



HAL
open science

Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces : application à l'indicateur IFT Potentiel de transfert sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille

Frédéric Zahm, Véronique Gouy, Chantal de Fouquet, V. Kuentz Simonet, Odile Leccia, A. Miralles, Soizic Morin, Kévin Petit, C. Raymond, Françoise Vernier, et al.

► To cite this version:

Frédéric Zahm, Véronique Gouy, Chantal de Fouquet, V. Kuentz Simonet, Odile Leccia, et al.. Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces : application à l'indicateur IFT Potentiel de transfert sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille. [Rapport de recherche] Irstea. 2015, pp.112. hal-02601942

HAL Id: hal-02601942

<https://hal.inrae.fr/hal-02601942v1>

Submitted on 16 May 2020

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

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

Rapport Scientifique final IEPAP

--

Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique



(Paysages des Bassins versants du Ruiné et de La Morcille - crédits photos : Frédéric Zahm et Véronique Gouy)

Auteurs : Frédéric Zahm(*), Véronique Gouy(*), Chantal De Fouquet, Vanessa Kuentz-Simonet, Odile Leccia, André Miralles, Soizic Morin, Elena Planes, Kevin Petit, Claire Raymond, Françoise Vernier et Laurence Guichard

(*) : Coordinateurs du projet

Pour citation : Zahm F., Gouy V., De Fouquet C., Kuentz-Simonet V., Miralles A., Morin S., Petit K., Raymond C., Vernier F., Guichard L., 2015, Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces. Application à l'indicateur *IFT Potentiel de transfert* sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille ; Projet Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique (IEPAP) ; Programme de recherche incitatif INDECO Irstea-Mines Carnot. 78 p. + annexes

Contacts :

Irstea : veronique.gouy@irstea.fr / frederic.zahm@irstea.fr

Mines : chantal.de_fouquet@mines-paristech.fr

Septembre 2015

Irstea Groupement de Bordeaux /Unité Environnement, Territoires et Infrastructures (ETBX) 50, avenue de Verdun - Gazinet 33612 CESTAS Cedex Tél. : 05 57 89 08 40 Groupement de Lyon / unité Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions (MALY), 5 rue de la Doua, 69626 Villeurbanne Cedex Tél : 04 72 20 87 94	IEPAP / Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique Projet de recherche en réponse à l'appel d'offre INDECO Irstea-MINES - 2013	
Titre	Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces. Application à l'indicateur IFT Potentiel de transfert sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille. Proposal of an integrative approach of confrontation between values of pesticide indicators, values estimated by modelling and biological descriptors of the quality of surface waters. Application to the french indicator "IFT Potentiel de transfert" on the watersheds Ruiné and La	
Auteurs	Frédéric Zahm(*), Véronique Gouy(*), Chantal De Fouquet, Vanessa Kuentz-Simonet, Odile Leccia, André Miralles, Soizic Morin, Kevin Petit, Claire Raymond, Françoise Vernier et Laurence Guichard	
Mots clés : INDECO, Indicateur Pesticides, IFT, IFT Substance Active potentiel de transfert, potentiel de transfert, qualité des eaux de surface, Ruiné, Morcille, SIRIS Key words : INDECO, Pesticides Indicator, TFI, Potentiel of transfer-Active ingredient Treatment Frequency Index, Risk, Surface Water quality, Ruiné, Morcille, SIRIS		
Convention de recherche Irstea / Mines Montant du soutien institut Carnot : 68.000 €	Contacts : veronique.gouy@irstea.fr frederic.zahm@irstea.fr	DIFFUSION : Sans restriction à partir décembre 2016

Résumé : Depuis 2007, l'action publique agro-environnementale française (Mesures agro-environnementales, captages grennelle, plan Ecophyto) mobilise différents indicateurs pesticides pour évaluer l'atteinte des objectifs de préservation de la qualité de l'eau fixés par la directive cadre sur l'eau. La recherche développée ici est un travail méthodologique exploratoire s'intéressant à toutes les étapes de la chaîne causale du risque (pression, transfert, état, impact) en l'appliquant à l'indicateur pesticide *IFT Substance active « potentiel de transfert »*. La méthodologie développée s'appuie sur une démarche intégrative de trois types de confrontations (indicateur /modélisation, modélisation / mesures chimiques et mesures chimiques / descripteurs biologiques) mobilisant quatre types de résultats intermédiaires : (i) un calcul du potentiel de transfert de pratiques phytosanitaires estimé par l'indicateur *IFT SA potentiel de transfert*, (ii) une modélisation du transfert de ces mêmes pratiques estimé par deux modèles agro-hydrologiques (SWAT et MACRO), (iii) des mesures chimiques de pesticides dans les eaux de surface et (iv) des mesure de descripteurs biologiques de la qualité de l'eau.

La démarche a été testée sur les bassins versants du Ruiné en Charente (413 hectares de SAU à dominante vigne et grandes cultures) et de la Morcille dans le Beaujolais (175 ha de SAU en vigne). Les 23 agriculteurs présents sur le Ruiné ont tous été enquêtés permettant de recueillir l'information des pratiques agricoles sur 81 % la SAU pour 2012/2013. Sur la Morcille, les enquêtes ont concerné 30 viticulteurs (couvrant 50 % des pratiques de la SAU). Les mesures de pesticides prélevés ont été réalisées grâce à l'utilisation d'échantillonneurs passifs (POCIS) pour le Ruiné et à partir d'échantillonnages ponctuels sur la Morcille. Les communautés de diatomées naturelles ont été échantillonnées sur les deux sites, sur des substrats artificiels immergés pour une durée de 1 mois, correspondant aux pas de temps d'échantillonnage pour les analyses chimiques.

Le calcul de l'indicateur IFT SA Potentiel de transfert a été partiel car conditionné par la présence des substances actives dans la base de données nationale SIRIS. Les valeurs calculées de l'IFT potentiel de transfert mobilisées pour la confrontation concernent les risques ESU sur le Ruiné et ESO et ESU sur la

Morcille. La confrontation des résultats entre les valeurs calculées de l'indicateur *IFT SA 'Potentiel de transfert'* et les valeurs de flux pesticides estimées par la modélisation a été conduite (i) sur le Ruiné pour 7 substances actives (Aclonifene, Glyphosate, Mancozèbe, 2,4 – MCPA, Tébuconazole, S_Métolachlore et Métaldéhyde) avec le modèle SWAT et (ii) sur la Morcille pour 7 autres substances les plus utilisées sur la vigne (Aminotriazole, Glyphosate, Diuron, Flazasulfuron, Flumioxazine, Spiroxamine et Tébuconazole) avec MACRO. L'unité spatiale de confrontation des résultats est respectivement le Sous Bassin Versant pour le Ruiné et la parcelle agricole pour la Morcille. La période temporelle de confrontation est la saison culturale. Le système d'information environnemental mobilisant l'outil Spatial On-Line Analytical Processing, construit dans un précédent projet interne Irstea, a été développé et appliqué au Ruiné, permettant de calculer et restituer les différents types d'information.

Les résultats de la première confrontation à l'échelle de la parcelle agricole montrent que l'IFT SA potentiel de transfert, en différenciant les classes de mobilité dans l'IFT global, apporte une information supplémentaire à l'IFT SA quant à la mobilité potentielle des substances utilisées. Sur la Morcille, la confrontation montre une bonne cohérence entre les valeurs de l'IFT SA potentiel de transfert vertical et horizontal et celles modélisés par MACRO (flux normalisé par la dose unité). Les parts relatives des classes de mobilité forte, moyenne et faible montrent une hiérarchie en général identique entre IFT SA potentiel de transfert et résultats de modélisation normalisée par la dose unité. Par ailleurs, à la fois le modèle et l'indicateur IFT SA potentiel de transfert montrent une plus grande part des substances de classe faible dans les flux verticaux normalisés par la dose unité (flumioxazine, tébuconazole et spiroxamine) alors que c'est la classe moyenne (tébuconazole, spiroxamine et flazasulfuron) qui est la plus représentée dans les flux horizontaux normalisés par la dose unité. Enfin, il est observé que les substances ayant une classe forte de mobilité SIRIS correspondent bien aux substances présentant les plus forts transferts (g/ha) mais que ces derniers peuvent cependant être sous estimés par la modélisation notamment du fait d'une mobilisation très faible du glyphosate modélisée. Par ailleurs, il apparaît que la part de chaque classe de mobilité dans le flux total normalisé par la dose unité calculé par MACRO est relativement sensible au croisement « date d'application et date d'occurrence de pluies significatives », que ce soit pour les transferts verticaux ou horizontaux. Ainsi, les conditions de mise en œuvre des produits (notamment occurrence de fortes pluies peu de temps après application) peuvent engendrer des situations de pire cas susceptibles d'exacerber la mobilité modélisée des substances classées en classe de mobilité SIRIS faible à moyenne comparativement aux substances classées en classe de mobilité SIRIS forte. Sur le Ruiné, la confrontation à l'échelle des 13 sous-bassins (délimités par le modèle SWAT) a été réalisée à partir d'un test de corrélation sur les rangs (Spearman) et montre des résultats significatifs et positifs uniquement pour le mancozèbe (fongicide appliqué sur la vigne) (corrélation proche de 0,8 pour une p-valeur inférieure à 0,10). Pour les six autres substances actives, les valeurs de corrélation proches de 0,5 ne permettent pas d'avancer des conclusions sur les liens entre *IFT SA Potentiel de transfert* et sorties de modélisation. Les résultats de modélisation montrent également que les conditions d'usage des pesticides (concomitance des dates d'application avec des pluies suffisamment intenses) peuvent engendrer des pics de transfert ponctuels que l'*IFT SA potentiel de transfert* calculé sur une année culturale n'est pas en mesure de mettre en avant.

Les résultats de la seconde confrontation entre concentrations en pesticides mesurées dans les eaux et les sorties des modélisations à l'échelle des deux sous bassins (SWAT et MACRO) montrent une bonne concordance (mêmes ordres de grandeur). Les analyses convergent vers la mise en évidence d'un gradient de contamination croissante le long de la Morcille et une modification de la composition de la pression pesticide (dans les mêmes ordres de grandeurs) entre les 2 sites du Ruiné.

La troisième confrontation entre les mesures chimiques de pesticides et l'impact biologique mesuré *in situ* a permis d'identifier les descripteurs biologiques les plus pertinents pour l'évaluation du risque toxique ainsi que les substances phytosanitaires responsables de la toxicité vis-à-vis des microalgues. Les trois types de descripteurs biologiques retenues (indices diatomiques, indices de biodiversité et présence d'espèces particulières) montrent une variabilité saisonnière très importante de la contamination chimique sur le Ruiné. Cette dernière se traduit par des variations cohérentes des indicateurs biologiques et chimiques sur le Ruiné alors que ces derniers traduisent le gradient d'exposition amont-aval constaté le long de la Morcille. Les indices biologiques d'évaluation de la qualité globale traduisent plus des variations saisonnières dans la composition spécifique des communautés, mais ne mettent pas en évidence d'altération trophique majeure.

Summary : Since 2007, pesticide indicators have been used by French agro-environmental public institutions so as to evaluate and limit the impact of agricultural practices on surface water quality, in accordance with the WFD requirements. A methodological work has been led, including the whole chain of causality (chemical pressure, transfer, state, impact), so as to test the coherence of various tools classically used to assess pesticide impact (an indicator of pesticide potential of transfer to waters, agro-hydrological models, chemical and biological measurements of pesticide impact in water courses). An integrative approach has been implemented so as to confront (i) indicators versus models results, (ii) models results versus chemical observations and (iii) chemical versus biological observations. The tested indicator (IFT SA Potentiel de Transfert) has been developed by INRA and it integrates an estimation of pesticide active ingredient frequency of treatment as well as its mobility characteristics. Two case studies have been chosen : a mixed farming (cereals, vine, oleaginous plants) agricultural catchment (Ruiné in Charente, 413 ha of arable land) and a vine growing catchment (La Morcille in Beaujolais, 175 ha of arable land). In La Morcille the model MACRO has been used at the field scale while the SWAT model has been used in Ruiné at the sub-catchment scale. The calculations have been achieved at the crop season scale. Chemical monitoring has been achieved according to grab or passive sampling strategies and biological impact has been assessed on diatoms submitted to one month of exposure in each water course of Ruiné (2 observation sites) and La Morcille (3 observation sites). A specific environmental information system using data-warehousing has been used to help the gathering and aggregation of data at the sub-catchment scale.

Even if the results should be confirmed with complementary tests, a global coherence between the indicator and the results of the model MACRO at the field scale has been highlighted. It was much more difficult to highlight correlations in that way at the sub-catchment scale, probably because of the interference of a combination of factors (different soils, slopes, soil covers) which contribute, as well as agricultural practices, to pesticides transfer. The results permitted to highlight some points of attention so as to consolidate the approach and first conclusions. In particular, one has to grant a special attention to the quality and coherence of the data used for the different levels of confrontations. Obviously, the space and time scales of data acquisition must be compatible, which, in fact, is not so common, data being acquired through different programmes. It is also recommended to display of a long enough set of meteorological data permitting to take into account the influence of inter-annual rainfall patterns on pesticide modelled transfer and then to provide more robust mean results to confront to the indicator, which, for its part, does not integrate the climate influence. Observation data highlighted the importance of better take into account pesticides degradation products in pesticide indicators and models, as some may be widely detected in surface waters and ecotoxic. Besides, models validity should be verified in more agro-predominant climatic situations so as to improve the consistency of their results before the confrontation with indicators.

Préambule et remerciements

Le cadre institutionnel du projet IEPAP : le programme incitatif INDECO (Carnot)

La Direction de la Stratégie, de la Recherche et de l'Évaluation (DSRE) d'Irstea et la Direction de l'institut Carnot M.I.N.ES ont proposé le programme incitatif de recherche INDECO en 2012 et 2013 pour initier des projets d'amorçage sur le thème « Indicateurs environnementaux ». Le présent projet **IEPAP** (Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique) s'inscrit dans les projets retenus au titre de l'appel offre 2013 du programme incitatif de recherche INDECO.

Sur un plan opérationnel, le projet IEPAP s'inscrit dans une démarche d'appui à la mise en œuvre du plan ECOPHYTO et questionne la thématique générale des indicateurs pesticides au service de l'action publique agro-environnementale pour une préservation de la qualité de l'eau. Au plan scientifique, le projet propose un travail méthodologique exploratoire qui s'inscrit dans le questionnement général de l'étude de la validité des indicateurs pesticides susceptibles d'être mobilisés dans l'action publique agro-environnementale. Le projet IEPAP a réuni les scientifiques des équipes d'Irstea de Bordeaux, Lyon et Montpellier et de l'institut Carnot MINES présentées au tableau ci-dessous.

Equipes et scientifiques associé(e)s au projet IEPAP

	Unités	Autres scientifiques	Thème de recherche
IRSTEA	ETBX	Françoise Vernier (agro-géographe) Vanessa Kuentz-Simonet (statistique) Odile Leccia (modélisation) Kevin Petit (géomaticien) Frédéric Zahm* (agro-économiste)	DTAM
	EABX	Soizic Morin (hydrobiologie/écotoxicologie) Nicolas Mazzella (chimie environnementale)	BELCA
	MALY	Véronique Gouy* (hydrologue transfert) Nadia Carlier (hydrologue transfert) Stéphane Pesce (écologie microbienne)	ARCEAU ARCEAU
	TETIS	André Miralles (informaticien)	BELCA SYNERGIE
MINES	Géosciences	Chantal De Fouquet (géostatisticienne)	

* Coordination scientifique partagée entre les deux sites

Laurence Guichard de l'INRA UMR agronomie Grignon est venue en appui au projet en mettant notamment à disposition le calculateur de l'indicateur IFT SA potentiel de transfert.

Remerciements :

Nous remercions toutes les institutions et personnes ayant accepté de contribuer ou communiquer de façon directe ou indirecte les informations et documents sollicités dans le cadre de cette recherche. Nos remerciements s'adressent particulièrement à Laurence Guichard de l'INRA UMR agronomie Grignon qui a accepté de contribuer au projet en donnant son accord pour la mise à disposition du calculateur de l'indicateur *IFT SA potentiel de transfert*.

Nous souhaitons également remercier tous les agriculteurs(trices) des bassins versants du Ruiné et de la Morcille qui ont accepté de rencontrer les différents équipes ou de répondre aux questionnaires d'enquêtes, contribuant ainsi depuis de nombreuses années aux travaux scientifiques portés par Irstea.

Les calculs de l'indicateur IFT SA Potentiel de transfert ont été réalisés à partir de la base de données INRA (UMR AgronomieGrignon)-MAAF-MEDDE 2014 issue de l'étude IFT SA sur la base d'une l'extraction Phy2X 2010 du SSP du Ministère de l'agriculture.

Informations administratives du projet IEPAP

Nom de l'Appel à Propositions de Recherche : INDECO 2013

Avis favorable du comité scientifique du programme INDECO : 4 juillet 2013.

Soutien financier : Le financement de ce programme provient d'un abondement Carnot.

Montant de la subvention du programme INDECO : 68.000 €

Durée : décembre 2013 à décembre 2015.

Coordination scientifique : Frédéric Zahm et Véronique Gouy

Organismes partenaires du projet	Correspondant(e)s
Irstea <ul style="list-style-type: none">• Unités Environnement, Territoires et Infrastructures (ETBX)• Ecosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX)• Milieux Aquatiques, Écologie et Pollutions (MALY)• Territoires, environnement, télédétection et information spatiale	Frédéric Zahm Soizic Morin Véronique Gouy André Miralles
Mines Paris Tech	Chantal De Fouquet
Organisme associé au projet	
UMR Agronomie - INRA-AgroParisTech	Laurence Guichard

Pour citation:

Zahm F., Gouy V., De Fouquet C., Kuentz-Simonet V., Miralles A., Morin S., Petit K., Elena P., Raymond C., Vernier F., Guichard L, 2015, Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces. Application à l'indicateur *IFT Potentiel de transfert* sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille; Projet Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique (IEPAP), programme de recherche incitatif INDECO Irstea-Mines Carnot. 81 p.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BV : Bassin versant

DU : Dose unité

GenLU: Generator of LandUse

HRU : Hydrological Response Unit

IFT : Indicateur de Fréquence de Traitements (en nombre de doses homologuées / ha)

IFT SA : Indicateur de Fréquence de Traitements Substance active

IFT SA potentiel de transfert : Indicateur de Fréquence de Traitements Substance active potentiel de transfert

MACRO : Model of water flow and solute transport in macroporous soil

MAAF : Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt

MAET : Mesure Agro-Environnementale Territorialisée

SA : Substance active

SBV : Sous bassin Versant (délimité par le modèle SWAT)

SOLAP : Spatial On-Line Analytical Processing

SSP : Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

Sommaire

1. Contexte institutionnel du projet : un appui la mise en œuvre des indicateurs pesticides de l'action publique agro-environnementale.....	10
2. Objectif du projet IEPAP, démarche générale et place du projet dans l'évaluation environnementale des pratiques agricoles phytosanitaires	11
2.1. Objectifs du projet IEPAP	11
2.2. La démarche générale proposée : une démarche intégrative de confrontation.....	11
2.3. Les indicateurs pesticides pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles phytosanitaires sur la qualité des eaux de surface et les écosystèmes aquatiques.....	12
2.4. Place de l'indicateur étudié <i>IFT potentiel de transfert</i> dans l'état de l'art sur les indicateurs pesticides	13
2.5. L'indicateur IFT SA Potentiel de transfert.....	15
2.6. Place du projet IEPAP dans le cadre théorique de construction d'un indicateur pesticides.....	17
2.7. L'apport de la modélisation agro-hydrologique dans le projet IEPAP pour l'évaluation des potentiels de transfert de pesticides vers les eaux superficielles	20
3. L'étude de cas sur deux bassins versants : le bassin versant du Ruiné et de la Morcille	22
3.1. Les zones d'études.....	22
3.2. Deux échelles de confrontation différentes retenues pour la confrontation entre l'indicateur IFT SA potentiel de transfert et la modélisation	23
3.3. Bilan des pratiques et des usages sur les deux bassins versants étudiés pour les substances actives étudiées.....	24
4. L'estimation du potentiel de transfert à partir de l'indicateur <i>IFT SA potentiel de transfert</i>	31
4.1. Sur le bassin du Ruiné.....	31
4.2. Résultats du calcul de l'indicateur sur le bassin de la Morcille.....	33
5. Résultats des travaux de modélisation sur les deux bassins versants	36
5.1. L'estimation des flux de pesticides sur le bassin du Ruiné par modélisation agro-hydrologique. 36	
5.2. Modélisation et résultats des flux de pesticides sur la Morcille	42
6. L'intégration des données du Bassin versant du Ruiné dans un Système d'Information Environnemental (SIE).....	49
7. Résultats des confrontations entre les valeurs mesurées par l' <i>IFT SA potentiel de transfert</i> et les résultats de la modélisation parcellaire sur la Morcille	52
7.1. Etude préliminaire pour mieux cerner les modalités de la confrontation.....	52
7.2. Confrontation des résultats de l'IFT SA Potentiel de Transfert et des résultats de MACRO pour les combinaisons retenues	54
8. Résultats des confrontations entre les valeurs d' <i>IFT potentiel de transfert ESU</i> et la modélisation SWAT sur le Ruiné	60
8.1. Synthèse des valeurs calculées pour l' <i>IFT SA potentiel de transfert ESU</i> et la modélisation en ESU soumises à la confrontation.....	60
8.2. Analyse descriptive par graphique à la substance active.....	62
8.3. Confrontation des valeurs par un test de corrélation des rangs	63
9. Confrontations de modélisation de flux à l'échelle du bassin et des données de concentrations et d'impact observées sur les bassins du Ruiné et de la Morcille	66

9.1.	Mesure de la concentration des pesticides dans l'eau	66
9.2.	Les descripteurs biologiques comme indicateurs d'impact (diatomées – biofilms).....	67
10.	Principaux résultats, discussion générale et recommandations	68
10.1.	Principaux résultats	68
10.2.	Discussion générale.....	69
10.3.	Recommandations pour l'action publique et pour les travaux futurs	71
11.	Références bibliographiques	73

1. Contexte institutionnel du projet : un appui la mise en œuvre des indicateurs pesticides de l'action publique agro-environnementale

Depuis la prise de conscience de l'impact des pesticides sur la santé humaine et sur l'environnement, la France a pour objectif de diminuer de moitié leur utilisation, en conservant un même niveau de production, d'ici à 2018 (DCE, 2009). Cet objectif de réduction est défini par le plan Écophyto 2018 et s'accompagne de la suppression des substances actives les plus préoccupantes (MAP, 2009). Pour s'assurer de l'efficacité de ce plan des indicateurs de pression sont retenus. Ils permettent de rendre compte des pressions agricoles exercées sur l'environnement (Zahm, 2003). Trois indicateurs de pression sont présents dans ce plan national : NODU (Nombre de Doses Unités), QSA (Quantité de Substances Actives) et IFT (Indicateur de Fréquence de Traitement). QSA s'intéresse à la vente de Substances Actives (SA) et ne tient pas compte de la toxicité ni des propriétés des substances constituant les produits vendus. Le NODU, quant à lui, est un indicateur national qui permet de classer l'utilisation des SA selon si elles sont cancérigènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction (CMR) et suivant leur degré de toxicité (T/T+). NODU et QSA suivent les mêmes tendances et sont influencés par les pressions parasitaires et climatiques. Néanmoins, l'axe 1 du plan Écophyto 2018 prévoit « d'accompagner les agriculteurs dans une démarche de réduction du recours aux pesticides et d'évaluer les références nouvellement acquises en mobilisant un indicateur de pression basé sur les pratiques agricoles » (MAP, 2009) par territoire et par type de culture. Pour conduire cet objectif, l'indicateur de référence retenu est l'IFT (Indicateur de Fréquence de Traitement). Cet indicateur, (nombre de traitements effectués à la dose homologuée) rend compte de la dépendance des pratiques à l'usage de pesticides. L'indicateur IFT est utilisé pour accompagner les agriculteurs dans une démarche de réduction de l'utilisation de pesticides en évaluant leurs pratiques (Baschet et Pingault, 2009 ; Dumas, 2010). Il permet à l'agriculteur de se situer par rapport aux pratiques les plus courantes dans son territoire. Cependant, l'usage de produits commerciaux de plus en plus souvent multi-cibles et concentrés conduit à réduire artificiellement la valeur de l'IFT. De plus, l'IFT ne prend pas en compte les propriétés des SA et ne permet pas d'évaluer leur potentiel de transfert vers les eaux.

Le projet IEPAP s'inscrit dans l'appui à l'"action publique agro-environnementale pesticides", action publique marquée depuis 2007 par l'usage de l'indicateur IFT pour un suivi et une évaluation de l'atteinte des objectifs des plans et directives et mesures (MAET, plan Ecophyto). Les controverses liées à l'usage de l'IFT (cet indicateur ne rend compte ni du potentiel de transfert, ni du risque écotoxicologique) ont conduit en 2010 les ministères de l'agriculture et de l'écologie à demander à la Recherche une adaptation de cet indicateur en y associant une "fonction potentiel de transfert" afin de le mobiliser dans les futurs plans d'action (captages Grenelle, futures MAET). Deux nouveaux indicateurs ont été développés par l'INRA (Grignon) et l'INERIS (Guichard, 2010). Le premier, l'IFT SA, permet de calculer l'IFT par substance active et non plus par produit commercial. Le second, *l'IFT SA 'Potentiel de transfert'* (objet de la présente recherche) complète l'IFT SA en intégrant une dimension potentiel de transfert des substances actives vers les eaux de surface ou souterraines. Le développement de *l'IFT SA 'Potentiel de transfert'* s'inscrit dans la mise en œuvre du plan Écophyto et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour répondre aux objectifs de préservation de la ressource en eau et de l'environnement. L'objectif opérationnel de cet indicateur est de permettre aux agriculteurs et aux gestionnaires de la ressource en eau de disposer d'un outil d'évaluation du potentiel de transfert des pesticides vers les eaux, facilement utilisable pour les appuyer dans le raisonnement de leurs pratiques agricoles.

Le présent projet IEPAP test au plan empirique la démarche intégrative proposée en l'appliquant sur *l'IFT SA 'Potentiel de transfert'*.

2. Objectif du projet IEPAP, démarche générale et place du projet dans l'évaluation environnementale des pratiques agricoles phytosanitaires

2.1. Objectifs du projet IEPAP

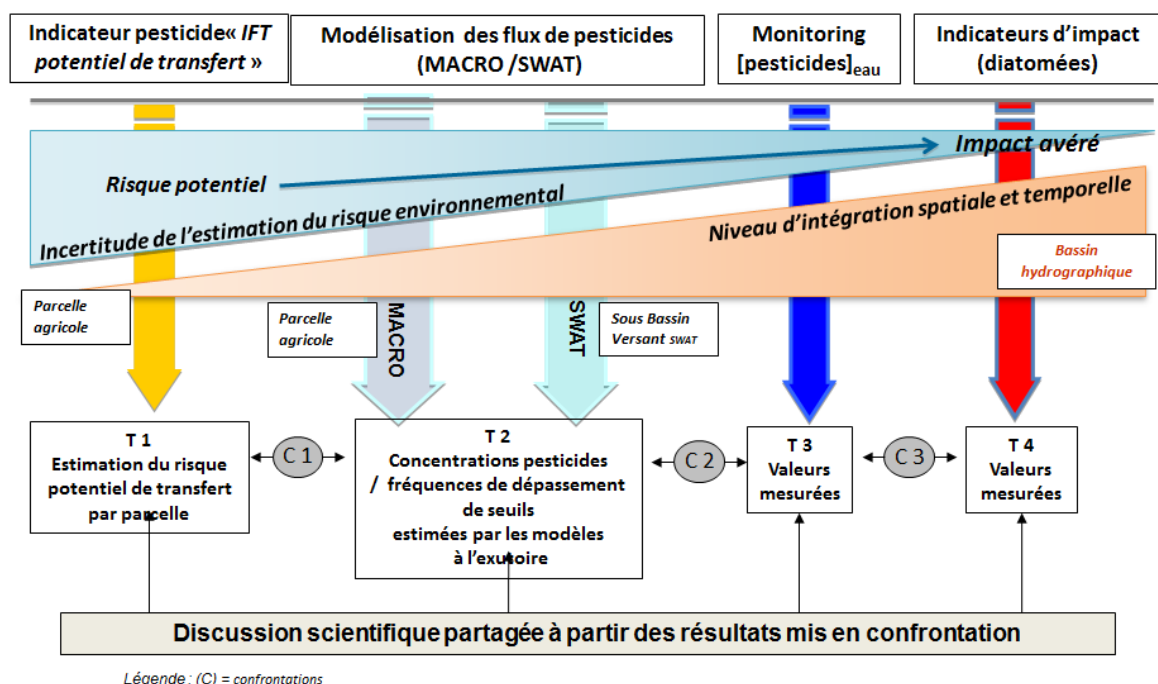
Les objectifs portés par le projet IEPAP sont doubles :

- (i) au plan institutionnel, construire au sein d'Irstea et de Mines, un collectif inter-TR et interdisciplinaire, questionnant la thématique indicateurs pesticides, qualité de l'eau, impact biologique et action publique agro-environnementale,
- (ii) au plan scientifique, proposer et tester une démarche de confrontation de l'indicateur pesticides l'IFT SA 'Potentiel de Transfert' en s'intéressant à toutes les étapes de la chaîne causale du risque à l'impact (pression, transfert, état, impact). Pour questionner cette démarche, il est proposé un processus intégratif de confrontation de quatre type de résultats: (1) le potentiel de transfert de pesticides vers les eaux de surface estimé par l'indicateur IFT SA "potentiel de transfert", (2) les de transfert de pesticides estimés par la modélisation, (3) l'état chimique de la qualité de l'eau mesurée par des prélèvements et (4) l'impact estimé par des descripteurs biologiques (diatomées dans notre cas).

2.2. La démarche générale proposée : une démarche intégrative de confrontation

La démarche générale proposée s'est structurée en 4 étapes complémentaires (T1 à T4) décrites schématiquement dans la figure 1 ci-dessous s'appuyant sur 3 types de confrontation C1 à C3 : confrontations entre le potentiel de transfert pesticides estimé par le futur indicateur IFT 'potentiel de transfert', les transferts estimés par la modélisation agro-hydrologique (SWAT et MACRO), des chroniques de concentrations observées et des impacts estimés par des descripteurs biologiques.

Figure 1: présentation de la démarche générale du projet IEPAP



La confrontation C1 confronte les valeurs de potentiel de transfert estimées par l'indicateur IFT potentiel de transfert (T1) avec les valeurs contributives au flux estimées par la modélisation agro-hydrologique (T2) (à partir des modèles MACRO et SWAT intégrant des éléments de paysage) à la même échelle spatiale (Unité Spatiale de Confrontation ou USC). Deux études de cas, mobilisant des données d'enquêtes de pratiques agricoles, ont été réalisées dans ce projet : le bassin versant du Ruiné (Charente) et celui de la Morcille (Beaujolais).

La confrontation C2 correspond au processus de calibration/validation des deux modèles agro-hydrologiques appliqués aux données du Ruiné (SWAT) et de la Morcille (MACRO).

La confrontation C3 confronte l'impact toxique des pesticides analysés au travers des descripteurs basés sur la structure des communautés de diatomées (T4) avec les données de mesures chimiques (T3) (concentrations en pesticides mesurées in situ en différentes stations sur les bassins du Ruiné et de la Morcille).

Une tâche transversale a mobilisé les différents scientifiques pour partager et discuter collectivement les différents résultats partiels propres à chacune des trois confrontations.

2.3. Les indicateurs pesticides pour une évaluation environnementale des pratiques agricoles phytosanitaires sur la qualité des eaux de surface et les écosystèmes aquatiques

Appliqué aux pesticides, Devillers et al. (2005) soulignent que le risque peut se définir « *comme la possibilité qu'un événement dangereux se produise dans certaines conditions suite à l'utilisation d'une substance active* ».

L'usage des pesticides en agriculture entraîne des risques à la fois pour la santé humaine (ANSES, 2011) mais aussi pour les écosystèmes et la biodiversité (Aubertot et al., 2005). Cette évaluation des risques associés renvoie à plusieurs démarches d'évaluations complémentaires qui si elles ont certes au final le même objectif (évaluer le risque) ont des démarches différentes car elles ne se situent pas au même moment. Nous en distinguons au moins deux : (i) une évaluation ex-ante du risque avant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Il s'agit de l'évaluation du risque formalisée par le règlement européen de 2009 (CE, 2009) qui impose une évaluation ex ante des risques (1) sanitaire et (2) écologique (ANSES, 2011) des pesticides avant autorisation de mise sur le marché (Devillers et al., 2005 et Azimonti, 2006); (ii) une estimation potentielle du risque associé lors des traitements phytosanitaires par les agriculteurs (Bockstaller et al., 1997 ; Girardin et al., 1999 ; Zahm, 2003). Cette estimation indirecte du risque s'est d'abord développée dans la communauté scientifique en mobilisant des travaux faisant appel à la modélisation des processus physiques de transfert des pesticides. Puis, à partir des années 1990, les agronomes ont développé des approches d'évaluation environnementale des risques associés aux pratiques phytosanitaires en mobilisant le concept d'indicateur agro-environnemental dont la définition est large et non stabilisée (Zahm, 2011).

