfaméthazine, sulfaméthoxazole, ornidazole et vancomycine), retrouvées dans les eaux lixiviées, avec des bilans de masse élevés et 12 molécules très peu mobiles, non détectées en sortie de colonne, mais dans les analyses de sol des premiers centimètres (Tableau 13). Le comportement de transfert des 4 molécules mobiles a été correctement reproduit par les simulations Hydrus (Figure 105) en intégrant

le schéma MIM à 11%. Il en résulte que ces 4 molécules dont le Koc estimé est très faible, se transfère comme des traceurs de l'eau, à la différence des 12 autres molécules. Les Koc déterminés à partir des concentrations mesurées dans les échantillons de sol à différentes profondeurs, de ces 12 molécules montrent des valeurs très élevées > 50000 L/kg. Ces molécules présentent un faible risque de transfert par les eaux.

Tableau 13. Valeurs des paramètres DT50 et Koc calibrés à partir des expérimentations de traçage en colonne de sol

Molécules	DT50 (jour)	KOC (L/kg)
antibiotiques		
Sulfamethazine	4	43
Sulfamethoxazole	12	12
Ornidazole	0.2	16
Vancomycine	0.1	50
Chlorotetracycline	6	128571
Ciprofloxacin	10	88095
Enoxacin	29	61905
Enrofloxacin	15	71429
Erythromycine	4	190476
Flumequine	78	55238
Lomefloxacin	Stable	50000
Nalidixic acid	32	60952
Norfloxacin	9	92571
Ofloxacin	25	64286
Ormethoprim	Stable	45714
Oxolinic acid	72	54762
Pipidemic acid	30	61905
Sarafloxacin	34	60000
Tetracycline	6	119048
Tylosine	30	61905

5.2.5 Synthèses

On le sait, les approches à base physique nécessitent un effort de paramétrage important. Dans le cas d'expérimentation, les paramètres sont obtenus par calage (méthode de résolution inverse). Cependant, pour des sols homogènes, les approches de type HYDRUS montrent leur intérêt dans la reproduction des observations. Les Koc calés que ce soit pour les pesticides ou les antibiotiques sont cohérents avec les valeurs théoriques, même si des exceptions existent. Une limite cependant à l'outil Hydrus est la non prise en compte des processus de désorption. Le coefficient de retard R, qui intègre cette notion, suppose que la sorption est conservative et réversible. Nous considérons alors que les processus de sorption irréversible et donc une soustraction des molécules dans le bilan de masse contribue à la dissipation des molécules, intégrées dans le terme puit, λ (dégradation). La DT50 ne correspond donc plus strictement à une dégradation mais à une dissipation de la molécule. Une des hypothèses que nous avons L'exploitation et l'interprétation des résultats de simulation permettent d'évaluer le potentiel de transfert des molécules dans le compartiment sol, d'en identifier les facteurs de contrôle soit directement, soit par raisonnement inverse. Les simulations à base physique peuvent alors servir de référence pour le développement d'approche simplifiée. Le travail a aussi permis de mettre en évidence le rôle hydraulique du drain dans les transferts de

contaminants et démontrent bien que le drain lui-même ne peut rendre compte des détections de pesticide en sortie de tuyaux. La macroporosité joue un rôle plus important dans le transfert : est il possible de créer de la macroporosité artificielle à intégrer dans MASHYNS ?

5.3 Modélisation semi conceptuelle du drainage agricole en contexte français

Différents modèles intègrent spécifiquement le drainage comme composante hydrologique : DRAINMOD (Skaggs et al. 2012; Negm et al. 2014), MYDHAS-Drain (Tiemeyer et al. 2007), ADAPT (Gowda et al. 2012), SIDRA a été développé fin des années 80 par (Lesaffre & Zimmer 1988). Le modèle permet la simulation des débits de drainage au pas de temps horaire ou journalier, par résolution de l'équation de Boussinesq. Le modèle a été amélioré pour la prise en compte des débits de pointe, en intégrant une déformation de la nappe perchée générant des gradients hydrauliques compatibles avec les débits de pointe observée (Bouarfa & Zimmer 2000). S'appuyant sur cet héritage scientifique, nous présentons une amélioration par SIDRA-SISWHOC, une version intégrée à STICS, modèle de culture et une version couplée PESTDRAIN pour la modélisation des transferts de pesticides.

5.3.1 Amélioration de SIDRA

SIDRA est la composante calculant, sur des fondements physiques, les débits drainés et les variations de la hauteur de la nappe d'eau superficielle à chaque pas de temps. Pour calculer ces deux variables, ce module repose sur l'intégration de l'équation de Boussinesq. L'innovation scientifique de la démarche SIDRAZ par le processus d'intégration spatiale de l'équation de Boussinesq, conduit à rendre explicite les liens entre débit de drainage, position de la nappe et recharge pluviométrique en régime de pointe (Figure 106), alors qu'auparavant, seul le régime permanent était considéré (équation de Hooghoudt). Pour résoudre analytiquement, la dimension spatiale du problème, les auteurs ont posé l'hypothèse d'une nappe non déformable.

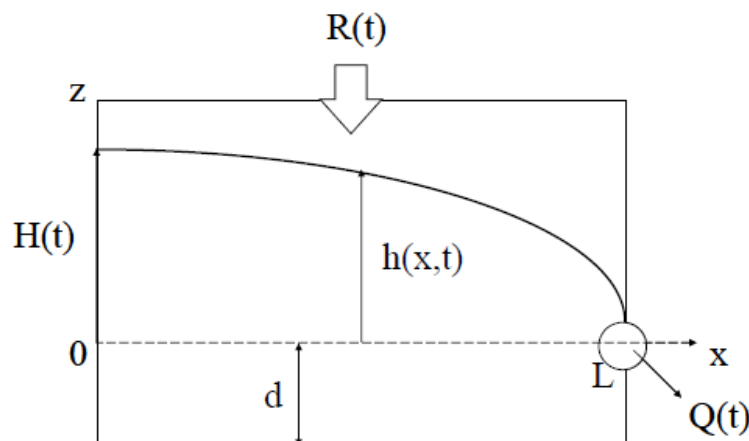


Figure 106. Représentation d'un système drainé, R(t) représente la recharge pluviométrique, Q(t) le débit, h(t) la hauteur de nappe à la distance x de l'inter-drain, H(t), d la profondeur de l'horizon imperméable, L le demi-écartement entre les drains.

L'expression mathématique de ces équations est donnée ci-dessous (Zimmer 1988) :

$$dH / dt = 1 / (\mu * C) * [R(t) - J(H)]$$

$$Q(t) = A * J(H) + (1-A) * R(t)$$

$$J(H) = K * H^2 / L^2$$

Avec :

- H, la hauteur de la nappe d'eau superficielle (m),

- $R(t)$, la recharge de la nappe d'eau superficielle (m³/s),
- $Q(t)$, le débit drainé (m³/s),
- $J(H)$, la fonction de Hooghoudt (m³/s),
- A et C , les paramètres de formes de nappe superficielle [-],
- μ , la porosité de drainage du sol [-],
- K , la conductivité hydraulique (m/jour),
- L , le demi-espacement entre deux drains (m).

SIDRA repose sur les hypothèses suivantes :

- la forme de la nappe superficielle est ellipsoïde et constante (hypothèse acceptable si la nervosité σ de la nappe est supérieure à 1),
- il y a présence d'une couche imperméable peu profonde,
- les drains reposent sur la couche imperméable.

L'hypothèse de nappe non déformable permet d'obtenir une expression très simple du débit et en particulier en débit de pointe. Celle-ci se réduit en effet à la somme du régime de tarissement de nappe auquel s'ajoute une proportion constante de la recharge pluviométrique de 17% (Figure 107).

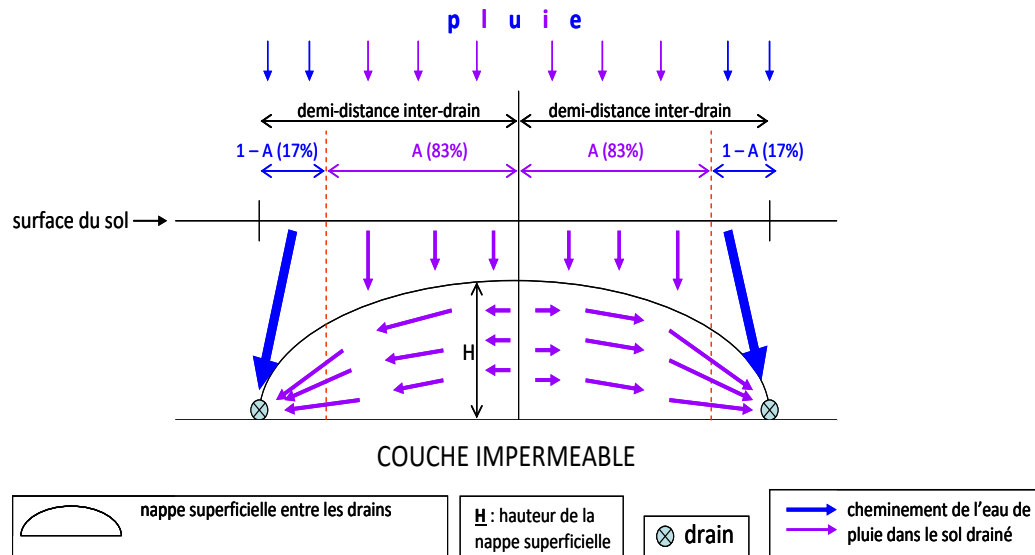


Figure 107 : Représentation schématique de la forme de la nappe superficielle entre deux drains et de l'écoulement de l'eau dans le sol. La nappe a une forme de demi-ellipse.

Dans sa version de conception, le modèle SIDRA reproduit bien les débits journaliers pendant la saison intense de drainage. Cependant en dehors de cette période le modèle présentait des limites. En confrontant les données observées et les simulations sur les sites de Bray et Chantemerle, un algorithme permettant de calculer le terme $R(t)$ de recharge de la nappe perchée a été développé pour mieux intégrer les débits à l'amorce de la saison de drainage, et un module de vidange de nappe pour les écoulements printaniers (Guyomard 2008 et Emsalem 2011).

Le module SISWHOC est constitué d'un réservoir représentant conceptuellement la réserve utile du sol (Figure 108). Les entrées du module sont la pluie P [L] et l'évapotranspiration potentielle ETP [L], sa sortie est la recharge pour le module SIDRA. Les paramètres sont le niveau intermédiaire du réservoir S_i [L] et sa taille S_{max} [L].

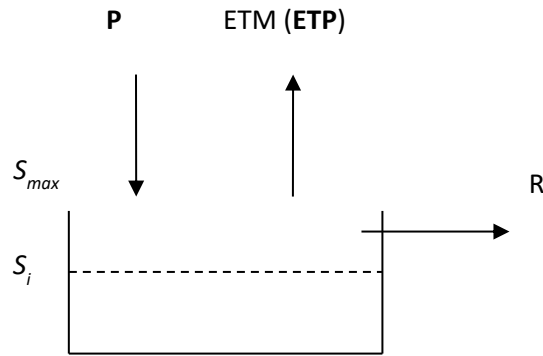


Figure 108. Schéma de fonctionnement du module SIDRA-RU. Les entrées du modèle sont la pluie P et l'évapotranspiration potentielle ETP (en gras). ETM, R, S_i et S_{max} sont respectivement l'évapotranspiration maximale calculée à partir de l'ETP, la recharge vers SIDRA, les niveaux intermédiaire et maximal du réservoir.

5.3.1.1 Calcul d'une évapotranspiration maximale

SISWHOC calcule à partir de l'ETP une évapotranspiration maximale ETM [L], prélevée si l'eau est disponible et tenant compte des conditions réelles sur le terrain. Soit $S'(t)$ [L] le stock d'eau théorique dans le réservoir, calculé à partir du stock réel $S(t - \Delta t)$ [L] au pas de temps Δt précédent : $S'(t) = S(t - \Delta t) + P(t)$

- Si $S'(t) > S_i$ ou si $t \in [15avr; 31août]$, $ETM = ETP$

Ce cas correspond soit à un stock d'eau suffisant dans le sol pour satisfaire la demande évapotranspiratoire, soit à une période de forte demande liée à la présence de plantes cultivées.

- Sinon, ETM décroît avec le stock d'eau dans le réservoir. Ce cas correspond à la situation d'un sol assez sec avec peu de végétaux : il est donc seulement sujet à l'évaporation physique, de plus en plus difficile à mesure que le sol s'assèche :

$$ETM_{exp} = ETP \cdot \exp\left(-\frac{S_i - S}{S}\right)$$

Cette formulation est assez intuitive. Elle correspond à une décroissance exponentielle de l'évapotranspiration avec la diminution du stock.

5.3.1.2 Calcul de la recharge vers SIDRA

Les deux niveaux du réservoir S_i et S_{max} permettent de prendre en compte différents cas pour le calcul de la recharge.

- Si $P(t) - ETM(t) < 0$ ou si $S'(t) < S_i$, alors
$$\begin{cases} R(t) = 0 \\ S(t) = S(t - \Delta t) + P(t) - ETM(t) \end{cases} \quad (1)$$

Si l'apport net d'eau au réservoir est négatif ($P - ETM < 0$), l'eau est prélevée du réservoir du sol. Le cas $S(t) < S_i$ quant à lui correspond aux périodes de fin de saison de drainage, où le sol est sec : l'apport d'eau sert uniquement à remplir le réservoir sol.

$$- \text{ Si } \begin{cases} S_i \leq S'(t) < S_{\max} \\ P(t) - ETM(t) > 0 \end{cases}, \text{ alors } \begin{cases} R(t) = \frac{1}{3}(P(t) - ETM(t)) \\ S(t) = S(t - \Delta t) + \frac{2}{3}(P(t) - ETM(t)) \end{cases} \quad (2)$$

Ce cas correspond à la saison d'amorce de drainage ou aux périodes de tarissement pendant la saison de drainage intense : une partie de l'apport d'eau sert à remplir le réservoir et l'autre est transférée vers la nappe.

$$- \text{ Si } \begin{cases} S_{\max} \leq S'(t) \\ P(t) - ETM(t) > 0 \end{cases}, \text{ alors } \begin{cases} R(t) = P(t) - ETM(t) - (S_{\max} - S(t - \Delta t)) \\ S(t) = S_{\max} \end{cases} \quad (3)$$

Ce dernier cas survient pendant les pics de pluie en saison de drainage intense : le réservoir se remplit totalement et le reste de l'eau recharge la nappe.

Ce module, tel qu'il a été conçu, repose sur plusieurs simplifications. Le ruissellement n'est pas pris en compte : il est considéré comme négligeable car la parcelle est drainée (voir la partie 2). L'effet de l'hétérogénéité verticale du sol est négligé. Le prélèvement de l'ETM est considéré comme homogène du drain à l'interdrain. L'effet du stade de croissance des cultures sur l'ETM n'est pas considéré.

Cette amélioration permet d'enchaîner les simulations sur plusieurs années et de vérifier que le démarrage du drainage est bien représenté par SIDRA-SISWHOC (Figure 109).

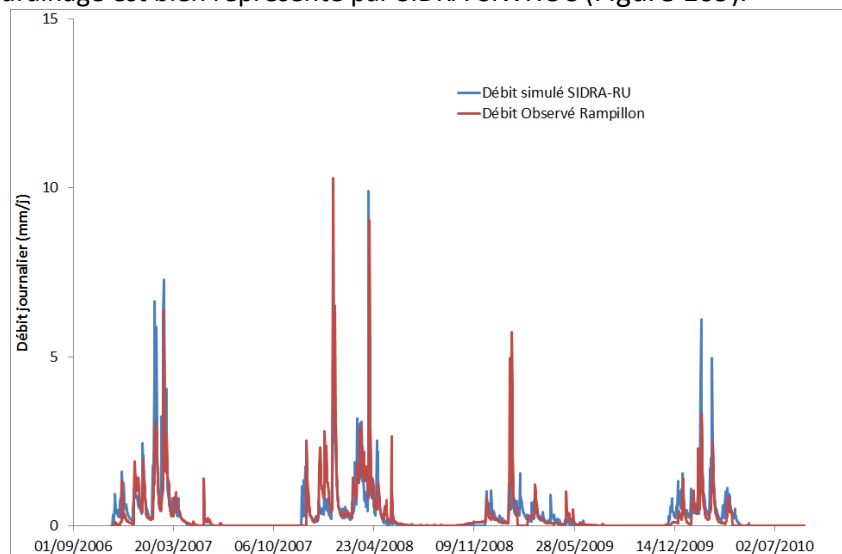


Figure 109. Simulation des débits drainés par SIDRA-SISWHOC sur le site de Rampillon (355ha) sur la période 2006-2010.

Nous poursuivons actuellement, la validation de cette approche par un travail à l'échelle national en récupérant les données expérimentales des sites des secteurs de référence drainage.

5.3.2 Intégration de SIDRA dans Stics

Dans le cadre du développement du modèle de culture STICS (Brisson et al. 1998; Brisson et al. 2002; Brisson et al. 2003; Tournebize et al. 2004), nous avons été en charge de l'intégration d'un module drainage. Cela soulevait deux défis : 1) adapter un schéma d'écoulement bidimensionnel dans un modèle réservoir à une dimension verticale et 2) valider l'approche au pas de temps journalier dans

la simulation de la dynamique des débits de drainage. Il a fallu aussi adapter l'algorithme au formalisme de STICS, pour conserver sa structure initiale.

En activant l'option macroporosité du modèle, nous avons ainsi fait correspondre la saturation des couches du réservoir et l'eau en excès transitant par la macroporosité comme le terme $R(t)$ du modèle SIDRA. Le passage 2D à 1D s'est ainsi effectué par analogie d'une hauteur moyenne de nappe entre le drain et l'interdrain et le niveau de saturation des horizons décrivant le profil de sol (Figure 110). Le modèle simule les débits et calcule 3 hauteurs de nappe : au drain, à l'interdrain et en moyenne sur l'espace drain-interdrain. La rétroaction de la hauteur de saturation du profil est ainsi prise en compte dans le module plante simulant le développement de la culture, la production de biomasse, le rendement, par intégration d'une fonction de sensibilité à l'anoxie.

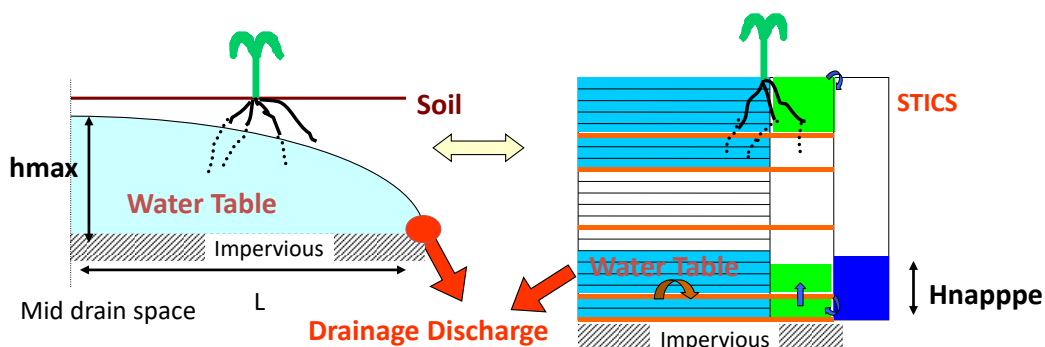


Figure 110. Schéma de passage d'un formalisme 2D du drainage agricole à 1D du modèle STICS.

L'analyse du pas de temps, en fonction de la dynamique du drainage simplifiée a conduit à considérer un pas de temps journalier qui est compatible avec le modèle STICS. Une analyse de sensibilité a donc été menée pour valider le formalisme (Figure 111). Les résultats sont satisfaisants vu la simplification apportée (Figure 112).

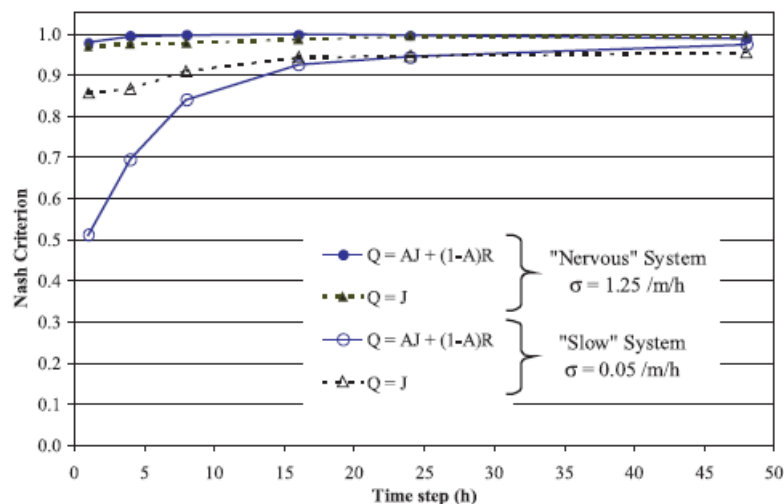


Figure 111. Evolution du critère de Nash en fonction du pas de temps pour deux types de sol. (Tournebize et al., 2004)

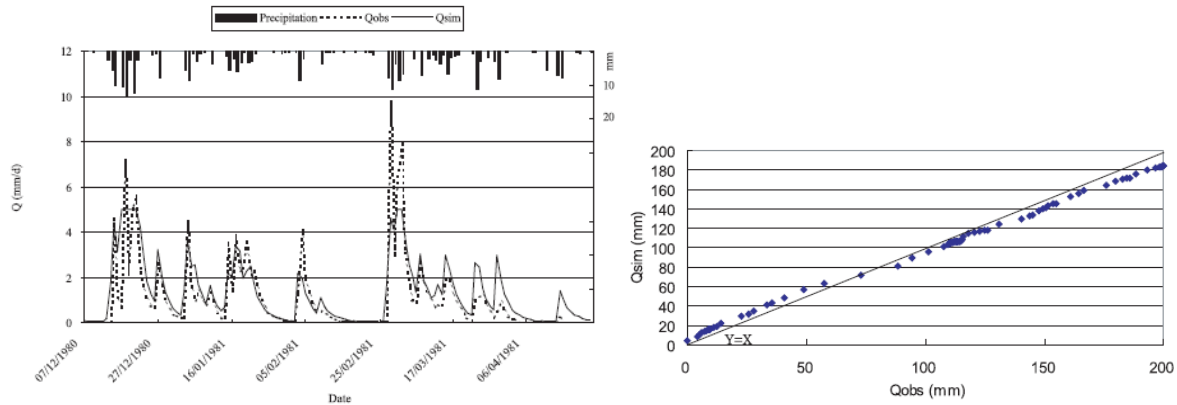


Figure 112. a) Débits simulés et observés pour la parcelle test de Arrou (année 1980-81). B) Courbe de cumul de lame drainée simulée et observée (parcelle test de Arrou, 1979-80) (Tournebize et al., 2004).

5.3.3 PESTDRAIN : un modèle conceptuel de transfert de pesticides en parcelle drainée.

La faisabilité des modèles de drainage à la parcelle tel que DRAINMOD (Breve et al. 1998; Youssef et al. 2005) est acceptable pour simuler les débits, elle est nettement moins bonne pour les polluants, du fait des mécanismes complexes à prendre en compte. Cette nouvelle approche permet à partir d'une chronique de recharges et de hauteurs de nappe variables obtenues à partir d'un modèle hydraulique de drainage tel que SIDRA (Bouarfa & Zimmer 2000) de revenir à un cas simple de hauteur de nappe moyenne en régime permanent, aisément modélisable. L'hypothèse d'un sol proche de la saturation est remplie pour les écoulements hivernaux en parcelle drainée, et permet donc une utilisation pour les cas concrets de terrain. Par ailleurs, Zimmer et Arlot (1992) ont montré que la détermination du bilan d'azote de l'année culturale précédente était un bon indicateur de la partie potentiellement lixiviable. S'il est associé la chronique des débits / hauteurs de nappe sur une saison avec un bilan azoté (application d'azote et reliquat entrée hiver), il est possible de prévoir la lixiviation en nitrate d'une parcelle drainée sur une saison. Cette approche est une alternative aux fonctions de lessivage proposées par (Scotter et al. 1993; Magesan et al. 1994). En collaboration avec Irstea Lyon, dans le cadre de la thèse de Branger, nous avons adapté notre formalisme au cas des pesticides en parcelle drainée, en développant un module SILASOL. Ce module synthétise toute la compréhension du fonctionnement des écoulements hydriques et de solutés en parcelle drainée (observation de terrain, expérimentations de laboratoire, simulation à base physique).

Le module SILASOL (SimuLation du transport de SOLutés) est également un modèle conceptuel mais fondé sur la notion de Fonction de Transfert (Jury et Roth, 1990) conduisant à relier les concentrations à l'entrée (C_{in}) et à la sortie (C_{out}) d'un compartiment par l'expression :

$$C_{out}(Dr) = \int_0^{Dr} C_{in}(Dr - Dr') \cdot f(Dr') dDr'$$

dans laquelle $f(Dr')$ est la fonction de densité de probabilité (pdf) des temps de résidence du produit dans le compartiment de sol considéré en fonction de la quantité d'eau infiltrée dans le sol et Dr est la lame drainée cumulée [L]. L'équation suppose un régime hydrodynamique permanent.