Pour qualifier le concept d'indicateurs de risque pesticides, nous retenons les définitions proposées par l'ANSES (2011) suivant leur positionnement sur la chaîne causale de l'impact : (i) les indicateurs de pression ou d'usage visent à qualifier l'intensité des pratiques pesticides (tels que NODU, QSA ou l'IFT) mais ne constituent pas des indicateurs de risque, (ii) les indicateurs d'état visent à qualifier ou renseigner l'état d'un milieu naturel (par exemple la concentration en pesticides dans les eaux de surface), (iii) les indicateurs d'impact sont des outils pour l'interprétation entre l'observation de terrain (résultats de mesures dans les différents compartiments environnementaux) et les effets sur les écosystèmes ou la santé publique (exemple : variation de la concentration en pesticides des eaux superficielles et effets sur les organismes aquatiques) et enfin (iv) les indicateurs de risque sont définis comme « les résultats d'une méthode de calcul qui est utilisée pour évaluer les risques que présentent les pesticides pour la santé et/ou l'environnement » (article 3 directive usage pesticides 2009/128/CE). Ces derniers permettent une évaluation prévisionnelle de l'impact potentiel des pesticides sur les différents compartiments de l'environnement et de la santé.

Ces quatre types d'indicateurs n'ont pas la même faculté à rendre compte du risque. Celle-ci est fonction du degré de lien de l'indicateur avec les impacts qu'il est censé mesurer. Ce lien a été formalisé comme la place de l'indicateur sur la chaîne causale des effets (Payraudeau et Van der Werf, 2005 ; Niemeijer et De Groot, 2008 a et b ; ANSES, 2011). L'analyse de la littérature montre que ce sont les indicateurs « basés sur les impacts » qu'il importe de retenir lorsqu'on s'intéresse à sélectionner des indicateurs de pesticides de risque (Payraudeau et Van der Werf, 2005 ; ANSES, 2011). Cette appréciation du risque pesticides est qualifiée comme la résultante du croisement lié à la probabilité d'exposition et au danger que l'usage de pesticides fait courir (Aubertot et al., 2005 ; Devillers et al., 2005 ; ANSES, 2011). Appliqué à l'évaluation

du risque pour les eaux superficielles, la composante danger, est appréciée pour les eaux de surface par une analyse du risque écotoxicologique des pesticides étudiés sur différents compartiments de la vie aquatique (poissons, daphnie et algues/diatomées) (Hayo van der Werf, 1996 et 1998; Voltz et al., 2005 ; Devillers et al., 2005 ; ANSES, 2011). Quant à l'exposition, elle est estimée via le calcul d'un **potentiel de transfert des pesticides vers ces eaux**. C'est cette seconde dimension que nous questionnons dans cette recherche sur l'*IFT SA 'Potentiel de transfert'* et le recours à la modélisation agro-hydrologique. La première dimension est ici approchée à l'échelle de sous bassins via la confrontation de mesures chimiques observées ou modélisées et de mesures d'impact biologique mesurées.

2.4. Place de l'indicateur étudié *IFT potentiel de transfert* dans l'état de l'art sur les indicateurs pesticides

Sur près d'une centaine d'indicateurs de risque et d'impact analysés par l'ANSES (2011), 41 permettent de décrire les différents risques pour les eaux de surface (soit au niveau national, soit à l'échelle locale). L'ANSES (2011) classe les indicateurs en trois groupes en fonction du niveau de complexité pour l'évaluation de la composante « exposition » du risque pour les eaux de surface :

- (i) un premier groupe d'indicateurs de pressions basé sur une première approche du risque « qualifiée de simpliste » (Anses, 2011) basée sur les usages (données de marché ou d'utilisation),
- (ii) un deuxième groupe d'indicateurs prédictifs de risque (les plus nombreux) « reposant sur une évaluation qualitative des expositions » (approche qualitative du risque). L'ANSES (2011) distingue les indicateurs à score (tel que I-PHY par exemple) et ceux reposant sur une approche par hiérarchisation des substances (tel que SIRIS par exemple).
- (iii) un troisième groupe d'indicateurs (très peu nombreux) reposant « sur une estimation quantitative visant à prédire des expositions au travers de la modélisation du comportement des pesticides ».

En France, pour évaluer le potentiel de transfert, l'IFT (indicateur de fréquence de traitements) retenu par le plan national ECOPYTO, présente des limites intrinsèques à sa construction : c'est-à-dire qu'il ne prend pas en compte les caractéristiques ou propriétés différentes des SA et n'intègre pas non plus les types de sol ni le climat dans l'évaluation du potentiel de transfert vers les eaux. C'est pour cela qu'en 2010 l'INRA a proposé un nouvel indicateur *l'IFT SA 'Potentiel de transfert'*. Cet indicateur est un indicateur de type qualitatif hiérarchique car il hiérarchise les substances actives selon leur potentiel de transfert (voir présentation au paragraphe 1.3).

Le tableau suivant n°1 présente la place de cet indicateur *l'IFT SA 'Potentiel de transfert'* parmi les quinze autres indicateurs du même type identifiés dans la littérature. Les variables retenues dans ce tableau correspondent aux variables d'entrées nécessaires au calcul de l'IFT SA 'Potentiel de transfert'.

Tableau 1: Les indicateurs (de type « Qualitatif / hiérarchisation ») abordant au moins une composante du risque pesticides

Nom de l'indicateur	Échelle de calcul	Composantes	Calcul et note / classement par composante	Variables présentes dans le calcul de l'IFT SA 'Potentiel de transfert'						Autres variables non présentes dans l'IFT SA potentiel de transfert
				Pratiques phytosanitaires EA			Critères physico-chimiques			
				Quantité de produit appliquée	Dose réglementée	Surface traitée et totale	Koc	DT50	Solubilité	
IFT SA Esu/Eso	Parcelle, EA	Esu, Eso	Oui	x	x	x	x	x	x	
EIQ	Parcelle	Esu, Eso, B, Santé	Non	x				x		T, M
F-Pure	Région	Eso, Santé	Non				x	x	x	T, M, U
PAF	Région, National	Esu, sol, B	Non					x		T, M, U
PERI	Parcelle, EA	Esu, Eso, Air, Sol	Non	x	x	x	x	x		T, M
PESTDECIDE	Parcelle	Esu, Eso, B, Santé	Non	x						T
PMR	Parcelle, EA, Région	Esu, B, Santé	Non					x		T
SCS/ARS/CES	Parcelle	Esu, Eso	Non				x	x	x	M
THP	?	Esu, Eso, Santé, OA	Non					x		T, M
DIAPHYT	EA	Esu, Eso, B, Santé, Résistance	Oui	x	x	x				T, M
EPRIP	Parcelle	Esu, Eso Air	Oui	x			x	x		T, M
GUS	Parcelle, EA, BV, Région, National	Eso	Oui				x	x		
HD	National	Esu	Oui					x	x	U
I-Phy	Parcelle, EA	Esu, Eso	Oui	x		x	x	x		T, M
SIRIS	Région, National	Esu, Eso	Oui				x	x	x	T
SYSCOR	BV, Région	Esu	Oui				x	x	x	T, M, U

Sources : auteurs à partir de Anses, 2011 mobilisant Devillers et al., 2004 Dushoff et al., 1994 ; Kovach et al., 1992 ; Shahane et al., 1987 ; Klepper and Van de Meent, 1997 ; Nilsson, 1999 ; Penrose et al., 1994 ; Goss and Wauchope, 1990 ; ACTA, 2001 ; Marco et al., 2009 ; Halfon et al., 1996 ; Reus et al., 1999 ; Vaillant et al., 1995 ; Le Gall et al., 2007 ; Balmer and Frey, 2001 ; Glaninazzi, 2002 ; OCDE, 2000.

EA : Exploitation Agricole, Esu : Eaux de surface, Eso : Eaux souterraines,

Santé : Santé de l'opérateur et/ou de la population, OA : Organisme Aquatique,

T : Toxicologie, M : Milieu, U : Usage

Les variables de cet indicateur IFT SA potentiel de transfert intègre à la fois celes issues de la méthode de calcul de l'indicateur de pression (IFT SA) mais aussi la classification du potentiel de transfert, vers les eaux de surface ou souterraines, estimé par la méthode d'évaluation de scoring SIRIS (Jouany et Le gall, 1994, Vaillant et al., 1995).

2.5. L'indicateur IFT SA Potentiel de transfert

Préambule : les calculs de l'indicateur IFT SA Potentiel de transfert ont été réalisés à partir de la base de données INRA (UMR AgronomieGrignon)-MAAF-MEDDE 2014 issues de l'étude IFTSA sur la base de l'extraction Phy2X 2010 du SSP du Ministère de l'agriculture. La calculette IFTSA est basée sur l'extraction Phy2X 2010 qui a été fournie à l'INRA par le SSP dans le cadre de l'étude sur l'amélioration de l'indicateur de fréquence de traitement et sa première déclinaison environnementale.

2.5.1. L'indicateur IFT Substance Active (IFT SA)

L'IFTSA est basé sur le même principe que l'IFT Produit commercial (PC). Toutefois il consiste à comparer la dose appliquée pour chaque substance active à une dose unité de référence et non plus comme pour l'IFTPC à la dose homologuée.

L'IFT SA se calcule donc par substance active et non plus par produit commercial. Il se calcule de la manière suivante (Guichard, 2010):

$$\text{IFT SA} = \frac{\text{Dose PC appliquée} \times \text{teneur de la SA}}{\text{Dose unité}} \times \frac{\text{Surface traitée}}{\text{Surface totale}} = \frac{\text{Dose SA appliquée}}{\text{Dose unité}} \times \frac{\text{Surface traitée}}{\text{Surface totale}}$$

La teneur de la SA correspond au pourcentage de la substance active dans le produit. Dans le cas du calcul de l'IFT SA, elle n'a pas d'unité car elle est exprimée en kg de substance par kg de produit. Les surfaces sont exprimées en hectare.

L'équipe de l'INRA de Grignon a établi pour chaque substance active une dose qui lui est propre, il s'agit d'une dose unité. Cette dose est établie pour une substance active et une culture donnée. Il s'agit d'identifier les doses homologuées de l'ensemble des produits commerciaux contenant la substance active étudiée et utilisés pour la culture concernée. La dose unité est ensuite définie comme étant la valeur médiane de l'ensemble de ces doses homologuées (Guichard, 2010).

2.5.2. L'indicateur IFT SA Potentiel de transfert': objet de l'étude

Dans le projet IEPAP, il a été proposé de tester la démarche intégrative sur l'indicateur IFT SA 'Potentiel de transfert'.

Cet indicateur IFT SA 'Potentiel de Transfert' a été développé à titre expérimental par l'INRA de Grignon (Guichard, 2010 ; INRA et INERIS, 2014) en réponse à la demande du Ministère de l'agriculture d'apporter un déclinaison environnementale à l'indicateur IFT SA. L'objectif final est « *d'évaluer si la réduction d'usage globale des pesticides s'accompagne d'une réduction d'usage des substances actives présentant un fort potentiel de transfert vers les eaux pour le type de transfert prédominant sur un territoire considéré* » (INRA et INERIS 2014)

La démarche retenue pour le développement de l'indicateur *IFT SA Potentiel de Transfert* est une approche par segmentation/pondération de l'IFT SA à partir des valeurs de rang SIRIS. Cette déclinaison « potentiel de transfert vers les eaux » ne confère pour autant pas à cet indicateur le statut d'indicateur de risque car il ne rend pas compte de l'effet sur l'environnement du transfert estimé de pesticides.

L'*IFT SA 'Potentiel de Transfert'* complète l'indicateur IFT SA en classant les valeurs obtenues en trois catégories (fort/moyen/faible) selon les propriétés des substances actives quant à leur potentiel de transfert vers les eaux souterraines (Eso) et de surface (Esu) (INRA, 2013). Il se calcule de la manière suivante :

$$\text{IFT SA potentiel de transfert Eso} = \frac{\text{Valeur rang Eso SIRIS}}{100} \times \text{IFT SA}$$

$$\text{IFT SA potentiel de transfert Esu} = \frac{\text{Valeur rang Esu SIRIS}}{100} \times \text{IFT SA}$$

La valeur de rang SIRIS est comprise entre 0 et 100 pour chaque substance active.

2.5.3. Le concept de valeur de rang SIRIS d'une substance active

Pour permettre de classer le risque de chaque substance active, l'outil d'aide à la décision SIRIS-Pesticides (Jouany et Le gall, 1994, Vaillant et al., 1995) a été mis en œuvre.

SIRIS-Pesticides est un outil d'aide à la décision qui permet de classer des substances phytosanitaires suivant leur potentiel de transfert vers les eaux superficielles ou les eaux souterraines. SIRIS-Pesticides est initialement destiné pour orienter le suivi des pesticides dans les eaux au niveau régional ou local. C'est un outil informatique développé autour d'une interface simple et conviviale pour un usage en ligne (<http://www.ineris.fr/siris-pesticides>) normalement mis à jour tous les deux ans par l'INERIS. L'approche de classification des pesticides avec la méthode SIRIS a été développée à partir des années 1990 par le Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement (Comité de liaison Eau - Produits parasites, 2001; Groupe de travail "Listes prioritaires", 1995). Dans la méthode SIRIS, les substances actives se voient attribuer une valeur de potentiel de transfert vertical et horizontal car les facteurs en cause pour qu'un pesticide rejoignent les eaux souterraines ou de surface ainsi que leur hiérarchisation différent (Le Gall et al., 2007 ; Le Gall, 2007).

Le classement des substances actives, établi par SIRIS, selon le potentiel de transfert se base sur cinq critères (Corpen, 1995). Ces critères, concernant à la fois des quantités utilisées et des paramètres physico-chimiques, sont eux-mêmes classés en quatre classes où la classe 1 a le plus d'impact sur le score total. Le score varie sur une échelle de 0 à 100 où 100 représente le potentiel de transfert maximal vers les eaux.

Le classement en trois classes de potentiel de transfert se fait selon les 33^{èmes} et 66^{èmes} centiles (Guichard, 2010). Le tableau n°2 reprend les critères afin d'obtenir un score par type de transfert et par critère.

Tableau 2: Critères utilisés pour établir le score SIRIS par type de transfert

Type de transfert	Critère 1	Critère 2	Critère 3	Critère 4
Vertical = vers les eaux profondes (eso)	Affinité pour le sol Koc	Persistance DT50	Usage Dose et surface traitée	Solubilité
Horizontal = vers les eaux de surface (esu)	Usage Dose et surface traitée	Solubilité	Persistance DT50	Affinité pour le sol Koc

Source : Corpen, 1995

- **Affinité pour le sol** : l'affinité pour le sol, estimée par l'indicateur Koc (coefficient de partage carbone organique en l/kg), permet d'évaluer la fixation du produit sur un complexe argilo-humique. Plus le Koc est élevé, plus le produit sera fixé sur le complexe argilo-humique et moins il sera dissous dans l'eau et donc entraîné par voie hydrique.
- **Persistance** : la persistance est calculée à partir de la DT 50 (le temps de demi-vie en jours), correspondant au temps de dégradation ou de dissipation de 50% de la substance active présente dans le sol.
- **Usage** : l'usage est quantifié par la dose appliquée (en kg/ha) par l'agriculteur ainsi que la surface traitée en hectare.
- **Solubilité** : la solubilité, exprimée en mg/l, correspond à la quantité maximale d'une substance active qui peut être dissoute dans l'eau.

Les résultats obtenus pour chacun de ces critères sont ensuite classés, selon des valeurs seuils, s'ils sont favorables (o), moyennement défavorables (m) ou défavorables (d). Les valeurs seuils sont différentes

selon si elles concernent les eaux souterraines (cf. tableau n°3) ou les eaux de surface (cf. tableau n°4). La surface normalisée correspond au ratio entre la surface traitée et la surface totale du bassin versant.

Tableau 4: Valeurs des seuils SIRIS pour les eaux souterraines

Critères	o favorable	m moyennement défavorable	d défavorable
Koc (L.kg ⁻¹)	> 500	≥ > 100	≥
DT50 (jours)	< 30	≤ < 120	≤
Hydrolyse (jours)	< 30	≤ < 60	≤
	--- Instable	----- stable	----- très stable ---
Surface normalisée	< 0.04	≤ < 0.2	≤
Dose (kg.ha ⁻¹)	< 0.5	≤ < 1	≤
Solubilité (mg.l ⁻¹)	< 10	≤ < 200	≤

Tableau 3: Valeurs des seuils SIRIS pour les eaux de surface

Critères	o favorable	m moyennement défavorable	d défavorable
Surface normalisée	< 0.04	≤ < 0.2	≤
Dose (kg.ha ⁻¹)	< 0.5	≤ < 1	≤
Solubilité (mg.l ⁻¹)	< 10	≤ < 200	≤
DT50 (jours)	< 8	≤ < 30	≤
Hydrolyse (jours)	< 30	≤ < 60	≤
	--- Instable	----- stable	----- très stable ---
Koc (L.kg ⁻¹)	> 1000	≥ > 100	≥

Source : ONEMA, 2014

Dans le cas d'une classe calculée à partir de deux critères, le tableau de croisement ci-dessous (cf. tableau n°5) est utilisé afin d'établir un seul classement. Pour attribuer le rang du score SIRIS, une méthode mathématique de hiérarchie de rang est utilisée.

Tableau 5: Tableau établissant les modalités d'une classe contenant deux critères

		Critère 1		
		o	m	d
Critère 2	o	o	m	d
	m	m	d	md
	d	d	md	2d

Source : ONEMA, 2014

2.6. Place du projet IEPAP dans le cadre théorique de construction d'un indicateur pesticides

2.6.1. Le processus de validation d'un indicateur dans la construction d'un indicateur

Nous revenons brièvement sur le processus scientifique de validation d'un indicateur en vue de replacer le présent travail. En effet, la démarche proposée s'inscrit de manière globale dans la dernière étape de construction d'un indicateur qui est l'étape de validation. Aujourd'hui, à notre connaissance, cette étape de validation de l'indicateur *IFT SA Potentiel de transfert* n'a pas été définitivement conduite par l'INRA.

L'élaboration et le développement d'un indicateur impliquent une procédure de validation (Girardin et al., 1999) afin de déterminer si celui-ci est opérationnel. Un indicateur est validé « s'il est bien-fondé, s'il réalise les objectifs et s'il produit les effets attendus » (Addiscott et al., 1995). Cette formulation se décompose en trois parties impliquant plusieurs étapes de validation : « bien-fondé », « réalise les objectifs » et « produit les effets attendus » (Bockstaller et Girardin, 2003).

Un indicateur est bien fondé dès lors qu'il est scientifiquement défini, il s'agit d'une **validation de la construction** (Mitchell et Sheehy, 1997). Cette validation se fonde sur une évaluation scientifique par les pairs lors de publications ou sur l'avis d'un panel d'experts, afin de vérifier si la construction du modèle de calcul de l'indicateur est valide. Ce type de validation est toujours complétée par au moins une validation des sorties (Bockstaller et Girardin, 2003).

Les objectifs sont atteints par l'indicateur dès lors qu'il est utile et utilisé. Il réalise ainsi les objectifs. Il s'agit d'une **validation par l'usage**. Ce type de validation permet de vérifier que l'indicateur est utile et utilisable (Lewis and Bardon, 1998; Bockstaller et al., 1997).

L'indicateur doit fournir une information conforme à ce qu'il est censé prédire afin de « produire les effets attendus ». Pour cela les résultats sont comparés à d'autres données (Gilmour, 1973) et soumis à un panel d'experts ayant les mêmes objectifs (Mayer et Butler, 1993) afin de **valider les sorties**. Plusieurs types de comparaisons et d'analyses sont recensés dans la littérature : (i) par étude des corrélations, (ii) par un test de vraisemblance ou (iii) par un test de ROC.

❖ La comparaison par étude des corrélations

Cette méthode permet, en se basant sur le test statistique de corrélation de rang, de déterminer si les valeurs calculées par l'indicateur sont corrélées aux valeurs mesurées (Yang et al., 2000). Pour cela les valeurs obtenues sont triées puis se voient attribuer un rang (1 à n). Deux méthodes de corrélation de rang peuvent être utilisées : de Spearman ou de Kendall (De Bruyn, 2004).

❖ Test de vraisemblance (Mitchell and Sheehy, 1997)

Le test de vraisemblance consiste à comparer la valeur calculée de l'indicateur étudié à celle mesurée dans une zone de vraisemblance ou d'acceptabilité définie a priori en fonction des potentialités attendues de l'indicateur (Bockstaller et al., 2008). Une zone d'acceptation est définie en fonction d'une hypothèse, selon les valeurs que l'indicateur est supposé prendre en fonction d'une ou plusieurs variables. Cette hypothèse est validée si un certain pourcentage (défini dans l'étude) des valeurs se situe dans cette zone d'acceptation. La zone d'acceptation ou de vraisemblance est alors définie selon la médiane (Bockstaller et al., 2000). Le tableau suivant n°6 présente un exemple de zone d'acceptation entre les valeurs calculées d'un indicateur pesticide et la concentration en pesticide dans le milieu (INRA, 2006).

Tableau 6: Exemple de zone d'acceptation

		Concentration pesticide (µg/l)			
		[0 ; 0,05[[0,05 ; 0,1[[0,1 ; 10[[10 ; ∞[
Valeur de l'indicateur	-1				
	0				
	1				
	> 1				

Source : INRA, 2006

❖ Test de ROC (Murtaugh, 1996) (Swets, 1988)

Le test de ROC (Receiver Operating Characteristic) a pour objectif d'évaluer la performance d'un indicateur. Pour cela, l'indicateur devra vérifier deux points : la sensibilité et la spécificité. La sensibilité correspond à la proportion de vrais positifs et la spécificité à celle de vrais négatifs. Pour obtenir cette spécificité et cette sensibilité plusieurs étapes sont nécessaires (Makowski et al., 2009 ; Saporta G., 2012). L'indicateur I étudié fait appel, de par sa construction, à une ou plusieurs variables D. Pour chacune de ces variables des valeurs seuils sont identifiées D_{seuil} . Les valeurs de I sont réparties, comme le montre la matrice ci-dessous, selon deux groupes : $D < D_{seuil}$ et $D \geq D_{seuil}$, et selon une valeur d'indicateur seuil I_{seuil} .

Réalité \ Test	$D \geq D_{seuil}$	$D < D_{seuil}$	Total
$I \geq I_{seuil}$	n1	n3	$n1 + n3$
$I < I_{seuil}$	n2	n4	$n2 + n4$
Total	$n1 + n2$	$n3 + n4$	$N = n1 + n2 + n3 + n4$

Nombre de faux positifs : n3, Nombre de faux négatifs : n4, Nombre de vrais positifs : n1, Nombre de vrais négatifs : n2

La sensibilité (Se) est définie comme la proportion de vrais positifs parmi les valeurs de D supérieures à

$$D_{\text{seuil}} : Se = \frac{n1}{n1+n2}$$

La spécificité (Sp) est définie comme la proportion de vrais négatifs parmi les valeurs de D inférieures à

$$D_{\text{seuil}} : Sp = \frac{n4}{n4+n3}$$

La proportion de vrais positifs (TPP True Positive Proportion) et celle de vrais négatifs (TNP TrueNegative Proportion) sont des estimateurs empiriques de ces probabilités. TPP caractérise la sensibilité de l'indicateur et TNP sa spécificité (Makowski et al., 2009) :

$$TPP = Pr (I > I_{\text{seuil}} / D > D_{\text{seuil}}) = \frac{Pr (I > I_{\text{seuil}} \text{ et } D > D_{\text{seuil}})}{Pr (D > D_{\text{seuil}})} = \frac{n1}{n1+n2} = Se$$

$$TNP = Pr (I < \text{ou} = I_{\text{seuil}} / D < \text{ou} = D_{\text{seuil}}) = \frac{Pr (I < \text{ou} = I_{\text{seuil}} \text{ et } D < \text{ou} = D_{\text{seuil}})}{Pr (D < \text{ou} = D_{\text{seuil}})} = \frac{n4}{n4+n3} = Sp$$

La valeur prédictive positive (VPP) correspond à la formule suivante :

$$VPP = Pr (D > D_{\text{seuil}} / I > \text{ou} = I_{\text{seuil}}) = \frac{n1}{n1+n3}$$

Pour déterminer si l'indicateur est performant, il convient de représenter graphiquement la sensibilité et la spécificité. Si la courbe obtenue passe à proximité des points 0 et 1, l'indicateur est satisfaisant en termes de sensibilité et de spécificité et est donc performant.

2.6.2. Place du projet IEPAP dans les travaux sur les indicateurs pesticides

Lors de la construction de l'indicateur, les concepteurs de l'indicateur (INRA) ont travaillé sur le fondement scientifique de construction de l'indicateur *IFT potentiel de transfert*. Le projet IEPAP développe une démarche de confrontation des résultats de différentes mesures afin de tester la capacité de l'indicateur 'IFT SA 'Potentiel de transfert' à rendre compte du potentiel de transfert. Ces travaux de confrontation entre valeurs estimées et mesurées s'inscrivent dans un processus de **validation des sorties** d'un indicateur.

Dans son état de l'art sur les indicateurs pesticides, Zahm (2011) propose de classer les différents travaux identifiés en s'appuyant sur une typologie des travaux (tableau 7) qui distinguent :

- Deux types de démarche (travaux à dominance théorique versus travaux à partir d'études de cas),
- Quatre type de travaux selon leur contenu (méthodologie générale d'évaluation, méthode particulière, test de comparasion de méthodes, validation d'indicateurs).

Par rapport à ces différents types de travaux (Tableau 7), le projet IEPAP relève à la fois des types D1 (construction de démarche) et D2 (tests empiriques).

En effet, les enquêtes et le calcul de l'indicateur s'inscrivent dans une démarche empirique de validation de l'indicateur en se basant sur deux études de cas (Ruiné et Morcille). Les travaux de confrontation s'inscrivent quant à eux dans un processus général susceptible de validation d'un indicateur de type D1.

Tableau 7: place des travaux IEPAP dans les différents types de travaux sur les indicateurs pesticides

Démarche 1 Travaux à dominance théorique	Démarche 2 Travaux à partir d'études de cas
Type A : travaux portant sur une méthodologie générale d'évaluation des pratiques phytosanitaires	
A1	A2
Type B : travaux présentant une méthode d'indicateur en détails	
B1	B2
Type C: travaux portant sur des tests de comparaison d'indicateurs	
C1	C2
Type D : travaux portant sur la validation d'indicateurs pesticides	
D1	D2

Source : à partir de Zahm (2011)

2.7.L'apport de la modélisation agro-hydrologique dans le projet IEPAP pour l'évaluation des potentiels de transfert de pesticides vers les eaux superficielles

Développée à la fin des années 1970, les démarches de modélisation des transferts de pesticides vers les eaux de surface ou souterraines (Dubus et al., 2006, Dubus, 2007) ont fait l'objet de nombreuses approches. Ces dernières ont d'abord incorporé des fonctions de transferts de pesticides au travers de la colonne du sol (Rao et al., 1985) puis elles se sont attachées à intégrer d'autres processus, tels que le transfert des pesticides par ruissellement (CREAMS, MACRO, PRZM, STREAM pesticides, FLOWT), l'épuration dans les cours d'eau (QUAL2E) et l'érosion (EPIC) pour quantifier les flux de pesticides adsorbés aux sédiments. Ces approches peuvent aussi être classifiées selon la discrétisation spatiale des processus (modèles dits globaux, semi-distribués et distribués) (Singh, 1995). Les modèles globaux appréhendent le bassin versant comme une seule et unique entité, et tentent de reproduire son comportement général, mais ils ne tiennent pas compte de la variabilité spatiale des paramètres régissant les phénomènes comme le ruissellement ou l'érosion et ils ne peuvent donc pas évaluer les effets qu'auront des modifications de l'usage des sols ou de l'utilisation du territoire en général (Blackie et al., 1985). En revanche, les modèles dits semi-distribués discrétisent l'espace en sous unités homogènes en termes de caractéristiques physiques et de fonctionnement hydrologique (sous-bassins par exemple), représentés par un ensemble de réservoirs interconnectés. Ainsi conceptualisé, le modèle permet de prendre en compte la répartition spatiale des caractéristiques hydrologiques de chaque sous-unité et des variables d'entrée. Enfin, les modèles distribués discrétisent l'espace en unités fonctionnelles, prenant explicitement en compte la variabilité spatiale des variables d'entrée, de leurs processus associés. Le volume important de données d'entrée nécessaires constitue la limite à l'utilisation de ce type de modèle (Reggiani et al., 2006). Dans notre cas d'étude, les modèles adaptés à l'évaluation des transferts de pesticides (pollution diffuse) vers les eaux de surface sont les modèles distribués et semi distribués. Dans la présente recherche, deux modèles (MACRO sur la Morcille et SWAT sur le Ruiné) ont été mobilisés pour l'évaluation des transferts de pesticides (pollution diffuse) dans les sols et vers les eaux de surface. Le choix de ces modèles est bien sûr lié à leur capacité à rendre compte des processus de transfert mais aussi aux compétences déjà acquises par les deux équipes concernées (Lyon pour MACRO et Bordeaux pour SWAT).

Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) développé par Arnold (1994) est aujourd'hui un modèle particulièrement mobilisé pour modéliser des scénarios d'évolution de l'utilisation des sols et en particulier évaluer les trajectoires d'évolution de l'agriculture en termes de notamment de transferts de pesticides dans les sols, l'atmosphère et les eaux (Arnold and al. 2005, Neitsch et al., 2002 ; Kannan et al., 2006; Holvoet et al., 2007; Gevaert et al., 2008, Laurent 2007). Il s'agit d'un modèle agro-hydrologique de bassin versant, à pas de temps continu, conceptuel et physique semi-empirique à base physique notamment pour les caractéristiques géomorphologiques du bassin versant, lui-même

considéré en tant qu'entité physique. En revanche il est à base empirique pour ce qui concerne principalement la méthode de calcul du ruissellement de surface (SCS Curve Number) . Il est semi-distribué prenant ainsi en compte la diversité des conditions hydrologiques, géomorphologiques, des types de sols (Gassman et al., 2007 ; Zhang et al., 2011), de l'assolement et des rotations (Bordenave et al., 2009, Vernier et al., 2010), des pratiques agricoles (Payraudeau et al., 2012, Arnold et al., 2010 et des aménagements tels que bandes enherbées et ripisylve (Bordenave et al., 2009, Holvoet et al., 2007). Développé au début des années 1990, ce modèle agro-hydrologique de bassins versants s'inscrit dans la continuité de trente années de travaux de développement du département de recherche du Ministère de l'Agriculture états-unien, enrichies par les travaux de la communauté de chercheurs modélisateurs à travers le monde ayant apporté leur contribution (Cf. les 2 203 publications à comité de lecture de 1984 à début 2015 - https://www.card.iastate.edu/swat_articles).

Originellement issu du modèle SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) le modèle SWAT incorpore sa modes de de calculs des transferts, sa flexibilité de délimitation des sous-bassins versants. A ce modèle de bassin versant est couplé un module de devenir « qualité des eaux » des pesticides dans les rivières, hérité du modèle QUAL2E. tandis que GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System) (Knisel 1980), CREAMS (Chemicals, Runoff, Erosion from Agricultural Management Systems), EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) et ROTO (Gassman et al. 2007) permettent de simuler les autres processus bio-physiques (érosifs, croissance des plantes, etc) (pour plus de détail voir description des étapes en annexe 10).

Le modèle SWAT a été mobilisé dans ce projet de part ses aptitudes à être mis en œuvre dans le cadre d'une évaluation intégrée de scénarios agricoles à confronter les sorties avec les indicateurs agro-environnementaux spatialisés (Santhi et al. 2001). Il présente en effet les caractéristiques suivantes :

- La dimension spatiale est fortement intégrée au modèle : d'une part, grâce à son interface couplée avec le Système d'Information Géographique et d'autre part, par ses capacités à router les flux de pesticides entre sous-bassins. L'interface géographique facilite l'analyse des données d'entrée et des résultats (Laurent, 2007).
- Le module agronomique est très développé et paramétrable.
- Comme d'autres modèles de bassins versants à pas de temps continu, SWAT a été développé afin d'estimer la performance environnementale de scénarios d'évolution, et afin de servir d'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires de l'eau, ou bien d'instrument à la politique publique (Arnold et al. 1998).

Le modèle MACRO (Jarvis 1994, Jarvis, Stahli et al. 1994, Larsson and Jarvis 1999, Larsbo and Jarvis 2003, Jarvis and Larsbo 2012) fait partie des modèles mathématiques utilisés dans la procédure d'évaluation de risque requise pour l'homologation des substances phytopharmaceutiques au niveau européen et il est largement utilisé par la communauté scientifique. MACRO est un modèle 1D construit pour décrire spécifiquement les écoulements préférentiels dans les macropores du sol, au moyen d'une équation d'onde cinématique pour l'eau et d'un transfert par convection pour les solutés, tandis que les écoulements dans les micropores sont décrits par l'équation de Richards pour l'eau et par l'équation de convection-dispersion pour les solutés. D'une manière générale, le choix d'un modèle à "double perméabilité" se justifie lorsque la courbe de rétention d'eau des sols (teneur en eau en fonction du potentiel matriciel) présente une allure bimodale, identifiant plusieurs tailles caractéristiques de porosité (ce qui est le cas des sols sur le bassin de la Morcille). A contrario, MACRO peut très bien fonctionner en l'absence de macroporosité ou pour des macroporosités négligeables. De plus, ce modèle a été utilisé dans le cadre du projet européen Footprint (www.eu-footprint.org), qui a abouti à l'élaboration d'un nouvel ensemble de fonctions de pédotransfert permettant de simplifier la définition des paramètres décrivant les sols et le comportement des substances actives dans le modèle, point jusqu'alors délicat dans sa mise en œuvre. Enfin, au moment du choix du modèle, la mise à disposition prochaine d'une version de MACRO représentant de manière plus pertinente le ruissellement était annoncée par les concepteurs (SLU, Université suédoise des Sciences Agricoles, basée à Uppsala). Cependant, le développement de cette version a pris du retard, et la version utilisée ici ne représente finalement le ruissellement que comme refus à l'infiltration quand la surface du sol est saturée (pas de ruissellement hortonien), sans description du "flaquage" ni de la ré-infiltration. Ceci est une limitation importante sur le bassin de la Morcille où c'est

essentiellement le ruissellement hortonien qui survient lors des orages et où le ruissellement par saturation du sol ne concerne que certaines unités de sols (UCS2 de la Figure en annexe 12).

3. L'étude de cas sur deux bassins versants : le bassin versant du Ruiné et de la Morcille

3.1. Les zones d'études

Les bassins versants du Ruiné (Charente) et de la Morcille (Rhône) ont été retenus pour tester au plan empirique la démarche proposée dans le projet IEPAP.

Ces deux bassins versants sont intéressants pour plusieurs raisons :

- (i) leur petite surface (550 ha pour le Ruiné et 340 ha pour la Morcille) permet d'obtenir des données sur la majorité des pratiques agricoles,
- (ii) l'occupation du sol est quasi exclusivement agricole et présente une diversité intéressante de cultures pour le Ruiné et une forte implantation de la culture de vigne pour la Morcille,
- (iii) la géologie et la pédologie sont relativement homogènes.
- (iv) IRSTEA dispose, depuis 1996 pour le Ruiné et depuis 1990 pour la Morcille, de nombreuses données tant agricoles, qu'hydrologiques, chimiques et biologiques ainsi que des données sur l'occupation du sol, le relief et le réseau hydrographique.

Le bassin versant du Ruiné se situe dans le département de la Charente entre Angoulême et Barbezieux, sur les communes d'Aubeville et de Blanzac. C'est un affluent de la rive droite du Né, lui-même affluent de la rive gauche de la Charente. Son cours d'eau (Le Ruiné) s'étend sur 6,5 km de long et 1,25 km de large en moyenne. Le relief est plus accentué au Nord, où elle peut aller jusqu'à 12% tandis qu'au Sud, il est étroit et constitué de terrasses avec une pente allant jusqu'à 15% (Delmas et al., 1999 ; Peyrey, 2006). Les sols du bassin versant sont principalement qualifiés de « Terres de Champagne », favorables à la culture de vigne. En amont du bassin versant, du fait d'une couche imperméable, les eaux ne peuvent pas s'infiltrer vers l'aquifère tandis qu'en aval, l'infiltration des eaux est possible grâce à la perméabilité du sol (Delmas et al., 1999). Quatre cultures sont majoritairement représentées la vigne, le tournesol, le maïs et le blé (essentiellement du blé tendre d'hiver) et se partagent chacune environ un quart des surfaces agricoles.

Le bassin versant de la Morcille, quant à lui, est un sous bassin versant de l'Ardières, il se situe au nord du département du Rhône dans le Haut Beaujolais. La Morcille est typiquement un bassin de vigne de coteaux (plus de 50 % de la SAU en vigne) se caractérisant par un relief marqué (pentes de parcelles pouvant dépasser 35 %). La principale nappe phréatique est localisée en amont du bassin en zone boisée ; quelques petites nappes ponctuelles dans le granite sont à l'origine de petites sources. Les sols sont des arènes sur socle granitique, fortement soumis à l'érosion (Giraud 2009). Les sols peuvent être classés en trois unités cartographiques : UCS1 : sols sableux sur altérites (UTS1) ou granite fissuré (UTS2), UCS2 : sols sableux sur argile du plateau (UTS3) et UCS3 : sols sableux hétérogènes de bas de pente (UTS4) ou de talweg (UTS5) (Figure en annexe 12). L'UCS2 (UTS3) se caractérise par des sols peu profonds sujets à hydromorphie et propices au ruissellement sur surface saturée (Van den Bogaert, 2011). Le paysage est marqué par une anthropisation forte (notamment des réseaux de fossés relativement denses installés dans un objectif initial de limitation de l'érosion (300 m/ha pour une surface investiguée de 41 ha).

3.2. Deux échelles de confrontation différentes retenues pour la confrontation entre l'indicateur IFT SA potentiel de transfert et la modélisation

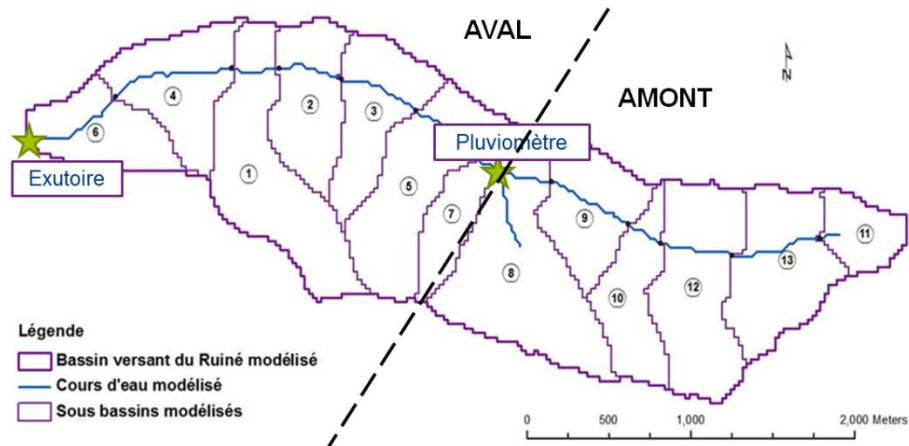
Compte tenu de la spécificité propre à chaque modèle agro-hydrologique retenu (SWAT et MACRO), deux types d'unités spatiales de confrontation ont été mobilisées:

- Les Sous Bassins Versants du Ruiné délimités par le modèle SWAT sur le Ruiné,
- La parcelle agricole sur la Morcille

3.2.1. Le bassin versant du Ruiné

La modélisation SWAT a induit une discrétisation spatiale du bassin versant du Ruiné en treize sous-bassins versants. Les points de mesure des indicateurs biologiques ont été réalisés au pluviomètre et à l'exutoire, influençant ainsi la délimitation de la partie aval et amont des treize sous-bassins versants du Ruiné. La carte n°1 présentée ci-dessous illustre ces sous-bassins versants.

Carte 1: Discrétisation spatiale du bassin versant du Ruiné en 13 sous-bassins versants



3.2.2. Le bassin versant de la Morcille

Pour la confrontation des résultats de modélisation avec les valeurs de l'IFT SA potentiels de transfert, il a été retenu l'échelle de la parcelle agricole comme échelle élémentaire de comparaison. Sur ce bassin, on s'intéresse à la fois aux transferts verticaux par infiltration dans le sol et aux transferts horizontaux par ruissellement. On n'a pas, ici, de problématique « eaux souterraines » à proprement parler puisqu'on rencontre essentiellement des nappes perchées ou des zones de saturation en eau du sol localisées. On se limite donc à l'évaluation des potentiels de transfert verticaux dans le premier mètre de sol. Dans ce sens, on parlera plutôt dans la suite de potentiels de transfert horizontaux et verticaux plutôt que de potentiel de transfert ESU et ESO, compte tenu de l'échelle d'étude.

3.3. Bilan des pratiques et des usages sur les deux bassins versants étudiés pour les substances actives étudiées

3.3.1. Sur le Ruiné

Pour le bassin versant du Ruiné, 13 journées terrains ont été réalisées, mobilisant un ou deux enquêteurs pour compléter 21 formulaires d'enquête. A cela se sont ajoutées deux sorties terrains pour valider les données parcellaires. Les données collectées provenaient des cahiers de cultures des agriculteurs. Ces cahiers recensent, dans le cadre de la PAC, leurs itinéraires techniques. Les données peuvent être considérées comme fiables.

Le bassin versant du Ruiné est cultivé à près de 80 %, les surfaces agricoles étant réparties entre 23 exploitations agricoles. Quatre cultures sont majoritairement représentées: la vigne, le tournesol, le maïs et le blé (essentiellement du blé tendre d'hiver) et se partagent chacune environ un quart des surfaces agricoles.

Toutes les parcelles n'ont pas pu être enquêtées. Certains sous-bassins sont mieux renseignés que d'autres. Le tableau suivant n°8 présente l'importance des parcelles non renseignées pour les sous-bassins versants en amont, en aval ainsi que pour la totalité du bassin versant du Ruiné. Le détail est présenté en annexe n°1 pour l'ensemble des sous-bassins versants.

Tableau 8. Surface des parcelles sans informations sur l'assolement 2012/2013 (Ruiné)

	Surface totale (ha)	SAU (ha)*	% de la SAU	Surface agricole enquêtée (ha)	Surface agricole non enquêtée (ha)	% de la surface agricole non enquêtée
	A	B	$C = B / A$	D	E	$F = E / B$
Amont	263,3	186,7	71 %	125	61,7	33 %
Aval	289,4	226	78 %	209	17	7,5 %
Surface totale	En ha	552,6		334,1	78,7	14,2 %
	En % de la surface totale du BV	100 %	75 %	60,4 %	1,4 %	

* la surface agricole utile du bassin versant a été obtenue par photo interprétation d'orthophotos datant de 2011

Au total, 14,2 % de la surface cultivée sur le bassin versant du Ruiné n'a pas pu être enquêtée. Ces enquêtes ont permis d'identifier les pratiques agricoles conduites sur le bassin versant et d'identifier les usages de produits phytosanitaires.

La confrontation des résultats obtenus entre l'indicateur *IFT SA 'Potentiel de transfert'* et les sorties de la modélisation SWAT n'a été menée que sur un nombre restreint de substances actives : sept au total. Il s'agit de : l'**Aclonifene**, le **Glyphosate**, le **Mancozèbe**, le **2,4 – MCPA**, le **Tébuconazole**, le **S_Métolachlore** et le **Métaldéhyde**.

Le choix de ces 7 matières actives est issu d'une combinaison de quatre critères : (i) leur utilisation sur le bassin versant, (ii) leur inclusion au sein de l'outil SIRIS, (iii) leur pertinence pour étudier le potentiel de transfert vers les eaux, (iv) leur possibilité d'être modélisées dans le temps imparti et suivant les critères de modélisation SWAT. Ces sept substances actives présentent les caractéristiques suivantes d'utilisation sur le bassin versant du Ruiné telles que décrites au tableau 9.

Tableau 9: Usage des substances actives sur le bassin versant du Ruiné (en 2012-2013)

Substance Active	Type	Dose homologuée	Dose unité (kg/ha) (culture)	Teneur	Nombre d'agriculteurs l'appliquant	Nombre d'applications* 2012-2013	Surface traitée cumulée (ha)	QSA (kg)	QSA moyen (kg/ha)	PNEC $\mu\text{g/l}$
2,4-mcpa	H	2,5 à 3 L/ha	0,8 (B)	266,7 g/l	3	5	18	10,5	0,6	12,4
Aclonifene	H	4 L/ha	2,7 (T)	350 g/l	8	22	92	71,9	0,8	0,5
Glyphosate	H	2 à 4 kg/ha 3 à 8 L/ha	2,16 (TC)	720 g/kg 360 g/l	14	172	273	333,1	1,2	60
Mancozèbe	F	2 à 5 kg/ha	2,625 (V)	200 à 800 g/kg	12	298	335	336,6	1,0	0,355
Métaldéhyde	M	0,5 g/m ²	0,3 (B/T)	25 à 52,8 g/kg	2	5	14	1,2	0,1	750
S_Métolachlore	H	1,4 à 3,75 L/ha	1,92 (M) 1,344 (T)	400 à 960 g/l	4	13	33	45,3	1,4	6,7
Tébuconazole	F	0,25 à 1,25 L/ha	0,25 (B/O) 0,08 (V)	100 à 250 g/l	11	193	199	15,3	0,1	1,325

H = Herbicide, HH = Hors Herbicide, I = Insecticide, F = Fongicide, M = Molluscicide

B = Blé, T = Tournesol, M = Maïs, O = Orge, V = Vigne, TC = Toutes Cultures,

*application = passage d'un produit à une date donnée ** Source: ANSES (base AGRITOX)

La valeur PNEC (Predicted Non Effect Concentration), exprimée en $\mu\text{g/l}$, correspond à la concentration pour laquelle il n'est pas attendu d'effet sur l'ensemble des organismes aquatiques (INERIS, 2014). L'analyse de ces différentes valeurs permet de resituer les résultats de l'IFT SA 'Potentiel de transfert' et des usages des substances actives sur le bassin versant. En effet, une substance pourrait être appliquée dans de faible quantité tout en ayant un fort impact sur l'environnement même à faible concentration. Quant à l'IFT SA 'Potentiel de transfert', une substance peut-être identifiée comme ayant un faible potentiel de transfert mais elle pourrait avoir un impact plus important sur l'environnement qu'une substance à fort potentiel de transfert.

Les sept substances retenues ont la caractéristique d'avoir un potentiel de transfert moyen à fort selon l'outil SIRIS-Pesticide. Chaque substance active peut se voir attribuer une ou plusieurs valeurs de rang SIRIS. En effet, selon la culture étudiée, cette valeur peut être différente. Ces valeurs de rang (tableau n°10) sont présentées pour un potentiel de transfert vers les eaux de surface (Esu) et pour les quatre principales cultures du bassin versant du Ruiné pour l'année culturale 2012-2013.

Tableau 10 : Caractéristiques physico-chimiques de SIRIS des sept SA (Ruiné)

Nom de la SA	Famille	Groupe Chimique	Eso		Esu		Critères utilisés dans la méthode SIRIS		
			Valeur de rang SIRIS (source : inra base)	Classe de rang SIRIS Faible = 1 Moyen = 2 Fort = 3	Valeur de rang SIRIS	Classe de rang SIRIS Faible = 1 Moyen = 2 Fort = 3	Koc (ml/g)	Solubilité (mg/l)	DT50 au champ (jours)
Aclonifene	H	Diphényle-éther	40 46	2 3	51,32 63,16	2	7126	1,4	80,4
Glyphosate	H	Acide aminé	42 49,33 56,67	2 3	59,21 72,37 85,53	2 3	21699,4	10500	31,5
Mancozèbe	Fong	Thiocarbonate	19,33 24,67 30	1	41,45 53,29 65,13	2 3	997,5	11	60
2,4-MCPA	H	Aryloxyacide	47,33 54,67 62	3	55,26 68,42 81,58	2 3	74	293900	25
Métaldéhyde	M	Cyclo-octane	47,33	3	47,37	2	85	200	4,4
S_Métolachlore	H	Chloroacetamide	52,67 60	3	71,05 84,21	3	226	480	21
Tébuconazole	Fong	Triazole	28,67	1	43,42	2	1022	36	31

H = Herbicide, HH = Hors Herbicide, Ins = Insecticide, Fong = Fongicide, M = Molluscicide

Lors de l'application d'une substance à fort potentiel de transfert pendant une période de précipitations importantes, l'hypothèse suivante est formulée: celles-ci se retrouvent plus rapidement et en plus grande quantité dans les eaux. Pour vérifier cette hypothèse, une analyse a été conduite pour étudier si les substances actives étudiées ont été appliquées ou non lors de périodes très pluvieuses. Notre analyse a permis de construire les graphiques présentés ci-dessous, voir également annexe 2 pour les 5 autres substances actives). Ils indiquent la Quantité de la Substance Active (QSA) exprimée en kilogrammes appliquée par mois pour l'année culturale 2012-2013, ainsi que la précipitation en millimètres.

Quatre grands « types » d'applications ressortent de ces graphiques. Ils sont présentés dans le tableau suivant :

	Courte période d'application (< 5 mois)	Longue période d'application (≥ 5 mois)
Forte pluviométrie	Mancozèbe	Glyphosate
Faible pluviométrie	2,4 – MCPA Aclonifene Métaldéhyde S – Métolachlore	Tébuconazole

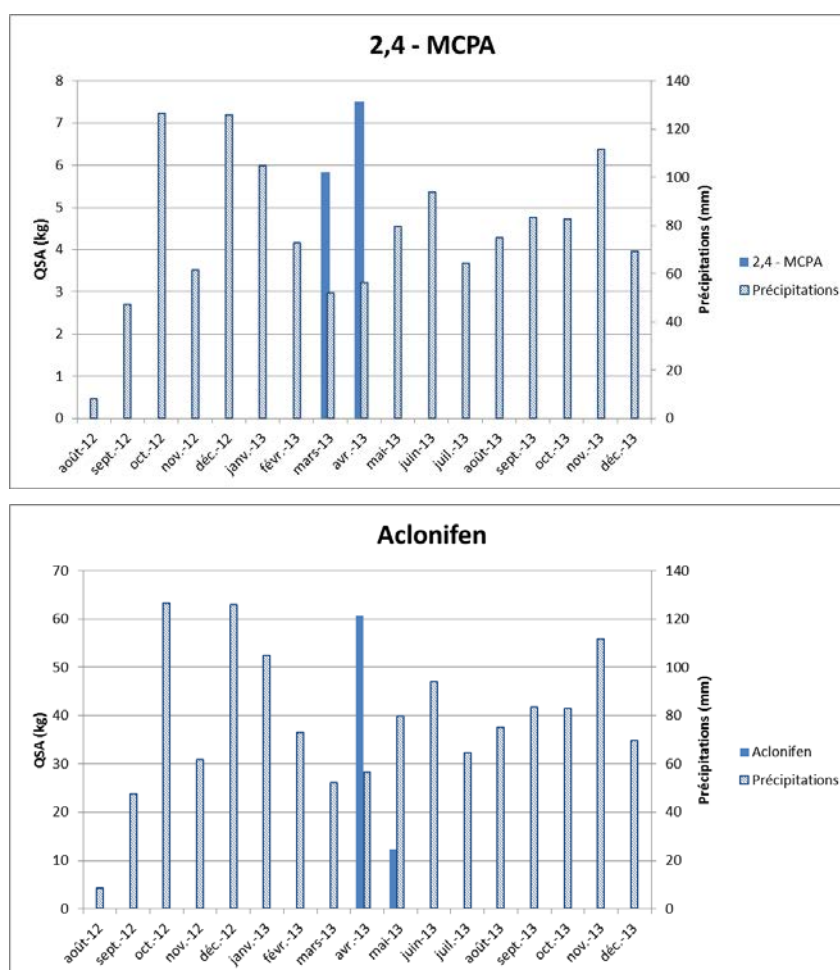
→ Le Mancozèbe est appliqué pendant une courte période de mai à août, or au mois de mai de l'année 2013, la pluviométrie a été importante (environ 80 mm). Le Glyphosate a, lui aussi, été appliqué lors de forts épisodes pluvieux mais cela à plusieurs reprises et notamment lors du mois d'octobre de l'année 2012.

→ Le Tébuconazole, ainsi que les quatre autres substances actives, ont été appliquées sur des périodes à faible pluviométrie.

La probabilité de retrouver la substance active dans les eaux, l'année suivante, pourrait donc être fonction de la période d'application ainsi que du niveau d'utilisation de la substance.

Remarque : Pour six des substances actives (excepté le glyphosate), il n'y a pas d'application d'août 2012 à février 2013 car celles-ci ne sont pas utilisées lors de cette période.

Figures 2 : périodes de pluviométrie et d'application des substances actives sur le Ruiné(2012 – 2013)



3.3.2. Sur la Morcille

Le travail mené sur ce bassin versant a été ciblé sur 7 substances actives. Leur choix est issu d'une combinaison de quatre critères :

- (i) leur utilisation sur le bassin versant,
- (ii) leur présence dans la base SIRIS,
- (iii) leur pertinence pour étudier le potentiel de transfert vers les eaux (gamme de propriétés physico-chimiques),
- (iv) l'existence de données de suivi dans la Morcille et de données de paramétrisation pour la modélisation, si possible mesurées sur le terrain.

Les résultats d'enquêtes cités plus haut (2006 et 2009-2010) et les résultats de suivi des concentrations à la station des Versauds ont été mobilisés. L'enquête a concerné 30 viticulteurs interviewés et a couvert environ 50 % de la SAU. Les parcelles enquêtées sont réparties sur l'ensemble du sous bassin en amont des Versauds (Figure 3). Au total, une quarantaine de substances actives utilisées a été recensée. Les usages diffèrent en fonction des modes de conduite pour le désherbage, comme le montre le tableau 11 ci-dessous.

Tableau 11 : Quantité de produits phytosanitaires appliqués selon le mode de conduit du désherbage sur le bassin de la Morcille (enquêtes années 2009-2010).

Modes de conduite		Quantité moyenne observée sur les parcelles enquêtées par produits (kg/ha)			% Surface enquêtée
Sous le rang	En inter rang	Herbicides	Fongicides	Insecticides	
Desh. chimique	Desh. chimique	5,58	27,50	0,008	45
Desh. chimique	Enh. partiel	4,39	28,89	0,012	31
Desh. chimique	Enherbement	2,01	24,67	0,016	11
Travail Méca.	Enherbement	0,74	27,02	0,000	13

Figure 3 : Répartition spatiale des parcelles enquêtées sur le sous bassin en amont de la station des Versauds (parcelles enquêtées délimitées en bleu).



Les substances étudiées ont été choisies parmi les substances les plus utilisées quelque soit le mode de conduite de la vigne. Il s'agit de l'**Aminotriazole**, le **Glyphosate**, le **Diuron**, le **Flazasulfuron**, la **Flumioxazine**, la **Spiroxamine** et le **Tébuconazole**.

Le diuron ayant été interdit en 2008, le travail de modélisation et de comparaison avec l'IFT SA potentiel de transfert a été mené sur deux périodes distinctes d'intérêt : avant et après 2008. Le tableau 12 indique les propriétés des substances étudiées d'après la base PPDB.

Tableau 12 : Propriétés des substances étudiées, d'après la base PPDB.

Substance	Solubilité dans l'eau 20°C (mg/L)	DT50 (typique) (j)	K _{foc} (1/n) (L/kg)
aminotriazole	264000	7,4	87 (0,8)
diuron	35,6	75,5	1067 (0,89)
flazasufuron	2100	10	46 (1)
flumioxazine	0,786	21,9	889 (1)
glyphosate	10500	12	28700 (0,96)
spiroxamine	405	25	14567 (0,82)
tébuconazole	36	63	769

Les six substances actives étudiées encore autorisées font partie des plus utilisés lors de l'enquête des pratiques 2009 et 2010 (tableaux 13 et 14). Le diuron a, quant à lui, été largement utilisé sur la vigne avant 2008.

Tableau 13 : Utilisation d'herbicides sur le sous bassin en amont des Versauds recensée lors des enquêtes sur les usages 2009 et 2010

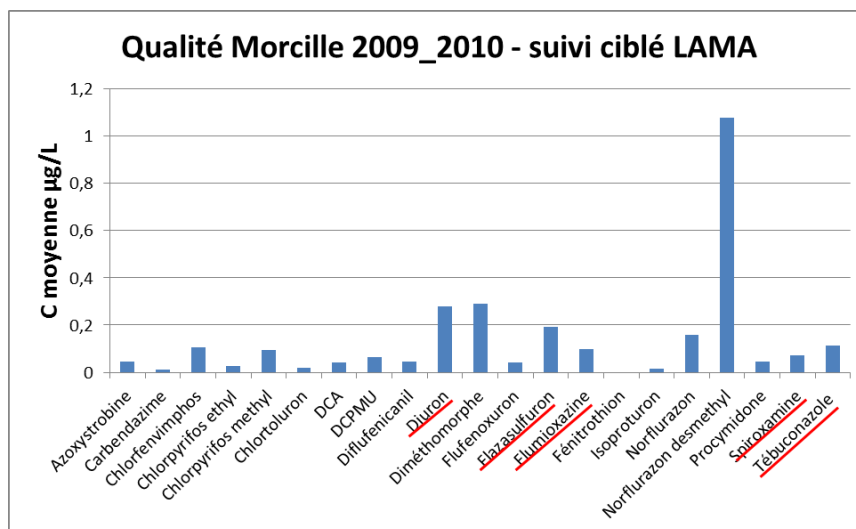
Substances actives herbicides (en gras substances étudiées).	Nb. de fois utilisés	Nb. de viticulteurs
Glyphosate	21	19
Aminotriazole	19	18
Flazasulfuron	18	18
Thiocyanate d'ammonium	16	15
Flumioxazine	13	11
Aclonifen	3	3

Tableau 14 : Utilisation de fongicides sur le sous bassin en amont des Versauds recensée lors des enquêtes sur les usages 2009 et 2010

Substances actives fongicides (en gras substances étudiées)	Nb. de fois utilisés	Nb. de viticulteurs
Cymoxanil	40	9
Folpel	33	9
Fosétyl Aluminium	20	8
Mancozèbe	18	7
Difénoconazole	15	6
Tebuconazole	12	4
Spiroxamine	11	6
Metirame-zinc	5	2
Quinoxifène	5	4

La Figure 4 met en avant l'intérêt du choix de ces substances, du fait de leur niveau de contamination moyen mesuré dans la Morcille au cours des années 2009 et 2010.

Figure 4 : Concentrations moyennes analysés par le LAMA (Morcille, Versauds sur 2009 et 2010)



LAMA : Laboratoire d'Analyse des Milieux Aquatiques d'Irstea

Le Glyphosate et l'Aminotriazole n'ont pas été recherchés sur cette période mais des mesures antérieures (2002 à 2006) mettent bien en évidence leur présence dans les eaux de la Morcille.

Les propriétés physico-chimiques et les résultats de la classification SIRIS pour les sept substances actives étudiées sont présentés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Caractéristiques physico-chimiques de SIRIS des sept SA retenues sur la Morcille

Nom de la SA	Famille	Groupe chimique	Eso		Esu		Critères utilisés dans la méthode SIRIS		
			Valeur de rang SIRIS	Classe de rang SIRIS Faible = 1 Moyen = 2 Fort = 3	Valeur de rang SIRIS	Classe de rang SIRIS Faible = 1 Moyen = 2 Fort = 3	Koc (mL /g)	Solubilité (mg/L)	DT50 au champ (jours)
Aminotriazole	Herbi	Triazole	74,7	3	90,8	3	91	264000	18
Diuron	Herbi	Phénylurée	51,3	3	80,9	3	920	36,5	78
Flazasulfuron	Herbi	Sulfonylurée	36,0	2	47,4	2	65	2100	10
Flumioxazine	Herbi	N-phényl-phtalimides	21,3	1	39,5	1	1150	1,79	84
Glyphosate	Herbi	Acide aminé	56,7	3	85,5	3	21699,4	10500	31,5
Spiroxamine	Fong	Spirocétalamines	32,0	1	52,6	2	1947,52	405	24,5
Tébuconazole	Fong	Triazole	28,7	1	43,4	2	1022	36	31

Ce tableau montre que les sept substances actives ont des classes de potentiel de transfert de faible, moyen à fort que ce soit pour le potentiel de transfert vers les eaux de surface (Esu) ou vers les eaux souterraines (Eso). On rappelle que ces indicateurs sont utilisés pour estimer respectivement les potentiels de transfert horizontal et vertical des produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle, sur le bassin de la Morcille.

4. L'estimation du potentiel de transfert à partir de l'indicateur *IFT SA potentiel de transfert*

4.1. Sur le bassin du Ruiné

4.1.1. Un préalable important : une estimation conduite de façon partielle car réalisée uniquement sur les Substances Actives présentes dans SIRIS

Lors du calcul de l'indicateur *IFT SA 'Potentiel de Transfert'*, un problème a été rencontré quant à la disponibilité de certaines données. En effet, toutes les substances actives, contenues dans les produits commerciaux appliqués sur le bassin versant, ne possèdent pas de valeurs de rang SIRIS eso ou esu. Au total, ce sont 31 substances actives utilisées par les agriculteurs pour lesquelles les valeurs de rang ne sont pas connues dans SIRIS (voir liste en annexe n°3). Il n'a donc pas été possible de calculer un *IFT SA 'Potentiel de Transfert'* pour les 90 Substances actives utilisées (voir annexe 4).

4.1.2. Echelle d'agrégation pour restitution du calcul et différents types de calcul

Pour permettre la confrontation avec les résultats de la modélisation SWAT, il a été rétenu de présenter les résultats pour les 7 substances actives à l'échelle de chacun des 13 Sous Bassin Versants délimités par la modélisation agro-hydrologique.

Cette lecture est également faite par culture (tableaux n°16).

Les résultats présentés portent sur les trois indicateurs présentés : l'IFT PC, l'IFT SA Esu et QSA moyen et cumulé à l'échelle de chaque sous-bassin versant.

La **valeur moyenne** d'un indicateur représente la moyenne de la valeur de l'indicateur obtenue à chaque parcelle et pondérée par sa surface. La **valeur cumulée** d'un indicateur d'un SBV est calculée comme étant la somme des valeurs de l'indicateur pour chaque parcelle du SBV, cette valeur étant pondérée par la surface de chaque parcelle du SBV. Ils répondent aux formules suivantes : (avec n = le numéro de la parcelle sur le BV).

IFT SA Esu moyen = (IFT SA Esu parcelle 1 * surface parcelle 1 +... + IFT SA Esu parcelle n * surface parcelle n) / (surface parcelle 1 +... + surface parcelle n)

IFT SA Esu cumulé = (IFT SA Esu parcelle 1 * surface parcelle 1 +... + IFT SA Esu parcelle n * surface parcelle n)

IFT PC moyen = (IFT PC parcelle 1 * surface parcelle 1 +... + IFT PC parcelle n * surface parcelle n) / (surface parcelle 1 +... + surface parcelle n)

IFT PC cumulé = (IFT PC parcelle 1 * surface parcelle 1 + ... + IFT PC parcelle n * surface parcelle n)

QSA moyen = (QSA parcelle 1 * surface parcelle 1 +... + QSA parcelle n * surface parcelle n) / (surface parcelle 1 +... + surface parcelle n)

QSA cumulé = (QSA parcelle 1 * surface parcelle 1 + ... + QSA parcelle n * surface parcelle n)

4.1.3. Principaux résultats

Le tableau n°16 présente les valeurs calculées de l'IFT SA 'Potentiel de transfert' Esu cumulées par culture et par substance active pour l'amont et l'aval du bassin versant du Ruiné. Le même tableau, pour l'ensemble des sous-bassins versant, est disponible en annexe n°5.

Tableau 16: valeurs de l'IFT SA 'Potentiel de transfert' Esu cumulé par culture et par SBV

N° SBV	IFT SA 'Potentiel de transfert' Esu cumulé													
	Aclonifen	Glyphosate				2,4 – MCP A	Métaldéhyde			Tébuconazole		S- Métolachlore		Mancozèbe
	T	BH	M	T	V	BH	BH	T	BH	V	M	T	V	
Amont (8 à 13)	3	0	2,1	2,2	49	5,9	0,2	0	0,1	54,1	2,8	0	30,9	
Aval (1 à 7)	12,7	16,6	6,2	2,3	44,6	3	0	1,6	0,5	17,9	6,3	5,9	46,3	

T = Tournesol, BH = Blé d'hiver, M = Maïs, V = Vigne

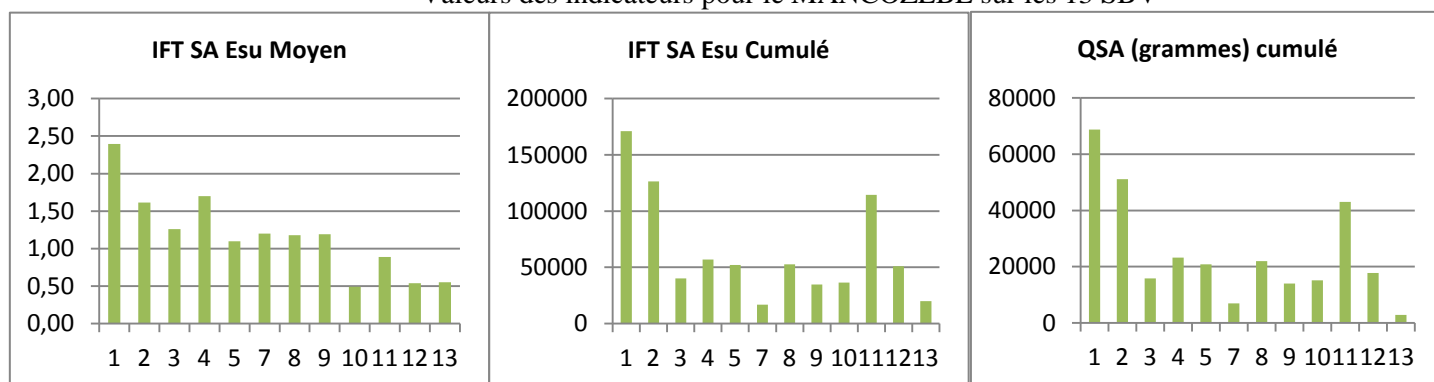
L'annexe n°6 présente les résultats pour les trois indicateurs cumulés et moyens par sous-bassins versants.