La principale difficulté réside dans le choix de la pdf. Dans le cas d'une parcelle drainée et d'un soluté chimiquement inerte, Magesan et al. (1994) et Unnikrishna et al. (1995) ont néanmoins montré la pertinence d'une pdf de type exponentiel :

$$f(Dr) = a^{-1} \cdot \exp\left(-\frac{Dr}{a}\right)$$

où a est un paramètre de calage, égal à un volume poral par unité de surface qui intervient dans le transport de soluté.

En saison de drainage, le profil de sol restant dans une gamme de teneur en eau volumique (θ) proche de la saturation, on peut raisonnablement considérer que le régime d'écoulement reste quasi-stationnaire et substituer à la lame d'eau cumulée drainée dans l'équation le temps $Dr = Q(t) \cdot \Delta t$, hypothèse renforcée par les travaux sur le régime permanent équivalent.

La prise en compte de l'adsorption du produit phytosanitaire sur la phase solide du sol conduit à introduire un facteur retard R qui devient (Heng et al., 1994) :

$$f_{ads}(Dr) = \frac{1}{R} f\left(\frac{Dr}{R}\right)$$

avec $R = 1 + \rho_d \cdot K_d / \theta$ sous l'hypothèse d'une isotherme linéaire d'équilibre instantané entre les concentrations dans la solution du sol et sur sa phase solide, K_d étant le coefficient de partage et ρ_d la masse volumique sèche du sol.

Ainsi, la réponse d'un compartiment à un signal unitaire d'entrée de type Heaviside s'exprime par l'expression suivante :

$$C_{out}(t + \Delta t) = \left[C_{in}(t) \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{Dr}{R \cdot a}\right)\right) + C_{out}(t) \cdot \exp\left(-\frac{Dr}{R \cdot a}\right) \right] \cdot \exp(-\lambda \cdot \Delta t)$$

où $\lambda = \ln 2 / DT50$ est le coefficient de dégradation du produit, supposée suivre une cinétique du 1er ordre et $DT50$ est le temps de demi-vie.

En cohérence avec la première équation qui prend en compte deux termes dans le calcul du débit, à l'instar de (Heppell & Chapman 2006) et fort des résultats sur MASHYNS, un système de deux compartiments a été retenu pour estimer la lixiviation du soluté, chacun d'entre eux étant caractérisé par sa propre fonction de transfert. La concentration de lixiviation résultante est le produit du mélange supposé parfait des deux compartiments. Il est composé de la concentration calculée par une fonction de transfert et du débit attribué au terme de tarissement premier terme de l'équation du débit (coefficient $A=0,86$), et de la concentration calculée par une autre fonction de transfert et du débit associé au terme de contribution directe de la recharge, (coefficient $1-A=0,14$). Chaque pdf correspondant à un compartiment est alors définie par son propre paramètre a (Figure 113).

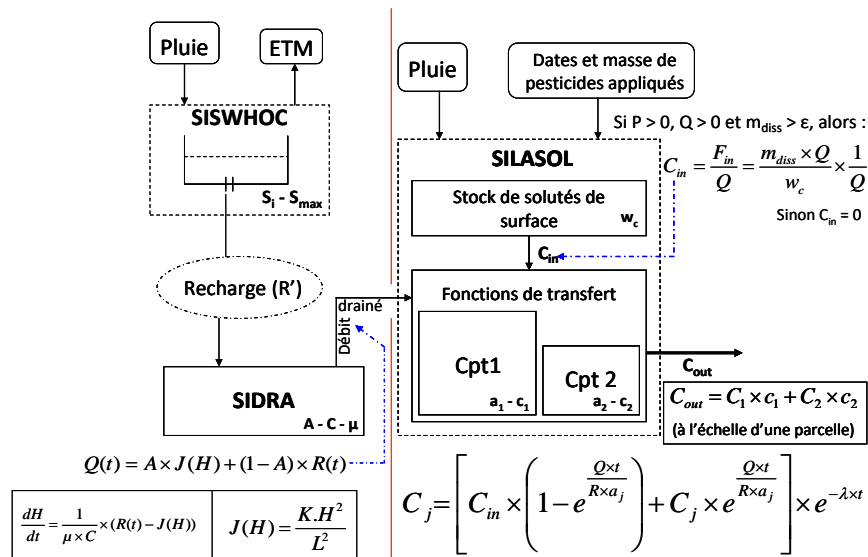


Figure 113. Schéma conceptuel du modèle PESTDRAIN intégrant les modules SIDRA, SISWHOC, SILASOL (Guyomard 2009 et Branger et al., 2009).

La matière active est supposée être incorporée dans un stock de surface. Un bilan de masse permet de déterminer sa répartition entre la part dissoute dans l'eau du sol et la part adsorbée au sol. A chaque pas de temps, un nouveau bilan de masse est calculé pour réactualiser la concentration du contaminant de l'eau infiltrée (qui constitue le signal d'entrée) et la concentration du contaminant dans l'eau de ruissellement.

D'après la conceptualisation du module SILASOL, les contributions Cpt1 et Cpt2 représentent les compartiments avec transferts lents (en cohérence avec les expérimentations sur MASHYNS) et sont reliées au facteur de forme de nappe A_1 du module SIDRA, selon $c1 = A1$ (Cpt1 lent) et $c2 = 1 - A1$ (Cpt2 rapide). Les volumes de renouvellement associés à ces 2 compartiments sont de 200 mm et 0.15mm.

Dans une approche de modélisation hydrologique couplée au transfert de soluté, l'erreur sur les simulations de débit peut s'ajouter aux concentrations simulées sans pour autant rejeter le formalisme. Nous avons comparé la simulation des concentrations par le module SILASOL, en prenant pour données d'entrée les débits observés, avec la simulation des débits (module SIDRA-SISWHOC) et des concentrations (module SILASOL). Il apparaît en Figure 114, que les concentrations sont cohérentes en valeur et en dynamiques mais améliorées avec des débits proches de ceux observés.

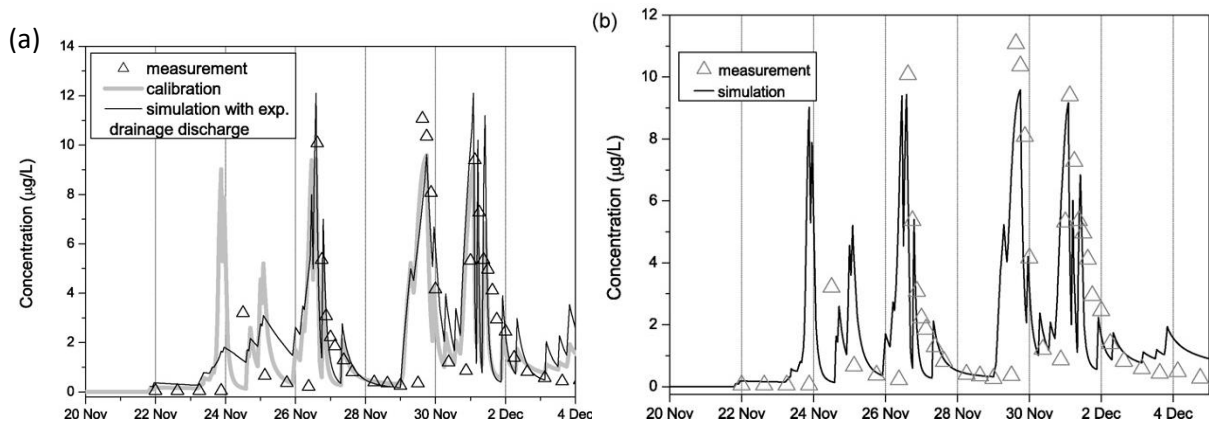


Figure 114. Concentration en isoproturon simulée par le module SILASOL et observée a) en prenant les débits observés, b) en simulant les débits par le module SIDRA-SISWHOC (Branger et al., 2009).

La simplification des transferts de pesticides en parcelle drainée par une approche conceptuelle à 4+2 paramètres (4 étant pour le module SIDRA-SISWHOC et 2 pour le module SILASOL) est prometteuse. Cependant ce concept doit être amélioré en intégrant les derniers résultats de trçage pesticide sur MASHYNS et les suivis expérimentaux de terrain. Les perspectives sont d'intégrer les 2 aspects macroporosités (le compartiment A) et la sorption irréversible.

5.4 Modélisation des zones tampons humides artificielles

Le dernier volet de modélisation porte sur la modélisation du fonctionnement des ZTHA, sur les paramètres nitrate et pesticides.

Les zones humides sont des écosystèmes régulièrement inondés, qui sont généralement localisées en fond de vallées, ou au bord des hydrosystèmes aquatiques, le long des cours d'eau ou isolé dans des dépressions. Ces écosystèmes sont reconnus pour leurs valeurs écologiques et économiques significatives par suite de la large variété de services qu'ils offrent au sein des bassins versants et des écosystèmes. L'importance des zones humides à la purification de qualité de l'eau, la prévention des inondations, des habitats de faune et flore et la biodiversité est bien reconnue. De tels bénéfices sont à l'origine d'expérimentations de (re)créations de zones tampons humides artificielles pour réduire les transferts de contaminants d'origine agricole et ainsi améliorer les eaux des hydrosystèmes.

L'hydrologie et la biogéochimie des zones humides restent des domaines relativement nouveaux. Les scientifiques tentent encore de comprendre les processus physiques, biologiques, chimiques et leurs interactions pour mieux profiter de ces écosystèmes complexes. D'un côté, les travaux actuels mettent en évidence le potentiel des zones humides d'un point de vue de l'acquisition de connaissance à partir d'expérimentations tant au niveau laboratoire qu'in situ. De l'autre, les scientifiques développent et appliquent des modèles mathématiques pour simuler l'hydrologie, la qualité de l'eau et la croissance de biomasse au sein des zones humides. Les modèles de zones humides contribuent non seulement à la validation des processus et des fonctions écosystémiques (quantification, hiérarchisation) mais aussi à la définition de règle de dimensionnement (conception), intégration dans la gestion des eaux des bassins versants (prévision de l'efficacité épuratoire) au regard des actions basées sur les changements de pratiques agricoles dans l'objectif premier d'améliorer la qualité de l'eau.

Les approches développées dans les modèles de zones humides actuellement disponibles sont très variées dans la description de la transformation de polluants, comme des substances nutritives, des pesticides et des métaux, des interactions avec les cycles biogéochimiques entre l'eau, le substrat et le biote. Des approfondissements sont nécessaires pour améliorer les approches existantes afin de répondre aux enjeux de connaissance mais aussi d'aménagement des territoires.

Les expériences de laboratoire (micro-méso cosmes, en conditions contrôlées ou semi-contrôlées) et de terrain (en conditions naturelles) conduisent non seulement à une meilleure compréhension des processus et fonctions, mais fournissent des données sur des interactions complexes, pouvant être utilisées pour valider des modèles et améliorer leur capacité de prédiction.

La validation des modèles appliquées aux zones tampons humides artificielles est un domaine de recherche en soi, afin de confronter les résultats observés et ceux issus de simulations. Peu de jeux de données complets sont disponibles actuellement, permettant d'explorer et interpréter les simulations aussi bien en régime permanent et transitoire hydrauliquement, et l'applicabilité des cinétiques de disparition du premier ordre, classiquement employée en géochimie.

De nombreuses questions restent en suspens concernant les cycles internes biogéochimiques, la gestion de l'hydraulique (court-circuit, temps de séjour, ...), la prise en compte de la composante physique (rugosité) mais aussi biologique de la végétation dans les processus et fonctions des zones humides artificielles.

Une ZTHA est constituée de différents compartiments : colonne d'eau, substrat (généralement sédiment), végétation et biofilm, obstacles physiques comme les chicanes ou diguettes (Figure 115). La difficulté est ainsi de les prendre en compte en interaction dans la ZTHA. Plusieurs approches de modélisation sont présentées selon qu'elles considèrent seulement l'hydraulique (forme physique et interaction physique entre les compartiments), la biogéochimie et les cycles associés aux contaminants, et les approches simplifiées de type boîte noire.

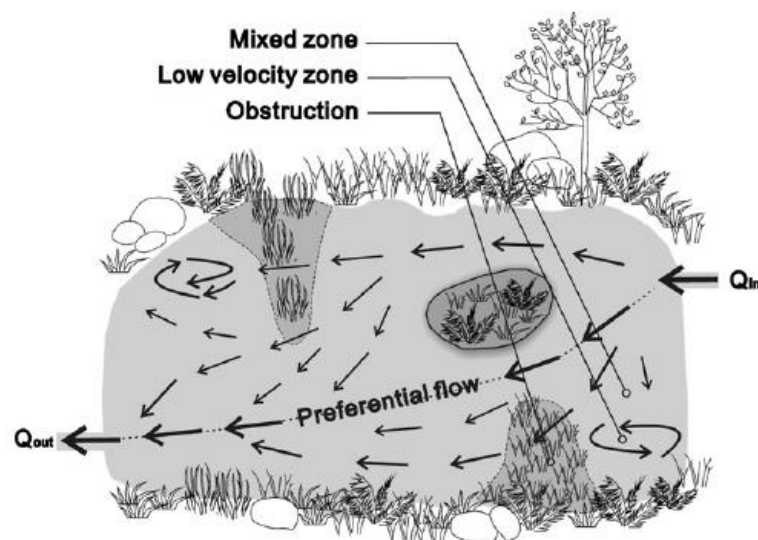


Figure 115. Schématisation des compartiments constituant une ZTHA (source Kadlec 2012)

Mes travaux ont trouvé leur insertion dans plusieurs projets. Tout d'abord le projet TRUSTEA (traitement rustique des eaux agricoles) que j'ai piloté de 2006 à 2008 (Tournebize et al. 2011), puis

la participation dans un axe du PIREN Seine (Passy et al. 2012; Garnier et al. 2014) et un exercice scientifique de note technique (Nédélec et al. 2010).

En abordant la question de la modélisation des ZTHA, la question centrale a été de définir le niveau de complexité nécessaire à l'atteinte des objectifs soit de recherche (compréhension des processus), soit opérationnels (dimensionnement, conception, insertion dans le paysage).

5.4.1 Approche hydraulique à base physique

Les approches à base physique reposent sur la résolution numérique des équations de Navier-Stokes. La détermination de la distribution des champs de vitesse et des charges hydrauliques en tout point de la ZTHA nécessite la mise en œuvre de modèle bi-dimensionnel, voire tri-dimensionnel et s'appuie sur les outils CFD (computational fluid dynamic). Cependant de nombreuses études tentent de simplifier la représentation 3D par un modèle à surface libre 2D (German et al., 2005, Su et al. 2009). Cela suggère que les variations de vitesse et de champ de pression dans la dimension verticale peuvent être négligées considérant l'absence de stratification dans la colonne d'eau mais une homogénéisation des variables hydrauliques, les vitesses étant considérées comme relativement faibles comparées à celles mesurées dans un canal (la section d'une ZTHA étant largement supérieure à celle d'un fossé).

La modélisation à base physique conduit à décrire la distribution des temps de résidence hydraulique à l'intérieur de la ZTHA. La description fine de l'hydraulique est présentée dans les travaux de Chang et al. 2016 pour la prise en compte des diguettes, et l'optimisation en utilisant un paramètre de performance hydraulique λ . Ces travaux sont prolongés par les études de Savickis et al. 2016 sur l'impact des méandres et par Shih et al. 2016 sur les obstacles végétalisés.

Des travaux spécifiques prennent en considération la végétation soit comme une rugosité spécifique (ou coefficient de Manning, Figure 116), soit comme un milieu poreux équivalent dont les paramètres sont encore à définir (Mattis et al., 2012,).

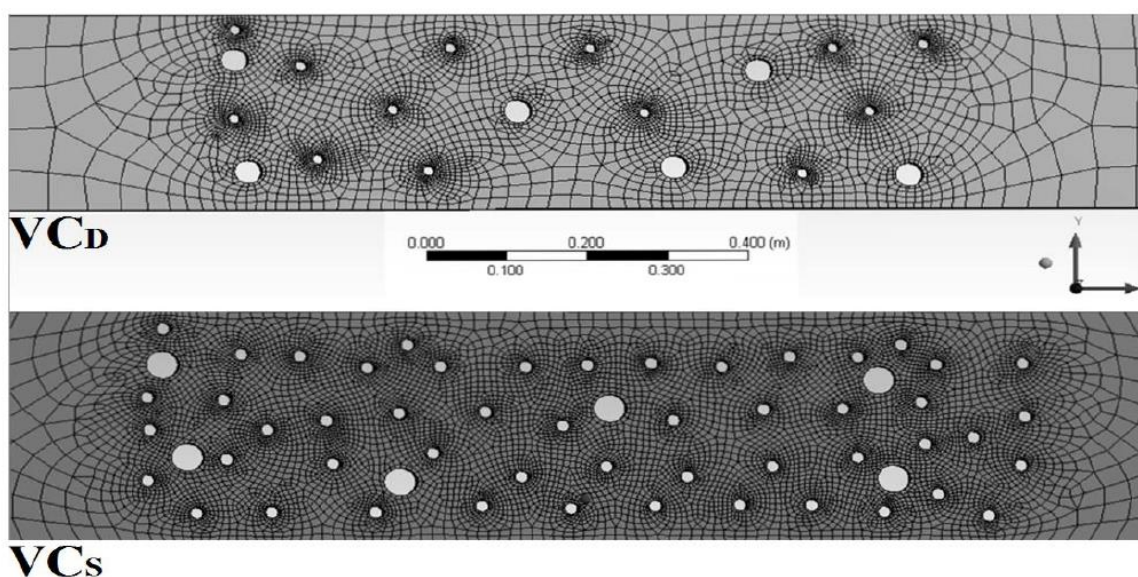


Figure 116 : Prise en compte explicite des tiges de végétation émergente de type Phragmites Australis dans la modélisation à base physique (source Tsavdaris et al., 2013).

Ces approches à base physique sont utiles pour dégager l'influence hydraulique et contribuent à définir des règles de dimensionnement géométrique (ratio longueur / largeur, succession de chicanes ou diguettes) des zones tampons humides artificielles

Dans certaines études, à l'hydraulique est parfois couplée la résolution des équations d'advection-dispersion (Wu et al., 2011 ; Musner et al., 2014) pour le couplage explicite de certains cycles de contaminants (azote, phosphore). Les études montrent la difficulté à conceptualiser correctement les cycles et à déterminer les nombreux paramètres des modèles. Les approches à base physique hydraulique couplée ADE sont généralement très gourmandes en capacité numérique et peu appropriées pour des systèmes à modéliser de taille supérieure à 10 m. Les approches ont ainsi plutôt évoluées vers des modèles plus conceptuels.

5.4.1.1 Modélisation hydraulique d'une zone de rétention drainée

Le fonctionnement hydraulique d'une zone d'infiltration a fait l'objet d'une note technique (Nédélec et al., 2010) dont l'originalité repose sur le développement d'une formulation simple de dimensionnement. Le contexte s'adresse au dimensionnement de zone de rétention par évacuation d'un volume d'eau stocké dans une retenue ou prairie inondée avec la particularité d'un réseau de drainage souterrain. Déterminer le volume de stockage en fonction du débit entrant (Q^*) et de la géométrie du réseau de drainage ($D^*=D/(d*r)$ avec D écartement, d profondeur et r diamètre des drains) :

$$Q^*(D^*, r) = f(r) \left[1 - \left(\frac{e^{1/[1+a(r) \cdot D^* - b(r)]} - 1}{e - 1} \right)^{c(r)} \right]$$

La formule a été comparée avec une approche de modélisation à base physique (HYDRUS-2D) (Figure 117).

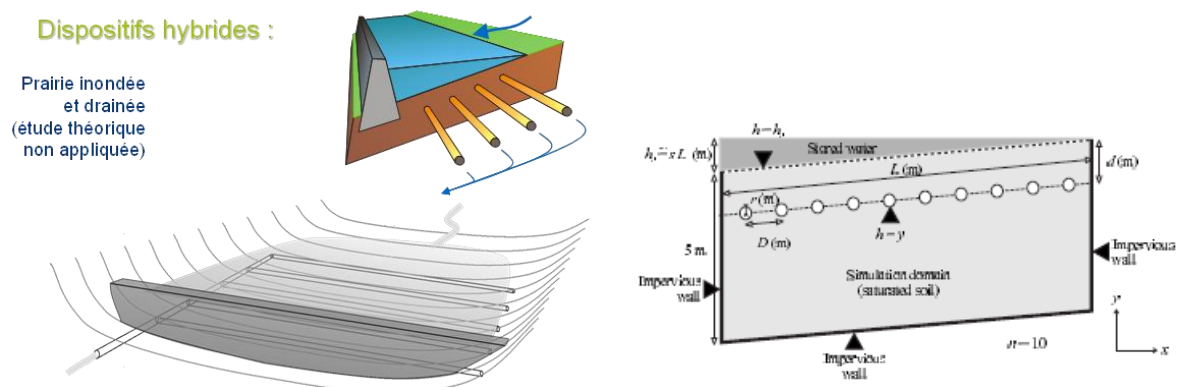


Figure 117. Contexte et géométrie du cas théorique de la prairie inondée ou retenue, drainée (Nédélec et al., 2010).

Un abaque de dimensionnement (Figure 118) a ainsi été généré, à vocation d'usage de l'association AREAS, partenaire du travail pour proposer des moyens de lutte contre les effets négatifs des ruissellements érosifs en Pays de Caux (Normandie).

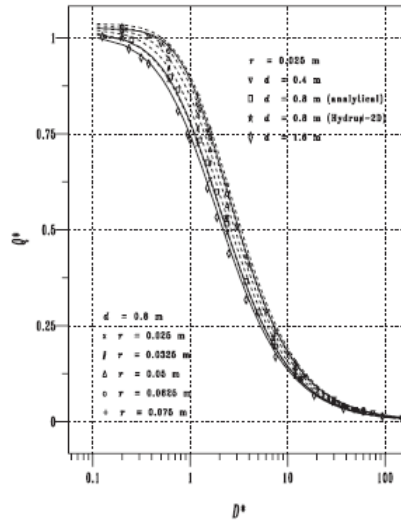


Figure 118. Abaque en variables adimensionnelles du flux de débit entrant Q^* en fonction de la configuration du drainage D^* selon différentes profondeurs et diamètres de drain.

5.4.1.2 Le projet TRUSTEA

Le projet TRUSTEA (Traitement Rustique des Eaux Agricoles, 2006-2008) a été un des premiers projets que j'ai coordonné, dans la thématique de la gestion des eaux agricoles. Il est le précurseur des travaux d'ingénierie écologique développés par la suite. Bénéficiant des installations de recherche d'Irstea Lyon Villeurbanne, les résultats des traçages avec différents pesticides (isporoturon, diuron, tébuconazole, azoxystrobine) ont permis de quantifier les processus de dissipation des solutés (Tournebize et al., 2011). Comme il s'agissait d'un filtre horizontal de traitement des eaux résiduaires, le modèle HYDRUS 2D a été choisi. En effet, nous considérons que le milieu constitué de gravier homogène est poreux, avec deux conditions aux limites de flux constant en entrée et de pression imposée en sortie, en régime permanent hydraulique, cet outil de modélisation s'applique idéalement. Nous avons adopté une démarche de modélisation à plusieurs étapes afin de déterminer l'ensemble des paramètres de transport. La simulation du traceur non réactif (Bromure) permet de calibrer les paramètres de dispersivité, de teneur en eau mobile-immobile et de coefficient d'échange entre ces 2 compartiments). La Figure 119 montre la bonne adéquation entre simulation et observation pour le traceur.