Selon les substances actives considérées et les surfaces traitées, certains SBV peuvent avoir de fortes valeurs d'IFT SA Esu moyen et de faibles valeurs d'IFT SA Esu cumulé ou inversement. Sur un SBV, une substance active peut être utilisée sur une faible surface mais dans des doses très élevées impliquant alors un IFT SA Esu moyen important et un IFT SA Esu cumulé faible. A l'inverse, une substance peut être utilisée sur une grande surface sur un SBV à des doses très faibles impliquant alors un IFT SA Esu moyen faible mais un IFT SA Esu cumulé élevé.

Trois exemples d'histogrammes sont présentés avec le Mancozèbe pour illustrer ces différences. Pour une même Substance active (le mancozèbe), les trois indicateurs ne présentent pas la même tendance.

L'ensemble des résultats pour les 7 S.A est présenté à l'annexe n°7.

Valeurs des indicateurs pour le MANCOZEBE sur les 13 SBV



Chaque sous-bassin versant se caractérise par ses cultures mises en place avec des applications différentes de substances actives. Selon les teneurs des substances actives dans les produits commerciaux, les quantités de matières actives sont plus ou moins importantes et influencent donc les transferts de pesticides vers le Ruiné. Les graphiques montrent que les résultats de l'IFT SA Esu cumulé appliqués par SBV sont proportionnels à la quantité de substance active (QSA). Cette proportionnalité s'explique par la formule de calcul.

En effet, la formule de l'IFT SA Esu est la suivante :

$$\text{IFT SA Esu} =$$

$$((\text{Teneur SA} * \text{Quantité appliquée de produit}) / \text{Dose Unité}) * (\text{Valeur de rang SIRIS}/100)).$$

Avec une valeur de rang comprise entre 0 et 100 et une dose unité supérieure à 0.

$$\text{QSA} = \text{Teneur SA} * \text{Quantité appliquée de produit}$$

$$\text{D'où IFT SA Esu} = \text{QSA} * (\text{Valeur de rang SIRIS}/100) / \text{Dose unité}$$

$$\text{Donc IFT SA Esu} = \text{QSA} * \mathbf{K}$$

Où **K** représente le rapport de la (Valeur de rang SIRIS/100) par la (Dose unité) pour chaque substance active.

Pour une même substance active **K** n'est donc constant que (i) dans les situations où la dose unité de cette substance est constante ou (ii) dans les cas où la substance n'est appliquée que sur une seule culture (cas sur le Ruiné du 2,4-mcpa, de l'Aclonifene, du Mancozèbe et du Métaldéhyde), ou si la dose unité est la même pour les différentes cultures qui requièrent cette substance (cas du Glyphosate et du Métaldéhyde). P

Pour les substances qui présentent des doses unités différentes selon les cultures, **K** n'est pas constant (cas du S_Métolachlore et du Tébuconazole).

Les valeurs des indicateurs sont directement influencées par les pratiques des agriculteurs présents sur les SBV mais aussi par les cultures en place. Une analyse présentée à l'annexe n°8 a également été conduite par culture pour rendre compte des quantités de substances actives appliquées et des valeurs des IFT PC et IFT SA pour chaque sous-bassin versant. Ces résultats ont été cartographiés par substance active en fonction des cultures (voir annexe n°9).

4.2. Résultats du calcul de l'indicateur sur le bassin de la Morcille

On rappelle que les *IFT SA potentiel de transfert* ont été calculés à l'aide de la calculette de l'INRA pour tous les viticulteurs enquêtés en se focalisant sur 7 substances actives, dont une substance interdite en 2008 : le diuron, qui a été rajoutée dans la base. Cette première étape a permis d'évaluer le panel des valeurs des IFT SA potentiel horizontal et vertical rencontré sur ce bassin. Sur cette base on a sélectionné 6 calendriers culturels correspondant à une gamme de valeurs des IFT SA potentiel de transfert horizontal et vertical.

4.2.1. IFT SA 'Potentiel de transfert' Vertical pour les sept SA étudiées :

La Figure 5 représente les résultats relatifs à l'IFT SA potentiel de transfert vertical (ESO) pour les 31 exploitations enquêtées sur le bassin versant de la Morcille et les 7 substances étudiées. Chaque histogramme montre la part de chaque classe (faible, moyen ou fort) contribuant à l'indice global. On observe une grande gamme de variation, à mettre en relation avec la grande diversité des pratiques en termes de quantité et de nature de substances utilisées. Les exploitations Expl 1, Expl 2 et Expl 3 ont été sélectionnées pour comparer l'IFT SA potentiel de transfert avec la modélisation MACRO en ce qui concerne les pratiques avant l'interdiction du diuron, et les exploitations Expl 7, Expl 17.2 et Expl 27 ont été choisies pour la comparaison après l'interdiction du diuron. Ces exploitations permettent d'étudier une gamme de valeurs d'IFT SA potentiel de transfert vertical dont les valeurs, pour chaque classe de mobilité, sont présentées dans le tableau 17.

Figure 5 : Valeur de l'indicateur IFT SA Potentiel de transfert Vertical pour tous les exploitants enquêtés sur le bassin de la Morcille (en amont des Versauds) pour les 7 substances étudiées.

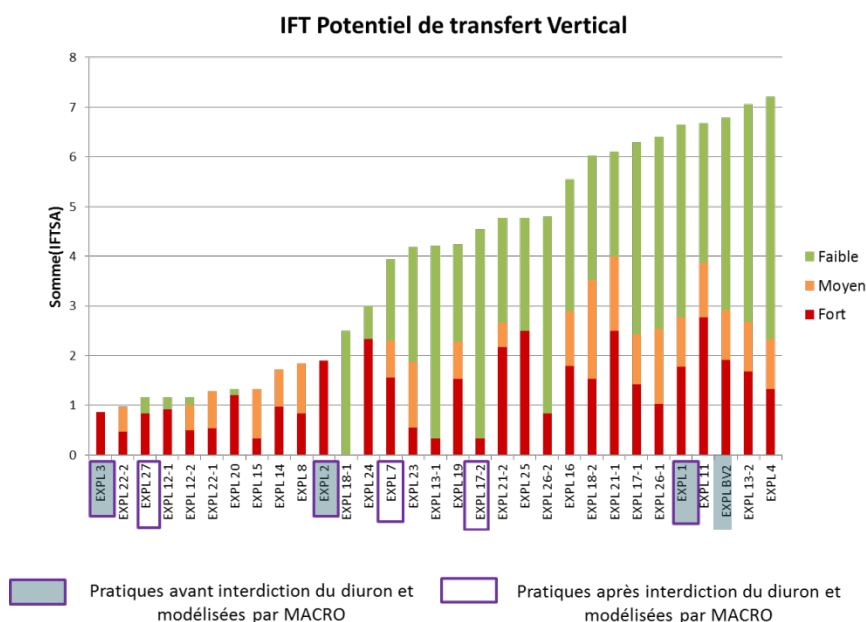


Tableau 17 : IFTSA potentiel de transfert Vertical par classe de mobilité pour chaque exploitant enquêté

Code exploitant	Classe de mobilité			TOTAL
	Fort	Moyen	Faible	
EXPL 1	1,78	1,00	3,88	6,65
EXPL 11	2,77	1,10	2,81	6,68
EXPL 12-1	0,92	0	0,25	1,17
EXPL 12-2	0,50	0,50	0,17	1,17
EXPL 13-1	0,33	0	3,88	4,21
EXPL 13-2	1,68	1,00	4,38	7,05
EXPL 14	0,97	0,75	0	1,72
EXPL 15	0,33	1,00	0	1,33
EXPL 16	1,79	1,10	2,66	5,55
EXPL 17-1	1,43	1,00	3,88	6,30
EXPL 17-2	0,33	0	4,21	4,54
EXPL 18-1	0	0	2,50	2,50
EXPL 18-2	1,52	2,00	2,50	6,02
EXPL 19	1,53	0,75	1,96	4,24
EXPL 2	1,90	0	0	1,90
EXPL 20	1,20	0	0,13	1,33
EXPL 21-1	2,50	1,50	2,11	6,11
EXPL 21-2	2,17	0,50	2,11	4,78
EXPL 22-1	0,53	0,75	0	1,28
EXPL 22-2	0,47	0,50	0	0,97
EXPL 23	0,55	1,33	2,31	4,19
EXPL 24	2,33	0	0,67	3,00
EXPL 25	2,50	0	2,28	4,78
EXPL 26-1	1,03	1,50	3,88	6,41
EXPL 26-2	0,83	0	3,96	4,79
EXPL 27	0,84	0,00	0,33	1,17
EXPL 3	0,86	0	0	0,86
EXPL 4	1,33	1,00	4,88	7,21
EXPL 7	1,56	0,75	1,63	3,93
EXPL 8	0,84	1,00	0	1,84
EXPL BV2	1,92	1,00	3,88	6,79

(lecture : en surligné les valeurs des exploitations sélectionnées pour la modélisation : en jaune : avant interdiction du diuron, en rose : après interdiction du diuron).

4.2.2. IFT SA ‘Potentiel de transfert’ Horizontal pour les sept SA étudiées :

De la même façon, les IFT SA potentiel de transfert horizontal (ESU) ont été calculés pour chaque exploitation enquêtée et les 7 substances actives retenues (figure 6). On observe également une grande diversité de résultats et les exploitations choisies pour la modélisation MACRO présentent également des valeurs différenciées pour cet indice (tableau 18). On remarque pour les substances retenues, une plus large proportion de la classe moyenne du potentiel de transfert horizontal, alors que c’est la classe faible qui prédomine pour le potentiel de transfert vertical.

Figure 6 : Valeur de l’indicateur IFT SA Potentiel de transfert Horizontal pour tous les exploitants enquêtés sur le bassin de la Morcille (en amont des Versauds) pour les 7 substances étudiées.

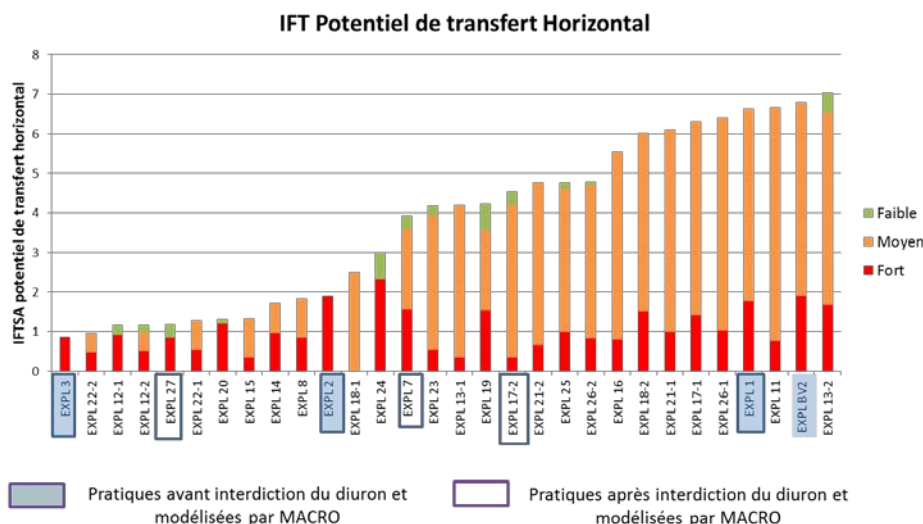


Tableau 18 : IFTSA potentiel de transfert Horizontal par classe de mobilité par exploitant.

code exploitant	Fort	Moyen	Faible	total
EXPL 3	0,86	0,00	0	0,86
EXPL 22-2	0,47	0,50	0	0,97
EXPL 12-1	0,92	0,00	0,25	1,17
EXPL 12-2	0,50	0,50	0,17	1,17
EXPL 27	0,847	0,00	0,33	1,18
EXPL 22-1	0,53	0,75	0	1,28
EXPL 20	1,20	0,00	0,13	1,33
EXPL 15	0,33	1,00	0	1,33
EXPL 14	0,97	0,75	0	1,72
EXPL 8	0,84	1,00	0	1,84
EXPL 2	1,90	0,00	0	1,90
EXPL 18-1	0	2,50	0	2,50
EXPL 24	2,33	0,00	0,67	3,00
EXPL 7	1,56	2,04	0,33	3,93
EXPL 23	0,55	3,39	0,25	4,19
EXPL 13-1	0,33	3,88	0	4,21
EXPL 19	1,53	2,04	0,67	4,24
EXPL 17-2	0,33	3,88	0,33	4,54
EXPL 21-2	0,67	4,11	0	4,78
EXPL 25	1,00	3,61	0,17	4,78
EXPL 26-2	0,83	3,88	0,08	4,79
EXPL 16	0,79	4,76	0	5,55
EXPL 18-2	1,52	4,50	0	6,02
EXPL 21-1	1,00	5,11	0	6,11
EXPL 17-1	1,43	4,88	0	6,30
EXPL 26-1	1,03	5,38	0	6,41
EXPL 1	1,78	4,88	0	6,65
EXPL 11	0,77	5,91	0	6,68
(lecture en surbrillant les valeurs des exploitations sélecti				6,79
EXPL 13-2	1,68	4,88	0,50	7,05
EXPL 4	1,33	4,88	1,00	7,21

5. Résultats des travaux de modélisation sur les deux bassins versants

5.1. L'estimation des flux de pesticides sur le bassin du Ruiné par modélisation agro-hydrologique

La modélisation agro-hydrologique (réalisée avec le modèle SWAT) a pris en compte les pratiques agricoles de 2012-2013 avec l'occupation agricole de cette même période. Ces données sont issues des mêmes enquêtes terrain que celles conduites entre mai et juin 2015 pour le calcul de l'IFT potentiel de Transfert.

5.1.1. Choix des matières actives et des années agricoles modélisées

Le choix des matières actives modélisées a porté sur les 7 Substances actives (SA) précédemment choisies pour le calcul de l'IFT SA potentiel de transfert pour les raisons suivantes :

- Le modèle limite la simulation à 10 SA par scénario agricole (calendrier lié à des occupations du sol)
- Les données et informations nécessaires sur ces S.A concernant notamment les paramètres physico-chimiques impliquent une expertise et un travail de fonds qui avait été capitalisé sur ces Substances Actives (projet Modchar conduit en 2012 par Irstea Bordeaux / ETBX).
- Le choix de l'année modélisée a porté sur l'année agricole 2012-2013 car elle comporte plus de molécules et d'information sur les pratiques que l'année 2013/2014 (manque d'informations lors des enquêtes chez les agriculteurs).

5.1.2. La modélisation des pratiques agricoles 2012-2013 à l'échelle de la HRU

Le modèle SWAT permet d'implémenter des pratiques pour chaque type d'occupation de sol (blé, maïs, etc). A l'échelle d'un bassin versant de petite taille tel que le Ruiné, les données agricoles sont disponibles et précises. Dans le travail de modélisation, il importe de conserver la variabilité des pratiques observées pour une même culture. Deux possibilités ont été étudiées :

- (i) soit construire un itinéraire moyen pour chaque type de culture, ce qui aurait supprimé toute la variabilité et aurait ajouté un facteur d'incertitudes dans les résultats de calculs de transferts et de devenir des pesticides, au vu du faible nombre de parcelles traitées (une centaine),
- (ii) soit garder la spécificité de chaque itinéraire à l'échelle de la parcelle. **C'est ce second choix qui a été retenu qui permet, par ailleurs, d'être en cohérence avec la méthode de calcul de l'indicateur (IFT potentiel de transfert).**

A cet effet, le développement d'un applicatif Generator of Land Use version 3 (GenLU3) a été nécessaire. GenLU 3 permet d'entrer chaque itinéraire cultural à l'échelle de l'unité de calcul du modèle, la Hydrological Response Unit (HRU) ; cette HRU correspond pour le Ruiné, à la parcelle, pour la couverture agricole. En effet, les deux autres variables combinatoires de la HRU (les sols et la pente) ne sont pas discriminantes (une seule typologie pour chaque). La modélisation a pour autant bien pris en compte la longueur et le degré de pentes ainsi que les types de sol et leurs caractéristiques physico-chimiques pour le calcul des transferts.

Les pressions agricoles en pesticides modélisées à la parcelle HRU sont représentées aux figures 7 et 8.

Figure 7 : Modélisation des applications de pesticides à la parcelle-HRU

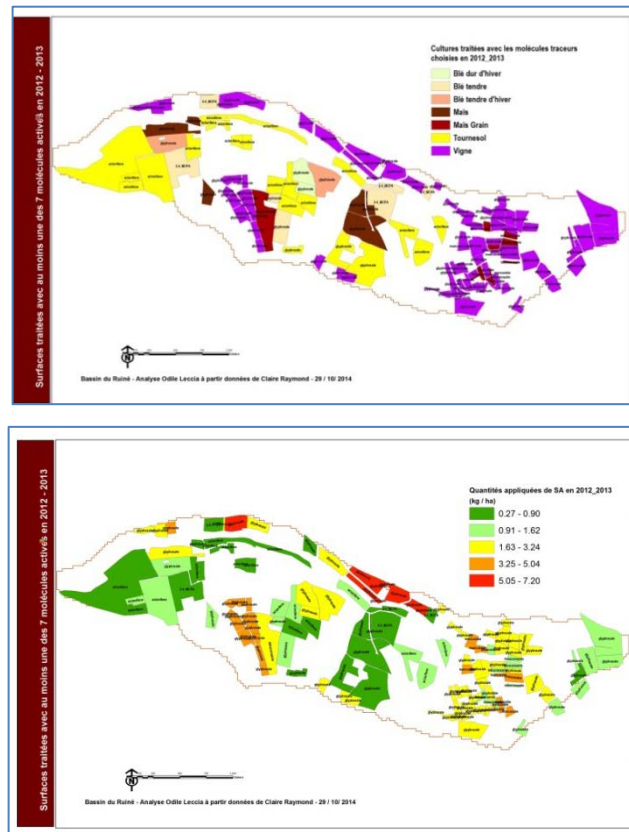
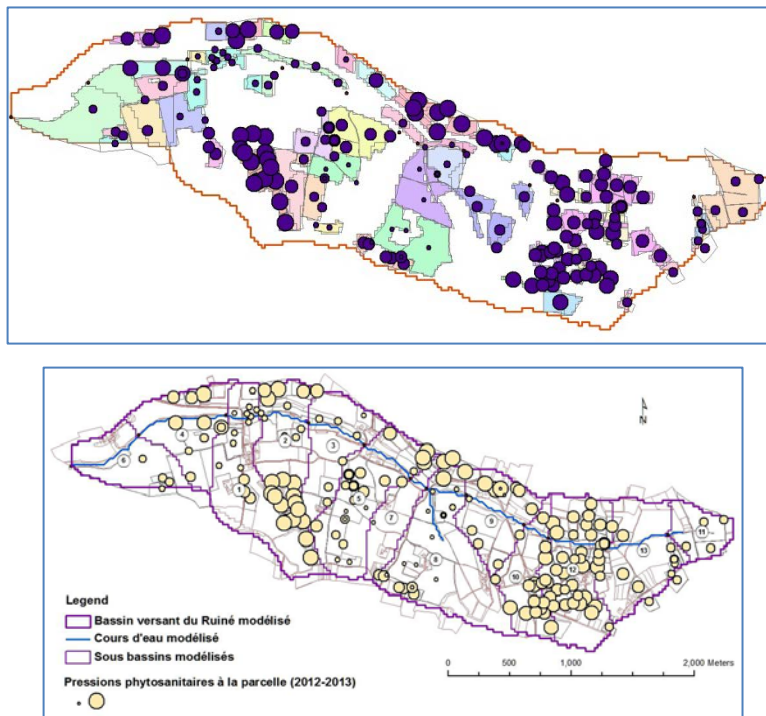


Figure 8 : Pressions relatives à la parcelle



5.1.3. Calibration et validation sur les données hydrométriques à l'échelle des 13 Sous Bassins Versants

La calibration, réalisée sur les données hydrométriques, consiste à ajuster les valeurs des paramètres du modèle pour reproduire au mieux les débits observés (Abbaspour, 2005). L'étape de calibration sur les paramètres de qualité n'a pas été conduite par manque de données sur la station présente.

La calibration est un processus itératif qui consiste à faire varier les paramètres en question afin d'obtenir la meilleure valeur d'une fonction objectif, ici le critère du Nash Suttcliffe, spécialement conçu pour évaluer l'efficacité d'un modèle hydrologique (Nash and Suttcliffe 1970). Il est calculé comme suit :

$$\text{Critère de Nash Suttcliffe} = \frac{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - \bar{Q}_0)^2}$$

Q_0^t = Débits observés au temps t

Q_m^t = Débits modélisés au temps t

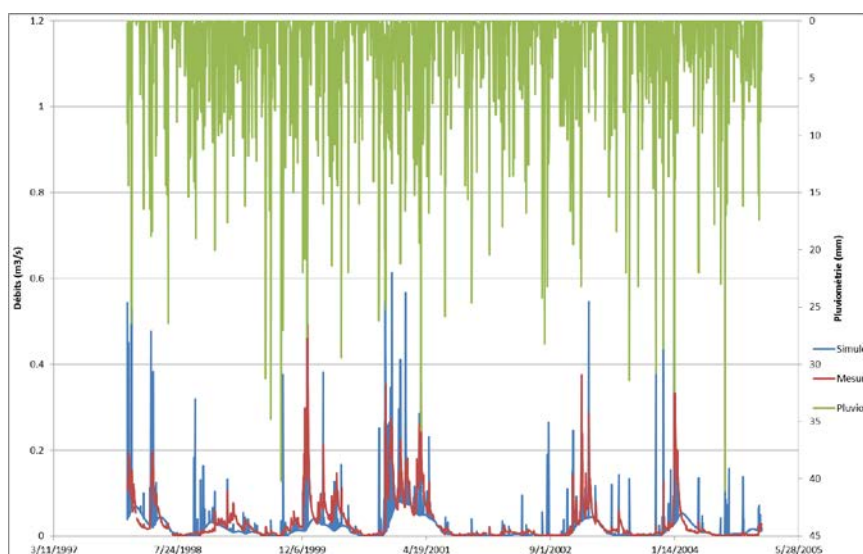
\bar{Q}_0 = Moyenne des débits observés

Sa valeur varie de $-\infty$ à 1. Plus sa valeur est proche de 1, plus le modèle est optimisé. Cela se traduit par une parfaite corrélation entre débits observés et modélisés. La valeur prédictive issue d'un modèle est considérée comme valable à partir d'une valeur de Nash Suttcliffe de 0,65.

Le processus de calibration consiste à faire varier la valeur des paramètres contribuant à la réponse hydrologique qui ont une influence sur les débits, de lancer le modèle afin d'obtenir les débits simulés et de les confronter aux débits observés à l'aune de la fonction objectif, en faisant tendre vers 1 le critère de Nash Suttcliffe. Afin de s'assurer de la bonne reproductibilité et de la praticabilité du modèle, une fois le modèle calibré, la méthode de validation est ensuite mise en œuvre. Le processus de validation consiste à reproduire le processus de calibration sur une autre série de données hydrométriques observées. Les deux valeurs de fonction objectif calibration et validation sont *in fine* comparées. Celles-ci ne doivent pas être trop éloignées et supérieures à une valeur de 0,65 (Abbaspour, 2007).

Le modèle a été calibré sur les débits en fonction des données hydrométriques disponibles (2000 à 2005) de la station instrumentée par le Cemagref/Irstea sur le Ruiné avec les précipitations fournies par Météo France aux deux stations les plus proches (Barbezieux et Juillac le Coq). Les résultats de la calibration sont illustrés par l'hydrogramme (Cf. Figure 9) (Formal, 2014).

Figure 9 : calibration des débits et précipitations



5.1.4. Analyse de sensibilité des paramètres gérant la réponse hydrologique

Une analyse de sensibilité permet de déterminer les paramètres qui influent le plus sur les valeurs de débits modélisés. Cette étape a été réalisée avec l'algorithme du *Sequential Fitting Uncertainty 2* (SUFI2) (Jajarmizadeh et al., 2013). Les vingt premiers paramètres les plus influents ont été calibrés (Formal, 2014). Les résultats de cette analyse de sensibilité sont présentés en annexe 16.

5.1.5. Analyse d'incertitude des paramètres gérant la réponse hydrologique

La quantification de l'incertitude dans l'espace multidimensionnel des paramètres est difficile en raison de la complexité de la structure des fonctions objectif (coefficient de détermination (r^2) - coefficient de Nash-Sutcliffe (NSE)). Dans le présent projet, c'est la méthode d'optimisation *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) (Abbaspour et al., 2007) qui a été mise en œuvre pour (i) sa rapidité de calcul par échantillonnage de larges sets indépendants de paramètres via l'Hypercube latin et pour (ii) son efficacité dans l'analyse combinée de l'incertitude et de l'optimisation reposant sur une procédure de recherche globale. Cette procédure est décrite à l'annexe 16.

5.1.6. Paramètres de modélisation des transferts associés aux 7 Substances Actives modélisés sur 2012-2013

Quatre variables de sorties de la modélisation ont été calculés.

- 1- les flux massiques qui rendent compte de la part transférée en phase soluble (au plan formel phase dissoute) dans le cours d'eau,
- 2- les flux spécifiques totaux prenant en considération les masses transférées à chaque exutoire, sous formes adsorbée et soluble par unité de surface de sous-bassin considéré. Cette distinction permet de prendre en compte la taille totale du SBV et donc sa contribution. Pour un même flux massique, le flux spécifique d'un petit SBV sera supérieur au flux spécifique d'un grand SBV.
- 3- les flux spécifiques en phase soluble uniquement,
- 4- les concentrations en rivière, à l'exutoire de chaque sous bassin modélisé, qui rendent compte des transferts massiques de pesticides en relation avec le volume d'eau par unité de temps, soient les débits calibrés (Cf. Figure 6).

Au final, parmi ces quatre variables, la confrontation a porté sur les flux massiques et les flux spécifiques en phase soluble.

Les valeurs des paramètres caractérisant les 7 molécules phytosanitaires modélisées sous SWAT ont été ajustées au contexte local charentais, avec l'expertise du laboratoire de chimie Irstea Bordeaux (tableau 19).

Tableau 19 : valeurs des paramètres physico-chimiques des molécules modélisées

Nom de la substance active	SKOC	WOF	H_LIFE_F	H_LIFE_S	WSOL	Constante de HENRY
Aclonifene	8741	0.5	25	58	1.4	0.0032
Glyphosate	14550	0.5	10	32	10500	0
Mancozèbe	1000	0.25	10	1	6.2	0
2,4-MCPA	53	0.95	7	7	30	0.000055
Métaldéhyde	210	0.5	2	20	222	3.5
S_Métolachlore	190	0.5	5	110	530	0.00001
Tébuconazole	992	0.7	30	18	36	0.00001

SKOC : coefficient d'adsorption de la SA normalisé par la teneur en matière organique du sol.

Wash off fraction (WOF) : rend compte du potentiel de lessivage par la pluie de la fraction de la molécule déposée sur la partie foliaire des cultures : il varie selon la morphologie de la plante, la nature de la feuille, le degré de solubilité de la SA, la polarité moléculaire de la SA, l'intensité et la durée de l'épisode pluvieux.

H_LIFE_S : durée de demi-vie de la SA dans le sol exprimée en jours. Elle correspond au temps nécessaire à la dissipation de 50 % de la molécule phytosanitaire dans le sol. Elle englobe les processus de dégradation (photolyse, hydrolyse, dégradations biologiques et réactions chimiques) et de volatilisation.

H_LIFE_F : durée de demi-vie sur la partie foliaire, exprimée également en jours.

WSOL : solubilité dans l'eau (ppm ou mg/l).

5.1.7. Résultats de la modélisation sur le Ruiné pour les 7 Substances actives

Les résultats (variables de sorties) sont transcrites dans le tableau 20 ci-dessous.

Tableau 20 : valeurs des transferts simulés pour les 7 SA étudiées (pratiques 2012 -2013)

SBV SWAT	Débits (m3/s)	Aclonifene					Glyphosate					Mancozèbe					MCPA,2-4				
		Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)	Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)	Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)	Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)
		soluble	adsorbé	Total	soluble		soluble	adsorbé	Total	en phase soluble		soluble	adsorbé	Total	soluble		soluble	adsorbé	Total	soluble	
1	3,2E-02	3,3E+01	4,7E+00	6,0E+01	5,3E+01	1,0E-01	7,3E+01	1,7E+01	1,4E+02	2,7E+01	2,3E-01	2,2E-04	0,0E+00	3,4E-04	3,4E-04	6,8E-07	3,0E-02	0,0E+00	4,8E-02	4,8E-02	4,1E-04
2	2,7E-02	3,5E+01	5,5E+00	1,1E+02	9,5E+01	1,3E-01	6,0E+01	1,0E+01	1,9E+02	2,8E+01	2,2E-01	2,5E-04	0,0E+00	6,8E-04	6,8E-04	9,2E-07	3,4E-02	0,0E+00	9,2E-02	9,2E-02	5,1E-04
3	2,5E-02	4,2E+01	7,6E+00	1,3E+02	1,1E+02	1,7E-01	4,0E+01	6,6E+00	1,2E+02	1,7E+01	1,6E-01	3,0E-07	0,0E+00	8,0E-07	8,0E-07	1,2E-09					
4	3,5E-02	2,8E+01	3,4E+00	7,5E+01	6,7E+01	7,9E-02	6,6E+01	1,3E+01	1,9E+02	3,2E+01	1,9E-01	1,9E-04	0,0E+00	4,5E-04	4,5E-04	5,3E-07	2,7E-02	0,0E+00	6,6E-02	6,6E-02	3,5E-04
5	2,2E-02	5,0E+01	1,1E+01	1,1E+02	9,1E+01	2,2E-01	4,8E+01	9,4E+00	1,0E+02	1,7E+01	2,1E-01	3,7E-07	0,0E+00	6,8E-07	6,8E-07	1,7E-09					
6	3,8E-02	2,3E+01	2,6E+00	7,9E+01	7,1E+01	6,2E-02															
7	1,9E-02	3,7E+01	9,7E+00	2,1E+02	1,7E+02	2,0E-01	3,3E+01	6,6E+00	1,8E+02	3,0E+01	1,8E-01	3,9E-07	0,0E+00	1,8E-06	1,8E-06	2,1E-09					
8	1,7E-02	5,0E+01	1,5E+01	8,8E+01	6,7E+01	2,9E-01	3,6E+01	8,3E+00	6,0E+01	1,1E+01	2,1E-01	4,8E-07	0,0E+00	6,5E-07	6,5E-07	2,8E-09	5,5E-02	0,0E+00	7,4E-02	7,4E-02	1,1E-03
9	1,2E-02	6,9E+00	1,3E+00	2,3E+01	1,9E+01	5,6E-02	2,4E+01	4,3E+00	7,9E+01	1,2E+01	1,9E-01	5,1E-07	0,0E+00	1,4E-06	1,4E-06	4,1E-09	2,8E-02	0,0E+00	7,7E-02	7,7E-02	7,2E-04
10	1,0E-02	1,9E+00	2,9E-01	7,0E+00	6,1E+00	1,9E-02	1,6E+01	2,2E+00	5,9E+01	7,1E+00	1,6E-01	1,0E-07	0,0E+00	3,3E-07	3,3E-07	1,0E-09					
11	1,1E-03						1,8E+00	5,7E-02	1,1E+01	3,2E-01	1,6E-01	1,6E-04	0,0E+00	9,0E-04	9,0E-04	1,4E-05					
12	8,1E-03						8,7E+00	1,1E+00	1,7E+01	1,9E+00	1,1E-01	7,0E-08	0,0E+00	1,2E-07	1,2E-07	8,6E-10					
13	4,4E-03						2,9E+00	1,4E-01	6,4E+00	3,0E-01	6,7E-02	8,6E-09	0,0E+00	1,8E-08	1,8E-08	1,9E-10					

SBV SWAT	METALDEHYDE					S_METOLACHLORE					TEBUCONAZOLE				
	Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)	Flux massiques (g)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)	FMS (mg)		Flux spécifiques (g/ km²)		Cc (µg/l)
	soluble	adsorbé	Total	soluble		soluble	adsorbé	Total	soluble		soluble	adsorbé	Total	soluble	
1						1,1E+02	3,8E-01	1,7E+02	1,7E+02	3,3E-01	9,9E+00	1,7E-01	1,6E+01	1,6E+01	3,1E-02
2						9,5E+01	3,9E-01	2,6E+02	2,6E+02	3,5E-01	9,9E+00	1,4E-01	2,7E+01	2,7E+01	3,7E-02
3	1,7E-01	3,1E-04	4,4E-01	4,4E-01	2,7E-03	1,1E+02	4,4E-01	2,8E+02	2,8E+02	4,4E-01	8,3E+00	1,2E-01	2,2E+01	2,2E+01	3,4E-02
4						9,3E+01	3,3E-01	2,3E+02	2,3E+02	2,7E-01	8,0E+00	1,4E-01	2,0E+01	1,9E+01	2,3E-02
5	1,0E-01	2,0E-04	1,9E-01	1,9E-01	1,8E-03	6,3E+01	2,0E-01	1,2E+02	1,2E+02	2,8E-01	7,6E+00	1,2E-01	1,4E+01	1,4E+01	3,4E-02
6						8,2E+01	2,9E-01	2,5E+02	2,5E+02	2,2E-01					
7											6,7E+00	1,1E-01	3,1E+01	3,1E+01	3,6E-02
8	1,1E-02	1,5E-06	1,5E-02	1,5E-02	3,5E-04						8,4E+00	1,4E-01	1,2E+01	1,1E+01	4,9E-02
9	4,1E-03	0,0E+00	1,1E-02	1,1E-02	1,6E-04						7,6E+00	1,2E-01	2,1E+01	2,1E+01	6,1E-02
10											8,5E+00	1,4E-01	2,8E+01	2,7E+01	8,5E-02
11															
12											7,0E+00	1,3E-01	1,3E+01	1,2E+01	8,6E-02
13											9,6E-01	9,6E-03	2,0E+00	2,0E+00	2,2E-02

Il ressort les points marquants suivants :

Les flux et concentrations sur les SBV amont (11 et 13) pour le S_Métolachlore tendent vers 0. Ces valeurs quasi nulles peuvent s'expliquer par de très faibles débits, la source du ruisseau du Ruiné ne draine que de façon limitée les quelques parcelles où le S-Métolachlore est appliqué.

Les flux observés ont une importante variabilité d'un SBV à l'autre, liée directement aux applications et aux variables du milieu.

Pour l'acétonifène, il ressort deux sous bassins versants 3 et 5 situés en zone médiane aval du Ruiné qui sont fortement contributeurs pour les eaux de surface. Ils se caractérisent par une proportion importante de cultures traitées en céréales et maïs et aussi par une information presque complète des pratiques de toutes les parcelles culturales (91 % du SBV 3 est en culture enquêtée et 98 % du SBV 5).

On observe un net gradient amont-aval (du SBV 11 au SBV 4) pour deux molécules : le glyphosate (toutes cultures) et le tébuconazole (vigne et blé). Ce gradient pourrait s'expliquer par le fait que ces deux molécules sont appliquées sur toutes les cultures (pour glyphosate) et sur deux cultures principales (50 % de la SAU) pour le tébuconazole avec un calendrier d'application très large dans l'année.

Ce gradient n'est plus observable lorsqu'on examine les résultats sur les flux spécifiques.

Les concentrations observées ont des ordres de grandeurs très dissemblables d'une molécule à l'autre, variant de l'ordre de 10^{-7} (pour le Mancozèbe) à l'ordre de 10^{+1} (pour le Glyphosate et l'Acétonifène). Les doses appliquées sont une des variables explicatives : ainsi le mancozèbe appliqué en dose homologuée faible de manière assez systématique, transfère en ESU dans des proportions très faibles, sur la quasi-totalité du bassin, sauf sur le SBV 6 où il n'est pas appliqué.

5.2. Modélisation et résultats des flux de pesticides sur la Morcille

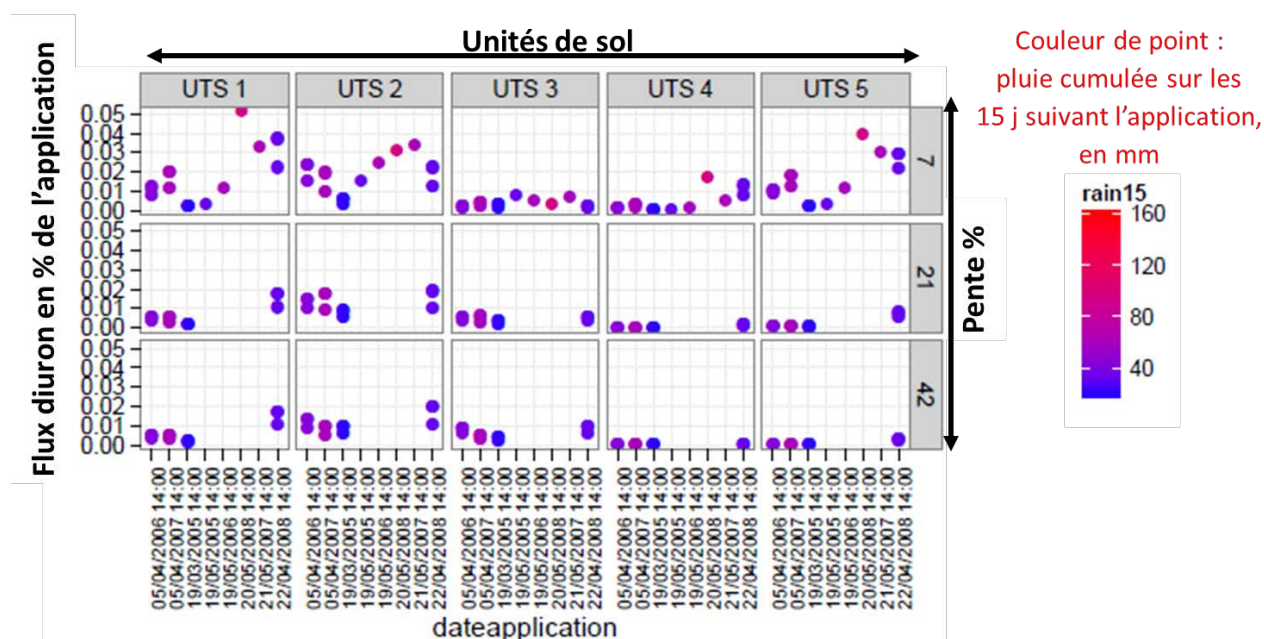
5.2.1. Modélisation des flux de pesticides à l'échelle parcellaire sur la Morcille pour la confrontation avec l'IFT SA Potentiel de Transfert

La modélisation a été mise en oeuvre à partir du modèle MACRO (Jarvis 1994) pour cette sélection de 6 calendriers culturaux (Durand, 2014) (voir annexe 13). La démarche de modélisation ne visait pas l'exhaustivité des situations rencontrées mais elle a été organisée de façon à tester l'influence sur les résultats de facteurs clés du transfert des pesticides. Ont notamment été testés :

- le type de sol (5 unités de sols réparties dans les 3 unités cartographiques du bassin (annexe 12),
- la variation inter-annuelle des conditions météorologiques (sur 3 années différenciées),
- la pente (7, 20 et 42 %).

Ainsi, avant de réaliser la comparaison des résultats de la modélisation avec ceux des IFT SA potentiels de transfert vertical et horizontal, on a réalisé, une analyse de variation des résultats du modèle en fonction de l'année et de la date d'application, du type de sol, de la pente et de la pluie cumulée sur les 15 jours suivant l'application. Ce travail est présenté pour le diuron (dose appliquée de 1200 à 1300 g/ha), en se focalisant sur les résultats du modèle en termes de flux verticaux cumulés de cette substance, sur l'ensemble de la saison culturale (Figure 10).

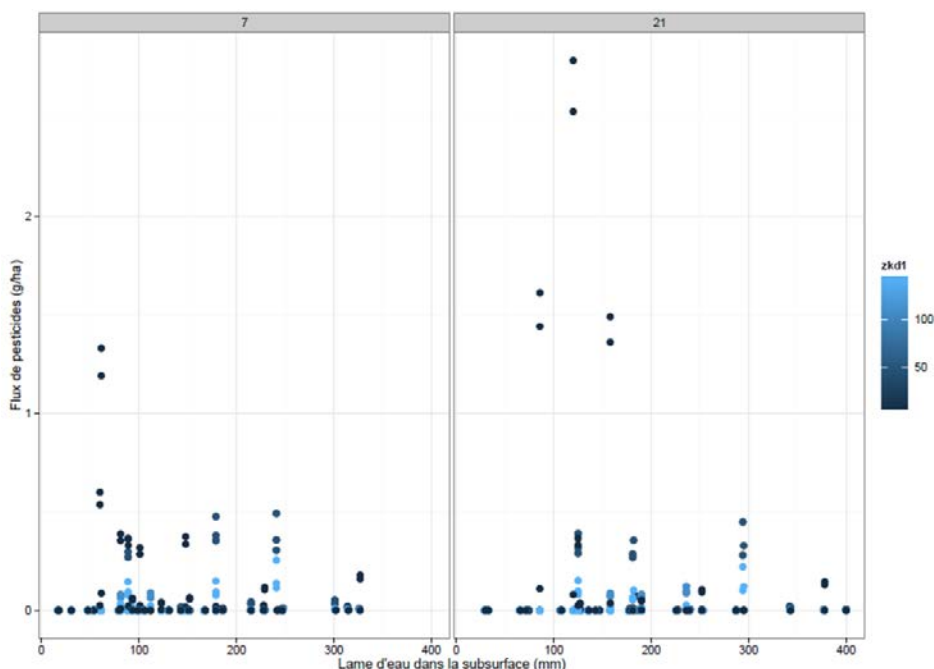
Figure 10 : Flux vertical cumulé de diuron modélisé par MACRO 400j après application (1 seule application annuelle de l'ordre de 1200 g/ha).



On constate une grande variabilité des résultats notamment en fonction des dates d'application et des conditions pluviométriques. Par ailleurs, on note que pour une même date d'application il est possible d'obtenir des flux verticaux très différents selon les années hydrologiques, le type de sol ou les valeurs de pente. Cette variabilité est confirmée pour les autres substances étudiées appliquées sur cette même période (Figures 11 et 12). Ces figures mettent également en regard l'influence des valeurs des paramètres d'adsorption et de dégradation des substances considérées sur les transferts calculés.

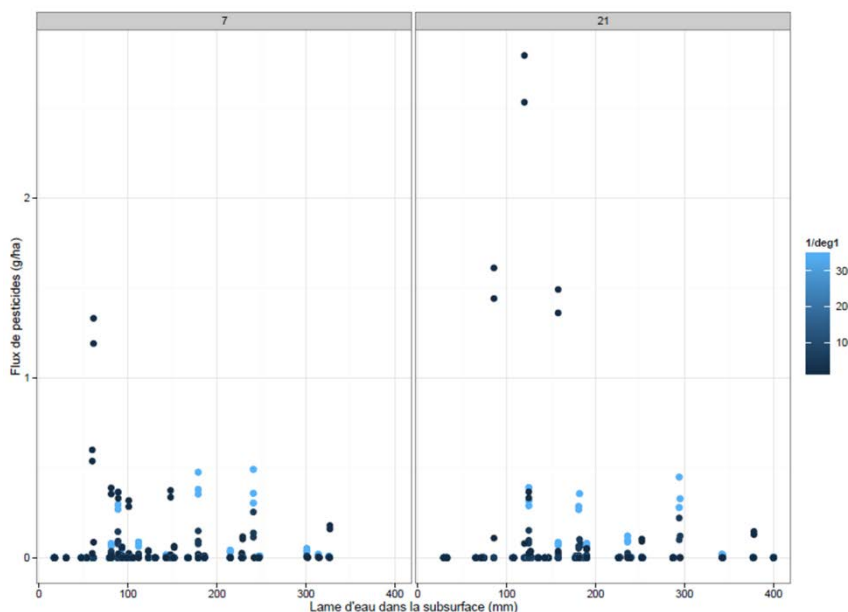
Ce constat nous amène à poser la question du choix de la valeur de flux vertical modélisé à comparer à l'IFT SA potentiel de transfert qui ne prend pas en compte l'influence du sol, de la pente ni de la pluviométrie.

Figure 11 : Flux vertical de substance cumulé sur la saison culturale modélisé par MACRO en fonction de la lame d'eau, de la pente (7 ou 21%) pour les 5 types de sol (UTS1 à UTS5) et chaque SA modélisée (exploitations 1, 2 et 3).



La couleur des points indique la valeur du coefficient d'adsorption (Zkd1) de chaque substance modélisée (diuron, aminotriazole, glyphosate, tébuconazole, spiroxamine et flazasulfuron).

Figure 12 : Flux vertical de substance cumulé sur la saison culturale modélisé par MACRO en fonction de la lame d'eau, de la pente (7 ou 21%) pour les 5 types de sol (UTS1 à UTS5) et chaque SA modélisée (exploitations 1, 2 et 3).



La couleur des points indique la valeur du paramètre 1/deg1 qui varie dans le sens inverse du coefficient de dégradation de chaque substance modélisée (diuron, aminotriazole, glyphosate, tébuconazole, spiroxamine et flazasulfuron).

Compte tenu du faible nombre de modélisations réalisées ici, il n'est pas pertinent de calculer des grandeurs moyennes (ou autre grandeur statistique). Pour affiner le choix des combinaisons (année, sol, pente) qui serviront à la comparaison, on a préféré analyser de manière plus ciblée les résultats des transferts verticaux et horizontaux obtenus en fonction de ces paramètres afin de mieux cerner les gammes de variation des flux calculés : cette analyse a été menée :

- sur la période précédant l'interdiction du diuron : pour l'exploitation 1, les types de sol UTS2 ou UTS3 (montrant des comportements différenciés et étant très répandus sur le bassin), les pentes de 21% ou 7% et les années hydrologiques 2005, 2006 ou 2007, les pratiques étant, par ailleurs, identiques (figures 13 et 14).
- sur la période suivant l'interdiction du diuron : pour les exploitations 7, 17.2 et 27, le sol UTS3, la pente 7% et les années 2010 (Figure 15), 2011 et 2012.

On constate que quelque soit les combinaisons considérées, l'aminotriazole et le diuron sont les plus transférés aussi bien dans les flux verticaux qu'horizontaux.

On remarque également que le modèle MACRO simule de faibles transferts de glyphosate dans le ruissellement ce qui peut être rapproché du fait que :

- cette substance présente un fort coefficient d'adsorption et une faible demi-vie (égale à 12 j dans la paramétrisation MACRO),
- les premières pluies conséquentes surviennent plusieurs jours après l'application,
- le modèle MACRO ne simule que le ruissellement par saturation du sol et non le ruissellement hortonien (par dépassement de la capacité d'infiltration),

Les résultats relatifs au glyphosate seront donc à considérer avec prudence.

L'UTS3 montre des flux horizontaux prépondérants et bien plus élevés que pour l'UTS2. Par ailleurs, on note l'importance de la pente sur les flux verticaux au sein de l'UTS3 : compte tenu de la faible profondeur de ce sol, une pente forte semble faciliter l'évacuation par écoulements latéraux dans le sol de l'eau infiltrée.

Par ailleurs, les années 2007 et 2010 se distinguent par le transfert plus marqué des fongicides (classés en mobilité faible à moyenne dans la classification SIRIS, tableau 21). Ce constat met en évidence l'importance des premières pluies qui suivent l'application dans le transfert des substances qui peuvent gommer l'influence des propriétés physico-chimiques des substances : ainsi, sur ces deux années 2007 et 2010, l'application des fongicides est réalisée dans une période marquée par de fortes pluies (annexe 14) qui entraînent de fortes mobilisations. En revanche, bien qu'appliquée en dehors d'une période de pluie, la flumioxazine (classe de mobilité SIRIS faible) figure parmi les substances les plus transférées dans les flux verticaux en 2010 : cela peut être mis en relation avec sa demi-vie dans le sol relativement longue (>80 j) qui lui permet d'être mobilisée plus longtemps. Il faut ici relativiser ces résultats par le fait que les transferts verticaux modélisés par MACRO en 2010 sont faibles. Les simulations sur les années 2011 et 2012 ont montré des transferts faibles et, pour certaines substances, encore plus faibles que ceux calculés en 2010. Ces résultats n'ont donc pas été exploités pour la confrontation avec l'IFT SA potentiel de transfert, car jugés non pertinents pour rendre compte de la capacité de mobilisation des substances (conditions hydrologiques pas propices à l'expression de leur mobilité).

Figure 13 : Flux vertical (à gauche) ou horizontal (à droite) de substance (en g/ha) cumulé sur la saison culturale modélisé par MACRO (Expl 1) selon les années et la pente (7 ou 21%), pour le sol (UTS3 notée T3 ou UTS2 notée T2).

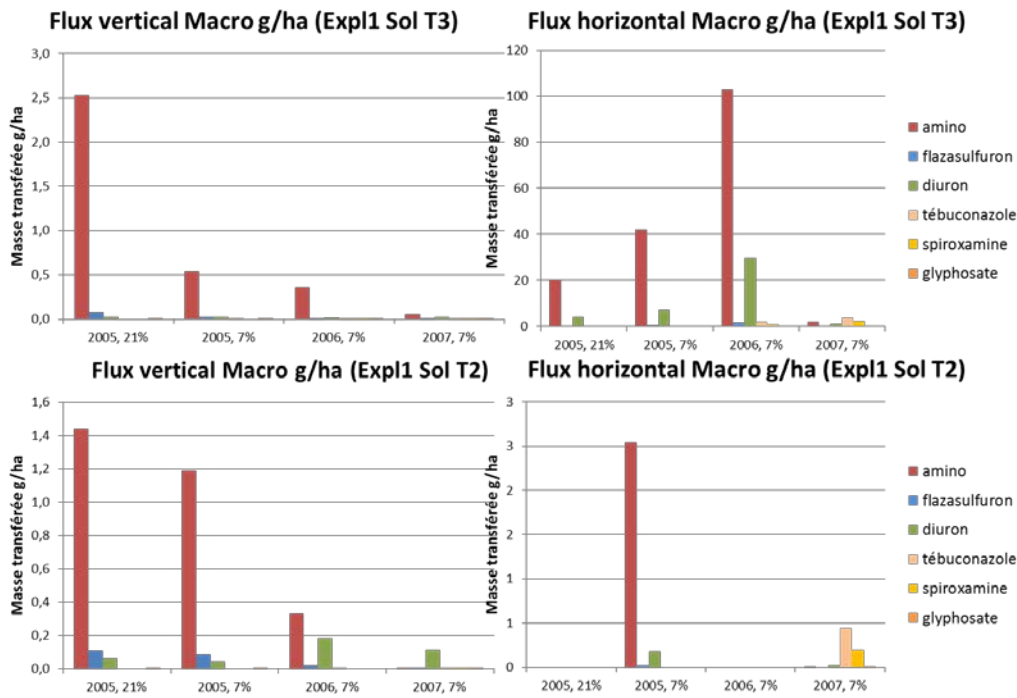


Figure 14 : Taux de transfert vertical (à gauche) et horizontal (à droite : ruissellement) (en % par rapport à la dose appliquée) de substance cumulé sur la saison culturale modélisé par MACRO (Expl 1) selon les années et la pente (7 ou 21%), pour le sol (UTS3 notée T3 ou UTS2 notée T2).

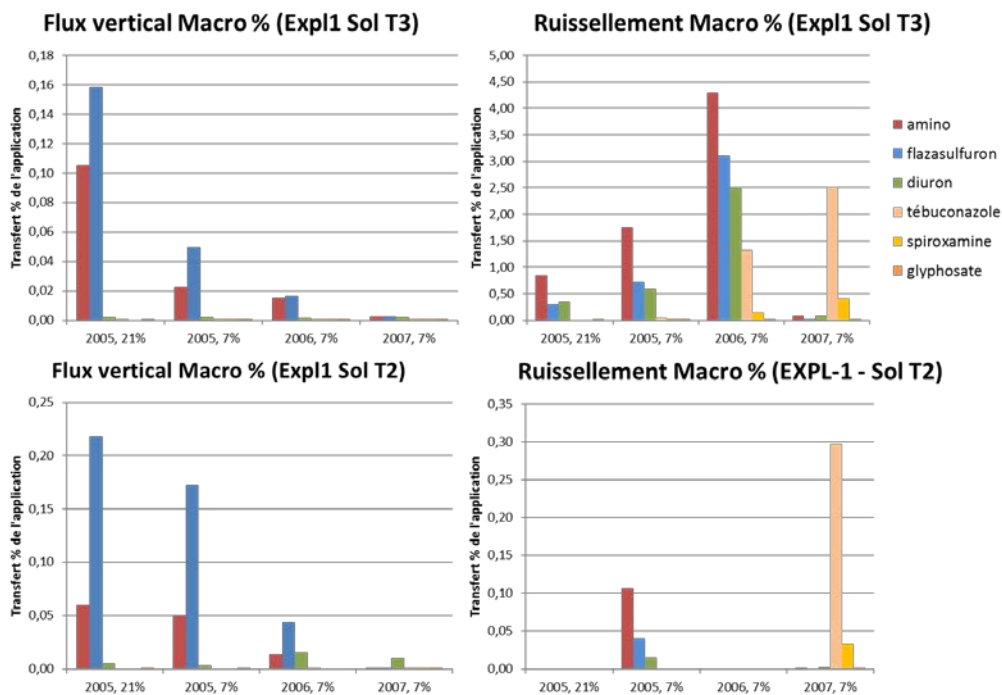
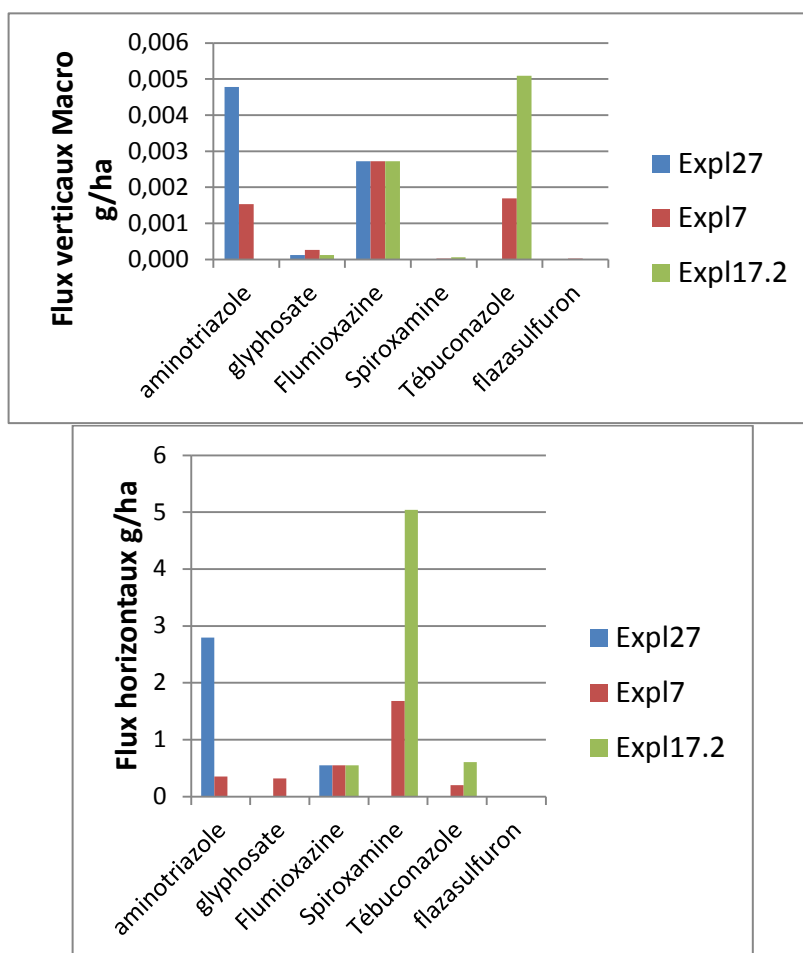


Figure 15 : Flux verticaux (en haut) et horizontaux (en bas) de pesticides cumulés sur la saison culturale modélisés par MACRO en 2010 pour les exploitants 27, 7 et 17.2.



Au final, pour la comparaison des résultats de modélisation avec les valeurs d'IFT SA potentiel de transfert, il a été choisi de retenir des situations différenciées sans être extrêmes, à savoir :

- les UTS2 et UTS3, la pente à 7% et les années 2005 et 2007 pour la période avant interdiction du diuron,
- l'UTS3, la pente à 7% et l'année 2010 pour la période après interdiction du diuron.

Le tableau 21 indique les classes de mobilité SIRIS utilisées pour les transferts verticaux (ESO) et horizontaux (ESU) pour définir l'agrégation par classe d' *IFT SA potentiel de transfert*. On montre leur cohérence globale avec les mobilités (exprimées par le flux transféré ramené à la masse appliquée) estimées par le modèle. Toutefois, comme on l'a déjà évoqué, le glyphosate est très peu mobilisé dans la modélisation alors qu'il est rangé dans les classes de mobilité forte ESU et ESO de SIRIS. Par ailleurs, dans certaines conditions agro-pédo-climatiques, le modèle a simulé des mobilités fortes pour le flazasulfuron (en flux vertical) ainsi que pour le tébuconazole et la spiroxamine (en flux horizontaux) alors qu'ils sont en classe de mobilité moyenne dans le classement SIRIS. Il faut relativiser ce résultat par le fait que les masses totales transférées restent faibles pour ces substances.

Tableau 21 : Classes de mobilité SIRIS pour les eaux souterraines (ESO) et de surface (ESU) relatives aux substances étudiées

Classes de mobilité ESO (eaux souterraines)

aminotriazole	Classe 3- Fort potentiel de transfert
diuron	Classe 3- Fort potentiel de transfert
flazasulfuron	Classe 2- Potentiel de transfert moyen
flumioxazine	Classe 1 - Faible potentiel de transfert
glyphosate	Classe 3- Fort potentiel de transfert
spiroxamine	Classe 1 - Faible potentiel de transfert
tébuconazole	Classe 1 - Faible potentiel de transfert

Classes de mobilité ESU (eaux de surface)

aminotriazole	Classe 3- Fort potentiel de transfert
diuron	Classe 3- Fort potentiel de transfert
flazasulfuron	Classe 2- Potentiel de transfert moyen
flumioxazine	Classe 1 - Faible potentiel de transfert
glyphosate	Classe 3- Fort potentiel de transfert
spiroxamine	Classe 2- Potentiel de transfert moyen
tébuconazole	Classe 2- Potentiel de transfert moyen

5.2.2. Modélisation des flux de pesticides à l'échelle globale du bassin versant de la Morcille pour la confrontation avec les valeurs chimiques et d'impact biologiques mesurées

Pour réaliser le changement d'échelle de la parcelle (sorties du modèle MACRO) au bassin versant, il était initialement prévu d'avoir recours à l'outil de modélisation spatialisé issu du projet Miriphyque (programme Pesticide 2009). Toutefois, il n'a pas été possible de mobiliser dans les temps des apports du projet Miriphyque qui étaient en cours de développement. De ce fait, la méthode d'agrégation des flux de pesticides sur les trois sous bassins d'intérêt a été relativement simplifiée et doit être considérée comme qualitative.

La comparaison a porté sur l'année 2008 pour laquelle les mesures de concentration et d'impact biologique aux 3 points de suivi et sur 6 substances (les 7 précédentes moins la flumioxazine, non appliquée en 2008) sont disponibles. A défaut de connaître toutes les pratiques sur toutes les parcelles de chaque sous bassin, l'analyse a été conduite sur une pratique moyenne de recours à ces substances (dose moyenne à l'hectare et dates courantes de traitement, représentée par la dénomination Exp-BV2 dans la suite). La modélisation a été réalisée en prenant en compte les variations de flux parcellaires en fonction des facteurs suivants : surface de la zone traitée, type de sol et classe de pente, pour chaque sous bassin. Dans un objectif de comparaison entre les stations de l'amont vers l'aval (P1 : amont, P2 : intermédiaire et P3 : aval), l'analyse a été uniquement conduite en sommant les flux parcellaires résultants par sous bassin et à calculer une concentration moyenne sur le mois qui précède la mesure biologique, en considérant le volume d'eau passé sur cette période, au droit de chaque point de suivi (figures 16 et 18). La mesure de débit étant uniquement réalisée à la station des Versauds, le volume passé aux deux autres points de comparaison (Saint Joseph et Vachat) a été estimé au prorata de la surface totale de chaque sous-bassin versant amont (figures 17 et 19).

Le calcul des concentrations a été réalisé sur deux périodes correspondant chacune aux 30 jours précédant la mesure de la qualité et de l'impact biologique sur le bassin de la Morcille.

Figure 16 : Concentrations moyennes calculées en chaque station de suivi sur la Morcille en considérant le mois précédant le 6 mai 2008

Calcul COR	Station	P1	P2	P3
Cmoy($\mu\text{g/L}$)	aminotriazole	0,00005	0,00034	0,29783
	diuron	0,03058	0,07830	0,69326
	flazasulfuron	0,00000	0,00000	0,00481
	glyphosate	0,00000	0,00000	0,00000
	spiroxamine	0,00527	0,01091	0,05888
	Tébuconazole	0,01722	0,03601	0,29108

Figure 17 : Débit journalier à la station des Versauds en 2008 (encadrée en noir la période sur laquelle les concentrations précédentes ont été calculées).

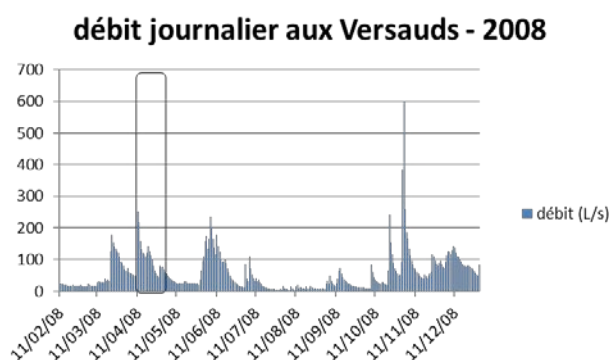
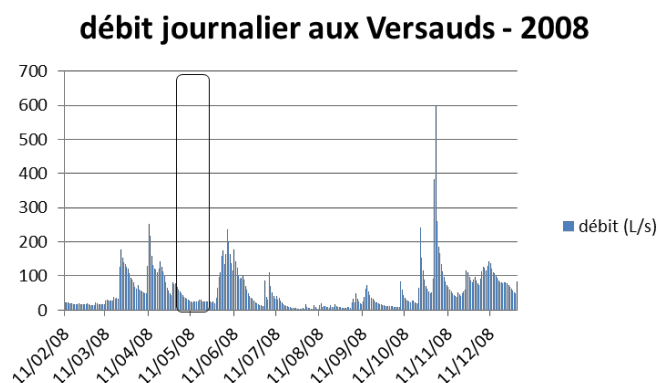


Figure 18 : Concentrations moyennes calculées en chaque station de suivi sur la Morcille en considérant le mois précédant le 29 mai 2008

Calcul COR	Station	P1	P2	P3
Cmoy($\mu\text{g/L}$)	aminotriazole	0,00008	0,00065	0,03228
	diuron	0,02110	0,06972	0,38206
	flazasulfuron	0,00000	0,00000	0,00108
	glyphosate	0,00000	0,00000	0,00000
	spiroxamine	0,00250	0,00506	0,01432
	Tébuconazole	0,00846	0,01735	0,10225

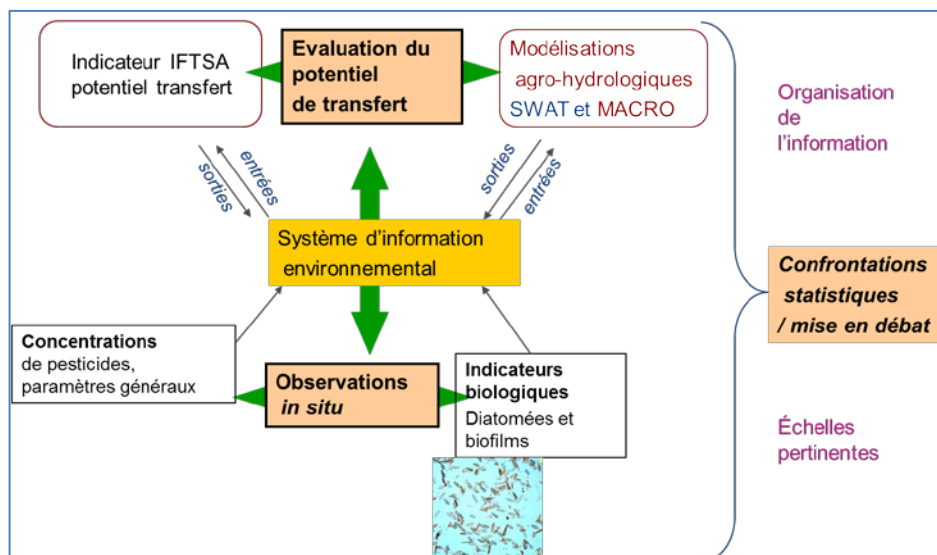
Figure 19 : Débit journalier à la station des Versauds en 2008 (encadrée en noir la période sur laquelle les concentrations précédentes ont été calculées).