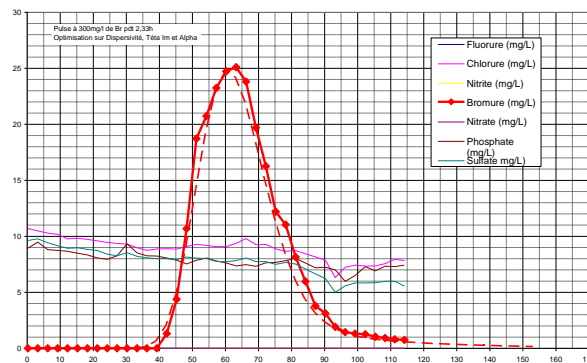


Figure 119 : Optimisation simulation observation des données de bromure (Dispersivité = 0.225, coefficient d'échange mobile-immobile= $9.97.10^{-8}$, Teneur en eau immobile=0.158)

Dans un second temps, les paramètres de dissipation des pesticides utilisés sont déterminés par la méthode de résolution inverse. Le Koc (sorption réversible) est relié au Kd (modèle) par la relation ci-dessous en statuant que le taux de matière organique s'élève en moyenne à 1,5% (mesures in situ).

$$Kd = Koc \times \frac{\%CO}{100}$$

La disparition des pesticides est représentée par un terme puits (sink) correspondant à une dégradation cinétique d'ordre 1, dont le coefficient λ est relié à la DT50. Les valeurs des paramètres initiales (Tableau 14) ont été extraites de la base de données PPDB (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>), pour les milieux références utilisés dans les dossiers d'homologation (sol, eau et complexe eau/sédiment).

$$DT50 = -\frac{\ln 0,5}{\lambda_{Liquide}}$$

Référence	DIU	IPU	TBZ	AZS	Param Hydrus	DIU	IPU	TBZ	AZS
Koc	428	120	1027	423	Kd (OC:1,5%) m ³ /kg	6.42E-05	1.80E-05	1.54E-04	6.35E-05
DT50	29	17	107	12	SinkL1 /h	9.96E-04	1.70E-03	2.70E-04	2.41E-03

Tableau 14. Paramètres initiaux issus de PPDB

Les résultats de l'optimisation par modélisation inverse sont présentés en Figure 120. La gradation des comportements vis-à-vis de la sorption est bien respectée : isotroturon, diuron, azoxystrobine et tébuconazole. La correspondance avec les valeurs de Koc optimisé (comparaison des valeurs PPDB, Tableau 14 et des valeurs optimisées Tableau 15) démontre que le processus de sorption est correctement pris en compte par la représentation intégrée à HYDRUS (un coefficient de retard Kd).

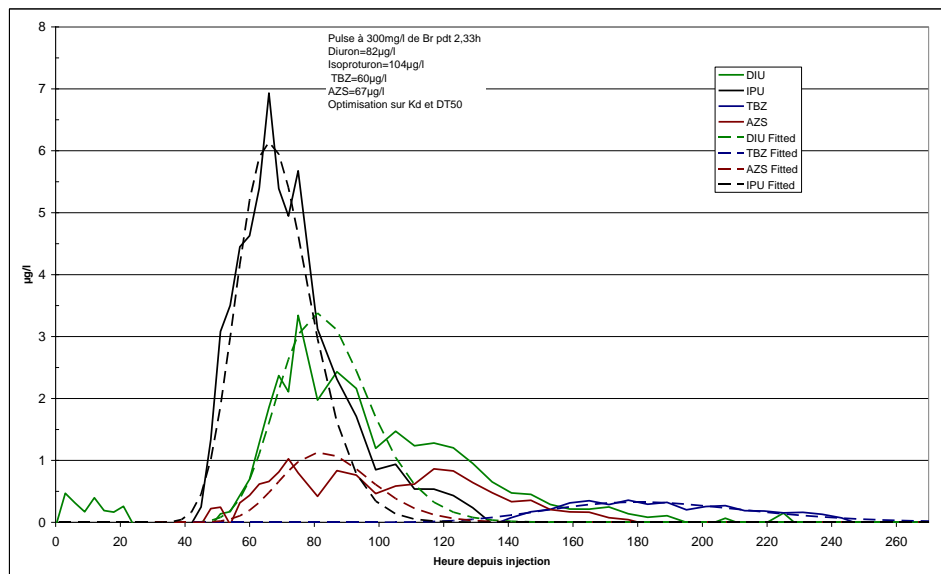


Figure 120 : Optimisation Kd et λ pour chaque pesticide

Optimisés	DIU	IPU	TBZ	AZS	Calculé	DIU	IPU	TBZ	AZS
Kd m ³ /kg	6.62E-05	1.91E-05	4.19E-04	7.66E-05	Koc	441.5	127.1	2791.3	510.8
SinkL1 /h	8.31E-03	5.79E-03	3.10E-02	2.45E-02	DT50 (j)	3.5	5.0	0.9	1.2

Tableau 15. Paramètres optimisés par résolution inverse avec HYDRUS 2D

Cependant, les valeurs de DT50 optimisée ne correspondent pas à celles de la PPDB. Systématiquement les vitesses de dégradation optimisées sont 10 voire 100 fois plus rapides que celles de PPDB. Il semble que le coefficient λ considéré comme dégradation dans le modèle HYDRUS corresponde plus à un coefficient de dissipation intégrant d'une part la dégradation mais aussi et surtout la rétention non réversible, sur la matière organique par exemple, appelés aussi résidus liés.

Cette modélisation, certes non dédiée au devenir des pesticides en ZTHA, permet cependant de dégager des enseignements sur le potentiel de rétention des pesticides : les processus de sorption et leur représentation par le K_d comme simple coefficient de retard sont cohérents avec ceux rapportés pour le sol, la dissipation λ doit correspondre non seulement à la dégradation biotique mais aussi à des processus physiques additionnels de rétention en résidus liés au substrat de la ZTHA.

5.4.2 Approches conceptuelles

Il existe plusieurs niveaux de conceptualisation dans les modèles de zones tampons humides construites. Quand l'objectif du modèle est de quantifier les flux et la rétention en contaminants, que ce soit nitrate, phosphore, matière en suspension ou pesticides, les approches intègrent l'hydrologie par une simple équation de bilan hydrique dans laquelle la variation de stock en eau est la résultante des entrées moins les sorties. Dans un deuxième temps, dans le cas de la modélisation des concentrations, deux types d'hypothèses sont faites, illustrées en Figure 121, soit un écoulement piston (plug flow) où le front de polluant se déplace avec l'eau, soit un mélange plus ou moins parfait dans le réservoir à chaque pas de temps.

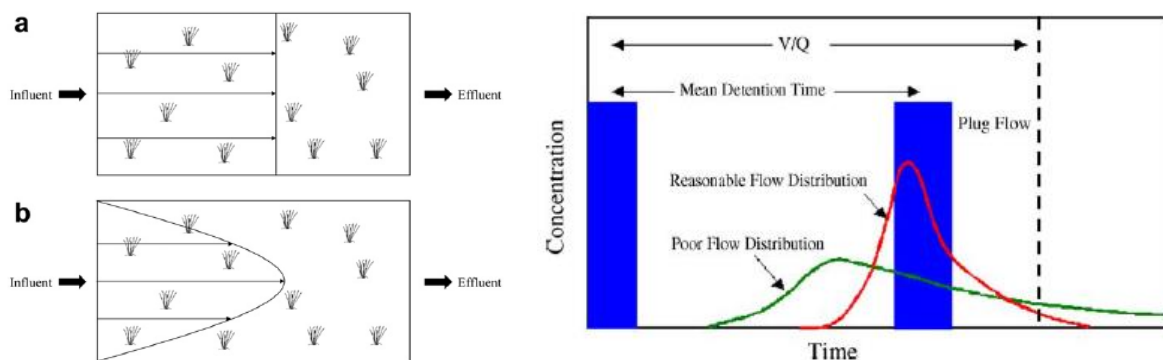


Figure 121 : Schématisation des hypothèses d'écoulement de type piston (plug flow) ou mélange plus ou moins parfait dans la ZTHA (source Carleton et al., 2010 et Persson et al., 2004).

Dans certains cas, les cycles de contaminants sont explicitement décrits comme dans le modèle WETQUAL de Hantush et al., 2013 pour le cas de l'azote (Figure 122), ou pour le cas des pesticides Watanabe et al., 2001, Rose et al., 2008 (Figure 123), soit représentés par une simple équation de cinétique d'ordre 1. La dissipation suit alors une loi exponentielle dépendant du temps de séjour hydraulique, selon un coefficient de réaction spécifique à chaque contaminant et chaque site (à déterminer par calage ou in situ), corrigé d'un effet température selon la loi du Q10. De nombreuses études dont Lv et al., 2016 pour les pesticides, valident l'emploi de la cinétique d'ordre 1, qui modifiée par le temps de séjour et la température, reproduit bien les variabilités saisonnières de la dissipation.

Pour le cas de l'azote, Gargallo et al., 2017 montre que le prélèvement par la plante dans les zones tampons humides artificielles ne dépasse pas 5% à l'échelle annuelle, confirmant les résultats de

Pulou (2011) et Tournebize et al., (2017). Le processus majoritaire à considérer dans une modélisation simplifiée pour les ZTHA en zone tempérée, serait la dénitrification à l'interface sédiment / colonne d'eau.

Pour le cas des pesticides, une étude a proposé de trouver une relation entre les écoulements en zone riparienne et le devenir des pesticides (Kidmose et al., 2010). Le modèle proposé dans cette étude associe un modèle hydrologique conceptuel Modflow à un module MT 3D permettant de simuler les différents processus agissant sur les pesticides. Ce module prend en compte deux phases, la phase dissoute et la phase solubilisée, et évalue le devenir des molécules d'intérêt par leur adsorption et leur dégradation. Dans ce modèle, l'hypothèse formulée est que l'adsorption des pesticides est proportionnelle à leur concentration en solution, la proportion solubilisée est quant à elle évaluée à partir du coefficient de partage K_d (représente le partage d'un composé entre 2 phases par un rapport de concentrations, ici la part solubilisée et celle adsorbée). Concernant la dégradation, 2 taux de dégradation sont considérés, l'un pour la phase dissoute et l'autre pour la phase solubilisée. Le K_d et la dégradation sont liés par le temps de séjour. Plus le K_d est important, plus le temps de séjour est considéré comme long, plus la dégradation sera efficace. Le nombre de processus considérés dans l'étude précédemment évoquée est restreint. Le modèle PCPF-1 (Watanabe et al., 2006) considère en revanche de manière exhaustive les réactions en jeu en zone humide, ici une rizière pour l'herbicide Mefenacet. Ce modèle repose sur deux compartiments, l'eau et le premier centimètre de sédiments, considérés tous deux comme totalement mélangés. Les processus liés au devenir des pesticides sont la volatilisation, la photodégradation et la biodégradation ainsi que les processus de sorption/désorption. L'eau est quant à elle considérée comme des flux entrants et sortant des différents compartiments.

L'approche, basée sur la biogéochimie notamment de l'azote, a été testée par adaptation de modèle existant en rivière comme RiverStrahler, dans le modèle BARMAN (Passy et al., 2012), du modèle 1D OTIS dans Strang et al., (2014). Le modèle OTIS considère un écoulement piston avec des échanges latéraux, représentant artificiellement les zones stagnantes et les recirculations hydrauliques (Martinez et al., 2003 ; Keefe et al., 2010). Certes les adaptations montrent un intérêt à considérer le cycle du contaminant, mais leur utilisation est fortement limitée dans le sens où ils n'ont pas été spécifiquement développés pour le cas de ZTHA : la forme géométrique doit s'approcher d'un canal de cours d'eau, par extension de l'approche 1D rivière. Le seul modèle référencé dans la littérature, spécifiquement pour les zones humides (et non pour les zones tampons humides artificielles) est le modèle WETQUAL de Hantush et al. 2013.

Des approches originales ont aussi été développées, en se basant sur une analyse statistique de données d'observation (modèle de régression), fortement dépendant d'un jeu de données et par conséquent difficile extrapolable (Guerra et al., 2013, Tomer et al., 2013). Une tentative a été menée aussi sur l'application de réseau artificiel de neurones (Zhang et al., 2014), nécessitant aussi un jeu de données initial. Enfin on peut citer aussi une approche fortement simplifiée d'évaluation annuelle de dissipation de l'azote, qui permet de quantifier un potentiel mais pas un usage pour la compréhension ni le dimensionnement (Natha et Venohr, 2012).

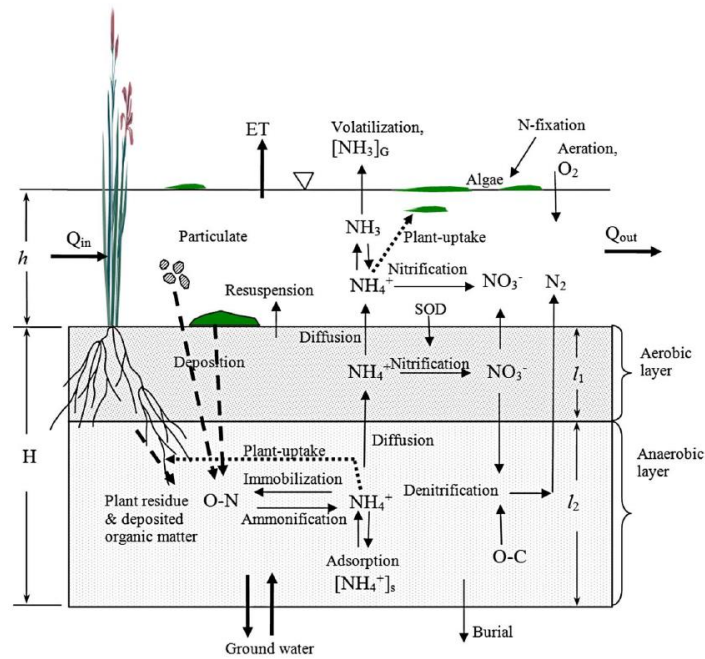


Figure 122 : Processus sur le cycle de l'azote considérés dans l'approche de Hantush et al., 2013

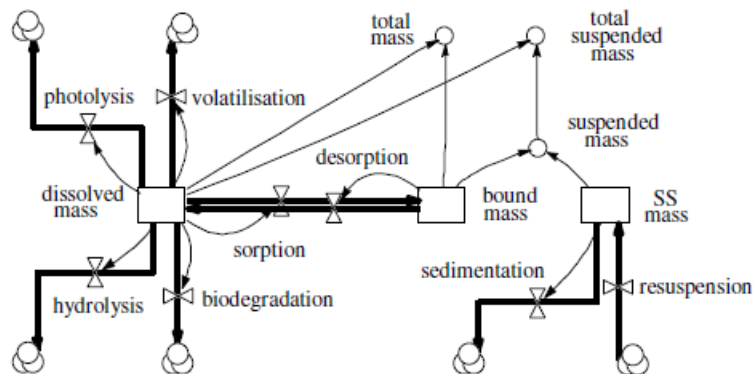


Figure 123 : Schématisation des processus de dissipation des pesticides intégrés à Simile, développé par Rose et al., 2008.

Les approches conceptuelles peuvent aller jusqu'à considérer une ou une succession de boîtes noires, sans représenter de façon explicite les processus physiques. Ainsi deux approches plug flow reactor (PFR) et continuous stirred tank reactor (CSTR) ont été développées (Kadlec et Wallace, 2009 les présente dans leur ouvrage dédié aux Constructed Wetland). Le PFR considère que chaque écoulement entrant a la même vitesse sans mélange. L'hypothèse est faite qu'en chaque section transverse de ZTHA le champ de vitesse est constant selon l'axe d'écoulement. La courbe d'éluion à la sortie de la ZTHA en réponse à l'injection en entrée d'un traceur, n'est pas modifiée. En revanche dans le cas, de CSTR, le modèle suit une fonction de transfert (soit simplifiée, soit selon des règles de distribution statistique). Le modèle considère ainsi qu'un mélange parfait à l'intérieur de la ZTHA. La concentration est instantanément homogène et la courbe d'éluion de chaque réacteur compartimentant la ZTHA suit une loi généralement exponentielle de transformation du signal d'entrée (Figure 124).

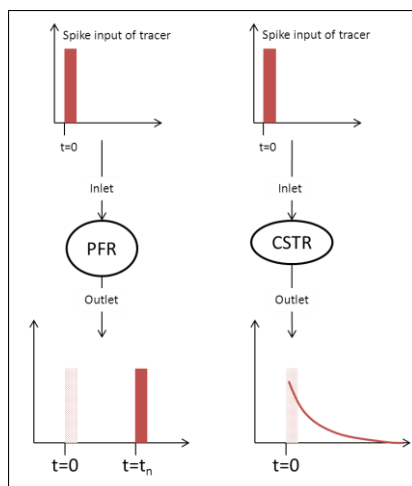


Figure 124 : Comparaison PFR et CSTR sur la transformation du signal de concentration entrée/sortie (source Werner et Kadlec, 2000)

Néanmoins, les hypothèses des 2 approches sont fortes, et dans la réalité les écoulements ne sont pas idéaux, ni homogènes, ni parfaits, ... Dans une ZTHA les processus de mélange s’opèrent selon différentes dimensions et échelles (verticale : colonne d’eau, horizontale : obstacles physiques au chemin hydraulique). Différents degrés de mélange et d’hétérogénéité devraient être pris en considération et ainsi contribués à une complexité plus forte de l’approche de modélisation.

Un modèle « plug-flow with dispersion » (Kadlec, 1994) est un modèle conceptuel 1D qui considère un processus de dispersion au sein de l’écoulement (comme pour l’équation de transport ADE) surimposé au modèle PFR. Le processus de mélange est quant à lui, considéré dans une équation de diffusion. Le modèle est caractérisé par un paramètre de dispersion adimensionnel, le nombre de Peclet qui est proportionnel à l’inverse du coefficient de diffusion (Kadlec et Wallace, 2009). Il est évident que certes simplifiée, cette approche introduit de nouveaux paramètres difficilement quantifiable a priori.

Le modèle Tank-In-Series (TIS) représente une ZTHA par un nombre de réservoir artificiellement de taille identique dans l’approche CSTR. Le flux entrant dans le premier compartiment CSTR est instantanément mélangé et constitue le flux entrant dans le 2ème CSTR. Deux paramètres caractérisent cette conceptualisation : le temps de rétention hydraulique (t) et le nombre de réservoir CSTR à enchaîner (N). La Figure 125 présente un schéma des réservoirs en série, et l’équation de transfert pour chaque réservoir.

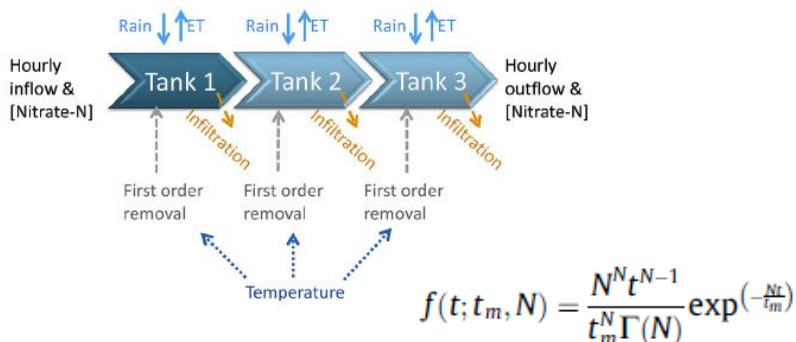


Figure 125 : Concept de Tank In Series (TIS, source Tanner et Kadlec, 2013)

Une approche couplant les deux approches précédentes PFR et CSTR a été développée par Werner et Kadlec, 2000, German et al., 2005) : « zones of diminished mixing ». Cette approche considère un écoulement piston, connecté latéralement à un grand nombre de réservoir CSTR, représentant une zone de mélange réduite.

Deux études ont préféré utiliser une approche dite de Tank In Series. La première avait pour objectif de prévoir la dissipation des nitrates dans un contexte de zone humide (Tanner and Kadlec, 2013) par une cinétique du premier ordre incrémentée au pas de temps horaire. La seconde étude (Krone-Davis et al., 2013) vise à modéliser un flux de pesticides en zone tampon. Le concept de Tank In Series subdivise un système réel en réservoir considérés comme totalement homogénéisés et successifs. Les données en sortie du premier réservoir sont les entrées du second réservoir, et ainsi de suite pour la totalité du système modélisé. Augmenter le nombre de réservoir permet de gagner en précision, mais généralement 3 réservoirs suffisent.

5.4.3 Les zones humides d’hier pour la qualité de l’eau de demain

L’idée principale de cette recherche a reposé sur le constat de l’évolution du paysage au cours des siècles. Un projet ANR soumis, non retenu développé le parallèle entre les réseaux de étangs, mares, zones humides historiques et le fonctionnement hydro-chimique des bassins versants de la Seine. Ce projet a pu cependant être développé dans le PIREN-Seine phase 5. A partir des cartes de Cassini, les éléments en eau ont été recensés et digitalisés (Figure 126).

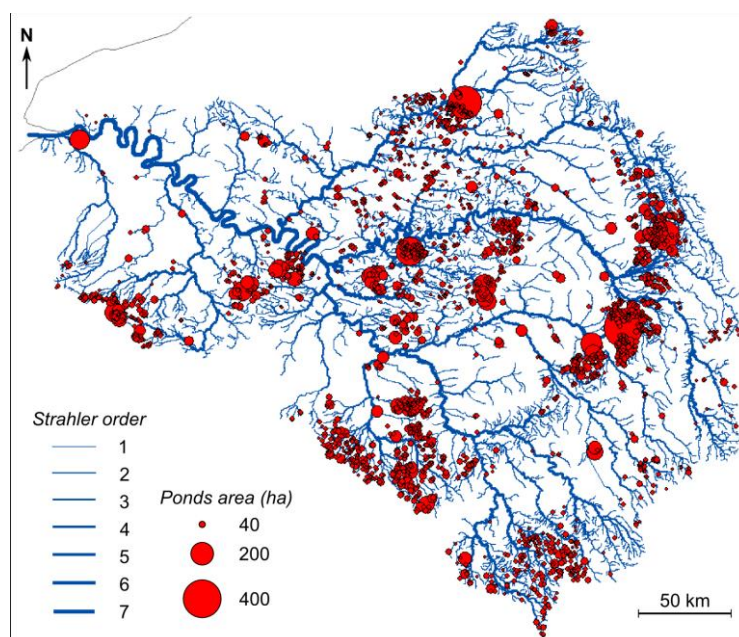


Figure 126. Distribution des mares, étangs, au XVIIIème siècle, sur le bassin de la Seine, digitalisée depuis les cartes de Cassini.

Associés avec un modèle adapté de River-Strahler, l’impact de la restauration de ces éléments passés a pu être quantifié à l’échelle du bassin de la Seine. Passy et al., (2012) propose ainsi une approche couplé spatialisé et modèle simplifié BARMAN pour déterminer la rétention en nitrate de l’amont à l’aval. S’appuyant sur une approche hydrologique par bilan hydrique simplifié (entrée-sortie), le module BARMAN est une adaptation des processus intégrés à SENEQUE-RiverStrahler : dénitrification benthique sur une large section hydraulique à vitesse de l’eau négligeable. Le site de Chantemerle a servi de référence de type retenue collinaire, sans végétation (Figure 127).

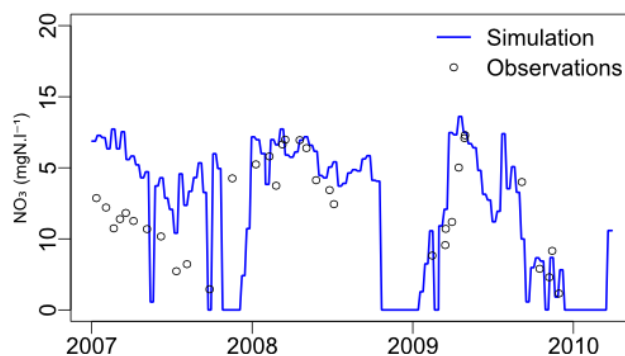


Figure 127. Simulation des concentrations en nitrate, avec le module SENEQUE/Riverstrahler appliqué à la ZTHA de Chantemerle (Seine et marne) sur la période 2007-2010

Les simulations montrent que le processus majoritaire est la dénitrification benthique, avec un potentiel de 217 kgN/an pour le site de Chantemerle.

Avec un taux de 0.76% de couverture de mares / étangs sur l'ensemble du bassin de la Seine (73000km²), la réduction sur les flux d'azote ne s'élève qu'à 3%. L'effet est plus marqué, 20% de réduction, pour les bassins versants amonts jusqu'à l'ordre 1 de Strahler, Grand Morin et Orgeval.

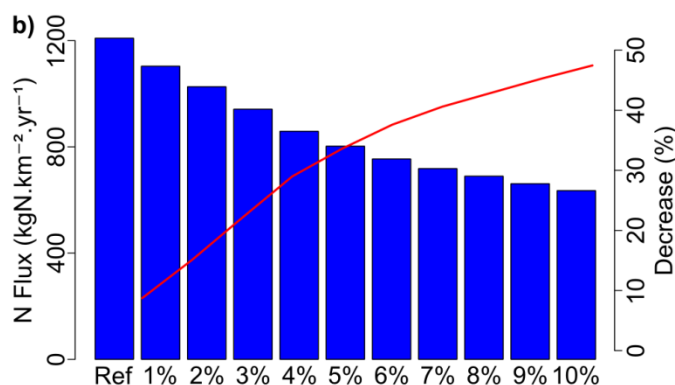


Figure 128. Flux annuel et pourcentage de réduction des transferts de nitrate à l'exutoire du bassin de l'Orgeval, fonction de l'emprise foncière des ZTHA sur le bassin versant (basée sur l'année hydrologique 2005-2006).

Par extrapolation des résultats de l'échelle versant (Chantemerle 36 ha) au bassin versant de l'Orgeval (104km²), le redéploiement de bassin de rétention (ZTHA ou retenue collinaire) sur 2% du territoire, permettrait de réduire 20% les transferts de nitrate issus des 104 km² du bassin versant fortement drainés.