6. L'intégration des données du Bassin versant du Ruiné dans un Système d'Information Environnemental (SIE)

Un des objectifs du projet IEPAP était de proposer une organisation pertinente de l'information pour permettre la confrontation statistique prévue dans la tâche C1 et contribuer aux discussions de la tâche C4. Cet objectif s'est traduit d'une part par la construction d'un système d'information environnemental (SIE) intégrant variables de milieu (sols, hydrologie, topologie), pratiques agricoles et mesures de monitoring (figure 20) en s'appuyant sur le développement d'un entrepôt de données dédié au projet IEPAP.

Figure 20 : les apports du SIE pour la confrontation



Les entrepôts de données présentent des qualités spécifiques pour répondre à cette demande d'aide à la gouvernance : ils peuvent manipuler de grands volumes de données et proposent une rapidité d'accès aux restitutions thématiques et spatiales. Braud et al. (2015) montrent qu'ils sont utilisés en complément de développement de système d'information multi-sources pour parcourir et visualiser les données selon différentes dimensions et niveaux d'agrégation. Des entrepôts de données avaient déjà été développés dans le secteur agricole, mais essentiellement dans une perspective de production de tableaux de bord à partir de données socio-économiques et sans intégrer des données environnementales ou spatiales (Nilakanta et al. 2008; Schulze et al. 2007). Plusieurs équipes d'Irstea ont donc réuni leur expertise (eaux, territoire et pratiques agricoles, informatique) et conçu un modèle UML dédié « pesticides » pour tenter d'apporter une première réponse à ce challenge d'un système multi-échelles (Miralles et al., 2010 ; Pinet et al., 2010 ; Vernier et al., 2013). La mise en œuvre d'entrepôts de données présente aussi ses limites car le schéma des dimensions prédéterminé délimite le périmètre des requêtes. Mais ce manque de souplesse lié à la définition préalable des axes d'analyse et des indicateurs n'est pas bloquant car les cubes peuvent être « cassés » et reconstruits (Miralles, 2014).

En s'appuyant sur l'expérience des travaux de modélisation de l'information pesticides (pratiques et milieux) (Miralles et al., 2010, Vernier et al., 2013), l'organisation de l'information pertinente a mobilisé les étapes suivantes pour le bassin du Ruiné :

- Analyse des données produites ou utilisées par l'équipe de recherche,
- Analyse de la granularité de l'information et des différents objets spatiaux manipulés,
- Modélisation de l'organisation de l'information et proposition d'un cube multidimensionnel adapté.

L'ambition initiale du projet était d'appliquer l'organisation de l'information sur les deux sites (Ruiné et Morcille). Toutefois, il est apparu que les méthodes appliquées sur chaque site et la disponibilité des équipes conduisaient à appliquer une démarche similaire mais non identique sur chaque site avant confrontation finale. La mise en œuvre du cube IEPAP a donc été réalisée uniquement sur le Ruiné, sachant que la démarche est générique et pourrait être utilisée pour tout petit bassin agricole et ses sous-bassins

versants. Cette analyse a pris la forme d'entretiens individuels avec les partenaires du projet IEPAP mais aussi de réunions collectives (1^{er} semestre 2014), dont une dédiée spécifiquement à l'analyse du système d'information. Les questions traitées ont porté sur les points suivants :

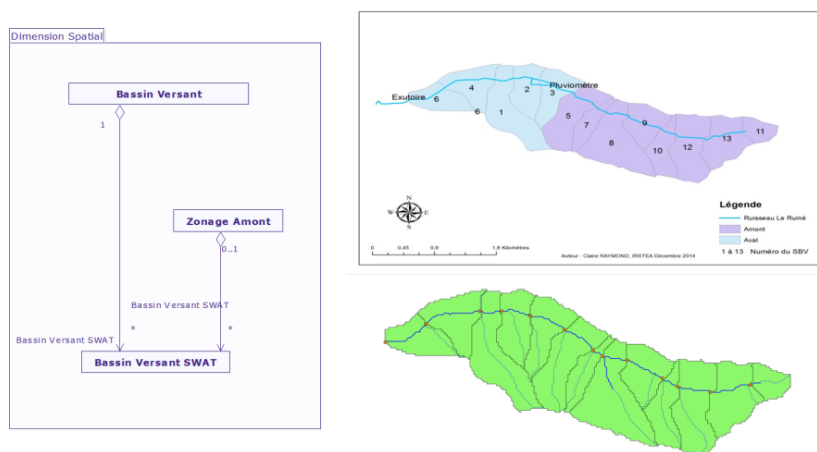
- Quelles sont les données produites sur le site du BV du Ruiné à intégrer dans le SIE ?
- Quels sont les axes d'analyse à définir de type temporel, spatial, thématique ?
- Quels sont les opérateurs entre chaque niveau d'agrégation ?

Une analyse détaillée a été réalisée pour chaque groupe de données d'entrée :

- Données issues des enquêtes agricoles, agrégées à l'échelle du sous-bassin versant,
- Données issues du monitoring hydrologique et des simulations SWAT, qui sont des données ponctuelles aux exutoires ou aux points de mesures,
- Indicateurs calculés agrégés au sous-bassin versant (IFT)
- Indicateurs ponctuels (biologiques)

Le questionnement scientifique principal a résidé dans la possibilité de confronter des échelles temporelles et spatiales différentes au sein de la même fenêtre de visualisation. Un cube a été construit pour répondre à cet objectif (cf. figure 21). Il permet d'accéder à des mesures ponctuelles et surfaciques sur un même bassin versant (Vernier et al., 2015).

Figure 21 : Partition de l'espace bassin versant pour accéder à des données ponctuelles (exutoires) et surfaciques (sous-bassins)



sources : UMR TETIS, Irstea Bordeaux ETBX (Vernier et al., 2015)

Une fois les données structurées, les données produites par les différents intervenants sont intégrées dans la base de données puis les cubes d'analyses sont chargés au niveau le plus fin. En effet, il importe de les mobiliser pour répondre à l'objectif d'information et d'analyse fixé. Pour ce faire, il existe à ce jour un ensemble d'outils permettant l'exploration des données au sein des entrepôts. Ils sont classés en quatre grandes familles :

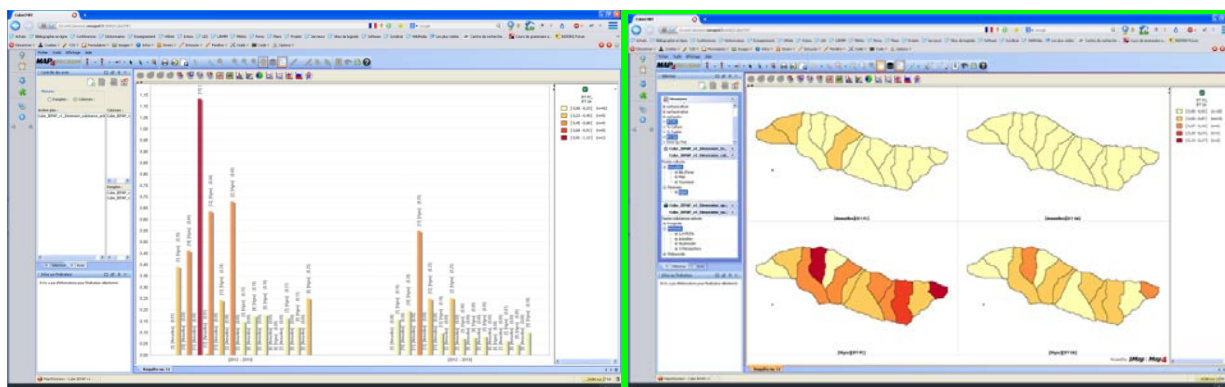
- Les requêteurs qui permettent de faire des opérations simples : saisie, suppression et mise à jour de données, génération de rapports pré-formatés. Ces outils sont destinés essentiellement aux utilisateurs.
- Les outils de type SOLAP (Spatial On-Line Analytical Processing) qui permettent d'explorer interactivement les données stockées dans les entrepôts suivant les axes d'analyse préétablis. Ces outils sont adaptés aux restitutions spatiales (sous forme de cartes interactives). Ils sont dédiés à des utilisateurs avancés ou aux décideurs. Un outil SOLAP restituant l'information spatiale des indicateurs permet de répondre aux attentes des acteurs. Les outils SOLAP peuvent être définis comme des *logiciels de navigation rapide et facile dans les bases de données spatiales qui offrent plusieurs niveaux de granularité d'information, plusieurs thèmes, plusieurs époques et plusieurs modes de visualisation synchronisés ou non : cartes, tableaux, et graphiques statistiques* (Rivest et al., 2001)

- Les tableaux de bord dont le principe est de visualiser « l'essentiel en un coup d'œil ». C'est une typologie d'outil dédiée aux décideurs.
- Les outils de fouille de données qui permettent de réaliser des analyses plus ou moins complexes afin d'établir des corrélations entre les données d'un entrepôt. Ce sont des outils principalement utilisés par des scientifiques.

Les outils SOLAP ont été retenus pour restituer l'information sous plusieurs formes telles que présentées à la figure 22. Tableaux et graphiques permettent une synthèse immédiate des données disponibles et des sorties sont également disponibles sous forme de cartes comparant soit différents indicateurs entre eux soit des indicateurs sur des périodes temporelles différentes (années, campagnes agricoles, etc.). L'intérêt de cet outil est sa souplesse et son interactivité, lorsque les données sont intégrées et les axes d'analyse correctement définis. Certains outils permettent aussi une exportation des données au format Excel permettant des analyses plus approfondies avec des outils de fouilles de données.

Le cube IEPAP comprenait simultanément des mesures surfaciques (les différents indicateurs calculés à la parcelle tels l'IFT et l'IFT SA agrégés au sous-bassin versant, les quantités de produit appliqué...) et des mesures ponctuelles, issues du monitoring hydrologique ou des simulations de SWAT. L'originalité du cube créé est de pouvoir basculer et confronter entre ces données de nature spatiale différente (ponctuelle et surfacique).

Figure 22 : Comparaison cartographique IFT/IFT SA et à droite comparaison par culture des deux IFT à l'échelle d'un petit BV agricole et ses sous-BV



Source : Vernier et Miralles, 2015

Le système d'information environnemental implémenté permet donc :

- de produire en interactif des résultats thématiques ou cartographiques pertinent pour des analyses ou des réflexions sur les confrontations à réaliser
- de confronter aux échelles pertinentes définies des valeurs d'indicateurs et de résultats de modèle hydrologique, en capitalisant sur les analyses réalisées par ailleurs dans le cadre du projet.

Mais il ne résoud pas la question scientifique sous-jacente qui est l'importance des événements pluvieux, pour le passage d'un risque potentiel de transfert calculé (indicateur) à une réalité du transfert dans un cours d'eau (concentration/flux), liée aux phénomènes climatiques, notamment à la fréquence et l'intensité des événements pluvieux. (cf. les résultats du projet Transpest sur ce même bassin versant « Transferts de pesticides et réduction de la pollution de l'environnement part 1 pages 11-96 in Pesticides : des impacts aux changements de pratiques, Ed Quae, 2015). L'outil peut faciliter l'accès aux données de ce type de question quand la question est prise en compte à la conception mais l'analyse reste du ressort des experts.

7. Résultats des confrontations entre les valeurs mesurées par l'IFT SA potentiel de transfert et les résultats de la modélisation parcellaire sur la Morcille

On rappelle que pour la comparaison des résultats de modélisation avec les valeurs d'IFT SA potentiel de transfert, il a été choisi de retenir des situations différenciées sans être extrêmes, à savoir :

- les sols 2 (UTS2) et 3 (UTS3), la pente à 7% et les années 2005 et 2007 pour la période avant interdiction du diuron,
- le sol 3 (UTS3), la pente à 7% et l'année 2010 pour la période après interdiction du diuron.

Pour la comparaison entre les valeurs estimées par l'IFT SA potentiel de transfert et les résultats de modélisation parcellaire avec MACRO, il a été choisi de se placer à l'échelle temporelle de l'ensemble de la saison culturale. Les flux de chaque substance active retenue ont ainsi été calculés dans le ruissellement et dans l'infiltration sur la saison culturale et mis en regard, respectivement, des valeurs d'IFT SA potentiel de transfert horizontal (ESU) et IFT SA potentiel de transfert vertical (ESO). On rappelle que dans ce dernier cas, on se limite, dans la modélisation, aux transferts dans les premiers mètres de sol. Les flux calculés avec le modèle ont été normalisés par la Dose Unité de chaque substance pour la vigne afin de disposer d'une grandeur plus comparable avec l'IFT SA potentiel de transfert.

Par ailleurs, la confrontation a été réalisée en sommant les valeurs de flux modélisés pour toutes les substances appartenant à une même classe SIRIS (principe de calcul de l'IFT SA potentiel de transfert). Il est donc comparé des résultats de cumul de flux par classe de mobilité.

7.1. Etude préliminaire pour mieux cerner les modalités de la confrontation

Afin de mieux définir les données les plus pertinentes à mettre en regard les unes des autres dans la confrontation des résultats du modèle MACRO et de l'indicateur IFT SA potentiel de transfert, on a réalisé une confrontation préliminaire sur un cas particulier, à savoir pour : l'exploitation 1, en prenant en compte l'influence des types de sol, de la pente et de l'année hydrologique considérée.

Les figures 23 et 24 présentent pour l'exploitation 1, respectivement, la confrontation des valeurs de l'IFT SA potentiel de transfert vertical avec les flux verticaux modélisés par MACRO et, la confrontation des valeurs de l'IFT SA potentiel de transfert horizontal avec les flux horizontaux modélisés par MACRO, en considérant les sols UTS3 (noté sol T3) et UTS2 (noté sol T2), la pente de 7% et les années climatiques 2005 et 2007. En résumé :

- La figure 23 présente une mise en correspondance de l'IFT SA potentiel de transfert vertical (exploitation 1) avec les valeurs de flux verticaux modélisés par MACRO sur la saison culturale et normalisés par la dose unité (DU) puis sommés par classe de mobilité SIRIS. Il est distingué la nature du sol (UTS3 notée sol3 et UTS2 notée sol2) et l'année climatique, pour une pratique de traitement identique.
- La figure 24 présente la mise en correspondance de l'IFT SA potentiel de transfert horizontal calculé sur la saison culturale pour l'exploitation 1 et les valeurs de flux horizontaux modélisés par MACRO et normalisés par la dose unité (DU) puis sommés par classe de mobilité SIRIS. Il est distingué la nature du sol (UTS3 notée sol3 et UTS2 notée sol2) et l'année climatique, pour une pratique de traitement identique.

Figure 23 : Mise en correspondance de l'IFT SA potentiel de transfert vertical (exploitation 1) avec les valeurs de flux verticaux modélisés par MACRO sur la saison culturale et normalisés par la dose unité (DU) puis sommés par classe de mobilité SIRIS.

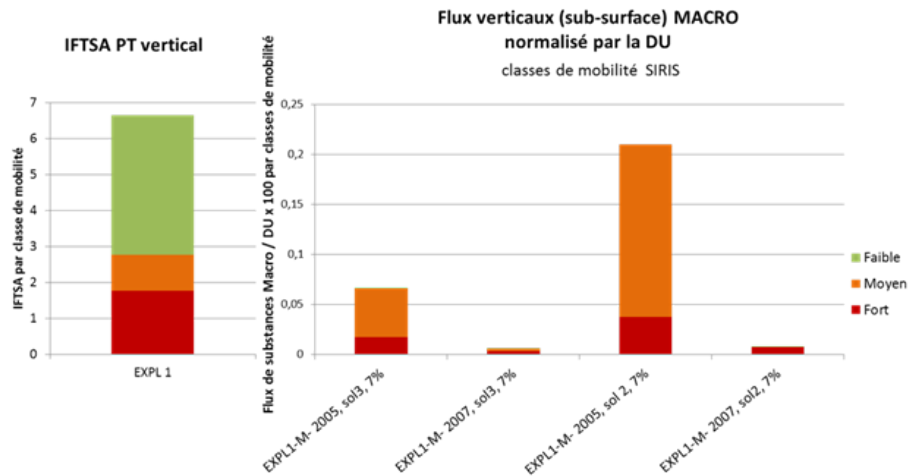
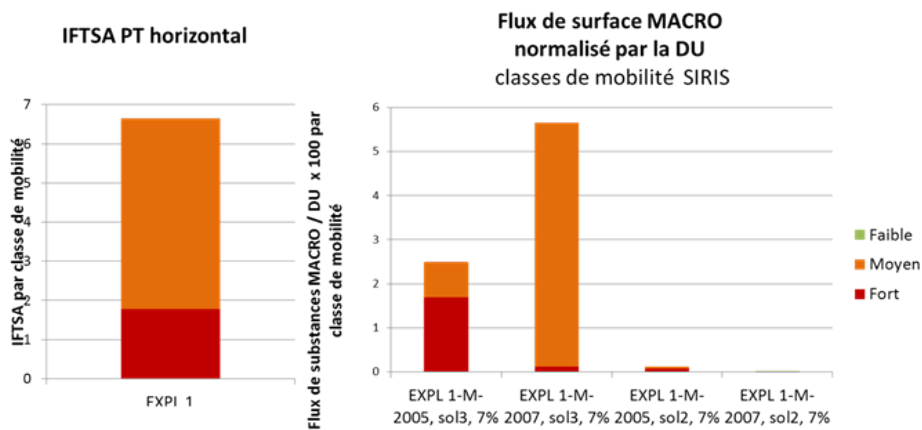


Figure 24 : Mise en correspondance de l'IFT SA potentiel de transfert horizontal calculé sur la saison culturale pour l'exploitation 1 et les valeurs de flux horizontaux modélisés par MACRO et normalisés par la dose unité (DU) puis sommés par classe de mobilité SIRIS



On confirme que les flux normalisés peuvent être très différents selon les combinaisons (sol, année) considérées. Ce sont les couples (sol3, 2005) et (sol2, 2005) qui permettent d'observer les plus forts taux de transfert pour les flux verticaux, alors que ce sont les couples (sol3, 2005) et (sol3, 2007) qui produisent les plus forts taux de transfert pour le ruissellement. Il semblerait donc que pour les flux verticaux, ce sont les conditions climatiques qui priment sur les différences de nature des sols, alors que pour le ruissellement, le sol 3 montre une plus grande vulnérabilité aux transferts de pesticides quelque soit l'année considérée (comme on l'a évoqué plus haut le sol3 (UTS3), appartient à l'UCS2 qui se caractérise par des sols peu profonds sujets à hydromorphie et propices au ruissellement sur surface saturée).

Ces premiers résultats confirment qu'il n'est pas aisé de comparer les résultats du modèle MACRO et de l'IFT SA potentiel de transfert pour une exploitation donnée, compte tenu de la grande influence des caractéristiques des sols et de la variabilité inter-annuelle du climat sur les flux modélisés. On rappelle que ces facteurs sols et climat ne sont pas pris en compte par l'indicateur l'IFT SA potentiel de transfert qui se base essentiellement sur les propriétés des substances (base SIRIS) pour estimer le potentiel de leur mobilité. Dans ce sens, il semble peu pertinent de réaliser la confrontation dans l'objectif d'évaluer la capacité de chaque outil à rendre compte de l'évolution inter-annuelle des transferts associés aux pratiques d'un exploitant donné.

En revanche, il a été jugé plus pertinent, pour confronter les résultats de la modélisation et ceux de l'*IFT SA potentiel de transfert*, de comparer l'aptitude de chaque outil à rendre compte du transfert associé à des pratiques phytosanitaires différentes dans des contextes de sol et de climat fixés dans la modélisation.

Il a donc été réalisé une comparaison des résultats du modèle et de l'indicateur pour les différentes pratiques des exploitants retenus, en considérant un sol unique et une même année hydrologique.

Toutefois, afin de juger de l'influence des facteurs sols et climat sur les résultats de la confrontation, on a retenu plusieurs combinaisons (pratique, année, sol) résumées dans le tableau suivant :

Période considérée	Combinaison 1 ^{ra}	Combinaison 2 ^{ra}	Combinaison 3 ^{ra}	Combinaison 4 ^{ra}
Avant interdiction du diuron : Expl 1, Expl 2 et Expl 3	Sol 3, 2005	Sol 3, 2007	Sol 2, 2005	Sol 2, 2007
Après interdiction du diuron : Expl 7, Expl 17.2 et Expl 27	Sol 3, 2010 [§]			

^{ra} Pente fixée à 7% (cf conclusions de la partie 5.2.1).

[§] On s'est limité ici à l'année 2010 et au sol 3 car c'est la combinaison qui présentait les transferts les moins faibles sur cette période (valeurs très faibles difficiles à exploiter sur les autres années hydrologiques testées (2011 et 2012)).

7.2. Confrontation des résultats de l'IFT SA Potentiel de Transfert et des résultats de MACRO pour les combinaisons retenues

On cherche à évaluer en quelle mesure les différences d'IFT SA Potentiel de Transfert calculés d'une exploitation à l'autre sont cohérentes avec celles estimées par MACRO.

On rappelle que ce travail a été conduit pour les pratiques des exploitations 1, 2 et 3, sur les années 2005 et 2007, et les sols 2 et 3 (UTS2 et UTS3) pour les usages avant interdiction du diuron (figures 25, 26 et 27).

Pour les usages après interdiction du diuron, on a considéré les pratiques des exploitations 7, 17-2 et 27, sur l'année 2010 et le sol 3 (UTS3) (figure 28). Ces années et sols ont été choisis car ils correspondaient à des combinaisons permettant de mettre en évidence des transferts effectifs non négligeables pour les substances considérées. Le tableau de l'annexe 13 récapitule les cas testés.

La comparaison entre les *IFT SA potentiel de transfert* et les résultats du modèle est effectuée sur la base : **flux cumulés sur la saison culturale modélisés par MACRO et normalisés par la dose unité** (valeur la plus comparable avec l'IFT SA potentiel de transfert).

Il a cependant été mis en correspondance les classes d'IFT SA potentiel de transfert avec les flux modélisés exprimés en g/ha afin d'évaluer à quelles gammes de transferts chaque classe pouvait correspondre, d'après le modèle.

Les figures 25 et 26 présentent **les résultats de comparaison pour les transferts verticaux sur la période avant interdiction du diuron** pour les années 2005 et 2007 et respectivement pour le sol 3 (UTS3) et 2 (UTS 2).

Figure 25 : Comparaison IFT SA potentiel de transfert vertical et flux verticaux cumulés sur la saison culturale estimés par Macro pour le sol 3 (UTS 3) en 2005 et 2007 (Exploitations 1, 2 et 3).

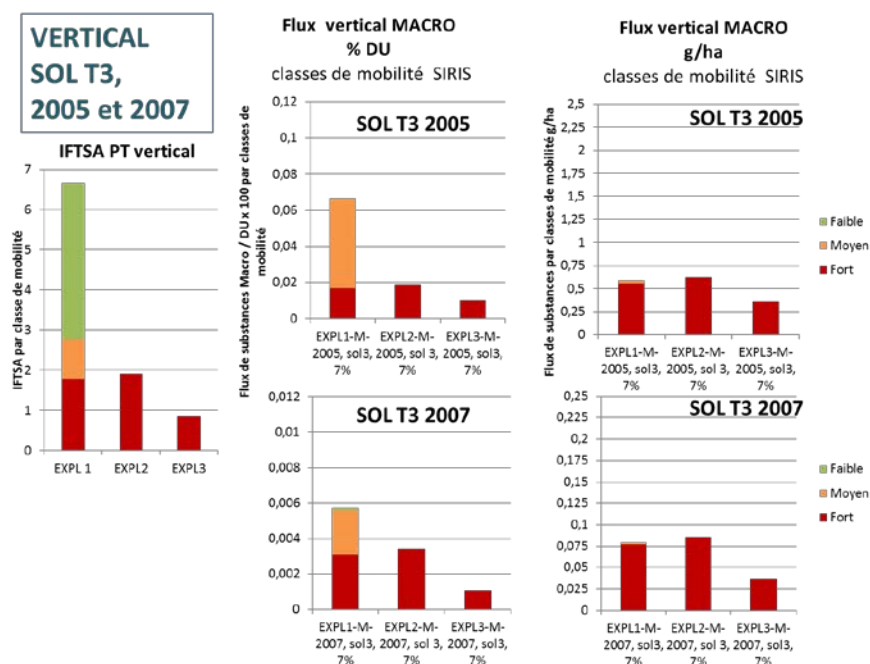
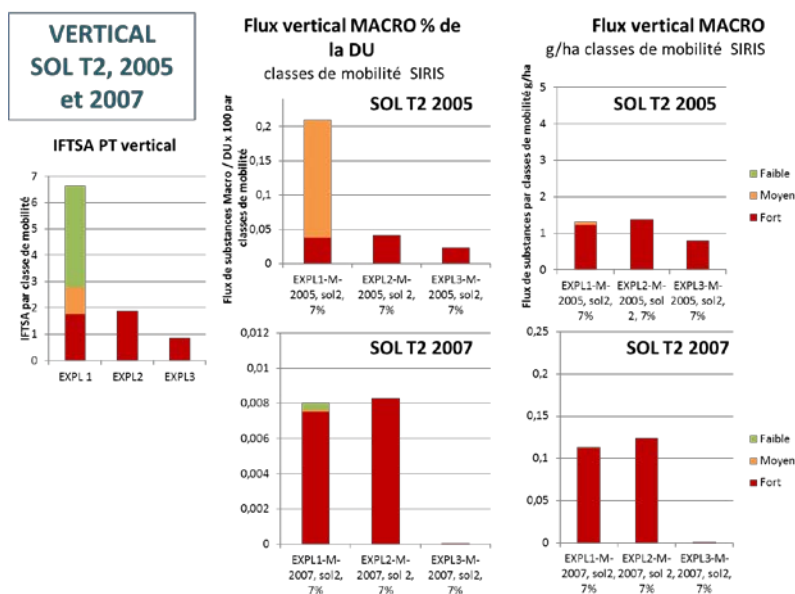


Figure 26 : Comparaison IFT SA potentiel de transfert vertical et flux verticaux cumulés sur la saison culturale estimés par Macro, pour le sol 2 (UTS 2) en 2005 et 2007 (Exploitations 1, 2 et 3).



On observe également une très grande différence des flux et taux de transfert verticaux modélisés selon l'année considérée. Pour le sol 3, la hiérarchisation des trois exploitations modélisée par MACRO est comparable à celle estimée par l'IFT SA potentiel de transfert vertical, quelque soit l'année considérée, en dépit de flux 10 fois inférieurs en 2007 qu'en 2005. En revanche, on note que pour l'exploitant 1 :

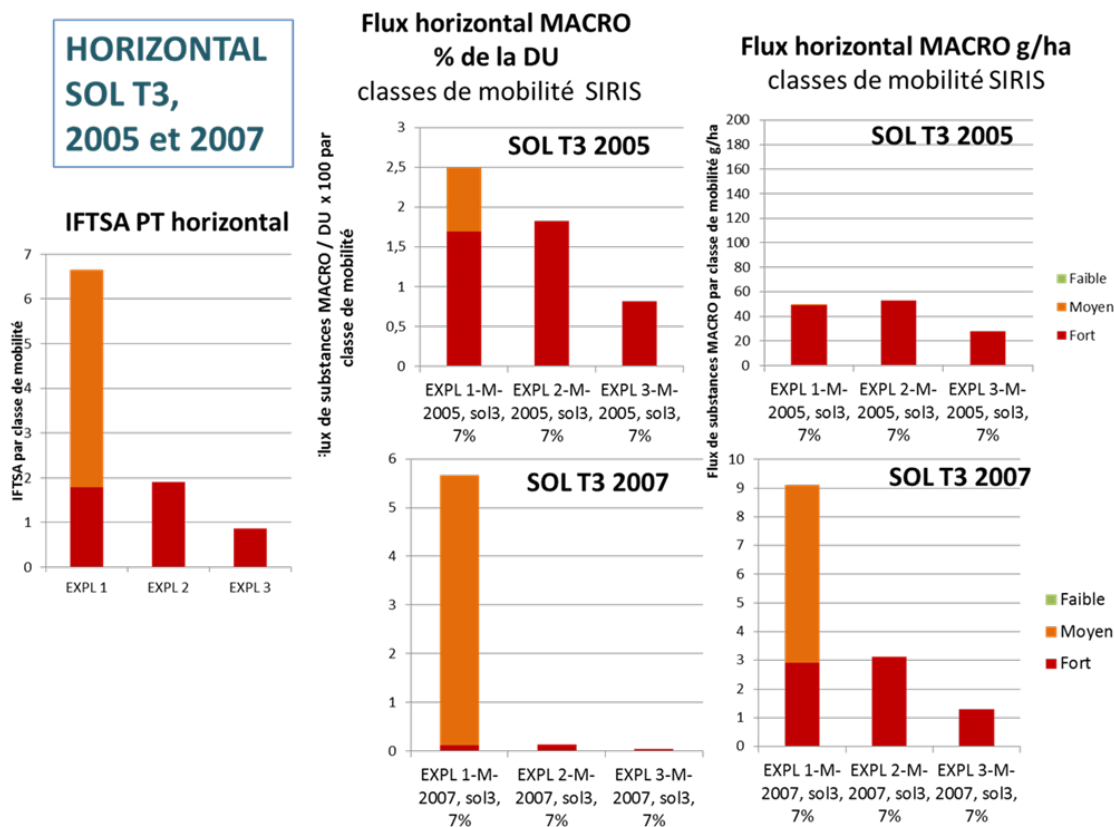
- la classe des substances à faible potentiel de transfert semble sur-estimée par l'IFT SA potentiel de transfert comparativement au modèle qui calcule des taux de transfert verticaux très faibles pour ces substances,

- la classe de mobilité moyenne semble sous estimée par l'IFT SA potentiel de transfert en 2005 : ce résultat peut être rapproché du fait que le flazasulfuron, classé en mobilité moyenne par SIRIS montre des transferts modélisés parfois équivalents aux substances de classe de mobilité forte.
- comparativement, on rappelle que la classe de mobilité forte peut être sous-estimée par le modèle du fait que le glyphosate est très peu transféré dans MACRO.

On précise que les deux autres exploitants n'ont utilisé que des substances de classe de mobilité forte ce qui explique l'absence de valeurs pour les autres classes pour ces derniers. Si on se réfère uniquement à la classe de mobilité forte, la hiérarchisation des exploitations donnée par l'IFT SA Potentiel de Transfert est comparable à celle calculée par MACRO. En dépit de taux de transferts différents, les conclusions sont les mêmes pour le sol 2.

La figure 27 présente les résultats de **comparaison des IFT SA potentiel de transfert et de la modélisation pour les transferts horizontaux sur la période avant interdiction du diuron** pour le sol 3 (UTS3) et les années 2005 et 2007.

Figure 27 : Comparaison IFT SA potentiel de transfert horizontal et flux horizontaux cumulés sur la saison culturale estimés par Macro, pour le sol 3 (UTS 3) en 2005 et 2007 (Exploitations 1, 2 et 3).



On observe également une très grande différence des flux et taux de transfert horizontaux modélisés selon l'année considérée. Cependant, comme pour les flux verticaux, la hiérarchisation des trois exploitations modélisée par MACRO est comparable à celle estimée par l'IFT SA potentiel de transfert, quelque soit l'année considérée. Il est à noter, toutefois, que pour l'exploitation 1, la classe de mobilité moyenne est soit sur-estimée par l'IFTSA potentiel de transfert horizontal (comparativement à la modélisation année 2005) soit sous-estimée (comparativement à la modélisation année 2007). On peut expliquer les forts taux de transfert en classe moyenne modélisés par MACRO en 2007 par la proximité des dates d'application des fongicides tébuconazole et spiroxamine, (appartenant à la classe de mobilité ESU moyenne), avec des pluies journalières dépassant les 10, voire les 15 mm, alors que la majorité des pluies suivant l'application

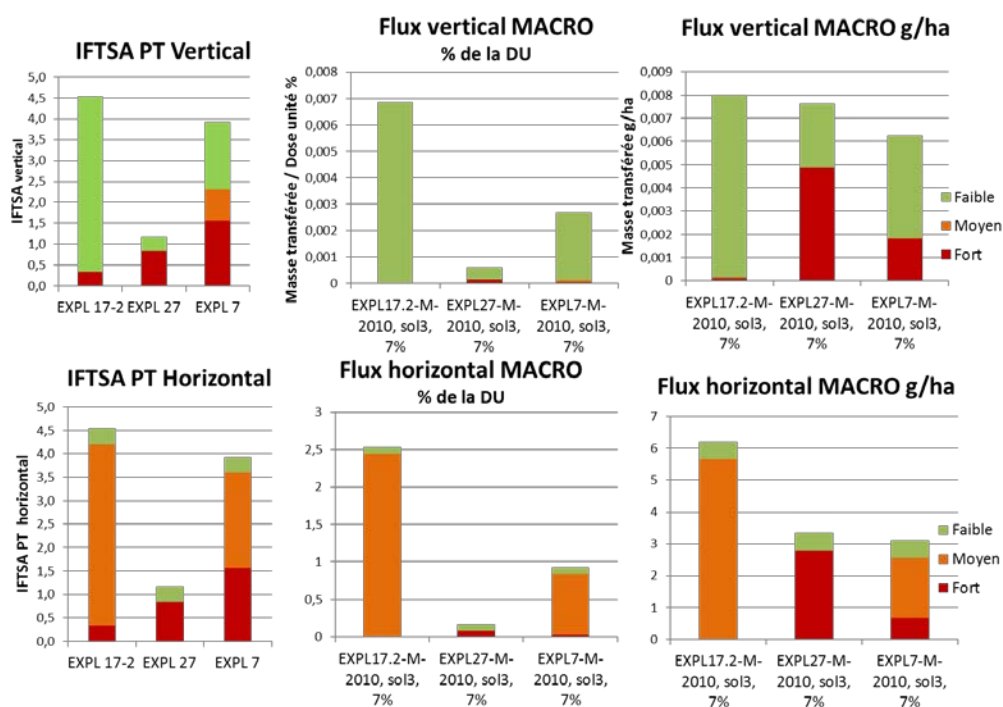
de ces substances sont inférieures à 10 mm en 2005, où les taux de transfert de la classe moyenne sont moindres.