Le potentiel de réaménagement du territoire en restaurant les fonctionnalités de régulation des flux par les ZTHA est réel. Cependant dans le cadre de Passy et al., (2012) les résultats s'appuient sur le bassin de rétention de Chantemerle, de caractéristique profonde >2m, non végétalisée. Les ZTHA dans le cas général sont plutôt de plus faible profondeur (maximum 0.80m) et végétalisée, avec une rétroaction sur le fonctionnement hydraulique et biogéochimique qui demanderait à être développées.

5.4.4 Guide de dimensionnement des ZTHA

La production du guide d'implantation des ZTHA en contexte drainé (Tournebize et al., 2015, projet financé par l'AFB), nous a conduit à proposer des approches simplifiées pour le dimensionnement

des ZTHA. L'objectif de la ZTHA est d'intercepter les flux de polluants provenant des parcelles drainées amont. Le fonctionnement hydrologique apparaît alors comme la donnée d'entrée du dimensionnement des ZTHA. La connaissance des réponses hydrologiques des versants drainés permet d'établir des volumes à intercepter dans la ZTHA. Nous y avons associé aussi le devenir des polluants par l'introduction d'un temps de séjour optimal en fonction des objectifs de réduction visés. Nous avons ainsi développé trois méthodes :

- Empirique, basée sur les suivis expérimentaux, cette méthode requière des données spécifiques au site d'étude ce qui n'est pas souvent le cas.
- Hydrologique, cette méthode s'appuie sur la modélisation des débits de drainage (SIDRA-RU) par petite région agricole à l'échelle de la France du drainage. Nous avons développé un chainage de modèle simulation du drainage sur les secteurs de référence, qui constitue l'entrée hydrologique, et un module de fonctionnement hydraulique simplifié sous contrainte de temps de séjour à 5 jours, et une surverse maximale de 20% des flux de l'entrée (non interception d'écoulement, pour ne pas tenir compte des évènements extrêmes). Cette approche conduit à la carte de dimensionnement présentée par département (Figure 129), dont la moyenne à l'échelle France vaut 76m^3 par hectare drainé.

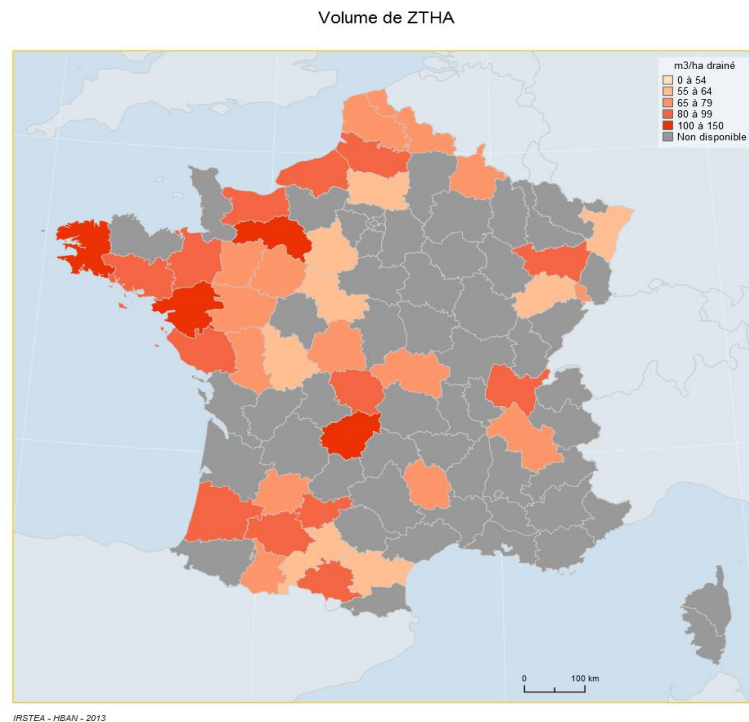


Figure 129. Aide au dimensionnement des ZTHA en contexte drainé, à l'échelle des départements, en volume de stockage (m^3) par hectare connecté à la ZTHA.

- Biogéochimique, centré sur le cycle de l'azote, par application Tank In Series de Tanner et Kadlec (2013). Nous avons paramétré le modèle à partir du jeu de données acquis à haute fréquence (débit, température, concentration au pas de temps horaire) sur le site de Rampillon. En considérant la ZTHA de Rampillon comme une succession de 3 réservoirs en série de taille identique ($N=3$), sans fluctuation du tirant d'eau, les deux paramètres de calage k_{20} et θ sont alors déterminés par résolution inverse, pour obtenir les valeurs suivantes : $k_{20} = 19.7 \text{ m/an}$, $\theta = 1.022$, avec une évaluation de la performance selon le critère de Nash ($N_{\text{eff}} = 0.9828$), très satisfaisant.

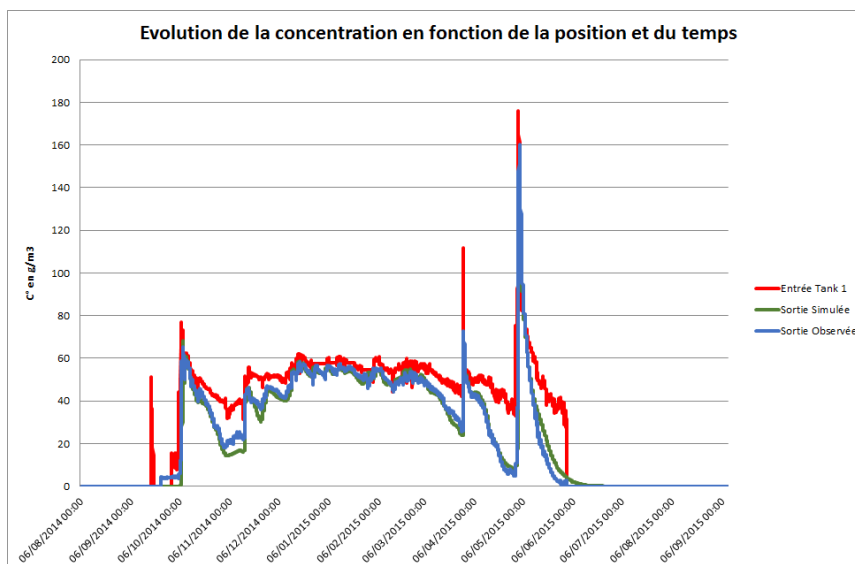


Figure 130. Simulation par l'approche TIS des concentrations en nitrate de la ZTHA de Rampillon (année 2014-2015).

Les coefficients calés sont cohérents avec les valeurs de Kadlec 2012. Nous avons par la suite cherché à complexifier la représentation TIS (1) 3 réservoirs représentant la géométrie de la ZTHA de Rampillon, (2) en intégrant la variabilité du tirant d'eau, la pluie et l'évapotranspiration, et ainsi en explicitant une phase transitoire de remplissage), n'améliore pas significativement les résultats selon le critère de Nash (Tableau 16).

TIS modèle 3 réservoirs	Homogènes	Hétérogènes	Hétérogène et régime transitoire
K20	19.7	32.2	35.6
Θ	1.022	1.057	1.042
N _{eff}	0.9828	0.9842	0.9871

Tableau 16. Evolution des paramètres et critères de performance par étape de complexification de l'approche TIS

L'extrapolation en considérant la même entrée, comme année hydrologique représentative, produit un abaque de dimensionnement (Figure 131) fixant le potentiel de réduction des transferts de nitrate par une ZTHA en fonction de l'emprise foncière de la ZTHA.

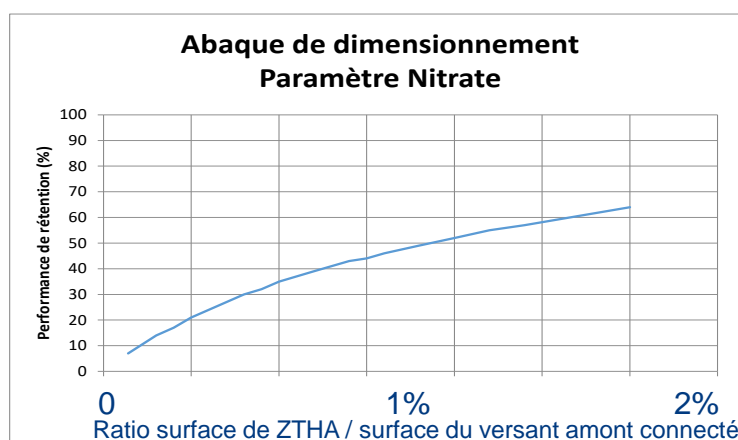


Figure 131. Abaque de dimensionnement des ZTHA en contexte de drainage agricole, pour le paramètre nitrate.

5.5 Conclusions

Mes travaux de modélisation s'appuient sur le couplage classique de l'observation, la compréhension des processus et leur intégration dans différentes approches de modélisation. La référence est généralement constituée par les approches à base physique. Elle permet de hiérarchiser les processus et ainsi valider les hypothèses de simplification développée en deuxième étape. Dans l'optique d'une application opérationnelle, l'étape de simplification est complexe, car d'un côté, l'outil final doit être simple et facile d'emploi et de l'autre avoir une certaine cohérence avec la réalité des phénomènes modélisés. Il faut alors admettre une certaine perte d'informations ou un degré de performance raisonnable pour assurer une robustesse, une mise en œuvre (paramétrage, temps de calcul réduits), une flexibilité et une opérationnalité favorisant leur usage. Cette recherche de ce compromis n'est pas toujours facile à trouver. De nombreuses expérimentations n'ont pas été retenues, mais certaines apportent des satisfactions scientifiques et intellectuelles. Cependant, le chantier n'est pas encore finalisé, et des perspectives sont à développer.

6 Les perspectives de recherche

Ma démarche de recherche s'est principalement orientée dans un premier temps vers la consolidation des bases hydrologiques et biogéochimiques des nappes superficielles drainées. Le travail mené s'est appuyé largement sur l'expérience de l'équipe ARTEMHYS que j'anime, sur le fonctionnement des parcelles et versants agricoles drainées. Les travaux de l'équipe se placent aussi bien dans le domaine de l'hydrologie rurale par l'intégration des aménagements hydro-agricoles dans la gestion des flux d'eau mais aussi dans le domaine de l'identification et hiérarchisation des processus impliqués. Cette double compétence a un intérêt dans l'opérationnalité de nos résultats mais nécessite un effort de reformulation des questions scientifiques que posent ces hydrosystèmes ruraux sous contraintes anthropiques à l'hydrologie. Les systèmes drainants sont en effet des hydrosystèmes pour lesquels les défis scientifiques reposent sur le couplage de processus, la prise en compte des interfaces et des conditions aux limites spécifiques. Les questions de changement d'échelle et d'intégration simplifiée des processus sont cruciales et s'appuient sur une meilleure représentation multi-échelles des mécanismes hydrologiques impliqués nécessitant leur hiérarchisation. Ma démarche de recherche associe expérimentations du terrain au laboratoire, modélisation par le développement d'une conceptualisation originale et un transfert des résultats vers la profession agricole et les pouvoirs publics. Cette richesse d'approches, de contextes d'étude m'a permis d'élargir mes compétences disciplinaires : hydrologie, hydraulique des milieux poreux, biogéochimie, modélisation, métrologie et ingénierie.

Mon parcours de recherche s'est étoffé des expériences et opportunités scientifiques avec un fil conducteur sur l'amélioration et préservation de la qualité de l'eau en milieu agricole. Le contact avec les acteurs a toujours été un moteur scientifique qui oriente les objectifs de recherche vers une opérationnalité, tout en développant des approches innovantes. Cette stimulation par l'aval permet le développement d'approche fortement interdisciplinaire. La structuration d'une recherche ciblée sur un seul domaine n'est plus aujourd'hui possible. Il devient crucial d'intégrer les objets de recherche propre dans un cadre plus large et une intégration interdisciplinaire.

Je souhaite ainsi poursuivre mes travaux de recherche selon 3 axes :

- 1) Science du sol par une meilleure intégration de la composante du drainage agricole dans les modèles hydrologiques
- 2) Couplage d'approche de modélisation : changement d'échelle et hydrologie de la qualité de l'eau
- 3) Interdisciplinarité autour de l'ingénierie écologique

6.1 Amélioration de la prise en compte du drainage agricole

La controverse sur le drainage agricole est encore et toujours d'actualité. Gérer l'existant pour mieux concilier production agricole et préservation de l'environnement nécessite d'investir des recherches sur une meilleure prise en compte du fonctionnement des versants drainés dans les approches de modélisation.

6.1.1 Caractériser les réseaux de drainage existant

Partant du constat que la connaissance des réseaux de drainage est fragile dans de nombreux territoires, notamment ceux sur lesquels des demandes d'appui technique sont sollicités. Le développement de nouvelles techniques de détection des réseaux de drainage est une reformulation

des questions de terrain. Ainsi la nouvelle insertion de Irstea Antony au sein du Labex BASC stimule l'émergence d'une question de recherche partenariale autour de l'enjeu patrimonial du drainage agricole. Le projet DRAIN-ACT (drainage acteur, 2018-2019) que je coordonne est une première piste de perspective à laquelle s'ajoute l'interdisciplinarité puisqu'il associe aussi bien les approches historiques, géomatiques, géophysiques, physiques du sol et hydrauliques.

Le Plateau de Saclay fait l'objet d'aménagements conséquents dans le cadre du Cluster Paris-Saclay. Il est essentiel de garantir que ces aménagements ne perturbent pas le fragile équilibre hydraulique et hydrologique incluant le drainage agricole, partie intégrante et patrimoniale de l'histoire du Plateau. Le projet DRAIN-ACT a pour objectif de développer une méthode générique de détection des drainages en l'absence des plans historiques pour application généralisée au plateau de Saclay. Ainsi le projet de recherche propose de prospecter i) les méthodes documentaires basées sur des données historiques d'archives permettant d'identifier ce réseau dont les premières traces remontent au XVIIe siècle ; par exploration des données de télédétection satellite, notamment radar, témoignant de la présence de drains enterrés ii) les méthodes indirectes basées sur la cartographie des sols du Plateau, iii) les méthodes dites passives et actives, basées sur la détection directe ou indirecte des drains par prospection géophysique terrestre et thermique aéroportée. Le projet s'appuiera sur des suivis continus des variables influencées par la présence d'un drain sur la parcelle expérimentale drainée de Boissy le Chatel (GIS ORACLE), puis par des tests sur des parcelles choisies du Plateau de Saclay.

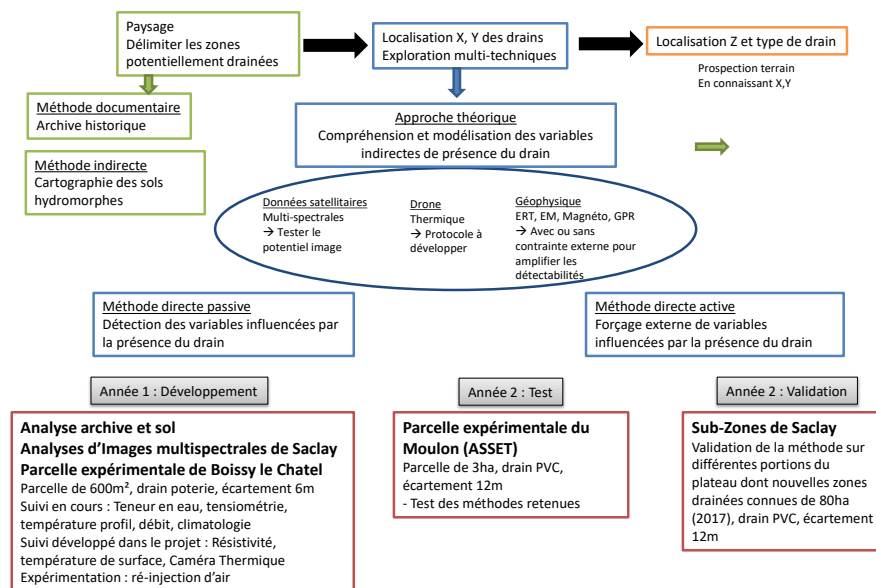


Figure 132. Organisation du projet DRAIN-ACT

6.1.2 Améliorer la robustesse du modèle de drainage SIDRA and co

L'histoire du développement national du drainage agricole et l'histoire de la modélisation du drainage au sein de l'équipe à laquelle j'appartiens (du Cemagref à Irstea) ont permis d'acquérir un grand nombre de données (les Secteurs de Référence, les sites expérimentaux) et d'approches originales. Les modifications apportées à la version historique SIDRA par intégration d'un module de surface (RU ou SISWHOC) ont permis d'enchaîner les simulations sur plusieurs années hydrologiques. Cependant, tester la robustesse de cet outil de modélisation à l'échelle de la France du drainage est une étape cruciale dans la démarche de modélisation. Ainsi en exhumant les données

expérimentales historiques acquises depuis 1969 (sol, débit, climat) sur les différents sites de Secteurs de référence, cette étape devient réalisable. Je propose donc de rassembler les données des 20 sites recensés à ce jour (Figure 133) afin de i) valider l'approche conceptuelle de SIDRA-RU dans différents contextes pédo-climatiques et configurations de drainage (écartement, drain poterie ou PVC, enrobé ou non, pose par trancheuse ou sous-soleuse) ; ii) procéder à une étude de sensibilité des paramètres (k_{sat} , μ , Sinter et S_{max}) ; iii) définir une méthode simplifiée de caractérisation de ces paramètres basée sur les connaissances usuelles en pédologie (texture, profondeur et réserve utile).

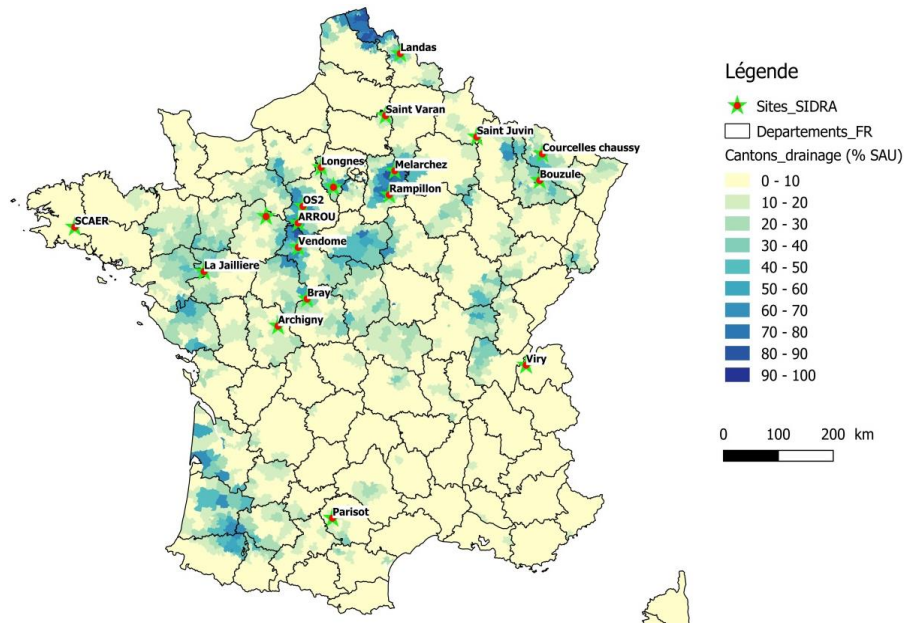


Figure 133. localisation des 20 sites expérimentaux historiques dont irstea dispose des données sol, débit et climat.

En parallèle des travaux sur la robustesse de SIDRA-RU, je souhaiterais améliorer le caractère prédictif du modèle PESTDRAIN. La représentation des processus de sorption (adsorption/désorption) et de dégradation des pesticides dans un sol drainé doit être affinée afin de reproduire les observations aussi bien au niveau de l'expérimentation MASHYNS que in situ à l'exutoire des versants drainés suivis. Une attention particulière visera la réduction des incertitudes associées aux propriétés physico-chimiques qui conditionnent l'intensité des processus de sorption et de dégradation des pesticides par confrontation des données issues de la bibliographie (source PPDB) et celles observées in situ.

Cette validation et évaluation de la robustesse de l'outil ouvrira des perspectives sur l'évolution du signal hydrologique du drainage agricole sous contrainte de changement climatique. En effet, l'application des scénarios climatiques permettra de confronter l'évolution des variables statistiques hydrologiques (volumes annuels, débits de pointe, fréquence, saisonnalité). L'analyse des résultats sous contrainte climatique, permettra de mieux caractériser l'évolution des risques de transfert de contaminants appliqués en parcelle drainée et ainsi de mieux cibler les actions de réduction de transfert, et dans un deuxième temps, de faire évoluer les critères de dimensionnement des futurs réseaux de drainage, en tenant compte d'une part des scénarios d'évolution du climat et d'autre part la maîtrise des flux de contaminants.

L'objectif final de cette perspective est de concevoir un module simplifié drainage couplant hydrologie et transfert nitrate et pesticide, facilement intégrable aux plateformes de modélisation existantes.

6.1.3 Evaluer l'influence du drainage sur les zones humides

La problématique du drainage agricole se pose aussi en matière de police de l'eau. Une demande de l'AFB (2019-2022) a pour objet d'améliorer les capacités d'expertise des inspecteurs de l'environnement sur le rabattement d'une nappe suite à l'installation en zone humide d'un fossé ou d'un tuyau perforé. La reformulation scientifique de cette demande opérationnelle nous oriente vers le développement d'une méthode opérationnelle pour évaluer le rabattement de la nappe superficielle d'une zone humide lors de l'installation d'un ouvrage. Cette démarche s'appuie sur la connaissance et la modélisation du fonctionnement hydraulique des nappes superficielles afin d'en simplifier l'usage. Ceci suppose de connaître la position de la nappe et son débit (pour en déduire des caractéristiques hydrodynamiques). A partir de la typologie des systèmes hydromorphologiques issue du guide d'évaluation des fonctions des zones humides et d'exemples (zones humides drainées) jugés pertinent par l'AFB, nous déterminerons des représentations conceptuelles de fonctionnement hydrologique (en utilisant le concept de régime permanent équivalent, §5) et nous définirons les conditions aux limites associées. Ce contexte est important pour faire une évaluation pertinente et objective de l'ouvrage sur la zone humide. En parallèle, un travail spécifique sera à mener pour proposer une méthode pour déterminer les propriétés hydriques des sols en zone humide (travail bibliographique, enquête auprès d'organismes locaux sur les données disponibles, informations pédologiques connues des inspecteurs de l'environnement, données issues des secteurs de références drainage). Une liste des paramètres à utiliser sera proposée ; ces paramètres doivent être compatibles avec les impératifs opérationnels : pragmatiques, rapides à collecter, objectifs et reproductibles, prenant en compte la saisonnalité, sans besoin d'expertise supplémentaire, et disponibles sur le territoire métropolitain. Toutefois la diversité des situations et la complexité des situations modélisées (notamment en cas de plancher imperméable profond) nous amèneraient à réfléchir à d'autre mode de représentation applicable à différentes représentations possibles sur le terrain à la place des abaques qui sont propres à des configurations spécifiques. Nous proposons à partir de simulation à base physique, de produire une série d'abaques pour évaluer le rabattement de la nappe après l'installation de l'ouvrage à partir d'un certain nombre de paramètres

6.2 Couplage de modèle hydrologique et hydrochimique pour une gestion intégrée de la ressource en eau

Le développement des travaux de recherche futurs s'appuie sur l'objectif d'améliorer la capacité des modèles couplés hydrologie – transport et biogéochimie des polluants à différentes échelles de la colonne de sol, parcelle, versant et bassin versant. Les couplages visent donc à mettre en place des passerelles entre les différentes approches de modélisation ou disciplinaires. Cette question soulève aussi la quantification des incertitudes en intégrant explicitement dans le processus de modélisation l'incertitude associée aux variables de forçages, aux paramètres et à la structure du modèle. La transposabilité des méthodes de représentation des hydrosystèmes, dans l'espace et dans le temps, est un enjeu majeur pour pouvoir traiter des questions similaires qui se posent à des échelles différentes. Cela implique d'avoir des outils dont la complexité est modulable et dont le fonctionnement à ces différentes échelles spatiales et temporelles reste cohérent (agrégation / désagrégation). Par des approches diagnostic dédiées (multi-objectifs et multi-critères), les travaux viseront donc à identifier les limites actuelles et étendre les potentialités des différentes méthodes et modélisations développées.

6.2.1 Spatialisation de variables physiques dans les sols par méthodes géophysiques et géostatistiques

L'eau est un vecteur environnemental jouant un rôle majeur dans le transfert de contaminants d'origine agricole ou industriel (hydrocarbures, métaux, pesticides, ...). Afin de limiter l'impact des contaminants dans les sols et les aquifères, il est nécessaire de pouvoir suivre, anticiper et évaluer leur cheminement et leur vitesse de propagation. Une modélisation hydrodynamique rigoureuse des transferts de contaminants dans le sol peut apporter des éléments de réponses et d'aide à la prise de décision. Cette modélisation des transferts d'eau et de contaminants dans le sol nécessite la prise en compte de l'ensemble des processus de transferts, mais également la distribution spatiale des paramètres décrivant ces processus. Cette dernière est rarement prise en compte dans la modélisation, particulièrement lorsqu'il s'agit d'une application à grande échelle, en raison de l'acquisition des paramètres spatialisés décrivant le milieu et des temps de calcul numérique induits. Dans la littérature, la caractérisation des paramètres hydrodynamiques de modélisation s'appuie sur des données ponctuelles, issues des expérimentations en laboratoire ou sur le terrain. De l'échelle métrique à décimétrique, les mesures ponctuelles limitent les informations apportées au modèle à cause d'une résolution trop faible, notamment pour un milieu hétérogène. Dans ce contexte, les méthodes dites « géophysiques » présentent un intérêt majeur pour l'étude des systèmes hydrologiques en décrivant spatialement l'ensemble du milieu hétérogène (de la parcelle au versant) au travers d'un paramètre physique intégrateur comme la résistivité électrique. Cependant les interactions entre les modèles hydrodynamiques et les données géophysique restent très limitées et sont dans la plus part des cas des résultats difficiles à interpréter pour les raisons suivantes : (i) un manque de communications entre ces 2 approches ; (ii) l'utilisation de modèles déterministe qui attribuent une relation empirique entre les paramètres hydrodynamiques et le paramètre physique étudié, limitant la validité des résultats les cas de milieux hétérogènes ; (iii) la non prise en compte des incertitudes de mesure et des variations du paramètre mesuré dans les modèles géophysiques inverses.

L'objectif de ce projet est de construire au travers d'une approche géostatistique une articulation entre les mesures hydrologiques classiques ponctuelles et les mesures géophysiques spatialisées pour mettre à disposition, une distribution représentative dans l'espace et le temps de paramètres et/ou variables hydrodynamiques pouvant être introduites dans la modélisation à base physique. Nous avons identifié deux méthodes de fusion de données hétérogènes décrites dans la littérature adapter à nos jeux de données : le krigeage avec dérivée externe et la fusion de données bayésienne. Le schéma de la Figure 134 présente l'algorithme de spatialisation de la teneur en eau avec la méthode BME (Bayesian Maximum Entropy). On recherche à décrire une loi de probabilité de distribution spatiale d'une variable (teneur en eau, porosité, ...) du sol acquise par géophysique donc imparfaitement connue. La BME consiste, alors, à identifier les contraintes auxquelles cette distribution doit répondre et sélectionner la loi de probabilité de distribution la plus adaptée au sens de la plus grande entropie (au sens de Shannon). Cette approche a donné des premiers résultats prometteurs sur des données synthétiques.

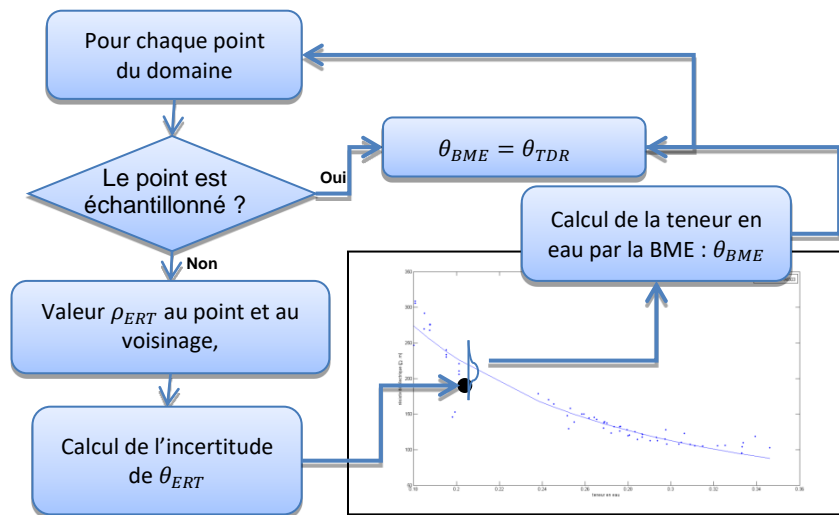


Figure 134 : Spatialisation de la teneur en eau avec la méthode BME (Bayesian Maximum Entropy)

La méthode géostatistique BME permet d'intégrer le plus rigoureusement possible les informations provenant de plusieurs sources, avec des incertitudes différentes sur chaque jeu de données, afin d'obtenir une meilleure prédiction spatiale de la variable d'intérêt. Cette méthodologie pourrait offrir aujourd'hui un grand intérêt en termes de changement d'échelle qui est une problématique importante en hydrodynamique des sols.

6.2.2 Assimilation de données pour améliorer les modèles de qualité de l'eau

La problématique de la pollution par les nitrates reste actuelle. Le reliquat entrée hiver (REH) défini comme le stock d'azote après récolte potentiellement lixiviable pendant l'hiver, est le réservoir qui contrôle la pollution diffuse des eaux de surface. Cependant cette variable est difficile à acquérir à l'échelle d'un territoire. Elle nécessite généralement des campagnes de prélèvement au terrain. Une autre méthode consiste à appliquer les outils de modélisation agronomique dont les données d'entrée (pratiques agricoles, exportations, ...) sont rarement exhaustives.

Nous proposons de simplifier le compartiment agronomique dans une approche de modélisation, par une valeur artificielle correspondant au REH et à valider sa robustesse dans le cas du drainage agricole sur le site de l'Orgeval et des mesures de REH disponibles par le réseau QUALICHAMPS piloté par la Chambre d'agriculture de Seine et Marne. Le site de l'Orgeval est représentatif des bassins versants drainés que l'on retrouve dans le bassin versant de la Seine. L'outil de modélisation envisagé est HYPE du MHY avec lequel des échanges ont démarré en 2012. Ce modèle à base physique intègre d'une part le fonctionnement du drainage et d'autre part un module agronomique que l'on cherche à simplifier.

Dans un deuxième temps, nous proposons le développement d'une méthode originale d'assimilation de données appliquée à la problématique de la qualité de l'eau. Cette méthode de calage de la variable REH sera confrontée à la technique classique de résolution inverse. Nous procéderons à une étude de sensibilité à partir des observations à différentes échelles spatiales (7 à 104km²) et temporelles (journalier à trimestriel) en cohérence avec les suivis des réseaux de surveillance des agences de l'eau. Les résultats attendus concerneront le développement d'un indicateur de pression azoté moyennée à l'échelle d'un versant drainé, une analyse réflexive depuis 1975 à 2017 de l'évolution de cet indicateur en lien avec les politiques publiques (par exemple POMPOA, directive

nitrate) et une méthode « temps réel » de caractérisation de cet indicateur à l'échelle des bassins versants drainés de la Seine. Une recherche bibliographique préliminaire nous a permis d'identifier des études basées sur l'utilisation des méthodes d'assimilation des données dans la modélisation des transferts de polluants dans les bassins versants. Sunghee et al. (2014) utilise la technique d'assimilation de données (débit, concentrations) en utilisant le filtre de maximum de vraisemblance est la plus récente publication sur cette thématique, mais dont l'objectif portait sur la prévision des concentrations. Pastres et al. (2003) présente l'avantage d'utilisation du filtre de Kalman l'amélioration de la modélisation de la chlorophylle. Aucune publication à ce jour ne porte sur la définition d'indicateur intégrateur à l'échelle de bassin versant comme le reliquat entrée hiver moyen. Cette méthode du filtre de maximum de vraisemblance est intéressante dans le cas d'un opérateur d'observation non linéaire, mais il n'est pas clair que cette caractéristique soit présente dans l'exemple et le modèle utilisé dans cet article. Une méthode d'Assimilation de Données variationnelle est utilisée dans un autre article de Haksu et al., 2011. Cette méthode est mieux adaptée pour le calage des paramètres du modèle, ou l'estimation conjointe d'états et de paramètres, ce qui est notre cas. Cette méthode est aussi performante pour le choix optimum des emplacements des dispositifs de mesure (capteurs), ainsi que pour les analyses de sensibilité. Une méthode d'Assimilation de Données variationnelle pourra être utilisée à condition que l'adjoint du modèle numérique puisse être généré. Cela peut se faire à partir d'un outil de différentiation automatique comme Tapenade déjà utilisé à de nombreuses reprises par les équipes d'Irstea (sur SIC, GR4J et AIGA).

La reconstitution des reliquats annuels entrée hiver même moyennés à l'échelle de bassin versant apporterait une information quantifiée aux gestionnaires comme l'Agence de l'Eau, pour d'une part cibler les secteurs à pression forte, à vérifier la mise en place et la performance des actions comme par exemple la généralisation réglementaire des cultures intermédiaires pièges à nitrate dont l'objectif principal en interculture est de réduire le stock d'azote potentiellement lixiviable. D'autre part, les données des réseaux de surveillance sont espacées dans le temps, conduisant à une incertitude élevée des calculs de flux. Nous proposons une alternative en simplifiant le compartiment agronomique à une seule variable annuelle le reliquat entrée hiver et en modélisant le plus fidèlement possible le fonctionnement hydrologique des bassins versants drainés. Le cas du drainage agricole, certes, peut apparaître comme un exercice de style, mais il représente environ 10% de la SAU en France, avec une répartition dépendant de la nature des sols hydromorphes.

6.3 Interdisciplinarité de l'ingénierie écologique

Le développement des concepts d'ingénierie écologique constitue une source d'innovation. L'enjeu est de développer de nouvelles connaissances à même de nourrir de nouveaux outils à mobiliser pour le choix et le dimensionnement d'aménagements. Face à l'émergence des concepts parallèles des solutions fondées sur la nature (ou NBS pour nature-based solutions (UICN 2015)). Les SfN apparaissent aujourd'hui comme un type d'interventions mobilisables pour répondre aux enjeux de la société moderne. S'appuyant sur des écosystèmes sains, résilients, fonctionnels et diversifiés pour répondre aux effets des changements globaux (changements climatiques, usages des sols, ...), les SfN reposent sur deux grandes orientations : réguler le climat et limiter les risques naturels. Pour y répondre, elles mobilisent 3 types d'actions : la préservation d'écosystèmes, l'amélioration de la gestion durable d'écosystèmes utilisés par les activités humaines, enfin la restauration des écosystèmes dégradés et la création d'écosystèmes résilients. Elles rejoignent ainsi l'ingénierie écologique, caractérisée par des finalités écologiques mais aussi économiques et sociales, et basée

sur une utilisation du vivant. L'ingénierie écologique présente cependant un champ d'actions plus limitées car explicitement centrées sur des procédés d'ingénierie. Le concept de SfN est aujourd'hui utilisé par les instances européennes et dans plusieurs programmes de recherches H2020, dans lesquelles on peut y intégrer nos travaux.

L'équipe contribue depuis plusieurs années à l'émergence de projets visant à restaurer les zones tampons humides artificielles pour gérer les eaux de drainage. Cette démarche s'intègre dans les travaux du groupe technique zones tampons auquel je participe. Au regard de la SAU drainée, un fort potentiel de restauration de milieu humide au sein des agrosystèmes intensifs devient possible. Cependant leur déploiement à l'échelle nationale nécessite la consolidation des résultats sur la performance aussi bien sur le devenir des polluants eux-mêmes mais aussi sur les sous-produits induits. Un travail sur les co-bénéfices positifs et négatifs est à initier pour mettre en perspective les intérêts et limites des ZTHA. Ainsi identifier les leviers propices à leur déploiement au sein des versants drainés est un deuxième sous axe à développer.

6.3.1 Quantification et modélisation des processus de dissipation en ZTHA

La poursuite des travaux actuels sera maintenue sur l'évaluation de la performance des ZTHA pour réduire les transferts de polluants d'origine agricole avec un objectif d'évaluation à long terme en maintenant le financement des sites expérimentaux. La compréhension et la quantification des processus impliqués dans la transformation des polluants dans cet écosystème mimant les processus naturels. La gestion hydraulique des ZTHA impacte directement le temps de résidence, variable cruciale aux processus de dégradation des contaminants. Les interactions de la végétation et la morphologie de la ZTHA sont aussi à étudier plus finement en s'appuyant sur les données acquises sur sites. L'influence de la température sur les processus est aussi commune aux principales voies de dégradation des pesticides et nitrate. Les travaux proposés ci-dessous alimenteront l'intégration des formalismes dans une approche de modélisation simplifiée à destination des gestionnaires et bureaux d'étude (développement d'outil d'aide au dimensionnement et à la conception des ZTHA).

6.3.1.1 ZTHA et azote

Deux pistes seront développées à court terme afin d'améliorer la modélisation : d'une part la quantification et la stimulation des processus de dénitrification et la quantification des émissions de protoxyde d'azote (N₂O).

Une approche originale est proposée dans l'ANR Low Nitrate (2018-2022, coordination M. Etienne) dans laquelle l'équipe est impliquée. Nous proposons de stimuler la dénitrification grâce au développement d'un système électrochimique microbiologique passif. Le principe est basé sur la réutilisation de l'énergie diffuse provenant du sédiment et induire une activité dénitrifiante améliorée. L'objectif final est le doublement de la vitesse de dénitrification observée sur la ZTHA de Rampillon, pour réduire les concentrations à moins de 25 mg/L. La clé réside dans la gestion des zones anoxiques propices à la dénitrification sans affecter l'écosystème a. Le système que nous proposons est une électrode 3D à bas cout, stimulant une activité dénitrifiante des bactéries présentes naturellement dans la ZTHA à l'interface eau/sédiment. L'idée originale du projet repose sur le principe de « sediment microbial fuel cell », qui à la différence des applications classiques, réutilise l'énergie produite des sédiments par les microorganismes pour la dénitrification. Dans cette configuration, le système d'électrochimie microbienne devient passif et pleinement cohérent avec le

principe de fonctionnement d'une ZTHA. Le défi réside alors dans le contrôle, la conception des électrodes 3D incluant une biocathode en zone anoxique (Figure 135).

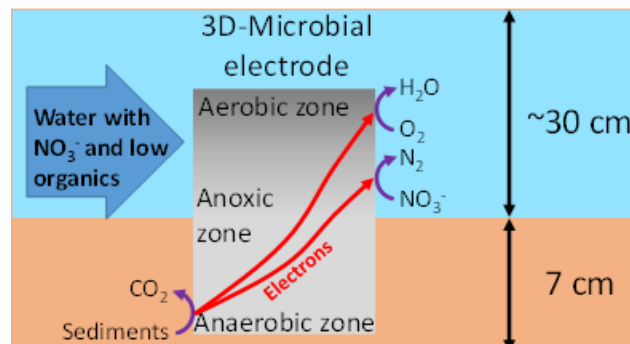


Figure 135 : Schéma de principe de la technologie de l'électrochimie microbienne dans une interface eau/sédiment.

En collaboration avec l'Université de Tartu, nous proposons aussi d'évaluer la saisonnalité des émissions de N₂O à l'échelle de la ZTHA de Rampillon. Un défi métrologique se présente afin de caractériser les émissions. Les outils actuels tels que les ensembles Quantum Cascade Laser (AERODYNE) ouvrent de nouvelles perspectives d'acquisition de données haute fréquence. Pour cela, le développement d'un protocole in situ, incluant une autonomie énergétique permettra le suivi à différentes saisons, en lien avec le fonctionnement hydraulique de la ZTHA des émissions de N₂O spatialement réparties sur l'ensemble de la ZTHA. L'objectif est d'évaluer la proportion de nitrate dénitrifié sous forme N₂ inerte pour l'environnement de celle dénitrifiée partiellement sous forme N₂O, d'en définir les mécanismes afin de proposer une gestion hydraulique limitant ces émissions.

6.3.1.2 ZTHA et pesticides

Nous avons évalué in situ la performance de dissipation des pesticides dans les ZTHA expérimentales. A l'analyse des résultats, plusieurs points nécessitent des investigations approfondies : la hiérarchisation des processus (sorption / dégradation biotique et abiotique), les phénomènes d'accumulation dans les compartiments sédiments et biotes (biofilm, végétation et macro-invertébrés) et la remobilisation des pesticides soit par relargages physique et hydraulique. Cela sous-tend d'étudier l'écodynamique des pesticides dans les différents compartiments de la ZTHA, par la mise en place de protocole d'exposition / réponse des organismes présents. Le projet ANR en cours de soumission, PESTIPOND (coordinateur G. Imfeld) dont l'équipe est partenaire vise à améliorer les connaissances sur les processus de dissipation des pesticides dans les retenues incluant les ZTHA et à développer des approches de modélisation des retenues adaptées à chaque échelle d'organisation spatiale (groupement de parcelles connectées à une retenue, jusqu'au bassin versant).

Les objectifs du projet s'articulent autour de 3 axes basés sur le tryptique classique observation in situ / processus en conditions contrôlées / modélisation :

- Devenir biogéochimique des pesticides en condition réelle de terrain : à partir d'une typologie des retenues sur les 3 bassins versants pilotes (Rampillon, Hohrain et Aurade), déterminer les caractéristiques environnementales conduisant aux efficacités observées, puis d'évaluer le partitionnement des pesticides entre phase dissoute et particulaire dans chaque compartiment des retenues.
- Identifier et quantifier les processus de dissipation en conditions contrôlées afin d'évaluer et prédire la distribution, la persistance et la dégradation des pesticides à l'interface eau /

sédiment des retenues, en s'appuyant sur les dernières techniques analytiques basées sur les transformations stéréosélectives (chiralité des molécules) et le fractionnement isotopique. Les facteurs abiotiques et climatiques (temps de séjour, température, saisonnalité).

- Evaluation de l'impact d'implantation spatiale des retenues à différentes échelles d'organisation spatiale. Des approches de modélisation à petites échelles, s'appuyant sur l'intégration des processus de dissipation, seront extraits les formalismes simplifiés des processus afin de les intégrer dans des modèles bassins versants (sous la forme de fonction de transfert). Ces résultats permettront de produire des scénarios d'implantation / réponse des retenues (individuelles ou cumulées) à différentes échelles.

6.3.2 Multifonctionnalité des ZTHA : le projet Brie-Eau

Le développement de l'ingénierie écologique stimule l'interdisciplinarité. Ainsi le projet PSDR Brie'Eau que je coordonne depuis 2016 jusqu'à 2020 propose d'associer différentes disciplines (les sciences humaines et sociales dont les démarches participatives, le droit de l'environnement, l'écologie) pour répondre aux enjeux de déploiement des ZTHA sur un territoire de 132km². Le projet se structure alors en trois volets autour d'un partenariat de recherche associant hydrologie, écologie, agronomie, géographie, droit, science participative (INRA Aster et Agronomie, Irstea G-EAU, Lisode, IEDP, Biotope) et d'un cercle d'acteurs de territoire / économique / associatif fédérés autour d'AQUI'Brie, de la Direction Départementale des Territoires de Seine-et-Marne (77), de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, du Conseil Général 77, de la Chambre d'Agriculture 77, du syndicat du Ru d'Ancoeur, et de plusieurs associations d'usagers (Pêche, Chasse, Environnement).

La question de la protection de la qualité de l'eau, enjeu majeur de protection de l'environnement, est particulièrement complexe pour plusieurs raisons : l'objet « eau » recouvre des acceptions variables (entrée sanitaire et distribution d'eau potable vs entrée milieu et masses d'eau par exemple), les mécanismes de transferts, de latence, et d'impacts sont caractérisés par de fortes incertitudes que les gestionnaires doivent prendre en compte dans leurs démarches, de multiples territoires s'y référant se trouvent superposés (périmètres hydrographiques, territoires de gestion ou de gouvernance, territoires administratifs). Les territoires d'Ile de France, et parmi ceux-ci ceux de Seine et Marne, n'échappent évidemment pas à cette complexité et doivent répondre au double défi de concilier production agricole et préservation du milieu naturel.

Dans ce projet, nous nous plaçons sur un secteur de la Brie situé sur le bassin versant de l'amont de l'Ancoeur, englobant le bassin de Rampillon. Sur ce territoire pilote, nous souhaitons renforcer les liens et les cohérences entre la dynamique de certains biotopes (*i.e.* les zones tampons humides artificielles) et leur rôle dans l'efficacité de la remédiation des pollutions diffuses. Mais le succès du déploiement des zones tampons dans ce double objectif dépend fortement de la dynamique du développement territorial et de l'implication des acteurs locaux, qui va de pair avec la perception qu'ils ont de ces enjeux et l'acceptabilité pour eux des transformations proposées. A l'échelle de l'ensemble du projet nous formulons donc l'hypothèse qu'il existe une différence entre l'enjeu de qualité de l'eau qui tend à diviser les acteurs là où les enjeux de biodiversité permettent parfois de les rassembler (et, en particulier, les agriculteurs et les autres acteurs des territoires). On suppose ainsi qu'il existerait un potentiel fédérateur plus fort de la biodiversité qui diviserait moins les acteurs que ne le fait l'eau. Associer les deux enjeux au travers d'un aménagement paysager permettrait donc d'impulser plus aisément des formes de dialogue territorial. Nous entendons alors évaluer ici la pertinence de conjuguer ces deux enjeux environnementaux selon un double point de vue :

pertinence du point de vue des services éco systémiques mais aussi pertinence du point de vue de l'engagement des acteurs. Nos objectifs portent donc sur ce double niveau d'évaluation : (i) produire une analyse critique des services éco systémiques dédiés à la qualité de l'eau et à la biodiversité dans un objectif commun d'amélioration de la qualité du milieu et ainsi proposer une conceptualisation du rôle fonctionnel du paysage sur la qualité de l'eau (en lien avec le développement régional de l'ingénierie écologique) ; (ii) déterminer les modalités de transfert d'une innovation depuis son développement par les scientifiques avec et pour les acteurs du territoire pour concilier eau et activités anthropiques (dont l'agriculture) ; contribuer à une réflexion sur la pertinence des outils participatifs pour faciliter une démarche partenariale et stimuler le dialogue territorial lors de la co-construction de programme d'actions visant la protection de la ressource en eau.

Le premier volet de recherche vise à identifier et caractériser la perception que les acteurs du territoire ont sur celui-ci et sur les actions qui y sont menées depuis plusieurs années au regard, en particulier, des questions de protection de la ressource en eau, de la place de l'agriculture dans ce paysage, des liens spécifiques qu'ils font ou non entre les enjeux EAU et BIODIVERSITÉ.

Le second volet de recherche est centré sur l'évaluation des services rendus par les zones tampons et sur l'intégration de ces zones dans la gestion d'un bassin versant. On cherchera dans un premier temps à consolider les connaissances sur l'impact attendu des zones tampons par le biais de synthèses de données scientifiques (littérature et expérimentation). On évaluera aussi dans ce volet la faisabilité réglementaire de cette intégration en cohérence avec la réglementation actuelle et à venir (future loi sur la biodiversité) et les schémas de cohérence Trame Verte et Bleue. Enfin, ce volet aura deux objectifs opérationnels : d'une part, intégrer la prise en compte des zones tampons dans l'outil Co-click'eau (qui est une démarche permettant éclairer l'élaboration de programmes d'actions sur les Aires d'Alimentation de Captage (AAC) par la construction de scénarios de territoire), et, d'autre part, construire des scénarii pour faciliter l'intégration de zones tampons dans la gestion d'un bassin versant répondant au double enjeu Eau et Biodiversité.

Enfin, le troisième volet de recherche poursuit un double objectif : (i) formaliser les outils facilitateurs de dialogue territorial pour en définir les règles d'utilisation, par des sessions ateliers de test avec les acteurs du territoire, et (ii) analyser le processus de démarche participative afin de mettre en évidence les jeux d'acteurs, les étapes réussies comme les points bloquants.