On note donc que la part de chaque classe de mobilité dans le flux total, normalisé par la DU, calculé par MACRO est relativement sensible au croisement « date d'application et date d'occurrence de pluies significatives », que ce soit pour les transferts verticaux ou horizontaux. Cela confirme l'importance de pouvoir se baser sur un plus grand nombre de modélisation (pour une gamme d'années hydrologiques suffisantes) afin de disposer de résultats de modélisation moyens plus robustes à comparer aux valeurs d'IFT SA Potentiel de Transfert.

Si, en complément de ces conclusions, basées sur l'analyse des taux de transfert modélisés par MACRO, on se réfère plus spécifiquement aux transferts exprimés en g/ha, il apparaît que les substances actives de la classe de mobilité forte SIRIS sont largement plus mobilisées dans le modèle que les substances des deux autres classes, que ce soit dans les écoulements verticaux ou horizontaux, exception faite de l'année 2007 pour les transferts horizontaux, pour les raisons évoquées ci-dessus (concomitance des dates d'application des fongicides (classe de mobilité ESU moyenne) avec des pluies de forte intensité). Les flux massiques sont cependant bien moindres qu'en 2005 (facteur 20 à minima).

La figure 28 ci-dessous présente les **résultats de comparaison pour les transferts verticaux et horizontaux sur la période post- interdiction du diuron**, pour l'année 2010 et le sol 3 (UTS3).

Figure 28 : Comparaison IFT SA potentiel de transfert vertical et horizontal avec les flux cumulés sur la saison culturale estimés par Macro, pour le sol 3 (UTS 3) en 2010 (Exploitations 17.2, 27 et 7).



Il ressort que les transferts modélisés (verticaux et horizontaux) en 2010 sont nettement plus faibles qu'en 2005 et plus comparables aux ordres de grandeur de 2007. L'année 2010 a donc été une année « peu transférante », sauf pour les substances appliquées juste avant une pluie conséquente. Comme pour l'année 2007, ce résultat n'est donc pas propice à une confrontation optimale avec un indicateur de potentiel de transfert.

D'une manière générale, les substances de la classe de mobilité SIRIS forte présentent une part bien plus faible dans les flux transférés normalisés par la dose unité modélisés par MACRO comparativement aux résultats d'IFT SA potentiel de transfert. Les explications suivantes sont mises en avant :

- après 2008, le diuron étant interdit, seuls l'aminotriazole et le glyphosate contribuent à la classe de forte mobilité. Or, on a vu que le glyphosate était très mal restitué par le modèle MACRO, notamment dans les transferts horizontaux : les transferts dans la classe de mobilité forte sont donc très vraisemblablement sous-estimés par le modèle,
- la date d'application du glyphosate en 2010 est éloignée des plus fortes pluies,
- la date d'application de l'aminotriazole en 2010 par l'Exploitant 7 est éloignée des plus fortes pluies,
- L'exploitant 17.2 n'a pas eu recours à cette substance en 2010,
- Les applications des substances de classe de mobilité faible (ESO) et moyenne (ESU) ont rapidement suivies de pluies conséquentes qui ont exacerbé leur mobilisation comparativement aux substances théoriquement plus mobiles mais dont les applications n'ont pas été suivies de fortes pluies (annexe 14).

Nonobstant cette sous-estimation suspectée des transferts des substances de la classe de mobilité forte SIRIS, on observe une bonne cohérence entre les IFT SA potentiel de transfert vertical et horizontal comparativement aux taux de transfert modélisés (flux normalisé par la dose unité) pour les substances des autres classes de mobilité. **Ainsi, les parts relatives des classes de mobilité moyenne et faible montrent une hiérarchie identique entre IFT SA potentiel de transfert et résultats de modélisation normalisée par la dose unité.** Par ailleurs, on observe une plus grande part des substances de classe de mobilité faible dans les transferts verticaux modélisés normalisés par la dose unité (flumioxazine, tébuconazole et spiroxamine) alors que c'est la classe de mobilité moyenne (tébuconazole, spiroxamine et flazasulfuron) qui est la plus représentée dans les flux horizontaux modélisés normalisés par la dose unité, conformément à ce qui est observé avec le calcul de l'IFT SA Potentiel de Transfert.

Bien que ces résultats mériteraient d'être consolidés, il apparaît donc que l'IFT SA potentiel de transfert, en différenciant les classes de mobilité dans l'IFT global, permet d'apporter une information supplémentaire quant à la mobilité potentielle des substances utilisées qui semble cohérente avec les résultats de la modélisation.

Dans les cas étudiés ici, la classe de plus forte mobilité de l'IFT SA potentiel de transfert correspond bien à celle qui est susceptible de provoquer les plus forts transferts d'après MACRO. L'exception mentionnée ci-dessus (c'est-à-dire : un transfert modélisé plus important pour des molécules théoriquement moyennement mobiles dans la classification SIRIS) rappelle que les conditions de mise en œuvre des produits (concomitance des dates d'application avec des pluies suffisamment intenses) peuvent engendrer des situations de pire cas de transfert dont il n'est pas possible de rendre compte à travers le recours à un indice de potentiel de transfert. Il faut relativiser par le fait que les flux massiques des substances à faible mobilité théorique restent faibles.

On note par ailleurs que les taux de transfert et les flux totaux horizontaux estimés par MACRO sont de plusieurs ordres de grandeurs supérieurs aux taux de transfert et aux flux totaux verticaux modélisés, ce que ne permet pas d'anticiper l'IFT SA potentiel de transfert.

En conclusion, les principaux points suivants peuvent être mis en avant :

Dans la limite des données utilisées (choix de 7 substances actives) et du nombre de simulations réalisées (3 calendriers culturaux avant interdiction du diuron et 3 calendriers culturaux après interdiction du diuron, et 3 années hydrologiques), il est mis en évidence **une cohérence globale entre les estimations d'IFT SA potentiel de transfert et les taux de transfert (normalisés par la dose unité) modélisés par MACRO.**

L'IFT SA potentiel de transfert apporte une information supplémentaire par rapport à l'IFT SA « global » puisqu'il permet de différencier les classes de mobilité et que la classe identifiée comme correspondant à la plus forte mobilité est bien celle qui est susceptible de provoquer les plus forts transferts d'après le modèle MACRO.

Certains contre-exemples montrent cependant que les conditions de mise en œuvre des produits (notamment occurrence de fortes pluies peu de temps après application) peuvent engendrer des situations de pire cas qui peuvent remettre en cause l'évaluation des mobilités théoriques basées uniquement sur les propriétés des substances. Mais dans les cas testés, les flux massiques correspondant étaient faibles.

Une difficulté première pour effectuer cette comparaison réside dans l'influence majeure sur les résultats des transferts modélisés, de facteurs clés liés au milieu (sol, pente) et au climat (pluviométrie, occurrence vis-à-vis des dates de traitement et intensité), et non pris en compte par l'IFT SA potentiel de transfert. Il ressort de cette analyse, que pour conforter ces premières conclusions, il serait important de disposer d'un plus grand nombre de simulations afin de raisonner sur des valeurs moyennes moins tributaires de la variabilité inter-annuelle des pluies et du croisement dates d'application avec les dates des pluies significatives. D'autres contextes agro-pédo-climatiques mériteraient également d'être explorés.

Par ailleurs, MACRO montre des limites pour modéliser le transfert horizontal (ESU) du glyphosate. En effet, cette substance présente un coefficient d'adsorption très élevé qui induit une mobilisation plutôt dans le ruissellement sous forme adsorbée sur les particules de sol érodées. Or, MACRO ne simule pas toutes les composantes du ruissellement (le ruissellement hortonien n'est pas pris en compte), ni l'érosion, processus majeur de l'entraînement des pesticides particulaires vers les eaux de surface. C'est une limitation importante pour toutes les substances présentant une forte affinité pour la fraction solide.

Enfin, il semble que les classes de mobilité SIRIS ne soient pas toujours en cohérence avec les mobilités modélisées par MACRO (exprimées en taux de transfert par rapport à la quantité appliquée), en particulier pour le flazasulfuron, classé en mobilité moyenne pour les ESO alors qu'il peut montrer une mobilité équivalente aux substances en classe forte. Toutefois, les quantités totales transférées sont moindres en raison de la bien plus faible dose d'application. Le tébuconazole et la spiromamine peuvent aussi, ponctuellement montrer une mobilité très forte mais cette situation semble plus conjoncturelle et liée à la proximité entre les dates de traitement et des pluies de forte intensité et les quantités transférées modélisées restent faibles.

8. Résultats des confrontations entre les valeurs d'*IFT potentiel de transfert ESU* et la modélisation SWAT sur le Ruiné

8.1. Synthèse des valeurs calculées pour l'*IFT SA potentiel de transfert ESU* et la modélisation en ESU soumises à la confrontation

Les données de confrontation concernent les résultats de la modélisation et du calcul de l'indicateur IFT Potentiel de transfert pour les 7 substances actives suivantes (Aclonifène, Glyphosate, Mancozèbe, MCPA2.4, Métaldéhyde, S-Métolachlore et Tébuconazole) sur les 13 Sous Bassins Versants SBV du Ruiné. Elles sont présentées au tableau 22.

S'agissant de l'IFT, deux valeurs sont confrontées :

- IFT SA ESU Potentiel de transfert *moyen*
- IFT SA ESU Potentiel de transfert *cumulé*

Pour les sorties de modélisation, quatre valeurs sont mises en confrontation :

- Flux massique soluble en g
- Flux spécifique *total* à l'ha traité en g/ha
- Flux spécifique *soluble* à l'ha traité en g/ha
- Flux spécifique en *phase adsorbée* à l'ha traité en g/ha

Chaque valeur est annuelle et correspond au cycle de la culture.

Quatre confrontations ont été réalisées

1. IFT SA ESU Potentiel de transfert *cumulé* / flux massique soluble en g
2. IFT SA ESU Potentiel de transfert *moyen* / flux spécifique total à l'ha traité (en g/ha)
3. IFT SA ESU Potentiel de transfert *moyen* / flux spécifique soluble à l'ha traité (en g/ha)
4. IFT SA ESU Potentiel de transfert *moyen* / flux spécifique en phase adsorbée à l'ha traité (en g/ha)

Tableau 22 : Valeurs des données mobilisées pour la confrontation pour les sept substances actives

	Aclonifene						Glyphosate						Mancozebe						MCPA,2-4						
	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	
	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	
SBV11							0,470	6,100	1,801	0,998	0,000	3,071E-02	0,888	11,400	1,589E-04	5,595E-07	5,595E-07	0,000							
SBV13							0,672	6,300	2,934	0,257	0,000	1,200E-02	0,549	2,000	8,560E-09	7,149E-10	7,149E-10	0,000							
SBV12							0,781	14,600	8,726	0,152	0,000	1,671E-02	0,536	5,100	6,986E-08	1,080E-09	1,080E-09	0,000							
SBV10	0,327	0,800	1,906	0,019	0,017	2,560E-03	0,869	6,800	16,270	0,079	0,070	9,533E-03	0,493	3,600	1,042E-07	1,452E-09	1,452E-09	0,000							
SBV9	0,327	1,900	6,927	0,092	0,077	1,487E-02	2,104	8,300	24,060	0,264	0,224	4,016E-02	1,191	3,500	5,061E-07	4,713E-09	4,713E-09	0,000	0,684	2,000	0,028	2,100E-04	2,100E-04	0,000	
SBV8	0,312	0,300	49,530	3,183	2,428	7,545E-01	0,372	11,100	35,730	1,593	1,291	3,016E-01	1,180	5,300	4,829E-07	1,745E-08	1,745E-08	0,000	0,684	3,900	0,055	1,212E-04	1,212E-04	0,000	
SBV7	0,221	0,200	37,080	2,617	2,075	5,421E-01	1,210	3,800	32,920	0,594	0,494	9,982E-02	1,199	1,700	3,932E-07	1,683E-08	1,683E-08	0,000							
SBV5	0,182	1,800	49,800	0,263	0,217	4,599E-02	0,738	20,500	47,880	0,150	0,126	2,459E-02	1,098	5,200	3,728E-07	2,251E-09	2,251E-09	0,000							
SBV3	0,248	1,100	41,880	39,773	33,672	6,101E+00	0,709	2,800	39,710	37,203	31,927	5,276E+00	1,259	4,000	3,040E-07	2,552E-08	2,552E-08	0,000							
SBV2	0,185	0,900	35,110	0,763	0,659	1,037E-01	1,784	14,500	60,000	0,294	0,250	4,355E-02	1,614	12,600	2,490E-04	1,038E-06	1,038E-06	0,000	0,643	0,200	0,034	1,119E-03	1,119E-03	0,000	
SBV1	0,168	0,800	33,320	3,720	3,256	4,639E-01	0,977	17,300	73,370	1,135	0,922	2,130E-01	2,395	17,100	2,163E-04	1,094E-03	1,094E-03	0,000	0,346	2,300	0,030	6,399E-05	6,399E-05	0,000	
SBV4	0,279	3,300	27,520	0,058	0,052	6,486E-03	0,781	11,000	66,400	16,006	13,340	2,666E+00	1,700	5,700	1,854E-04	2,034E-06	2,034E-06	0,000	0,228	0,500	0,027	1,132E-04	1,132E-04	0,000	
SBV6	0,227	4,600	23,380	0,097	0,088	9,594E-03																			

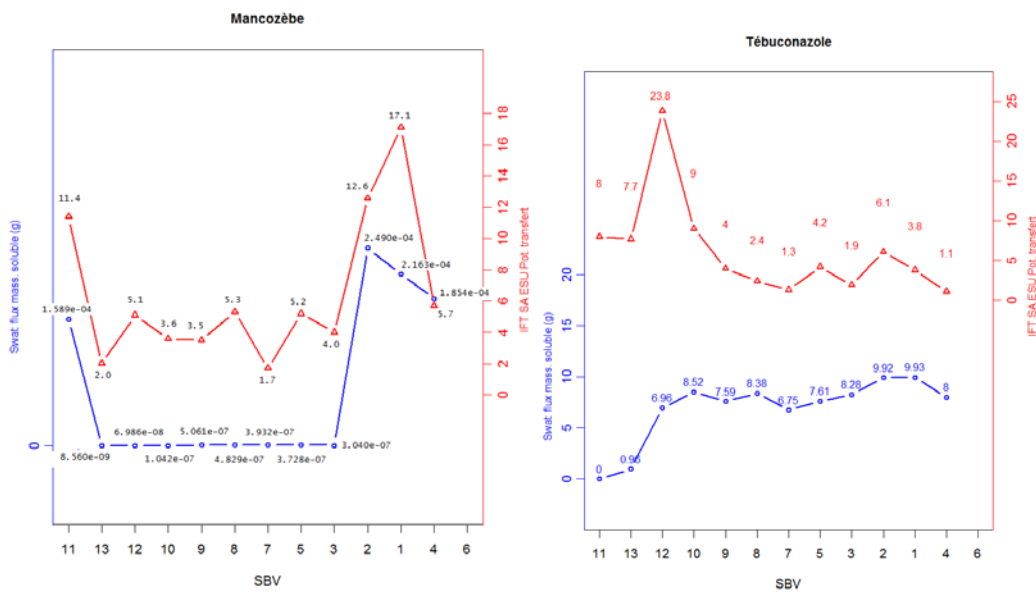
	Metaldehyde						S-Metolachlore						Tebuconazole												
	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	IFT SA	IFT SA	Flux	Flux	Flux	Flux	
	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	moyen	cumulé	massiques solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	
SBV11													0,621	8,000	0,000	0,000	0,000	0,000							
SBV13							0,658	0,500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,799	7,700	0,959	0,081	0,080	0,001							
SBV12							0,658	2,300	0,000	0,000	0,000	0,000	0,968	23,800	6,961	0,110	0,108	0,002							
SBV10													1,256	9,000	8,520	0,121	0,119	0,002							
SBV9	0,021	0,060	0,004	3,126E-05	3,126E-05	0,000							1,019	4,000	7,588	0,072	0,071	0,001							
SBV8	0,021	0,100	0,011	2,508E-05	2,508E-05	0,000							1,193	2,400	8,383	0,308	0,303	0,005							
SBV7													1,155	1,300	6,746	0,293	0,289	0,005							
SBV5	0,316	0,900	0,104	2,616E-02	2,611E-02	0,000	0,842	3,300	63,220	0,162	0,161	0,001	0,880	4,200	7,610	0,047	0,046	0,001							
SBV3	0,316	0,700	0,168	7,225E-04	7,211E-04	0,000	0,842	2,300	107,900	0,390	0,388	0,002	0,591	1,900	8,279	0,705	0,695	0,010							
SBV2							0,842	0,010	95,350	76,086	75,775	0,311	0,748	6,100	9,924	0,042	0,041	0,001							
SBV1							0,818	0,800	105,200	10,318	10,281	0,037	0,420	3,800	9,934	51,124	50,255	0,869							
SBV4							0,632	3,400	92,970	0,176	0,175	0,001	0,327	1,100	8,002	0,089	0,088	0,001							
SBV6							0,632	2,400	82,130	0,309	0,308	0,001													

Remarque : l'attribution des numéros aux SBVs a été arbitraire, ainsi l'identifiant n'a pas de sens en soi. Ils sont donc reclassés de l'amont vers l'aval : 11, 13, 12, 10, 9, 8, 7, 5, 3, 2, 1, 4 et 6.

8.2. Analyse descriptive par graphique à la substance active

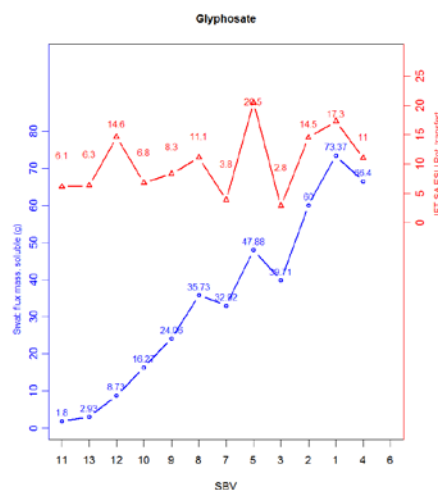
Les valeurs de l'*IFT SA ESU Potentiel de transfert cumulé* et le flux massique soluble en gramme pour la modélisation sont représentées sur un même graphique avec deux échelles différentes pour les ordonnées (package *plotrix* de R). L'objectif est de comparer les tendances des courbes car ces deux variables ne sont pas mesurées ni dans la même unité ni sur la même échelle et ont des modes de calcul différents.

Figure 29 : IFT SA ESU Potentiel de transfert cumulé et flux massique soluble (en g) pour le Mancozèble, le Tébuconazole et le Glyphosate



Concernant le mancozèble, l'*IFT SA ESU potentiel de transfert cumulé* et le flux massique soluble ont la même allure : décroissance du SBV 11 à 13 puis peu de variations des SBV 13 à 3, puis croissance des SBV 3 à 6.

S'agissant du tébuconazole, les deux courbes n'ont pas la même allure : l'*IFT SA ESU Potentiel de transfert cumulé* est globalement décroissant de l'amont vers l'aval tandis que le flux massique soluble est globalement croissant.



Enfin, pour le glyphosate, les deux courbes ne présentent pas la même allure sur l'amont du bassin-versant : l'*IFT* est globalement constant avec un pic pour le SBV12 alors que le flux massique est croissant. Sur l'aval du bassin versant (à partir du SBV 7 précisément, les deux courbes ont des tendances similaires (mêmes variations).

8.3. Confrontation des valeurs par un test de corrélation des rangs

Les résultats obtenus sur les SBV par l'IFT SA potentiel de transfert ESU et la modélisation n'étant pas mesurées dans la même unité, ni sur une échelle comparable, il n'est pas possible de calculer la corrélation « classique » de Pearson. Il a donc été retenu le principe d'une confrontation à partir des *classements* des valeurs.

Il est obtenu en les triant de la valeur la plus petite à la valeur la plus grande, classement auquel est associé un rang (de 1 à 13) des SBV les uns par rapport aux autres. On réalise ce classement par substance active pour chacune des 6 variables (tableau 23). La note la plus faible indique que la valeur de l'indicateur est la plus faible pour ce SBV. En cas d'ex-aequo pour deux SBV, il est assigné comme même rang la moyenne de leurs positions dans l'ordre croissant des valeurs.

Il a été calculé la corrélation de Spearman dite également corrélation entre les rangs afin d'analyser si les indicateurs pris deux à deux classent les SBV dans un ordre similaire. Plus la corrélation est proche de 1, plus les indicateurs se ressemblent dans leur façon de classer les SBV : classement dans le même ordre. Si la corrélation est proche de 0, les deux classements sont très différents. Si la valeur est proche de -1, les deux indicateurs classent en sens opposé les SBV.

En cas d'ex-aequo (ce qui est le cas dans cette confrontation), la formule de la *corrélation de Spearman* est donnée par :

$$\rho = \frac{N(\sum_{i=1}^N x_i y_i) - (\sum_{i=1}^N x_i)(\sum_{i=1}^N y_i)}{\sqrt{N(\sum_{i=1}^N x_i^2) - (\sum_{i=1}^N x_i)^2} \sqrt{N(\sum_{i=1}^N y_i^2) - (\sum_{i=1}^N y_i)^2}}$$

avec x_i et y_i les rangs des SBV sur les deux variables x et y à confronter, et N le nombre total d'observations (inférieur ou égal à 13 valeurs selon la substance active).

Les valeurs sont données dans les tableaux 24 et 25 et un test de corrélation a également été mis en place pour tester la significativité du lien entre les indicateurs. Il convient d'être vigilant lorsqu'on analyse ces valeurs car le nombre de SBVs (rappelé sur la première ligne du tableau et en grisé) pour lesquels sont mesurés les indicateurs est parfois faible.

Les valeurs de corrélation entre les rangs par substance active sont données dans le tableau 24. Un test de significativité de la corrélation a également été mis en place pour tester la significativité du lien entre chaque paire de variables. L'étoile indique que la valeur de corrélation est significative à 10 %.

Tableau 23 : valeurs des corrélations pour les 7 SA entre l'IFT SA cumulé et le flux massique soluble

	IFT SA ESU cumulé						
	Aclonifene	Glyphosate	Mancozebe	MPCA 2,4	Metaldéhyde	Metolachlore	Tebuconazole
<i>Nb de SBVs mesurés</i>	10	12	12	5	4	8	12
Flux massique soluble	-0.32	0.47	0.73*	0.4	0.8	-0.1	-0.2

Tableau 24 : valeurs des corrélations entre l'IFT SA moyen et les flux spécifiques soluble, total, en phase adsorbée pour les 7 S.A

	IFT SA ESU moyen						
	Aclonifene	Glyphosate	Mancozebe	MPCA 2,4	Metaldéhyde	Metolachlore	Tebuconazole
<i>Nb de SBVs mesurés</i>	10	12	12	5	4	8	12
Flux spécifique total	-0.50	-0.25	0.85*	0.56	0.89	0.40	0.06
Flux spécifique soluble	-0.50	0.09	0.85*	0.56	0.89	0.40	0.06
Flux spécifique phase adsorbée	-0.33	-0.03	NA	NA	NA	0.55	0.11

* test significatif

Tableau 25 : Rang de chaque SBV par SA pour l'IFT SA ESU Potentiel de transfert et la modélisation

	Aclonifene						Glyphosate						Mancozebe						MCPA,2-4					
			Flux massique	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massique	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massique	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massique	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique
	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	es solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue phase adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue phase adsorbée
SBV11							2	3	1	8	2	5	4	10	9	9	9	6.5						
SBV13							3	4	2	4	2	2	3	2	1	1	1	6.5						
SBV12							6.5	10	3	3	2	3	2	6	2	2	2	6.5						
SBV10	9.5	3.5	1	1	1	1	8	5	4	1	4	1	1	4	3	3	3	6.5						
SBV9	9.5	8	2	3	3	4	12	6	5	5	6	6	7	3	8	5	5	6.5	4.5	3	2	4	4	3
SBV8	8	2	9	8	8	9	1	8	7	10	10	10	6	8	7	7	7	6.5	4.5	5	5	3	3	3
SBV7	4	1	7	7	7	8	10	2	6	7	8	8	8	1	6	6	6	6.5						
SBV5	2	7	10	5	5	5	5	12	9	2	5	4	5	7	5	4	4	6.5						
SBV3	6	6	8	10	10	10	4	1	8	12	12	12	9	5	4	8	8	6.5						
SBV2	3	5	6	6	6	6	11	9	10	6	7	7	10	11	12	10	10	6.5	3	1	4	5	5	3
SBV1	1	3.5	5	9	9	7	9	11	12	9	9	9	12	12	11	12	12	6.5	2	4	3	1	1	3
SBV4	7	9	4	2	2	2	6.5	7	11	11	11	11	11	9	10	11	11	6.5	1	2	1	2	2	3
SBV6	5	10	3	4	4	3																		
	Metaldehyde						S-Metolachlore						Tebuconazole											
			Flux massiques	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massiques	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massiques	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique			Flux massiques	Flux spécifique	Flux spécifique	Flux spécifique
	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue phase adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	spécifique total	spécifique soluble	spécifique phase adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue phase adsorbée	IFT SA moyen	IFT SA cumulé	s solubles	ue total	ue soluble	ue phase adsorbée
SBV11														4	10	1	1	1	1					
SBV13							3.5	2	1.5	1.5	1.5	1.5	6	9	2	5	5	4						
SBV12							3.5	4.5	1.5	1.5	1.5	1.5	8	12	4	7	7	7.5						
SBV10													12	11	10	8	8	7.5						
SBV9	1.5	1	1	2	2	2.5							9	6	5	4	4	4						
SBV8	1.5	2	2	1	1	2.5							11	4	9	10	10	9.5						
SBV7													10	2	3	9	9	9.5						
SBV5	3.5	4	3	4	4	2.5	7	7	3	3	3	4	7	7	6	3	3	4						
SBV3	3.5	3	4	3	3	2.5	7	4.5	8	6	6	6	3	3	8	11	11	11						
SBV2							7	1	6	8	8	8	5	8	11	2	2	4						
SBV1							5	3	7	7	7	7	2	5	12	12	12	12						
SBV4							1.5	8	5	4	4	4	1	1	7	6	6	4						
SBV6							1.5	6	4	5	5	4												

Exemple de lecture : Pour l'Aclonifène, avec l'IFT SA ESU cumulé, c'est le SBV 7 qui a la plus faible valeur mais avec Swat flux massique soluble, c'est le SBV 10. Avec l'IFT SA ESU moyen, c'est le SBV 1 qui a la plus faible valeur mais avec Swat flux spécifique, c'est le SBV 10 qui a la plus faible valeur (total, soluble ou phase adsorbée).

Les résultats principaux résultats de cette confrontation sont les suivants :

- Les tests de corrélation sont significatifs seulement pour le mancozèbe, traduisant ainsi le fait que les valeurs mesurées par l'IFT Potentiel de transfert et par la modélisation (pour les quatre types de confrontation) varient dans le même sens sur les 12 SBV mesurés (corrélations proches de 0.8 pour des p-valeurs inférieures à 0,10). Le mancozèbe est un fongicide appliqué sur la vigne à une quantité moyenne de 1 kg/ha. Il a une valeur de rang SIRIS comprise entre 41, 45 et 65,13 (/100) et une valeur de PNEC faible (0.355 µg/l).
- le tébuconazole est la substance active pour laquelle le lien entre valeurs mesurées par *l'IFT SA Potentiel de transfert* et modélisation est le plus faible (fongicide utilisé sur blé et vigne).
- Il est délicat de tirer des conclusions sur les liens entre *l'IFT SA Potentiel de transfert* et les sorties de modélisation pour les six autres substances actives car les valeurs de corrélation sont proches de 0,5.

9. Confrontations de modélisation de flux à l'échelle du bassin et des données de concentrations et d'impact observées sur les bassins du Ruiné et de la Morcille

9.1. Mesure de la concentration des pesticides dans l'eau

9.1.1. Données de qualité mesurées sur le terrain

Des analyses de concentrations en pesticides dans les cours d'eau Ruiné et Morcille ont été réalisées respectivement par les laboratoires de chimie d'Irstea Bordeaux et Lyon. Les prélèvements ont été réalisés grâce à l'utilisation d'échantillonneurs passifs (POCIS) immergés pendant 1 mois sur le Ruiné, lors de l'automne 2009, et au travers d'échantillonnages ponctuels sur la Morcille, au printemps 2008 (avril : 3 dates, mai : 2 dates de prélèvement).

9.1.2. Discussion des résultats de modélisation sur les bassins du Ruiné et de la Morcille

Le nombre faible de données ne permet qu'une analyse descriptive des résultats.

Néanmoins les résultats (tableau 26) permettent de souligner une bonne concordance (mêmes ordres de grandeur) entre les concentrations en pesticides mesurées réellement et les sorties des modélisations SWAT et MACRO. Notamment, les analyses convergent vers la mise en évidence d'un gradient de contamination croissante le long de la Morcille, et une modification de la composition de la pression pesticide (dans les mêmes ordres de grandeurs) entre les 2 sites du Ruiné (Figure 30).

Tableau 26 : Concentration (ng/L) en pesticides totaux (substances mères et produits de dégradation par SBV) et comparaison avec les résultats de la modélisation.

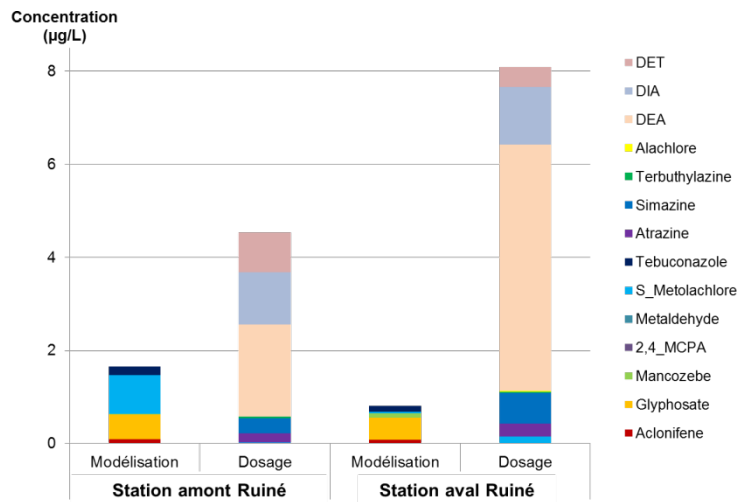
	Ruiné		Morcille		
	Amont (8 à 13)	Aval (1 à 7)	Amont (Saint Joseph)	Intermédiaire (Vachats)	Aval (Versauds)
Substances mères : analyse chimique	579	808	<l.q.	707	1 729
Composés de dégradation : analyse chimique	3 963	6 954	<l.q.	54	228
Substances mères : modélisation	1 656	1 139	42	109	938

l.q : limite de quantification

De plus, les modélisations comme les analyses chimiques indiquent une contamination « diversifiée », c'est-à-dire que différents pesticides contribuent de façon variable à la contamination totale finale. La composition de cette contamination est variable selon les années analysées traduisant l'influence de changements de pratiques, mais aussi des substances recherchées dans l'analyse ou modélisées (sélections faites *a priori* et non exhaustives).

Cette confrontation **permet principalement de soulever un point** pouvant s'avérer limitant dans la modélisation : la non prise en compte des produits de dégradation des pesticides (en particulier DET, DIA, DEA) qui peuvent représenter des concentrations très élevées (voire quantitativement supérieures aux substances mères). Or, ces substances peuvent avoir un impact toxique avéré pour l'environnement, parfois plus délétère que leurs composés parents (voir par exemple Kim Tiam et al., 2014).