7 Références bibliographiques

- Addiscott T.M. (2000). Tillage, mineralization and leaching. *Soil and Tillage Research*, 53, 163-165.
- Ancil F., Filion M. & Tournebize J. (2009). A neural network experiment on the simulation of daily nitrate-nitrogen and suspended sediment fluxes from a small agricultural catchment. *Ecological Modelling*, 220, 879-887.
- Arlot M.P. (1999). Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique : - sur l'influence du drainage agricole sur la contamination diffuse par les nitrates ; - sur les possibilités d'utiliser les parcelles drainées pour l'analyse de la dite contamination. In, p. 374.
- Augeard B., Kao C., Ledun J., Chaumont C. & Nedelec Y. (2005a). Le ruissellement sur sols drainés : identification des mécanismes de genèse. *Ingénieries - E A T*, 3-18.
- Augeard B., Kao C., Ledun J., Chaumont C. & Nédélec Y. (2005b). Le ruissellement sur sols drainés : identification des mécanismes de genèse. *Ingénieries Eau-Agriculture-Territoire*, 3-18.
- Bacha F. (2013). Détermination des infiltrations profondes sous système drainé. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie, Université Pierre et Marie Curie, Mines ParisTech et AgroParisTech. 46 p
- Bakhsh A., Kanwar R.S., Karlen D.L., Cambardella C.A., Colvin T.S., Moorman T.B. & Bailey T.B. (2000). Tillage and nitrogen management effects on crop yield and residual soil nitrate. *Transactions of the Asae*, 43, 1589-1595.
- Birgand F., Skaggs R., Chescheir G., Wendell W., (2007). 'Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments -A Literature Review', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37:5, 381 - 487
- Blann K. et Anderson J. L., Sands G.R., Vondracek B. (2009). Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 39, 909-1001.
- Branger F., Tournebize J., Carluer N., Kao C., Braud I. & Vauclin M. (2009). A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. *Agricultural Water Management*, 96, 415-428.
- Bouarfa S. & Zimmer D. (2000). Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. *Journal of Hydrology*, 235, 264-275.
- Breve M.A., Skaggs R.W., Parsons J.E. & Gilliam J.W. (1998). Using the DRAINMOD-N model to study effects of drainage system design and management on crop productivity, profitability and NO₃-N losses in drainage water. *Agricultural Water Management*, 35, 227-243.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussiére F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillere J.P., Henault C., Maraux F., Seguin B. & Sinoquet H. (2003). An overview of the crop model STICS. *Eur J Agron*, 18, 309-332.
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Nicoullaud B., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Mchet J.M., Meynard J.M. & Delecolle R. (1998). STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.
- Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeau J., Nicoullaud B., Tayot X., Plenet D., Jeuffroy M.H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B. & Justes E. (2002). STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22, 69-92.
- Burke, E. N., Wadzuk, B. M. (2009). The effect of field conditions on low Reynolds number flow in a wetland. *Water Research* 43, no 2: 508-514.
- Carleton J.N. & Montas H.J. (2010). An analysis of performance models for free water surface wetlands. *Water Research*, 44, 3595-3606.
- Catt J.A., Howse K.R., Christian D.G., Lane P.W., Harris G.L. & Goss M.J. (2000). Assessment of tillage strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK. *Soil and Tillage Research*, 53, 185-200.
- Chang T.J., Chang Y.S., Lee W.T. & Shih S.S. (2016). Flow uniformity and hydraulic efficiency improvement of deep-water constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 92, 28-36.
- Denier-Pasquier F. 2013. La gestion et l'usage de l'eau en agriculture. Avis du Conseil économique, social et environnemental.
- Dominguez C.G., Pryet A., Garcia Vera M., Gonzalez A., Chaumont C., Tournebize J., Villacis M., d'Ozouville N. & Violette S. (2016). Comparison of deep percolation rates below contrasting land covers with a joint canopy and soil model. *Journal of Hydrology*, 532, 65-79.

- Drury C.F., McKenney D.J., Findlay W.I. & Gaynor J.D. (1993). Influence of Tillage On Nitrate Loss in Surface Runoff and Tile Drainage. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 797-802.
- Economopoulou, M. A., Tsihrintzis, V. A. (2004). Design methodology of free water surface constructed wetlands. *Water Resources Management* 18, no 6: 541-565.
- Folger H. S., (1992), *Elements of Chemical Reaction Engineering*, Second Edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 838 pp.
- Gardenas A.I., Simunek J., Jarvis N. & van Genuchten M.T. (2006). Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field. *Journal of Hydrology*, 329, 647-660.
- Gargallo S., Martín M., Oliver N. & Hernández-Crespo C. (2017). Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 587-588, 145-156.
- Garnier J., Billen G., Vilain G., Benoit M., Passy P., Tallec G., Tournebize J., Anglade J., Billy C., Mercier B., Ansart P., Azougui A., Sebilo M. & Kao C. (2014). Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management*, 144, 125-134.
- Grazhdani S., Jacquin F. & Sulce S. (1996). Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania. *Science of the Total Environment*, 191, 15-21.
- German, J., Jansons, K., Svensson, G., Karlsson, D., Gustafsson, L. G. (2005) Modelling of different measures for improving removal in a storm pond ». *Water Science and Technology* 52, no 5: 105-112.
- Gerke H.H., Dusek J., Vogel T. & Kohne J.M. (2007). Two-dimensional dual-permeability analyses of a bromide tracer experiment on a tile-drained field. *Vadose Zone J*, 6, 651-667.
- Grigg B.C., Southwick L.M., Fouss J.L. & Kornecki T.S. (2003). Drainage system impacts on surface runoff, nitrate loss, and crop yield on a southern alluvial soil. *Transactions of the Asae*, 46, 1531-1537.
- Grigg B.C., Southwick L.M., Fouss J.L. & Kornecki T.S. (2004). Climate impacts on nitrate loss in drainage waters from a southern alluvial soil. *Transactions of the Asae*, 47, 445-451.
- Guerra H.B., Park K. & Kim Y. (2013). Empirical regression models for estimating nitrogen removal in a stormwater wetland during dry and wet days. *Water Sci. Technol.*, 68, 1641-1649.
- Gowda P.H., Mulla D.J., Desmond E.D., Ward A.D. & Moriasi D.N. (2012). Adapt: Model Use, Calibration, and Validation. *T Asabe*, 55, 1345-1352.
- Haksu L., Dong-Jun S., Koren V. (2011). Assimilation of streamflow and in situ soil moisture data into operational distributed hydrologic models: Effects of uncertainties in the data and initial model soil moisture states. *Advances in Water Resources* 34 (2011) 1597–1615.
- Hantush M.M., Kalin L., Isik S. & Yucekaya A. (2013). Nutrient dynamics in flooded wetlands. I: Model development. *J Hydrol Eng*, 18, 1709-1723.
- Hénine H. (2010). Couplage des processus hydrologiques reliant parcelles agricoles drainées, collecteurs enterrés et émissaire à surface libre : intégration à l'échelle du bassin versant. Doctorat Hydrologie Science de l'Eau, Université Paris VI. 226 p
- Heppell C.M. & Chapman A.S. (2006). Analysis of a two-component hydrograph separation model to predict herbicide runoff in drained soils. *Agricultural Water Management*, 79, 177-207.
- Hill A.R. (1976). Environmental Impacts of Agricultural Land Drainage. *Journal of Environmental Management*, 4, 251-274.
- Holland J. F., Martin J. F., Granata T., Bouchard B., Quigley M., Brown L. (2004). Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. *Ecological Engineering* 23, no 3: 189-203.
- Jacobsen O.H et Kjaer J. Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides? *Pest Management Science* 2007, vol. 63, p.417-428
- Kadlec R. H. (1994) Detention and mixing in free water wetlands. *Ecological Engineering* 3, no 4: 345-380.
- Kadlec R.H., Wallace S.D., (2009) *Treatment wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kanwar R.S., Baker J.L. & Baker D.G. (1988). Tillage and Split N-Fertilization Effects On Subsurface Drainage Water-Quality and Crop Yields. *Transactions of the Asae*, 31, 453-461.
- Kanwar R.S., Colvin T.S. & Karlen D.L. (1997). Ridge, moldboard, chisel, and no-till effects on tile water quality beneath two cropping systems. *Journal of Production Agriculture*, 10, 227-234.
- Kao C., Nédélec Y. & Zimmer D. (1998). Surface runoff mechanisms and modeling in subsurface drained fields. In: 7th International Drainage Symp. Drainage in the 21st century: food production and the environment, ASAE (ed. (Ed) L-CB) Orlando, Florida, USA, pp. 258-266.
- Kao C., Bouarfa S., Zimmer D. 2001. Steady state analysis of unsaturated flow above a shallow water-table aquifer drained by ditches. *J. of Hydrology*, 250, 122-133

- Keefe, S. H., Daniels, J. S., Runkel, R.L, Wass, R. D., Stiles, E. A., Barber, L B., (2010) Influence of Hummocks and Emergent Vegetation on Hydraulic Performance in a Surface Flow Wastewater Treatment Wetland. *Water Resources Research* 46, no 11
- Keefe, S. H., Barber, L. B., Runkel, R. L., Ryan, J. N., McKnight, D. M., Wass, R. D. (2004) Conservative and Reactive Solute Transport in Constructed Wetlands ». *Water Resources Research* 40, no 1
- Kidmose J., Dahl M., Engesgaard P., Nilsson B., Christensen B.S.B., Andersen S. & Hoffmann C.C. (2010). Experimental and numerical study of the relation between flow paths and fate of a pesticide in a riparian wetland. *J Hydrol*, 386, 67-79.
- Kjellin, J., Worman, A., Johansson, H., Lindahl, A. (2007) Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Advances in Water Resources* 30, no 4: 838-850.
- Kladivko E.J., Brown L.C. & Baker J.L. (2001). Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31, 1-62.
- Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M. & Schulin R. (2003). Using Simple Bucket Models to Analyze Solute Export to Subsurface Drains by Preferential Flow. *Vadose Zone J*, 2, 68-75.
- Kohler A., Abbaspour K.C., Fritsch M., van Genuchten M.T. & Schulin R. (2001). Simulating unsaturated flow and transport in a macroporous soil to tile drains subject to an entrance head: model development and preliminary evaluation. *Journal of Hydrology*, 254, 67-81.
- Koskiaho, J. (2003) Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland ponds. *Ecological Engineering* 19, no 5: 325-337.
- Kranz W.L. & Kanwar R.S. (2000). Impact of tillage and tracer application method on spatial distribution of leaching losses. *Transactions of the Asae*, 43, 1103-1116.
- Krone-Davis P., Watson F., Los Huertos M. & Starner K. (2013). Assessing pesticide reduction in constructed wetlands using a tanks-in-series model within a Bayesian framework. *Ecol. Eng.*, 57, 342-352.
- Lagacherie P. & Favrot J.C. (1989) La valorisation de l'information pédologique : l'exemple des secteurs de référence drainage. *Science du Sol* 27(1), 109-112.
- Lesaffre B. & Zimmer D. (1988). Subsurface drainage peak flows in shallow soil. *J Irrig Drain E-Asce*, 114, 387-406.
- Lightbody, A.F., Nepf, H.M., Bays J.S. (2009) Modeling the hydraulic effect of transverse deep zones on the performance of short-circuiting constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering* 35, no 5: 754-768.
- Littlewood I.G., (1992). Estimating constituent loads in rivers: a review. Institute of Hydrology, reports n°117.
- Lv T., Zhang Y., Zhang L., Carvalho P.N., Arias C.A. & Brix H. (2016). Removal of the pesticides imazalil and tebuconazole in saturated constructed wetland mesocosms. *Water Res.*, 91, 126-136.
- Magesan G.N., Scotter D.R. & White R.E. (1994). A Transfer-Function Approach to Modeling the Leaching of Solutes to Subsurface Drains .1. Nonreactive Solutes. *Australian Journal of Soil Research*, 32, 69-83.
- Makhlouf M.L. (2005). Etude des transferts de solutés sur sol drainé en régime transitoire : expérimentations de laboratoire et modélisation. In: Cemagref. Université P. et M. Curie, EMP, ENGREF Paris, p. 47.
- Marcus V. & Simon O. (2015). Les pollutions par les engrais azotés et les produits phytosanitaires : coûts et solutions. CGEDD. 30p.
- Mariotti A. (1998). Nitrate : un polluant de longue durée. *Pour la science*, 249, 60-65.
- Neal, C. & Heathwaite, A., 2005. Nutrient mobility within river basins : a European perspective. *J. Hydrol.* 304, 477-490.
- Martinez C. J. & Wise W. R. (2003) Analysis of constructed treatment wetland hydraulics with the transient storage model OTIS. *Ecological Engineering* 20, no 3: 211-222.
- Mattis S. A., Dawson C. N., Kees C. E., Farthing, M. W. (2012) Numerical modeling of drag for flow through vegetated domains and porous structures. *Advances in Water Resources* 39: 44-59.
- Min, J. H. & Wise, W. R. (2009) Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: The implications of bathymetry and vegetation effects . *Hydrological Processes* 23, no 6: 830-841.
- Mohanty B.P., Bowman R.S., Hendrickx J.M.H., Simunek J. & van Genuchten M.T. (1998). Preferential transport of nitrate to a tile drain in an intermittent-flood-irrigated field: Model development and experimental evaluation. *Water Resources Research*, 34, 1061-1076.
- Musner T., Bottacin-Busolin A., Zaramella M. & Marion A. (2014). A contaminant transport model for wetlands accounting for distinct residence time bimodality. *J Hydrol*, 515, 237-246.
- Natho S. & Venohr M. (2012). Nutrient retention in riparian floodplains on landscape scale, the necessity for a monthly retention approach. *Water Sci. Technol.*, 66, 2800-2807.
- Nédélec Y., (2005), Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole, in : Géoscience et Ressources Naturelles (GRN), Thèse de Doctorat, ENGREF Paris, Cemagref, 445 p.

- Nédélec Y., Kao C. & Chaumont C. (2004). Réduction des transferts de crues dans les bassins versants agricoles fortement drainés : état des connaissances et des recherches. *Ingénieries - E A T*, 3-21.
- Nédélec Y., Ouvry J., Henine H. & Tournebize J. (2010). Discharge formulas for subsurface drainage of retention pond. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136, 210-213.
- Negm L.M., Youssef M.A., Skaggs R.W., Chescheir G.M. & Kladvik E.J. (2014). DRAINMOD-DSSAT Simulation of the Hydrology, Nitrogen Dynamics, and Plant Growth of a Drained Corn Field in Indiana. *J Irrig Drain Eng*, 140.
- Odum H.T., (1962). Man in the ecosystem. *Proceedings of Lockwood Conference on the Suburban Forest and Ecology*, Storrs, CT. *Bull. Conn. Agric. Station* 652, 57–75.
- Odum H.T., Siler W.L., Beyers R.J., Armstrong N., (1963). Experiments with engineering of marine ecosystems. *Publ. Inst. Marine Sci. Univ. Texas* 9, 374–403
- Paris-Anguela T. (2004). Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement. In: *GRN. ENGREF Paris*, p. 188.
- Passy P., Garnier J., Billen G., Fesneau C. & Tournebize J. (2012). Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of the Total Environment*, 430, 280-290.
- Pastres R., Ciavatta S. & Solidoro C. (2003). The Extended Kalman Filter (EKF) as a tool for the assimilation of high frequency water quality data. *Ecological Modelling*, 170, 227-235.
- Patni N.K., Masse L. & Jui P.Y. (1996). Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage. Part 1: Flow and Nitrate. *Transactions of the Asae*, 39, 1665-1672.
- Persson, J. (2005). The use of design elements in wetlands . *Nordic Hydrology* 36, no 2: 113 120.
- Petersen C.T., Hansen S., Jensen H.E., Holm J. & Koch C.B. (2004). Movement of suspended matter and a bromide tracer to field drains in tilled and untilled soil. *Soil Use and Management*, 20, 271-280.
- Power J.F., Wiese R. & Flowerday D. (2001). Managing Farming Systems for Nitrate Control: A Research Review from Management Systems Evaluation Areas. *J. Environ. Qual.*, 30, 1866-1880.
- Randall G.W. & Iragavarapu T.K. (1995). Impact of Long-Term Tillage Systems for Continuous Corn on Nitrate Leaching to Tile Drainage. *Journal of Environmental Quality*, 24, 360-366.
- Rey F., Barthod C., Blandin P., Blouin M., Delord J., Dore A., Dutoit T., François D., Genot J.C., Gosselin F., Larrere R., Matagne P., Ragouet P. (2014). *Ingénierie écologique : action par et/ou pour le vivant ?*. Rey, F., Gosselin, F., Doré, A. (ed.), Quae, Versailles, Synthèses, 165 p.
- Rose M.T., Crossan A.N. & Kennedy I.R. (2008). The effect of vegetation on pesticide dissipation from ponded treatment wetlands: Quantification using a simple model. *Chemosphere*, 72, 999-1005.
- Savickis J., Bottacin-Busolin A., Zaramella M., Sabokrouhiyeh N. & Marion A. (2016). Effect of a meandering channel on wetland performance. *Journal of Hydrology*, 535, 204-210.
- Scotter D.R., White R.E. & Dyson J.S. (1993). The Burns Leaching Equation. *Journal of Soil Science*, 44, 25-33.
- Shih S.S., Hong S.S. & Chang T.J. (2016). Flume Experiments for Optimizing the Hydraulic Performance of a Deep-Water Wetland Utilizing Emergent Vegetation and Obstructions. *Water*, 8.
- Shilton, A. (2000) Potential application of computational fluid dynamics to pond design. *Water Science and Technology* 42, no 10 11: 327 334.
- Sims J.T., Simard R.R. & Joern B.C. (1998). Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27, 277-293.
- Simunek J. & van Genuchten M.T. (2008). Modeling nonequilibrium flow and transport processes using HYDRUS. *Vadose Zone J*, 7, 782-797.
- Simunek J., van Genuchten M.T. & Sejna M. (2008). Modeling subsurface water flow and solute transport with HYDRUS and related numerical software packages. *Proc Monogr Eng Wate*, 95-114.
- Simunek J., van Genuchten M.T. & Sejna M. (2012). *Hydrus: Model Use, Calibration, and Validation*. T Asabe, 55, 1261-1274.
- Simunek J., van Genuchten M.T. & Sejna M. (2016). Recent Developments and Applications of the HYDRUS Computer Software Packages. *Vadose Zone J*, 15.
- Shirmohammadi A., Wenberg R.D. & Ritter W.F. (1995). Effect of Agricultural Drainage On Water-Quality in Mid-Atlantic States. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 121, 302-306.
- Skaggs R.W., Fausey N.R. & Evans R.O. (2012). Drainage water management. *J Soil Water Conserv*, 67, 167a-172a.
- Skaggs R.W., Breve M.A. & Gilliam J.W. (1994). Hydrologic and Water-Quality Impacts of Agricultural Drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24, 1-32.
- SOeS. 2015. Les pesticides dans les cours d'eau français en 2013. *Chiffres et Statistiques*. N 697. 12p.

- Sromova K, 2012 Determination of antibiotics transfer processes by simulating soil columns experiments. Master UPMC Agroparistech parcours "Sols : organisation, fonctionnement et gestion". 46p.
- Stang C., Wiczorek M.V., Noss C., Lorke A., Scherr F., Goerlitz G. & Schulz R. (2014). Role of submerged vegetation in the retention processes of three plant protection products in flow-through stream mesocosms. *Chemosphere*, 107, 13-22.
- Su, T. M., Sheng-Chi Y., Shang-Shu S., Hong-Yuan L. (2009). Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35, no 8: 1200-1207.
- Sunghee K, Dong-Jun S., Hamideh R., Changmin S., (2014). Improving water quality forecasting via data assimilation – Application of maximum likelihood ensemble filter to HSPF. *Journal of Hydrology*. 519. 2797-2809.
- Tan C.S., Drury C.F., Soultani M., van Wesenbeeck I.J., Ng H.Y.F., Gaynor J.D. & Welacky T.W. (1998). Effect of controlled drainage and tillage on soil structure and tile drainage nitrate loss at the field scale. *Water Science and Technology*, 38, 103-110.
- Thomas D.L., Perry C.D., Evans R.O., Izuno F.T., Stone K.C. & Gilliam J.W. (1995). Agricultural Drainage Effects On Water-Quality in Southeastern Us. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 121, 277-282.
- Tiemeyer B., Moussa R., Lennartz B. & Voltz M. (2007). MHYDAS-DRAIN: A spatially distributed model for small, artificially drained lowland catchments. *Ecological Modelling*, 209, 2-20.
- Tomer M.D., Crumpton W.G., Bingner R.L., Kostel J.A. & James D.E. (2013). Estimating nitrate load reductions from placing constructed wetlands in a HUC-12 watershed using LiDAR data. *Ecol. Eng.*, 56, 69-78.
- Tournebize J., Kao C., Nikolic N. & Zimmer D. (2004). Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie*, 24, 305-313.
- Tournebize J., Chaumont C. & Mander U. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, 415-425.
- Tournebize J., Vincent B., Chaumont C., Gramaglia C., Margoum C., Molle P., Carlier N. & Gril J.J. (2011). Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation. Socio-technical adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback. In: *Procedia Environmental Sciences*, pp. 183-190.
- Turpin N., Vernier F. & Joncour F. (1997). Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles. Synthèse bibliographique. *Ingénieries - E A T*, 11, 3-16.
- Tournebize J., Kao C., Nikolic N. & Zimmer D. (2004). Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie*, 24, 305-313.
- Tournebize J., Watanabe H., Takagi K. & Nishimura T. (2006). The development of a coupled model (PCPF-SWMS) to simulate water flow and pollutant transport in Japanese paddy fields. *Paddy and Water Environment*, 4, 39-51
- Tsavidaris A., Mitchell S., Willimas J.B. (2013). Use of CFD to model emergent vegetation in detention ponds. *Journal of Engineering and Applied Sciences*. Vol 8, N°7. 495-501.
- UICN, France. (2015). Des solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques. Paris, France. 16 p.
- Unnikrishna P.V., McDonnell J.J. & Stewart M.K. (1995). Water isotopic residence time modelling. In: In : S.T. Trudgill (Ed), *Solute Modelling in Catchment Systems*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 237-260.
- Van Soest P.J., (1963). Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* 46, 829-835.
- Vandenberghe C. (2010). Mise en relation de l'évolution de l'agriculture et de la qualité de l'eau entre 1950 et 2000. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 14, 9-16.
- Vymazal, J., M. Greenway, K. Tonderski, H. Brix and U. Mander (2006). "Constructed wetlands for wastewater treatment." *Wetlands and Natural Resource Management* 190: 69-96.
- Vincent B., Kao C., Nédélec Y., (2005). Statistiques sur le drainage agricole. Rapport convention MAAF/Cemagref. 18p.
- Watanabe H., Inao K., Vu S.H., Phong T.K., Ishihara S., Takagi K. & Tournebize J. (2008). Chapter 8 - Pesticide Exposure Assessment in Rice Paddy Areas: A Japanese Perspective A2 - Capri, Ettore. In: *Pesticide Risk Assessment in Rice Paddies* (ed. Karpouzaz D). Elsevier Amsterdam, pp. 167-214.
- Watanabe H. & Takagi K. (2000a). A simulation model for predicting pesticide concentrations in paddy water and surface soil II. Model validation and application. *Environ Technol*, 21, 1393-1404.
- Watanabe H. & Takagi K. (2000b). A simulation model for predicting pesticide concentrations in paddy water and surface soil. I. Model development. *Environ Technol*, 21, 1379-1391.
- Watanabe H., Takagi K. & Vu S.H. (2006). Simulation of mefenacet concentrations in paddy fields by an improved PCPF-1 model. *Pest Manag Sci*, 62, 20-29.

- Werner, T. M, Kadlec, R. H. (2000) Wetland residence time distribution modelling. *Ecological Engineering* 15, no 1 2: 77-90.
- Worman, A., Kronnas, V.. (2005). Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology* 301, no 1 4: 123-138.
- Wu Z., Chen G.Q. & Zeng L. (2011). Environmental dispersion in a two-zone wetland. *Ecol Model*, 222, 456-474.
- Youssef M.A., Skaggs R.W., Chescheir G.M. & Gilliam J.W. (2005). The nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II. *Transactions of the Asae*, 48, 611-626.
- Zhang Y., Cui L., Li W., Zhang M., Zhao X. & Wang Y. (2014). Performance evaluation of an integrated constructed wetland used to treat a contaminated aquatic environment. *Wetlands Ecol. Manage.*, 22, 493-507.
- Zhao S.L., Gupta S.C., Huggins D.R. & Moncrief J.F. (2001). Tillage and Nutrient Source Effects on Surface and Subsurface Water Quality at Corn Planting. *J. Environ. Qual.*, 30, 998-1008
- Zimmer D. (1988). Transferts hydriques en sols drainés par tuyaux enterrés. . *Hydraulique agricole*, n°5, thèse de doctorat, Cemagref – Paris VI, chapitre V, pp. 237-296
- Zimmer D., Bouzigues R., Chossat J.C., Favrot J.C., Guiesse A.M., (1991). Importance et déterminisme des infiltrations profondes en luvisols-rédoxisols drainés. Incidence sur les modalités de drainage. *Science du Sol*. 29 : 321-337.

8 CV

Julien TOURNEBIZE

Irstea, UR HYCAR
1 rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030
92761 Antony Cedex

Né le 23/03/1973 à Ambert.
Vie maritale
Deux enfants

Ingénieur HYDRAULIQUE ENGEES

Ingénieur divisionnaire du corps "agriculture et environnement" du MAAF

Docteur en Science de la Terre et de l'Univers

Expériences Professionnelles

Depuis 01/2018 : Responsable de l'animation de l'Equipe ARTEMHYS au sein de l'Unité de Recherche « Hydrosystèmes Continentaux Anthropisés – Ressources – Risques – Restauration » (HYCAR), Irstea, centre d'Antony, Encadrement de 6 personnels permanents et 3 contractuels.

01/2011 12/2017 : Responsable de l'animation de l'Equipe TAPAHS au sein de l'Unité de Recherche « Hydrosystèmes et Bioprocédés » (HBAN), Irstea, groupement d'Antony. 7 personnels permanents.

Depuis 01/2018 : Ingénieur-Chercheur au sein de l'Unité de Recherche « Hydrosystèmes Continentaux Anthropisés – Ressources – Risques – Restauration » (HYCAR), Irstea, centre d'Antony.

01/2001-12/2017 : Ingénieur-Chercheur au sein de l'Unité de Recherche « Hydrosystèmes et Bioprocédés » (HBAN), Cemagref, groupement d'Antony.

03/2003 à 06/2004 : Chercheur-Visiteur à l'Université d'Agriculture et de Technologie de Tokyo, JAPON

01/1999 à 12/2000 : Doctorant, Ingénieur en Formation Continue par la Recherche à l'UMR CEREG ENGEES/CNRS/ULP, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg,

Gestionnaire du site expérimental de Rouffach dédié aux transferts de polluant agricole (nitrate, produits phytosanitaires).

03/1998 à 12/1998 : Service National au titre du protocole Environnement (« Service Vert ») à l'ENGEES,

02/1997 à 07/1997 : Stage diplômé ingénieur et DEA à l'Institut National de la Recherche Scientifique-Eau, Québec city, CANADA

Formation

2001 : Docteur de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, spécialité « Mécanique des Fluides », sous la direction de P. Ackerer
« Impact de l'Enherbement du Vignoble Alsacien sur le Transfert des Nitrates ».

1997 : Ingénieur fonctionnaire diplômé de l'ENGEES
DEA de Protection, Aménagement, Exploitation du Sol et du Sous-Sol (PAE3S), ENSG/ENGEES/ENMN, Nancy, mention Très Bien

1991-1994 : Classes préparatoires aux Grandes Ecoles, Lycée Blaise Pascal, Clermont Ferrand.

9 Listes des publications et productions scientifiques

Bilan 2001-2018 : Bibliographie

<https://orcid.org/0000-0001-9294-839X>

Métrieque bibliométrique à partir de la base SCOPUS

H index = 18 (sur la base de 52 documents) sur la période 1996-2018.

9.1 Article de revue scientifique à comité de lecture

- A1- **Tournebize J.**, Kao C., Nikolic N. & Zimmer D. (2004). Adaptation of the STICS model to subsurface drained soils. *Agronomie*, 24, 305-313.
- A2- Billy C., Birgand F., Kao C. & **Tournebize J.** (2006). Water and nitrate balance in a poorly drained forested and agricultural watershed. In: *Hydrology and Management of Forested Wetlands - Proceeding of the International Conference*, pp. 245-252.
- A3- **Tournebize J.**, Watanabe H., Takagi K. & Nishimura T. (2006). The development of a coupled model (PCPF-SWMS) to simulate water flow and pollutant transport in Japanese paddy fields. *Paddy and Water Environment*, 4, 39-51.
- A4- Watanabe H., Nguyen M.H., Komany S., Vu S.H., Asami Y., Phong T.K. & **Tournebize J.** (2006). Applicability of ELISA in pesticide monitoring to control runoff of bensulfuron-methyl and simetryn from paddy fields. *Journal of Pesticide Science*, 31, 123-129.
- A5- Watanabe H., Nguyen M.H.T., Souphasay K., Vu S.H., Phong T.K., Tournebize J. & Ishihara S. (2007). Effect of water management practice on pesticide behavior in paddy water. *Agricultural Water Management*, 88, 132-140.
- A6- Anctil F., Filion M. & Tournebize J. (2009). A neural network experiment on the simulation of daily nitrate-nitrogen and suspended sediment fluxes from a small agricultural catchment. *Ecological Modelling*, 220, 879-887.
- A7- Branger F., **Tournebize J.**, Carlier N., Kao C., Braud I. & Vauclin M. (2009). A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. *Agricultural Water Management*, 96, 415-428.
- A8- Gregoire C., Elsaesser D., Huguenot D., Lange J., Lebeau T., Merli A., Mose R., Passeport E., Payraudeau S., Schütz T., Schulz R., Tapia-Padilla G., **Tournebize J.**, Trevisan M. & Wanko A. (2009). Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environmental Chemistry Letters*, 7, 205-231.
- A9- Nédélec Y., Ouvry J., Henine H. & **Tournebize J.** (2010). Discharge formulas for subsurface drainage of retention pond. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136, 210-213.
- A10- Billy C., Billen G., Sebilo M., Birgand F. & **Tournebize J.** (2010). Nitrogen isotopic composition of leached nitrate and soil organic matter as an indicator of denitrification in a sloping drained agricultural plot and adjacent uncultivated riparian buffer strips. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 108-117.
- A11- Passeport E., Guenne A., Culhaoglu T., Moreau S., Bouye J.M. & **Tournebize J.** (2010a). Design of experiments and detailed uncertainty analysis to develop and validate a solid-phase microextraction/gas chromatography-mass spectrometry method for the simultaneous analysis of 16 pesticides in water. *Journal of Chromatography A*, 1217, 5317-5327.
- A12- Passeport E., **Tournebize J.**, Jankowfsky S., Prömse B., Chaumont C., Coquet Y. & Lange J. (2010b). Artificial wetland and forest buffer zone: Hydraulic and tracer characterization. *Vadose Zone Journal*, 9, 73-84.
- A13- Stehle D., Elsaesser D., Gregoire G., Imfeld G., Niehaus E., Passeport E., Payraudeau S., Schafer R., **Tournebize J.** & Schulz R. (2011). Pesticide Risk Mitigation by Vegetated Treatment Systems: A Meta-Analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40, 1068-1080.

- A14- Passeport E., Benoit P., Bergheaud V., Coquet Y. & **Tournebize J.** (2011b). Selected pesticides adsorption and desorption in substrates from artificial wetland and forest buffer. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30, 1669-1676.
- A15- **Tournebize J.**, Vincent B., Chaumont C., Gramaglia C., Margoum C., Molle P., Carluier N. & Gril J.J. (2011). Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation. Socio-technical adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback. In: *Procedia Environmental Sciences*, pp. 183-190.
- A16- Carluier N., **Tournebize J.**, Gouy V., Margoum C., Vincent B. & Gril J.J. (2011). Role of buffer zones in controlling pesticides fluxes to surface waters. In: *Procedia Environmental Sciences*, pp. 21-26.
- A17- Billy C., Birgand F., Sebilo M., Billen G., **Tournebize J.** & Kao C. (2011). Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 506-514.
- A18- Passeport E., Benoit P., Bergheaud V., Coquet Y. & **Tournebize J.** (2011a). Epoxiconazole degradation from artificial wetland and forest buffer substrates under flooded conditions. *Chemical Engineering Journal*, 173, 760-765.
- A19- Kurtulus B., Flipo N., Goblet P., Vilain G., **Tournebize J.** & Tallec G. (2011). Hydraulic head interpolation in an aquifer unit using ANFIS and ordinary kriging. In: *Studies in Computational Intelligence*, pp. 265-276.
- A20- Lange J., Schuetz T., Gregoire C., Elsässer D., Schulz R., Passeport E. & **Tournebize J.** (2011). Multi-tracer experiments to characterise contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 91, 768-785.
- A21- **Tournebize J.**, Gramaglia C., Birmant F., Bouarfa S., Chaumont C. & Vincent B. (2012a). Co-design of constructed wetlands to mitigate pesticide pollution in a drained catch-Basin: A solution to improve groundwater quality. *Irrigation and Drainage*, 61, 75-86.
- A22- **Tournebize J.**, Gregoire C., Coupe R.H. & Ackerer P. (2012b). Modelling nitrate transport under row intercropping system: Vines and grass cover. *Journal of Hydrology*, 440-441, 14-25.
- A23- Passy P., Garnier J., Billen G., Fesneau C. & **Tournebize J.** (2012). Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of the Total Environment*, 430, 280-290.
- A24- Pulou J., **Tournebize J.**, Chaumont C., Haury J. & Laverman A.M. (2012). Carbon availability limits potential denitrification in watercress farm sediment. *Ecological Engineering*, 49, 212-220.
- A25- Vilain G., Garnier J., Tallec G. & **Tournebize J.** (2012). Indirect N₂O emissions from shallow groundwater in an agricultural catchment (Seine Basin, France). *Biogeochemistry*, 111, 253-271.
- A26- Billy C., Birgand F., Ansart P., Peschard J., Sebilo M. & **Tournebize J.** (2013). Factors controlling nitrate concentrations in surface waters of an artificially drained agricultural watershed. *Landscape Ecology*, 28, 665-684.
- A27- Babut M., Arts G., Barra Caracciolo A., Carluier N., Domange N., Friberg N., Gouy V., Grung M., Lagadic L., Martin Laurent F., Mazzella N., Pesce S., Real B., Reichenberger S., Roex E.W.M., Romijn K., Röttele M., Stenrod M., **Tournebize J.**, Vernier F. & Vindimian E. (2013). Pesticide risk assessment and management in a globally changing world. Report from a European interdisciplinary workshop. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 8298-8312.
- A28- Passeport E., **Tournebize J.**, Chaumont C., Guenne A. & Coquet Y. (2013). Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere*, 91, 1289-1296.
- A29- **Tournebize J.**, Passeport E., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A. & Vincent B. (2013). Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, 56, 51-59.
- A30- Clément R., Moreau S., Henine H., Guérin A., Chaumont C. & **Tournebize J.** (2014). On the value of combining surface and cross-borehole ERT measurements to study artificial tile drainage processes. *Near Surface Geophysics*, 12, 763-775.

- A31- Garnier J., Billen G., Vilain G., Benoit M., Passy P., Tallec G., **Tournebize J.**, Anglade J., Billy C., Mercier B., Ansart P., Azougui A., Sebilo M. & Kao C. (2014). Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management*, 144, 125-134.
- A32- Mander T., Dotro G., Ebie Y., Towprayoon S., Chiemchaisri C., Nogueira S.F., Jamsranjav B., Kasak K., Truu J., **Tournebize J.** & Mitsch W.J. (2014a). Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 66, 19-35.
- A33- Mander U., Sohar K., **Tournebize J.** & Parn J. (2016). Risk Analysis Of Global Warming-induced Greenhouse Gas Emissions From Natural Sources. *International Journal of Safety and Security Engineering*, 6, 181-192.
- A34- Mander U., Well R., Weymann D., Soosaar K., Maddison M., Kanal A., Lohmus K., Truu J., Augustin J. & **Tournebize J.** (2014c). Isotopologue ratios of N₂O and N₂ measurements underpin the importance of denitrification in differently N-loaded riparian alder forests. *Environmental Science & Technology*, 48, 11910-11918.
- A35- Mander Ü. & **Tournebize J.** (2014). Watershed Management ☆. In: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
- A36- Mander U., **Tournebize J.**, Kasak K. & Mitsch W.J. (2014b). Climate regulation by free water surface constructed wetlands for wastewater treatment and created riverine wetlands. *Ecological Engineering*, 72, 103-115.
- A37- Passeport E., Richard B., Chaumont C., Margoum C., Liger L., Gril J.J. & **Tournebize J.** (2014). Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 4883-4894.
- A38- Mander Ü. & **Tournebize J.** (2015). Riparian Buffer Zones: Functions and Dimensioning. In: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier.
- A39- Benoit M., Garnier J., Billen G., **Tournebize J.**, Gréhan E. & Mary B. (2015). Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an organic and a conventional cropping system (Seine basin, France). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 213, 131-141.
- A40- **Tournebize J.** (2015). Letter on the commentary on "Mitsch et al. (2015), Protecting the Florida Everglades wetlands with wetlands: Can stormwater phosphorus be reduced to oligotrophic conditions?", written by Paul Julian II. *Ecological Engineering*, 84, 46.
- A41- **Tournebize J.**, Chaumont C., Fesneau C., Guenne A., Vincent B., Garnier J. & Mander T. (2015). Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering*, 80, 32-45.
- A42- De Billy V., **Tournebize J.**, Barnaud G., Benoit M., Birgand F., Garnier J., Lesaffre B., Leveque C., De Marsily G., Muller S., Musy A. & Zimmer D. (2015). Compenser la destruction de zones humides. Retours d'expérience sur les méthodes et réflexions inspirées par le projet d'aéroport de Notre-Dame-des-Landes (France). *Natures Sciences Sociétés*, 23, 27-41.
- A43- Jouen T., Clément R., Henine H., Chaumont C., Vincent B. & **Tournebize J.** (2016). Evaluation and localization of an artificial drainage network by 3D time-lapse electrical resistivity tomography. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-13.
- A44- Dominguez C.G., Pryet A., Garcia Vera M., Gonzalez A., Chaumont C., **Tournebize J.**, Villacis M., d'Ozouville N. & Violette S. (2016). Comparison of deep percolation rates below contrasting land covers with a joint canopy and soil model. *Journal of Hydrology*, 532, 65-79.
- A45- Dairon R., Dutertre A., **Tournebize J.**, Marks-Perreau J. & Carluer N. (2017). Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 6866-6877.
- A46- Dominguez C.G., Vera M.F.G., Chaumont C., **Tournebize J.**, Villacis M., d'Ozouville N. & Violette S. (2017). Quantification of cloud water interception in the canopy vegetation from fog gauge measurements. *Hydrol Process*, 31, 3191-3205.
- A47- Mander U., **Tournebize J.**, Sauvage S. & Sanchez-Perez J.M. (2017a). Wetlands and buffer zones in watershed management. *Ecological Engineering*, 103, 289-295.

- A48- Mander U., **Tournebize J.**, Tonderski K., Verhoeven J.T.A. & Mitsch W.J. (2017b). Planning and establishment principles for constructed wetlands and riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 103, 296-300.
- A49- **Tournebize J.**, Chaumont C. & Mander U. (2017). Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103, 415-425.
- A50- Mander Ü., Kull A., Uemaa E., Mõisja K., Kylvik M., Kikas T., Raet J., **Tournebize J.** & Sepp K. (2018). Green and brown infrastructures support a landscape-level implementation of ecological engineering. *Ecological Engineering*, 120, 23-35.
- A51- Pärn J., Henine H., Kasak K., Kauer K., Sohar K., **Tournebize J.**, Uemaa E., Välik K. & Mander Ü. (2018a). Nitrogen and phosphorus discharge from small agricultural catchments predicted from land use and hydroclimate. *Land Use Policy*, 75, 260-268.
- A52- Pärn J., Verhoeven J.T.A., Butterbach-Bahl K., Dise N.B., Ullah S., Aasa A., Egorov S., Espenberg M., Järveoja J., Jauhiainen J., Kasak K., Klemedtsson L., Kull A., Laggoun-Défarge F., Lapshina E.D., Lohila A., Lõhmus K., Maddison M., Mitsch W.J., Müller C., Niinemets Ü., Osborne B., Pae T., Salm J.-O., Sgouridis F., Sohar K., Soosaar K., Storey K., Teemusk A., Tenywa M.M., **Tournebize J.**, Truu J., Veber G., Villa J.A., Zaw S.S. & Mander Ü. (2018b). Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature Communications*, 9, 1135

9.2 Revues scientifiques et techniques nationales à comité de lecture

- T1- Gregoire C. & **Tournebize J.** (2004). L'enherbement du vignoble alsacien : un bilan positif vis-à-vis du transfert de nitrates. *Revue géographique de l'est*, XLIV, 55-61.
- T2- **Tournebize J.**, Arlot M.P., Billy C., Birgand F., Gillet J.P. & Dutertre A. (2008). Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. *Ingénieries - E A T*, 5-25.
- T3- Hénine H., Chaumont C., **Tournebize J.**, Augeard B., Kao C. & Nédelec Y. (2012). Le rôle des réseaux de drainage agricole dans le ralentissement dynamique des crues : interprétation des données de l'observatoire Orgeval. *Sciences Eaux et Territoires*, 16-23.
- T4- Aquilina L., Aurousseau P., Croix N., Despres L., Dion P., Durand P., Helin J.C., Ménesguen A., **Tournebize J.** & Van Tilbeurgh V. (2013). Des marées vertes pour longtemps ? analyses scientifiques et plans de lutte contre les algues vertes. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 63-75.
- T5- Bourgeois M., Dionnet M., Rougier J.E., Imache A., Billy C., **Tournebize J.** & Bouarfa S. (2015). Un dialogue territorial innovant pour contribuer à la réduction des pollutions diffuses au niveau d'un territoire. *Sciences Eaux et Territoires*, 58-61.
- T6- Kchouk S., Vincent B., Imache A., **Tournebize J.**, Billy C. & Bouarfa S. (2015). Les zones tampons humides artificielles pour réduire les pollutions des nappes par les pesticides issus des réseaux de drainage : une innovation en marche ? *Sciences Eaux et Territoires*, 30-33.
- T7- **Tournebize J.**, Chaumont C., Passeport E. & Mander U. (2015). Efficacité des zones tampons humides artificielles pour la dissipation des nitrates et des pesticides dans un contexte de drainage agricole. *Techniques Sciences Méthodes*, 21.
- T8- Carluier N., Catalogne C., Dages C. & **Tournebize J.** (2017). Aménager le territoire et gérer les aménagements : les zones tampons sèches et humides, les fossés pour lutter contre les pollutions

diffuses par les produits phytosanitaires dans les aires de captage. *Innovations Agronomiques*, 57, 117-139

9.3 Ouvrages collectifs et chapitres d'ouvrage

- O1. Watanabe, H., K. Inao, S. H. Vu, T. K. Phong, S. Ishihara, K. Takagi and **J. Tournebize** (2007). Chapter 8 - Pesticide Exposure Assessment in Rice Paddy Areas: A Japanese Perspective. *Pesticide Risk Assessment in Rice Paddies*. C. Ettore and K. Dimitrios. Amsterdam, Elsevier: 167-214.
- O2. Blanchoud, H., E. Barriuso, M. Chevreuil, B. Guery, E. Moreau-Guigon, C. Schott, S. Théry and **J. Tournebize** (2011). *Les pesticides dans le bassin de la Seine*. Paris.
- O3. Mérot, P., C. Kao, R. Moussa, M. P. Arlot, Y. Nédélec and **J. Tournebize** (2011). Chapitre 20. Aménagement rural et gestion des excès d'eau. *Sols et Environnement. Cours et études de cas*. Girard M-C, Rémy J-C, Morel J-L, Berthelin J., Walter C. (Coord.), Editions Dunod, Collection Sciences Sup - 881 pages (ISBN 9782100549009). 480-508.
- O4. Blanchoud, H., E. Barriuso, L. Nicola, C. Schott, C. Roose-Amsaleg and **J. Tournebize** (2013). La contamination de l'Orgeval par les pesticides, une préoccupation de longue date. L'observation long terme en environnement. Exemple du bassin versant de l'Orgeval. C. L. G. Talleg, *QUAE*: 159-174.
- O5. **Tournebize, J.** (2013). L'Orgeval, un bassin de recherche précurseur sur les problématiques de la qualité de l'eau. L'observation long terme en environnement. Exemple du bassin versant de l'Orgeval. C. L. G. Talleg. *Antony, QUAE*: 139-143.
- O6. **Tournebize, J.** (2013). Protéger la qualité physico-chimique de la ressource en eau en luttant en particulier contre les pollutions diffuses. *Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques : pourquoi ? comment ?* C. C. B. Paris, *ASTEE-ONEMA*: 40-57.
- O7. **Tournebize, J.**, J. Garnier, G. Billen, G. Vilain, P. Passy, G. Talleg, C. Billy, B. Mercier, P. Ansart, M. Sebilo and C. Kao (2013). Transferts de nitrates et transformations dans un petit bassin versant de la Seine : l'Orgeval. L'observation long terme en environnement. Exemple du bassin versant de l'Orgeval. C. L. G. Talleg, *QUAE*: 145-157.
- O8. Justes, E., N. Beaudoin, P. Bertuzzi, R. Charles, J. Constantin, C. Dürr, C. Hermon, A. Joannon, C. Le Bas, B. Mary, C. Mignolet, F. Montfort, L. Ruiz, J. P. Sarthou, V. Souchère and **J. Tournebize** (2013). *Les cultures intermédiaires pour un production agricole durable*. Paris, *QUAE*.
- O9. Bispo A., Branchu P., Legret M., Andrieux P., Chenu C., Fouché O., Frutos R., Martin E., Soubelet H., Souchere V., Staunton S., **Tournebize J.** & Winiarski T. (2016). Gestion de la fonction de filtration et de régulation des contaminants par les sols. In: *Les sols*. Editions Quae, p. 384 p.
- O10. Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.-P., Souchère V. & **Tournebize J.** (2017). Main Lessons Drawn from the Analysis of the Literature. In: *Cover Crops for Sustainable Farming* (ed. Justes E). Springer Netherlands Dordrecht, pp. 13-39
- O11. Tondera K., Blecken G.-T., **Tournebize J.**, Mander Ü. & Tanner C.C. (2018a). Nutrient Removal from Variable Stormwater Flows. In: *Ecotechnologies for the Treatment of Variable Stormwater and Wastewater Flows* (eds. Tondera K, Blecken G-T, Chazarenc F & Tanner CC). Springer International Publishing Cham, pp. 31-55.
- O12. Tondera K., Blecken G.-T., **Tournebize J.**, Viklander M., Österlund H., Andersson Wikström A. & Tanner C.C. (2018b). Emerging Contaminants: Occurrence, Treatment Efficiency and Accumulation Under Varying Flows. In: *Ecotechnologies for the Treatment of Variable Stormwater and Wastewater Flows* (eds. Tondera K, Blecken G-T, Chazarenc F & Tanner CC). Springer International Publishing Cham, pp. 93-109.

9.4 Conférencier invité

Julien Tournebize (France) Pesticide de-contamination of surface-waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. DIPCON/ IWA 2011, Bringing Together Science and Policy to

Protect and Enhance Wetland Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. Symposium sponsored by the OECD Co-operative Research Programme, 22 September 2011. Organisers: Chris Tanner and Clive Howard-Williams. Rotorua, NZ.

Des sollicitations ponctuelles pour des présentations nationales par exemple le séminaire annuel de l'AREAS 2008, 2017, la réunion plénière de Vendée Eau 2007, les conférences publiques du SIA 2012, les conférences sur l'eau de Tours Expo 2013, PollDiffEau 2013 et 2016.

9.5 Rapport

Expertise collective

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., **Tournebize J.**, Savini I., Réchauchère O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 60 p.

Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., **Tournebize J.**, 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Rapport d'étude, INRA (France), 418 p.

Expertise

De Marsily G., G. Barnaud, M. Benoit, V. de Billy, F. Birgand, J. Garnier, B. Lesaffre, C. Lévêque, S. Müller, A. Musy, **J. Tournebize** and D. Zimmer (2013). Rapport du collège d'experts scientifiques relatif à l'évaluation de la méthode de compensation des incidences sur les zones humides. PROJET DE REALISATION DE LA PLATEFORME AEROPORTUAIRE, DU PROGRAMME VIAIRE D'ACCOMPAGNEMENT ET DE LA DESSERTE ROUTIERE DE L'AEROPORT DE NOTRE-DAME-DES-LANDES., Ministère de l'Ecologie.: 124.

Rapports d'étude en appui technique

Birgand F., Legris C., **Tournebize J.**, Nédélec Y., Chaumont C., Kao C. 2005. Opération pilote de prévention de la pollution de la nappe des calcaires de Champigny sur le point d'introduction préférentielle de la pollution diffuse du bosquet des Gouffres de Rampillon. Rapport d'exécution 2005. Convention Aquil'Brie / Cemagref. 39p.

Chaumont C., **Tournebize J.** 2010. Suivi du Prosulfocarbe en parcelle drainée Site de Bray (37) Saison 2009/2010, rapport de convention Syngenta – Irstea, 11p.

Chaumont C., **Tournebize J.** 2012. Suivi du Prosulfocarbe en parcelle drainée Site de Bray (37) Saison 2010/2011 et 2011/2012, rapport de convention Syngenta – Irstea, 21p.

Tournebize J., Chaumont C., Birgand F., Kao C. 2006. Opération pilote de prévention de la pollution de la nappe des calcaires de Champigny sur le point d'introduction préférentielle de la pollution diffuse du bosquet des Gouffres de Rampillon. Rapport d'activité. Aquil'Brie. Cemagref. 40 p.

Tournebize J., Chaumont C., Birgand F., Kao C. 2007. Opération pilote de prévention de la pollution de la nappe des calcaires de Champigny sur le point d'introduction préférentielle de la pollution diffuse du bosquet des Gouffres de Rampillon. Rapport d'activité. Aquil'Brie. Cemagref. 40 p.

Rapports d'étude suite à commande publique

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

Chaumont C., Fesneau C., Guenne A., **Tournebize J.** - 2009. Les zones humides construites et l'épuration des eaux drainées agricoles : Suivi d'un site témoin. Convention AESN 2008-2010 (Rapport intermédiaire). 42 p.

Richard, B., **Tournebize J.**, Passeport E., Chaumont C., Guenne A., Gril J.J., Margoum C., Liger, L., 2009. Evaluation des conditions fonctionnelles d'une zone tampon boisée humide pour la rétention des pesticides en milieu agricole. Convention DGPAAT – Cemagref 2009. 16 p.

Tournebize J., Arlot M.P., Birgand F., Kao C. 2006. Synthèse Drainage et Qualité de l'eau. Cas des nitrates. Convention 2005 : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable / Direction de l'Eau Et Cemagref / HBAN / Equipe Phyleau. 60p.

Tournebize J., Passeport E., Chaumont C., Vincent B. - 2010. Rapport d'activité 2010. Les zones tampons humides artificielles : Synthèse bibliographique Mise en oeuvre dans le cadre de trois études AAC, Convention MAPRAAT / DGPAAT - Cemagref Convention Agriculture et gestion durable de l'eau. 42 p.

Tournebize J., Chaumont C., Fesneau C., Guenne A., Vincent B. - 2010. Zones humides - épuration des eaux de drainage : Synthèse des travaux de la convention AESN n°105195 Période 2008-2010. 14 p.

Tournebize J., Hoyos-Hernandez C., Fesneau C., Chaumont C., Vincent B., Passeport E., Bouchez T., Bize, A. - 2010. Les zones tampons humides artificielles pour réduire les pesticides : Le cas des contextes drainés. Rapport ONEMA 22 p.

Rapports d'étude de projet

Cartalade, A., S. Cadalen, F. Lebas, A. Genty and **J. Tournebize** (2006). Modélisation des écoulements et du transport de soluté en milieux poreux insaturés. I: Dispersion, Colonnes et Nudging. Rapport DM2S SFME/MTMS/RT/06-002/A. CEA

Talleg, G., Loumagne, C., **Tournebize, J.**, Ansart, P. - 2008. Rapport d'activité 2008 GIS ORACLE. 41 p.

Tournebize J., N. Carluer, P. Molle, B. Vincent. 2006. Traitement Rustique des Eaux Agricoles. Rapport d'avancement 2006. Cemagref. 55p.

Tournebize, J., N. Carluer, P. Molle, B. Vincent, C. Gramaglia, JJ GRIL. 2007. Traitement Rustique des Eaux Agricoles. Rapport d'avancement 2007. Cemagref. 34p.

Rapports PIREN Seine

Benoit M., Garnier J., Billen G., Mercier B., Azougui A., Ansart P., **Tournebize J.** 2013. Mise en place d'un observatoire du lessivage du nitrate en AB dans le bassin de la seine. RA 2012 PIREN Seine. 19 pp

Billy C., Billen G., Sebilo M., Birgand F., **Tournebize J.**, Kao C., 2008. Transfert et rétention d'azote à l'échelle d'un bassin versant agricole artificiellement drainé. Rapport PIREN Seine, 50p.

Billy C., Birgand F., Sebilo M., Billen G., **Tournebize J.**, Kao C., 2007. Rétention de l'azote à l'échelle d'un petit bassin versant agricole artificiellement drainé. Rapport PIREN-Seine, 14p.

Dinh T.Q., Moreau-Guigon E., **Tournebize J.**, Labadie P., Alliot F., Chevreuil M., 2009. Contamination en antibiotiques des sols agricoles par les déchets de l'assainissement urbain : évaluation des transferts potentiels vers le réseau hydrographique par le drainage agricole et les processus de ruissellement. Rapport PIREN Seine, 10p.

Fesneau C., **Tournebize J.**, Chaumont C., Guenne A., Peschard J., Thieu V., Passy P., Garnier J., Billen G., 2009. Retenir de l'eau dans le paysage rural. Rapport PIREN Seine, 19p.

Flipo N., Rejiba F., Kurtulus B., **Tournebize J.**, Tallec G., Vilain G., Garnier J., Ansart P., Lotteau M., 2009. Caractérisation des fonctionnements hydrologique et hydrogéologique du bassin de l'Orgeval. Rapport PIREN Seine, 14 p.

Flipo N., **Tournebize J.**, 2008. Thème zones humides : introduction. Rapport PIREN Seine. 2p.

Flipo N., **Tournebize J.**, 2009. Evolution du Paysage : vers une reconquête du milieu à l'aide des zones humides – Application au bassin de l'Orgeval. Rapport PIREN Seine. 2p.

Gomez E., Mignolet C., Schott C., Brunstein D., Bornerand C., Ledoux E., Benoît M., **Tournebize J.**, de Louvigny N., Ponsardin G., Mary B., 2001. Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : Modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport PIREN Seine. 56p.

Habets F., Flipo N., Saleh F., Philippe E., Queyrel W., Goblet P., Ledoux E., Monteil C., Viennot P., David C., Bacchi A., Blanchoud H., Moreau-Guigon E., Launay M., Ripoche D., Mary B., Jayet P.A., Martin E., Morel T., **Tournebize J.**, 2010. Les progrès de la modélisation intégrée. Rapport PIREN Seine, 18p.

Moreau-Guigon E., Tamtam F., Quoc Din T., Eurin J., Labadie P., Alliot F., Chevreuil M., Lavison G., Candido P., Augustin V., **Tournebize J.**, 2010. Sources et devenir des médicaments dans le bassin versant de la Seine. Rapport PIREN Seine, 21p.

Queyrel W., Habets F., Blanchoud., Viennot., Flipo N., Launay M., Ripoche D., Schott C., Nicola L., Morel T., Tallec G., **Tournebize J.**, 2011. Etat des lieux sur le développement du module de transfert des pesticides PeStics : premiers tests de sensibilité. Rapport PIREN Seine, 23p.

Queyrel W, Habets F., Blanchoud H., Launay M., Ripoche D., **Tournebize J.**, Ansart P., Alraddawi D., van der Berg F., Boesten J.. 2012. Évaluation du module de transfert des pesticides PeStics sur différents sites expérimentaux et acquisition de données à la parcelle en vue de l'application du modèle sur le bassin de l'Orgeval. Rapport PIREN Seine. 16p.

Sac E., Augeard B., Birgand F., **Tournebize J.** 2007. Aménager des zones humides pour épurer les eaux agricoles : quels enseignements tirer de l'existant ? Rapport PIREN Seine, 26p.

Tournebize J., Pulou J., Fesneau C., Chaumont C., Talès E., Peschard J., Guenne A., Rosel A., Haury J., Alabergere G., Laverman A., Michelin J., Marionneau A., Mouloudi I., Cellier P., Decuq C., Labat C., Rampon J.N., Sebilo M., Passy P., Billen G., Garnier J., 2010. Les zones humides comme aménagement tampon pour la rétention des contaminants : exemples d'une ancienne cressonnière, d'une tourbière et d'un bassin de stockage d'eau pour l'irrigation. Rapport PIREN Seine, 33p.

Tournebize J., Clement R., Guerin A., Ansart P., Chaumont C., Moreau S., Henine H., 2011. Y a-t-il infiltration verticale sous drainage agricole ? Conséquence pour la recharge de la nappe de Brie. Rapport PIREN Seine, 8p.

Vilain G., Garnier J., Flipo N., Tallec G., Rejiba F., **Tournebize J.**, Cellier P., Mercier B., Martinez A., Tronquart O., Decuq C., 2010. Dynamique de l'azote et émissions de N₂O dans un versant agricole du bassin de l'Orgeval. Rapport PIREN Seine, 13p.

Vilain G., Garnier J., Chollet J., Martin J., Martinez A., Billen G., Tallec G., **Tournebize J.**, Cellier P., Flipo N., 2008. Flux de N₂O le long d'un continuum parcelle-zone humide-rivière dans le bassin versant de l'Orgeval. Rapport PIREN Seine, 21p.

Fiche et Guide technique

Carluer N., Gril J.J., **Tournebize J.**, Vincent B. - 2007. Zones tampons et pesticides : deux questions en suspens traitées au Cemagref. Sinfotech : Fiche Les savoir faire. 4 p.

Tournebize J., Chaumont C., Molina S., Berthault D. 2015. Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage : cas du département de la Seine-et-Marne. Irstea – DDT 77, ONEMA, 35 p.

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. 2010. Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et bioremédiation dans les zones humides artificielles. Guide d'accompagnement à la mise en œuvre. Aspects techniques. Projet Life ArtWET Life 06 Env/F/000133, www.artwet.fr; 111p.

9.6 Brevet

Méthode de dosage des nitrates et/ou des nitrites en milieu neutre. 12728682.1 – 1554. 14/05/2012.

9.7 Logiciel

STICS Version 5 Contribution à l'intégration du formalisme du drainage agricole dans la plateforme STICS. INRA et collaborateur.

SIDRA-QUAL V1

9.8 Encadrement

9.8.1 Thèse

Pulou J., 2011 Les anciennes cressonnières de l'Essonne: Effets de la recolonisation des zones humides artificielles sur la dynamique de l'azote, Thèse de Doctorat GRN, Irstea-AgroCampus Ouest-SIARCE (encadré par Jacques Haury, Julien Tournebize et Annabelle Rosel), 212 p.

Responsable Mission Environnement, ARTELIA

Co-publication : **A24**

Billy C., 2008. Analyse des processus hydrologiques et biogéochimiques contrôlant le fonctionnement des zones ripariennes à l'échelle d'un bassin versant agricole partiellement drainé, Thèse de Doctorat, Ecole Doctorale GRN-UPMC, Université Paris VI (encadrement Gilles Billen, Cyril Kao, François Birgand, Mathieu Sebilou, Julien Tournebize)

Chargée de mission Qualité de l'eau, AFB

Co-publication : **A2, A10, A17, A31**

Paris Anguela T., 2004. Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement, Thèse de Doctorat, Ecole Doctorale GRN-UPMC, ENGREF Paris. (encadrement Daniel Zimmer, Cyril Kao, Julien Tournebize)

Responsable exploitation, Econocom

Passeport E., 2010. Compréhension et optimisation du fonctionnement d'une zone humide construite vis-à-vis de la dissipation des polluants agricoles, AgroParisTech - ENGREF, Ecole Doctorale GRN UPMC (encadrement Yves Coquet, Julien Tournebize).

Professeur assistante, Université de Toronto

Co-publication : **A8, A11, A12, A13, A14, A18, A20, A28, A29, A37**

Vilain G., 2010. Emissions de N₂O dans un versant agricole de grandes cultures (Brie, Bassin de la Seine) Observations, expérimentations et modélisation dans un continuum "plateau/zone enherbée/rivière", Thèse de Doctorat GRN, UPMC-FIRE, (encadrement Josette Garnier, Pierre Cellier, Julien Tournebize),

Chercheur, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries

Co-publication : **A19, A31**

9.8.2 Post-Doc et CDD

De Louvigny Nathalie 2002, Post-Doc 18 mois. Intégration de la fonction sensibilité à l'anoxie dans STICS

Fesneau Corine 2009, Post-Doc 18 mois. Evaluation d'une retenue colinaire pour réduire les pollutions diffuses. Co-publication : **A23, A41**

Trong Long Thi Tuyet Mai 2010, Post Doc 10 mois. Développement d'un capteur ampérométrique pour la mesure des nitrates/nitrites

Seguin Laura 2017, Post-Doc 24 mois. Evaluation des outils de dialogue territorial pour lutter contre les pollutions diffuses

Sac Estelle 2007, CDD 12 mois. Potentiel de réduction des pollutions diffuses par les zones humides à l'échelle du bassin de la Seine.

Marcon Adrien 2014, CDD 12 mois. Evaluation du transfert de pesticides sur la maquette MASHYNS

9.8.3 Stages M1 – M2 – Ingénieur

Master 2 ou stage diplômant de cycle ingénieur :

M1. BELIN T., 2008. Compréhension et modélisation du fonctionnement hydrologique du bassin de la Voulzie en vue de la proposition d'aménagements limitant les transferts d'origine agricole. Mémoire d'ingénieur ENGEES, Eau de Paris – Cemagref, 59p+annexe.

M2. BILLY C., 2005. Caractérisation et quantification des transferts d'azote de la parcelle drainée au bassin versant agricole. Cas du bassin de l'Orgeval. Stage de Master 2 « Biosphère Continentale » Univ. Paris VI – INA-PG – ENS. 35 p. + annexes.

M3. Bouvier A. 2015. Evaluation environnementale d'une conversion partielle d'un bassin versant en agriculture biologique sur les transferts de nitrates et pesticides. Cycle ingénieur Bordeaux Science Agro – ENGEES. 101p.

M4. CREME A., 2011. Compréhension des processus de dénitrification dans une zone tampon de type cressonnière par le suivi du carbone organique et analyse de la microbiologie. Master 2 Sciences et Technologies, spécialité Environnement continental et hydrosociences, parcours Fonctionnement physique, chimique et biologique de la Biosphère continentale, UPMC-AgroParisTech, Paris, 73p.

M4. CULHAOGLU T., 2008. Développement de méthodes d'analyse multi-résidus par SPME-GC/MS de produits phytosanitaires présents dans les eaux de rivière. Master 2 IMAM, Orsay. 58p.

M5. DESWASME F. 2017. Développement d'un module pesticide dans une approche de modélisation simplifiée des Zones Tampons Humides Artificielles (ZTHA). Master 2 SGE option SAGE. ParisTech. 50p.

M6. EMSALEM G., 2011. Modélisation des transferts d'eau et de pesticides à l'échelle du petit bassin versant agricole drainé en vue du dimensionnement de zones tampons humides artificielles. Master 2 Sciences et Technologies, spécialité Environnement continental et hydrosociences, parcours Fonctionnement physique, chimique et biologique de la Biosphère continentale, UPMC-AgroParisTech, Paris, 85p.

M7. FABRA, F. 2007. Optimisation Du Fonctionnement D'une Zone Humide Artificielle : Aspect Retention Des Pesticides. Master Science; Parcours "Sols : organisation, fonctionnement et gestion". AgroParisTech. Cemagref. 67p.

- M8. GUYOMARD, M. - 2009. Amélioration d'un modèle de transfert de pesticides sur bassins versants agricoles drainés : le modèle PESTDRAIN. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris. 50 p.
- M9. HOYOS, C. - 2010. Dégradation du S-métolachlore en fonction de l'activité microbienne, conditions d'oxydoréduction et des différentes sources de carbone. Master, II ing. Biologie de l'environnement, Université Paris Est Créteil. 62 p.
- M10. KARMA F. 2003. Etude des processus de transferts de solutés à l'interface zone non saturée - nappe superficielle. DEA HHGG. Paris VI. Cemagref.
- M11. LETOURNEL G. 2017. Peut-on concilier les enjeux Eau et Biodiversité dans les Zones Tampons Humides Artificielles de Rampillon (77) - Quelles perspectives pour leur déploiement à l'échelle régionale ?, Univ. Rennes 1, Master 2 Gestion des habitats et des bassins versants, 67p.
- M11. LUCIANI, M. A. 2007. Fonctionnement d'une zone humide construite : aspects hydrauliques et dimensionnement. Mémoire de fin d'étude. ENGEES. Cemagref. 92 p. + annexes
- M12. MAKHLOUF, M. L., 2005. Etude des transferts de solutés sur sol drainé en régime transitoire : expérimentations de laboratoire et modélisation. Master 2 Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie. Univ. P & M Curie, EMP, ENGREF. Cemagref, Antony, 47p.
- M13. MARCON A., 2012. Dimensionnement d'une zone tampon humide artificielle. Mémoire d'ingénieur. Polytech PARIS UPMC Sciences de la Terre, Paris, 57p.
- M14. MEIGNE C., 2009. Etude du rôle des macrophytes dans les zones humides à vocation épuratrice. Master 1 Sciences de l'environnement, spécialité Environnement Sols Eaux Biodiversité. Univ Rouen, Rouen, 33p.
- M15. MOURIER C., 2007. Cartographie du drainage sur le bassin d'alimentation des captages de la Voulzie, et constitution d'un SIG pour une meilleure protection de la ressource en eau. Mémoire d'ingénieur, E.S.G.T., Le Mans. 52p + annexes
- M16. OUTIN, C. - 2010. Caractérisation des voies de transfert hydrologique et des enjeux sociologiques sur le bassin d'alimentation de captage de Dammarie, Eure et Loir : Préconisation de démarches en vue de la réhabilitation du captage d'eau potable. Ingénieur, Ecole nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg. 89 p.
- M17. PASSEPORT E., 2006. Pollution diffuse de la nappe des calcaires de Champigny : propositions d'aménagements hydro-agricoles. Stage de fin d'étude d'ingénieur. INSA Toulouse. 46 p. et annexes.

M18. RICHARD B., 2009. Evaluation des conditions fonctionnelles d'une zone tampon boisée humide pour la rétention des pesticides en milieu agricole. Master 2 Sciences et Technologies, spécialité Environnement continental et hydrosociences, parcours Fonctionnement physique, chimique et biologique de la Biosphère continentale, UPMC-AgroParisTech, Paris, 53p.

Co-publication : **A37**

M19. SROMOVA K., 2012. Détermination of antibiotics transfer processes by simulating soil columns experiments. Master 2 Environnements Continentaux et Hydrosociences. Parcours Sols : organization, fonctionnement et gestion. AgroParisTech. 48p.

M20. TRAVERS S., 2012. Modélisation du transfert de nitrates et d'eau dans le bassin versant de l'Orgeval : application du modèle HYPE. Master 2 Hydrologie, Hydrogéologie et Sols. Univ. Paris Sud. 44p.

Licence ou stage 2^{ème} année cursus ingénieur

M21. BREST, J. - 2009. Validation d'une méthode d'analyse de produits phytosanitaires par SPME-GC/MS. DUT, IUT Chimie Université Paris Sud XI Orsay. 25 p.

M22. GAGNEBIEN T. 2016 – Modélisation hydraulique d'une zone tampon humide artificielle pour améliorer les performances épuratrices. Mémoire 4^{ème} année cycle Ingénieur EPF. Sceaux. 42p.

M23. GIRAUD V., KRAJCOVIC V. (2003) : Etude d'une sonde électrique par analogie hydraulique. CEMAGREF ANTONY DEAN. Rapport de stage Projet éléments finis, FIUPSO, 2003. 20 p.

M24. LEBAS, F. (2006). Etude du transport de soluté en milieu poreux insaturé. Stage 2^e année ENSIAME, Université du Valenciennois et du Hainaut, Cemagref Antony, CEA Gif-sur-Yvette. 62 p.

M25. LEGRIS C., 2005. Les zones humides artificielles comme moyen de limiter les pollutions diffuses des bassins versants agricoles drainés. Mémoire de stage de Master 1 « Ecologie, Systématique, Evolution ». Université d'Orsay – Paris Sud 11.

M26. LOUIS M., 2013. Caractérisation de la flore d'une zone tampon humide artificielle et lien avec le potentiel de dénitrification. Licence Professionnelle Eau et Forêts : Gestion et Préservation des ressources en eau. Univ. François Rabelais, Tours. 66p.

9.9 Activité d'enseignement

2010-2015 : membre du conseil pédagogique du parcours « Biosphère Continentale » du Master « Environnements Continentaux et Hydrosociences » (Univ. PVI, AgroparisTech, ENS)

Formation continue AgroParisTech (sessions "Aménager l'espace rural", "Suivi de la qualité de l'eau dans les bassins versants ruraux"), de 2008 à 2014

Formation initiale

- depuis 2001, cours 12h + TD 16h ENGEES : Protection de la ressource en eau dans les petits bassins versants ruraux
- 2001-2012, TD 16h ESGT : Drainage agricole
- depuis 2008, cours 4,5h EIVP : L'eau dans le sol
- depuis 2012, cours 2h AgroSup Dijon : Drainage et transfert de pesticide.

- 2011, cours 20h, University of Freiburg (Germany) : Wetland ecology, hydrology & biogeochemistry

9.10 Instances

9.10.1 Comité scientifique

GIS GESSOL ; GIS La loue ; GIS Pratique Culturelle et Qualité des Eaux. Arvalis ; Plan Algues vertes

9.10.2 Participation :

Elu au Conseil d'Administration du GFHN depuis 2010

Membre du Groupe Zone Tampon piloté par l'AFB (ex ONEMA)

Membre du comité de pilotage des projets ENRHY (Engees), Pesticeros (AREAS)

9.10.3 Expertise

Rapporteur du collège d'expert NDDL

Expertise collective « Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques » à la demande des ministères de l'Ecologie et de l'Agriculture, piloté par l'INRA

Auditionné par

- le CESE, La gestion et l'usage de l'eau en agriculture (Florence Denier-Pasquier, avril 2013)
- le CGEDD/CGAAER 2010 sur 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

9.10.4 Organisation de colloques scientifiques :

Membre du comité scientifique du 36^{ième} congrès du GFP ; membre du comité scientifique des XXX^{ième} congrès du GFHN ; membre du comité d'organisation du colloque de la recherche franco-japonaise 2005,

Membre du comité national d'organisation de WETPOL 2013. Nantes

Membre du comité d'organisation des JES 2012. Versailles

Membre du comité scientifique du GFP Nancy 2017

9.10.5 Jury de thèse

Paul Bois 2010. Développement d'un procédé de traitement de matrices d'origine viticole polluées par des herbicides par couplage bioaugmentation/phytoremédiation : sélection d'un triplet « bactéries - sorbant - plante » testé en microcosme. Thèse de Doctorat. Université de haute Alsace.

Nasri Bezhad. 2013. Évaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié. Thèse de Doctorat. Université Paris Est / LEESU.

Valérie Maquaire. 2009. Dynamics of mineral elements under a fast-growing eucalyptus plantation in Brazil. Implications for soil sustainability. AgroparisTech, INRA, CIRAD, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 378p.

Frédéric Pierlot. 2017. Conception d'une méthode d'évaluation du risque de pollution par les produits phytosanitaires à l'échelle d'un bassin versant en grandes cultures. Université de Lorraine, Nancy.

Gabriela Tapia-Padilla. 2010. Modélisation et optimisation des processus de dépollution biologique de matrices poreuses contaminées par des pesticides : vers une nouvelle fonctionnalité des bassins d'orage. Thèse de Doctorat. Université de Strasbourg.

Jérémy Pulou (cf précédemment)

Elodie Passeport (cf précédemment)

Guillaume Vilain (cf précédemment)

9.10.6 Comité de pilotage de thèse

Flora Branger (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), Univ. Joseph Fourier Grenoble.

Co-publication : **A7**

Tuc Quoc Dinh. 2012. Transferts et comportements d'antibiotiques à l'échelle du bassin versant élémentaire. Thèse de Doctorat. EPHE. UPMC

Marie Benoit. (2014). Mise en place d'un observatoire de la lixiviation du nitrate en agriculture biologique (Bassin de la Seine)» Marie BENOIT. Thèse de doctorat 2011-2014

Co-publication : **A39**

Romain Dairon. (2017). 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.

Laura Gatel (2018), Construction et évaluation d'un modèle de transport de contaminants réactifs couplé surface-subsurface à l'échelle du versant. Univ Lyon.

Nicolas Meyer (2019), Caractérisation et modélisation des effets de cultures intermédiaires multi-services (CIMS) sur la dynamique et le bilan hydrique des sols en systèmes agroécologiques. Univ. Fédérale Toulouse-Midi Pyrénées, Toulouse.

Eva Schreck. (2008). Influence des modes d'entretien du sol en milieu viticole sur le transfert des pesticides vers les eaux d'infiltration - Impact sur les lombriciens. Thèse de Doctorat. Université Champollion, Albi.

José Tunqui-Neira (2019), Analyses et méthodes d'interpolations des données haute-fréquences de la qualité de l'eau et application des méthodes de régionalisation pour la surveillance de la qualité de l'eau en France. Utilisation des mesures Haute Fréquence pour mieux déterminer la relation concentration-débit (C-Q) du bassin versant des Avenelles (Obs. ORACLE). Sorbone Université, Paris.

Carolina Ugarte. (2016). Evaluation de la variabilité des propriétés de transfert des sols sous l'effet de différents systèmes de cultures innovants vis-à-vis de la réduction des intrants pesticides, AgroSupDijon

Xinda Wu (2019), Role of constructed ponds in mitigating contaminant (metal, pesticides, nitrogen) transfer to the river system. Univ. Fédérale Toulouse-Midi Pyrénées, Toulouse.

9.11 Evaluation Et Revue

Evaluation des propositions en 2004 et des rapports finaux de projets retenus en 2007 pour le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies ;

Projets APR Pesticide 2009, Climate KIC 2013

Journaux : Journal of Environmental Quality, STOTEN, Chemosphere, Ecological Engineering, Hydrology Research, Wetlands, Environmental Science and Pollution Research, Journal of Pesticide Science.

9.12 Diffusion (article de journaux, interview)

Forum mondial de l'eau 2012, Marseille (1 session), Salut International de l'Agriculture 2012 (2 sessions), Pose ta question SIA 2009 (terre d'info), France Info Chronique science de Marie Odile Monchicourt (2007), Interview dans Le Parisien, AFP (oct 2012, oct 2014), Campagne et Environnement (N°20, Sept 2012), Journal télévisé du 7 juin 2016 (TF1, France 3 suite aux crues exceptionnelles à Paris, sur la question de la qualité de l'eau), 22 mars 2018 (Europe 1, circuits courts pour la journée mondiale de l'eau) ...

10 Sélection de publications scientifiques