Figure 30 : Concentrations en pesticides issues de la modélisation SWAT et des mesures chimiques sur échantillonneurs passifs (Ruiné).



9.2. Les descripteurs biologiques comme indicateurs d'impact (diatomées – biofilms)

Les diatomées, utilisées communément comme bioindicateurs de la qualité globale des eaux (Coste et al., 2009), servent également de plus en plus de signal d'alerte de contaminations toxiques (Morin et al., 2012). Divers descripteurs de ces communautés de microalgues peuvent être analysés : la composition spécifique et les préférences écologiques variées des différentes espèces permettent de calculer des indices de qualité (score /20), et les abondances de certains taxons particuliers peuvent aussi être des marqueurs de pollutions particulières (comme par exemple l'abondance d'*Achnanthes minutissimum*, voir Morin et al., 2012 ou Cantonati et al., 2014). Les communautés de diatomées naturelles ont été échantillonnées sur les deux sites, sur des substrats artificiels (Morin et al., 2007) immergés pour une durée de 1 mois, correspondant aux pas de temps d'échantillonnage pour les analyses chimiques. Les échantillons biologiques ont été collectés et préparés suivant les normes AFNOR NF EN 13946 et NF EN 14407, afin de décrire les espèces présentes et leurs abondances relatives aux différents sites. Les indices biologiques d'évaluation de la qualité globale traduisent plus des variations saisonnières dans la composition spécifique des communautés, mais ne mettent pas en évidence d'altération trophique majeure. Ces variations saisonnières peuvent être liées à la variabilité (en concentration et en substances actives) de la contamination (saisonnalité des usages et du potentiel de transfert par lessivage, par ex.), comme d'autres facteurs «confondants » : lumière, température, hydrodynamique, disponibilité nutritive... Des différences marquées entre les bassins versants sont également observées (effet écorégional). Néanmoins, des abondances importantes d'*A. minutissimum* sont à noter sur les deux BV, qui peuvent indiquer une contamination par les pesticides. D'amont vers l'aval de la Morcille, des augmentations des abondances des diatomées appartenant aux familles des Naviculacées et des Nitzschiacées peuvent également résulter de la pollution par les pesticides. Plus de données seraient nécessaires à établir plus précisément les relations de cause à effet entre structure de la communauté (au niveau spécifique) et contamination.

Des indicateurs simples répondent cependant aux gradients de contamination observés (notamment chute de biodiversité de l'amont vers l'aval du BV de la Morcille, cf. Tableau 27).

Tableau 27 : Indices de biodiversité diatomique par SBV

	Ruiné		Morcille		
	Amont (8 à 13)	Aval (1 à 7)	Amont (Saint Joseph)	Intermédiaire (Vachats)	Aval (Versauds)
Richesse (nombre d'espèces)	74±1	72±1	57±13	58±9	44±12
Diversité spécifique (indice de Shannon)	3.62±0.10	3.52±0.13	2.53±0.51	2.96±0.39	2.28±0.7

10. Principaux résultats, discussion générale et recommandations

10.1. Principaux résultats

Les travaux conduits dans le projet IEPAP ont permis de développer un travail méthodologique exploratoire visant à évaluer le risque pesticides liés aux pratiques phytosanitaires agricoles en s'intéressant à toutes les étapes de la chaîne causale du potentiel de transfert à l'impact (pression, transfert, état, impact) en l'appliquant pour partie à l'indicateur pesticide IFT Substance active "potentiel de transfert ».

La méthodologie développée s'est appuyée sur la proposition d'une démarche intégrative mettant en perspectives trois types confrontations (indicateur /modélisation, modélisation / mesures chimiques et mesures chimiques / descripteurs biologiques) et mobilisant quatre types de résultats intermédiaires : (i) un calcul du potentiel de transfert de pratiques phytosanitaires estimé par l'indicateur IFT SA potentiel de transfert, (ii) une modélisation du potentiel de transfert de ces mêmes pratiques estimé par deux modèles agro-hydrologiques (MACRO (parcelle) et SWAT (SBV)), (iii) des mesures chimiques de pesticides dans les eaux de surface et (iv) des mesure de descripteurs biologiques de la qualité de l'eau. Le test de cette démarche a été mis en œuvre sur les bassins versants du Ruiné en Charente (23 agriculteurs enquêtés couvrant 81 % la SAU) et de la Morcille en Beaujolais (30 viticulteurs couvrant 50 % des pratiques de la SAU).

Un système d'information environnemental mobilisant l'outil Spatial On-Line Analytical Processing a été développé, puis appliqué au Ruiné, permettant de calculer et restituer les différents types d'information.

La confrontation des résultats entre les valeurs calculées de l'indicateur IFT SA 'Potentiel de transfert' et les valeurs de flux pesticides estimées par la modélisation a été conduite pour les substances actives suivantes (sur le Ruiné : Aclonifene, Glyphosate, Mancozèbe, 2,4 – MCPA, Tébuconazole, S_Métolachlore et Métaldéhyde et sur la Morcille : Aminotriazole, Glyphosate, Diuron, Flazasulfuron, Flumioxazine, Spiroxamine et Tébuconazole).

S'agissant des des résultats de confrontation de l'indicateur IFT SA 'Potentiel de transfert' et de la modélisation, les points pricniapux ont été mis en avant en fonction des études des cas.

Sur la Morcille, les résultats de la confrontation à l'échelle parcellaire montrent une bonne cohérence entre les valeurs de l'IFT SA potentiel de transfert vertical et horizontal et celles modélisés par MACRO (flux normalisé par la dose unité), notamment pour l'année 2005, qui correspond à une année caractérisée par des transferts plus marqués. Les parts relatives des classes de mobilité forte, moyenne et faible montrent une hiérarchie en général identique entre IFT SA potentiel de transfert et résultats de modélisation normalisée par la dose unité. Par ailleurs, à la fois la modélisation MACRO et l'IFT potentiel de transfert montrent une plus grande part des substances de classe faible dans les flux verticaux normalisés par la dose unité (flumioxazine, tébuconazole et spiroxamine) alors que c'est la classe moyenne (tébuconazole, spiroxamine et flazasulfuron) qui est la plus représentée dans les flux horizontaux normalisés par la dose unité. De plus, il apparaît que la part de chaque classe de mobilité dans le flux total normalisé par la DU calculé par MACRO est relativement sensible au croisement « date d'application et date d'occurrence de pluies significatives », que ce soit pour les transferts verticaux ou horizontaux. Ainsi, au cours des années où les pluies sont d'avantage réparties sur les périodes d'application des substances de faible mobilité (2007 et 2010), on observe un taux de transfert exacerbé de ces dernières, comparativement aux substances de classe de mobilité plus forte, dont les applications étaient plus éloignées de pluies conséquentes.

En termes de masse exportée (flux exprimés en grammes de substances actives par hectare), on observe bien en 2005 que les substances ayant une classe forte de mobilité SIRIS correspondent bien aux substances présentant les plus forts transferts modélisés. Toutefois, on note que pour les années 2007 et 2010, les conditions particulières d'occurrence des pluies sur les périodes d'application des substances à moindre mobilité théorique ont engendré des masses transférées modélisées de ces dernières pouvant dépasser les masses transférées modélisées des substances à plus forte mobilité théorique. On doit relativiser ce résultat par le fait que les masses concernées étaient cependant moindres au final, comparées aux masses transférées lors de l'année 2005 où les pluies conséquentes étaient mieux réparties sur

l'ensemble de la saison culturale (flux en 2005 a minima, 20 fois plus élevées qu'en 2007 et 2010, aussi bien en transfert vertical qu'horizontal). Ainsi, les conditions de mise en œuvre des produits (notamment occurrence de fortes pluies peu de temps après application) peuvent engendrer des situations de pire cas susceptibles d'exacerber la mobilité modélisée des substances classées en classe de mobilité SIRIS faible à moyenne comparativement aux substances classées en classe de mobilité SIRIS forte, mais les flux correspondant restent faibles.

Par ailleurs, MACRO montre des limites pour modéliser le transfert horizontal (ESU) du glyphosate. En effet, cette substance présente un coefficient d'adsorption très élevé qui induit une mobilisation plutôt dans le ruissellement sous forme adsorbée sur les particules de sol érodées. Or, MACRO ne simule pas toutes les composantes du ruissellement (le ruissellement hortonien n'est pas pris en compte), ni l'érosion, processus majeur de l'entraînement des pesticides particulaires vers les eaux de surface. C'est une limitation importante pour toutes les substances présentant une forte affinité pour la fraction solide.

De façon globale, ces résultats de la confrontation montrent que *l'IFT SA potentiel de transfert* apporte une information supplémentaire à l'IFT SA quant à la mobilité potentielle des substances utilisées de par sa faculté à différencier des classes de mobilité dans l'IFT global.

Sur le Ruiné, la confrontation réalisée à partir d'un test de corrélation de Spearman (sur les rangs) montre des résultats significatifs et positifs uniquement pour le mancozèbe (fongicide appliqué sur la vigne) (corrélation proches de 0.8 pour des p-valeurs inférieures à 0,10). Pour les autres substances actives, il est très difficile d'avancer des conclusions sur les liens entre l'IFT Potentiel de transfert et les sorties de modélisation car les valeurs de corrélation sont proches de 0,5. Les résultats de modélisation montrent également que les conditions de mise en œuvre des produits (concomitance des dates d'application avec des pluies suffisamment intenses) peuvent engendrer des pics de transfert ponctuels que *l'IFT SA potentiel de transfert* calculé sur une année culturale n'est pas en mesure de mettre en avant.

S'agissant des résultats de confrontation entre la modélisation, les données chimiques observées et données biologiques observées, il ressort que si les résultats de la confrontation entre concentrations en pesticides mesurées et les sorties des modélisations permettent de souligner une bonne concordance dans les ordres de grandeur, il convient de noter que ces premiers résultats sont à confirmer compte tenu du faible nombre de données qui n'a pas permis d'analyses statistiques approfondies. De manière globale, les analyses convergent vers la mise en évidence d'un gradient croissant de contamination chimique le long de la Morcille et une modification de la composition de la contamination en pesticide (dans les mêmes ordres de grandeurs) entre les 2 sites du Ruiné. La confrontation entre les mesures chimiques de pesticides aux trois types de descripteurs biologiques mesurées (indices diatomiques, indices de biodiversité et présence d'espèces particulières) montre que la variabilité saisonnière très importante de la contamination chimique sur le Ruiné se traduit par des variations sur les indicateurs biologiques alors que ces descripteurs indiquent le gradient d'exposition également constaté le long de la Morcille. Les indices biologiques d'évaluation de la qualité globale traduisent plus des variations saisonnières dans la composition spécifique des communautés, mais ne mettent pas en évidence d'altération trophique majeure.

10.2. Discussion générale

Les résultats de la confrontation indicateurs / modélisation doivent être considérés comme des résultats exploratoires qui ne peuvent être suffisants pour tirer des conclusions générales sur la validité de la capacité de l'indicateur IFT SA potentiel de transfert à représenter un potentiel de transfert de pesticides. Ce constat est intrinsèque, non pas à la méthodologie utilisée, mais plutôt au temps disponible dans le projet et à la disponibilité des données utilisables pour le test (pas d'acquisition de nouvelles données dans le cadre de ce projet à l'exception des nouvelles enquêtes des pratiques et des données météo sur le Ruiné) (voir annexe 17). Un travail de ce type, mobilisant à la fois des compétences diversifiées (sciences de l'ingénieur, chimie, biologie, modélisation, statistiques, informatique) et une grande variété de données (caractéristiques physiques des milieux, pratiques agricoles, climat, qualité chimique et biologique de l'eau, caractéristiques physico-chimiques de molécules), le plus souvent hétérogènes et acquises à des pas de temps et d'espace différents, implique, en effet, de disposer de moyens suffisants pour parvenir à une approche consolidée et plus systématique.

Mise en œuvre de la modélisation : limites et besoins identifiés :

La mobilisation de deux modèles d'estimation des flux (MACRO (parcelle) et SWAT (Sous Bassins Versants)) a permis de conduire une confrontation à deux types d'échelle spatiale différente, source d'enseignements complémentaires mais aussi de difficultés pour consolider les résultats.

Au niveau spatial :

Si à l'échelle de la parcelle (Morcille), il a été possible de garder le lien avec la pratique de chaque exploitant, à l'échelle du sous bassin versant (Ruiné), la plus grande complexité du système, englobant une diversité de cultures, de sols, de pentes, d'occupation du sol, rend ce lien à la pratique agricole parcellaire moins direct. De ce fait, même si l'échelle du sous bassin versant est essentielle pour se situer au niveau élémentaire de la gestion de la qualité de l'eau, elle complexifie la confrontation des résultats du modèle SWAT avec ceux de l'indicateur IFT SA potentiel de transfert. Cela induit notamment la nécessité d'agréger l'indicateur à l'échelle des sous bassin versant, mais, ce qui est plus délicat à gérer, cela induit une plus grande source de variabilité des résultats du modèle d'un sous bassin versant à l'autre ; variabilité dont la différence de pratiques agricoles n'est pas le seul facteur explicatif. Il devient donc d'autant plus périlleux de confronter les résultats du modèle et de l'indicateur à l'échelle de sous bassins versants que ces derniers présentent des caractéristiques physiques (sol, pente, occupation du sol) différentes.

Au niveau temporel :

L'étude de l'influence de différents facteurs clés (sol, pente, climat) au cours de la mise en œuvre de la modélisation à l'échelle parcellaire sur la Morcille a mis en évidence la grande dépendance des résultats de flux de pesticides verticaux et horizontaux modélisés à ces différents facteurs. En particulier les conditions météorologiques peuvent induire, pour une même pratique et des caractéristiques de sol et de pente identiques d'une année à l'autre, une très grande variabilité des transferts modélisés (a minima facteur 20 entre les flux modélisés en 2005 et ceux modélisés en 2007). Ce constat pose la question du choix de la valeur de flux vertical modélisé qu'il convient de retenir dans la confrontation à l'IFT SA potentiel de transfert. Il en ressort l'importance de pouvoir se baser sur un plus grand nombre de simulations (pour différents sols mais surtout différentes années hydrologiques), afin de disposer de résultats de modélisation moyens, plus robustes et représentatifs d'un potentiel de transfert moyen, à comparer aux valeurs d'IFT SA Potentiel de Transfert.

Au niveau du choix des substances testées

Sur le Ruiné, 60 substances actives auraient pu être modélisées (i.e. ensemble des molécules pour lesquelles le calcul IFT SA Potentiel de Transfert a été réalisé). Mais la mise en œuvre relativement lourde du modèle SWAT (temps nécessaire à la fois pour l'acquisition et l'implémentation de l'ensemble des paramètres requis et le traitement des résultats) n'a permis la modélisation que de 7 substances actives.

Au niveau de la validation des modèles avec des mesures chimiques et biologiques:

Bien que les modèles MACRO et SWAT soient largement utilisés par la communauté scientifique, il serait utile de renforcer la confrontation de leurs résultats à des données mesurées aux échelles où ils ont été mis en œuvre pour la confrontation avec l'indicateur (à savoir, la parcelle, sur la Morcille, pour MACRO et les sous bassins versants, sur le Ruiné, pour SWAT). Ainsi, même si les résultats de la modélisation semblaient cohérents avec la connaissance d'expert du site et les données observées à l'échelle du bassin versant, aucune confrontation modèle/observation n'a été possible à l'échelle de la parcelle sur la Morcille faute de mesures à cette échelle. Sur le Ruiné, cela n'a pu être réalisé que pour des données hydrologiques par manque de mesures des concentrations en pesticides dans le Ruiné au cours de l'année ciblée pour la modélisation. Sachant qu'inversement, la modélisation n'a pas pu être mise en œuvre au cours des années pour lesquelles on disposait de données de qualité mesurées sur le Ruiné, du fait du manque de connaissance sur les pratiques agricoles suffisamment complète pour renseigner SWAT. Il découle de ce constat l'importance de coordonner l'acquisition de données d'observation des variables d'intérêt de sortie (ici concentrations en pesticides dans l'eau ou mesure d'impact biologique) et des paramètres et variables d'entrée (notamment les pratiques agricoles), requis par le modèle. En particulier, des échelles de temps et d'espace pertinentes et comparables entre mesure

et modélisation doivent être définies en amont. Une stratégie d'échantillonnage concertée à haute résolution devrait permettre, dans le futur, une validation des modèles via la mesure des indicateurs d'état (voir par exemple Morin et al. 2009).

Le choix des substances actives d'intérêt s'est aussi montré crucial : la mesure montre qu'on retrouve dans les eaux un grand nombre de produits de dégradation qui ne sont pas pris en compte dans la modélisation. On peut aussi se poser la question du besoin de mieux suivre dans les eaux ces produits, dont certains peuvent montrer des toxicités non négligeables.

Système d'information environnemental :

Le recours à un SIE (initialement développé dans le cadre d'un précédent AO interne) s'est avéré performant à la fois pour permettre de regrouper, structurer, traiter et mettre en correspondance l'ensemble des nombreuses données requises pour les analyses mises en œuvre.

Le cube créé permet de confronter d'un côté les mesures surfaciques mobilisées, comme des valeurs d'IFT, d'IFT SA, des quantités de matière active à l'hectare ou totales, spécifiques ou par type d'action, avec une agrégation aux différents niveaux souhaités (sous-bassin versant, un ensemble de sous-bassins ou bassin versant) et de l'autre côté des valeurs de mesures des matières actives soit mesurées dans le cours d'eau soit simulées sur la même période par le modèle SWAT. Cette confrontation nécessite cependant une bascule entre deux axes d'analyse différents qui a été créé dans le cadre de ce projet : dans un axe, le sous-bassin versant est vu comme une surface et dans l'autre il est vu comme un point, à savoir son exutoire. Pour le moment, il n'est pas possible de gérer dans le même axe d'analyse une entité avec deux identités spatiales différents (point et surface). Toutefois, le développement réalisé permet la confrontation dans le cadre de l'interrogateur SOLAP.

10.3. Recommandations pour l'action publique et pour les travaux futurs

Ces premiers résultats, bien qu'à conforter, montrent que le recours à l'indicateur *IFT SA 'Potentiel de Transfert'* peut apporter des informations supplémentaires par rapport à l'IFT SA « classique » en termes de différenciation des classes de mobilité des substances impliquées. Néanmoins, il est important de noter que l'indicateur, compte tenu de ses caractéristiques, ne permet pas de rendre compte de la variabilité des transferts induite par les variations pluviométriques : il fournit l'estimation d'un potentiel de transfert à l'échelle de l'année culturale alors que les transferts effectifs « s'exprimeront » plus ou moins, en fonction des conditions hydrométéorologiques (et notamment du croisement date de traitement et date d'occurrence d'une pluie significative).

Par ailleurs, le calcul de l'indicateur *IFT SA 'Potentiel de Transfert'* a montré qu'il ne peut pas être aujourd'hui directement mobilisé de façon opérationnelle par des agents de développement agricole ou des agriculteurs car cet indicateur est dépendant de la mise à jour de la base SIRIS. Or le test d'usage a montré que toutes les substances actives, contenues dans les produits commerciaux appliqués sur le bassin versant, ne possèdent pas de valeurs de rang SIRIS eso ou esu. Il n'est donc pas possible de calculer un *IFT SA 'Potentiel de Transfert'* pour les derniers usages homologués.

Recommandations pour consolider la proposition de démarche intégrative

La démarche exploratoire proposée a montré son intérêt pour avancer sur la problématique de la validation d'indicateurs du risque lié aux pesticides et de l'approche complète de la chaîne causale du risque (pression, transfert, état, impact). Toutefois, les résultats obtenus doivent être consolidés. Pour cela, les recommandations suivantes peuvent être formulées :

- Il est impératif de pouvoir disposer de données cohérentes à la fois en termes d'information sur les caractéristiques physiques des sites étudiés, les pratiques agricoles et les mesures de la qualité chimique et biologique des eaux de surface. En particulier, il est recommandé d'avoir recours à des données acquises sur les mêmes périodes et sur des pas de temps compatibles pour la confrontation. Cela implique de coordonner au mieux, et le plus tôt possible, les échelles spatiales et temporelles d'acquisition,

- Ces données doivent permettre d'approcher la variabilité inter-annuelle des grandeurs suivies (sous influence des pratiques agricoles et du climat) et la modélisation doit être mise en œuvre pour un nombre suffisant d'années hydrologiques afin de disposer de résultats modélisés « moyens », moins tributaires de la variabilité inter-annuelle de la météo, et dont la confrontation avec les résultats de l'indicateur potentiel de transfert serait plus pertinente,
- Ces données doivent également permettre de vérifier, a minima, la cohérence des résultats modélisés avec les données d'observation, non seulement en terme d'hydrologie mais de transfert de pesticides,
- La prise en compte des produits de dégradation à la fois dans les suivis en cours d'eau, la modélisation et les indicateurs de risque pesticides doit être encouragée. Pour renforcer la pertinence des conclusions, il semble indispensable de choisir pour le test de confrontation modèle/IFT SA potentiel de transfert, des molécules présentant des rangs SIRIS plus différenciés (ici on a fait le choix a priori des SA déjà modélisées dans SWAT et MACRO pour lesquelles on disposait d'une pré-paramétrisation),
- La confrontation à l'échelle des sous bassins versants est plus complexe qu'à la parcelle du fait de l'augmentation des variables explicatives et de leur variabilité des paramètres en cause à cette échelle et doit être consolidée : une possibilité serait d'essayer de limiter les facteurs de variabilité, non liés aux pratiques, d'un SBV à l'autre pour se concentrer sur l'effet des changements de pratiques (soit choisir des SBV aux caractéristiques physiques proches).

Enfin, il nous semble utile de mettre en avant les conditions préalables au développement futur de tels travaux. Sur un plan organisationnel et fonctionnel, il convient de souligner qu'un tel travail de recherche a mobilisé des compétences et des disciplines diversifiées (sciences de l'ingénieur, agronomie, chimie, biologie, modélisation, statistiques, informatique), une très grande variété de données (caractéristiques physiques des milieux, pratiques agricoles, climat, qualité chimique et biologique de l'eau, caractéristiques physico-chimiques de molécules), le plus souvent hétérogènes et acquises à des pas de temps et d'espace différents. La reproductibilité ou généralisation d'une telle démarche exploratoire vers une recherche consolidée impliquerait nécessairement de disposer de moyens conséquents et suffisants dans le temps pour parvenir à une approche renforcée et plus systématique afin que les premiers résultats empiriques dégagés puissent être confortés..

11. Références bibliographiques

1. Abbaspour, K. C. 2005. Calibration of hydrologic models: When is a model calibrated? Pages 2449-2455, Melbourne, VIC.
2. ACTA, 2001. "Elaboration d'un outil d'appréciation des pratiques phytosanitaire en agriculture." ACTA, Paris, 62 p.
3. Addiscott T., Smith J., Bradbury N., 1995. Critical evaluation of models and their parameters. *Journal of Environmental Quality* 24, 803–807.
4. ANSES, 2011, Indicateurs de risque et d'impact de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, dans le cadre du suivi du plan. Inventaire et évaluation des indicateurs et des bases de données, Tome 1 et 2, rapport d'appui scientifique et technique, rapport provisoire, ANSES –ONEMA - ECOPHYO, 131 p.
5. Arnold J. G., Fohrer N., 2005. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19:563-572.
6. Aubertot J.N.; Barbier J.M. ; Carpentier A.; Gril J.J.; Guichard L. ; Lucas P. ; Savary S. ; Savini I. ; Voltz M. (2005) Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux - Expertise scientifique collective INRA et Cemagref (France), 64 p.
7. Azimonti G. (2006), State-of-the-art review on approaches to environmental risk assessment for pesticides. Report DL3 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT, see www.eufootprint.org, 45 p
8. Balmer, M.E., Frey, S., 2001. Swiss final report of the validation of OECD pesticide aquatic indicators. www.oecd.org/dataoecd/15/21/2082191.pdf
9. Baschet J.F. and Pingault N., 2009. La réduction des usages de pesticides: le plan Écophyto 2018: le rôle des indicateurs d'utilisation pour évaluer l'atteinte des objectifs. Prospective et évaluation, volume 4, 4 p.
10. Blackie J.R., Eeles C.W.C., 1985. Lumped catchment models - Chapter 11. In: *Hydrological forecasting*, M. G. Anderson and T. P. Burt (Ed.), John Wiley & Sons Ltd, pp. 311-345.
11. Bockstaller C., Girardin P., Van Der Werf H.M.G, 1997, Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems, *European Journal of Agronomy*, Vol. 7, pp. 261-270.
12. Bockstaller C. and Girardin P., 2002. How to validate environmental indicators? *Agricultural Systems*, volume 76, p. 639-653.
13. Bockstaller C., Girardin P., Hennerbert P., Hubert A., Keichinger O., Mazzela N., Vernier F., Wohlfahrt J. and Zahm F., 2008. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation : exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries*, N° spécial, p. 103-115.
14. Bordenave P., Sauvage S, Leccia O, Cattaneo M, Abraham A, Sanchez JM, Laplana R., Probst JL, 2009. Collaborative Technological Platform for implementation for WFD within agricultural context: Task 4 Deliverable 4.2.3.2. Report on environmental effectiveness of mitigation measures.
15. CE, 2009, Règlement CE N°1107/2009 du parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil, JOUE n° L. 309
16. Cantonati M, Angeli N, Virtanen L, Wojtal AZ, Gabrieli J, Falasco E, Lavoie I, Morin S, Marchetto A, Fortin C, Smirnova S (2014) *Achnanthidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats. *Sci Total Environ* 475 (0):201-215. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.018>
17. CORPEN, 1995. Protection des cultures et prévention des risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture, recommandations générales. CORPEN, Paris, 90 p.
18. Coste M, Boutry S, Tison-Rosebery J, Delmas F (2009) Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecol Indicators* 9 (4):621-650
19. DCE, 2009. DIRECTIVE 2009/128/CE instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable. Journal officiel de l'Union européenne, 21 octobre 2009. 16 p.
20. De Bruyn B., 2004. Étude de la vulnérabilité des eaux aux produits phytosanitaires: indicateur environnemental et modèle mécaniste, en vue d'une meilleure gestion du bassin versant de la Leysse

- (Savoie). Thèse : docteur de l'université Joseph Fourier – Grenoble 1. Soutenue le 30 janvier 2004. 255 pages.
21. Delmas F., Dubernet J-F., Gutzler L., Levert F., Pinel B. and Vernier F., 1999. Le bassin du Ruiné (Charente) synthèse des observations 1991-1997 (rapport d'étape). 106 p.
 22. Devillers J., Farret R., Girardin P., Keichinger O., Rivière J-L., Soulas G., 2005, Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier, Ed. Tec et Doc, Paris, 278 p.
 23. Dubus I. et al., 2006. State of art on pesticides fate models and environmental indicators, FOOTPRINT Deliverable DL 4, pp. 1-38.
 24. Dubus I., 2007. Apports de la modélisation dans l'évaluation et la gestion du risque pesticides : état des lieux et présentation des outils FOOTPRINT (2007). Colloque SWAP-CPP (2007)
 25. Dumas M., 2010. Méthode de calcul des IFT par exploitation et des IFT de référence dans le cadre du dispositif FERME [En ligne]. 5 p. Date de mise à jour : 22/07/2011. Disponible sur : <<http://draaf.midi-pyrenees.agriculture.gouv.fr>>
 26. Durand, C. (2014). Modélisation du transfert de pesticides à l'échelle de la parcelle. Application au bassin versant de la Mocille (Nord Beaujolais, 69) et analyse de sensibilité du modèle, Mémoire de fin d'études de l'Engees: 82 pp.
 27. Dushoff, J., Caldwell, B., Mohler, C.L., 1994. Evaluating the environmental effect of pesticides: a critic of the Environmental Impact Quotient. *American Entomologist*, 180-184.
 28. Formal, J. 2014. Mise en place du modèle agro-hydrologique SWAT sur un petit bassin versant agricole : application au bassin du Ruiné (Charente). ENS2 ENSEGID - IPB Bordeaux.
 29. Gassman, P. W., M. R. Reyes, C. H. Green, and J. G. Arnold. 2007. The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE* 50:1211-1250.
 30. Gevaert V, Van Griensven A, Holvoet K, Seuntjens P., Vanrolleghem PA., 2008. SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins, *Hydrological Sciences Journal*, Vol. 53(5), pp. 1075-1089.
 31. Gianinazzi, N., 2002. Indicateurs de risques aquatiques: contribution française aux travaux de l'OCDE. Résumé du rapport technique. www.oecd.org/dataoecd/5/62/2752975.pdf
 32. Gilmour P., 1973. A general validation procedure for computer simulation models. *Australian Computer Journal* 5, 127-131.
 33. Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H.M.G., 1999, Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming systems, *Journal of Sustainable Agriculture*, Vol. 13, 4, pp. 5-21.
 34. Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H.M.G., 1999. « Indicators: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming systems », *Journal of Sustainable Agriculture*, vol. 13, n°4, pp. 5-21.
 35. Gnouma, R. 2006. Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron. INSA (Institut National des Sciences Appliquées). Lyon.
 36. Goss, D.W. & Wauchope, R.D., 1990. The SCS /ARS /CES pesticide properties database: II-using it with soils data in a screening procedures. In : 'Pesticides in the next decade: the challenge ahead'. Weigmann D., (ed.); Virginia Water Resources Research Center, Blacksburg, 471-493.
 37. Guichard, 2010. Caractérisation des pratiques de protection des cultures et de leur évolution. Méthodologie de diagnostic et propositions visant à améliorer l'impact environnemental des systèmes de culture et d'élevage. Rapport scientifique. 77 p.
 38. Halfon. E., Galassi, S., Brüggemann, R., Provini, A., 1996. Selection of priority properties to assess environment hazard of pesticides. *Chemosphere*, 33, 1543-1562.
 39. Holvoet K, Gevaert V., Van Griensven A, Seuntjens P., Vanrolleghem P.A, 2007. Modelling the effectiveness of agricultural measures to reduce the amount of pesticides entering surface waters. *Water Resources Management*, Vol. 21(12), pp. 2027-2035.
 40. Holvoet KMA, Seuntjens P., Vanrolleghem PA, 2007. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling*, Vol. 209(1): pp. 53-64.
 41. INERIS, 2014. Méthodologie : Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. 68 pages.
 42. INRA, 2006. Programme « Indicateurs et pesticides » Phase II. Rapport intermédiaire « Validation des indicateurs ». 33 pages.

43. INRA, 2013. Étude de faisabilité des engagements unitaires à IFT modifié. Cahier des clauses techniques particulières. 62 p.
44. INRA, INERIS, 2014. Descriptif de l'étude : Amélioration de l'IFT SA et première déclinaison environnementale. Combinaison de l'IFT SA et de l'outil Siris-Pesticides, INRA, INERIS, ONEMA, Convention ONEMA Plan d'action national « ECOPHYTO 2018 » Axe 1 – Action 6- « Amélioration de l'indicateur de fréquence de traitement » phase Test PHASE TEST18 p.
45. Jajarmizadeh, M., S. Harun, and M. Salarpour. 2013. Using soil and water assessment tool for flow simulation and assessment of sensitive parameters applying SUFI-2 algorithm. *Caspian Journal of Applied Sciences Research* 2:37-44.
46. Jarvis, N. J. and M. Larsbo (2012). "MACRO (V5.2): Model use, calibration, and validation." *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers* 55(4): 1413-1423.
47. Jarvis, N. J., M. Stahli, L. Bergstrom and H. Johnsson (1994). Simulation of dichlorprop and bentazon leaching in soils of contrasting texture, using the MACRO model. *J. Environ. Sci. health. A29*: 1255-1277.
48. Jouany J-M., Dabene E., 1994. Classement des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux à l'échelle nationale. 18 p.
49. Kannan N., White SM., Worrall F., Whelan MJ., 2006. Pesticide modelling for a small catchment using SWAT-2000. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 41(7), pp. 1049-1070.
50. Kim Tiam S, Libert X, Morin S, Gonzalez P, Feurtet-Mazel A, Mazzella N (2014) Single and mixture effects of pesticides and a degradation product on fluvial biofilms. *Environ Monit Assess* 186 (6):3931-3939. doi:10.1007/s10661-014-3669-x
51. Klepper, O., Van de Meent, D., 1997. "Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as indicator of generic stress". Rep. No.607504001. RIVM. Bilthoven, 93 p.
52. Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., Tette, J., 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Science Bulletin*, 139, 1-8.
53. Larsson, M. H. and N. J. Jarvis (1999). "Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil." *Journal of Hydrology* 15(1-4): 153-171.
54. Laurent, F. R., D., Chapdelaine, M. 2007. Simulation de l'effet de changements de pratiques agricoles sur la qualité des eaux avec le modèle SWAT. *Revue des sciences de l'eau* 20:pp. 395-408.
55. Le Gall A. C., Morot, A., Jouglet, P., Chatelier J.-Y., 2007. Mise à jour et amélioration de la méthode SIRIS et développement d'un outil informatique pour son application; Rapport de l'étape 1 du projet, Rep. No. DRC-07-73770-04644A. INERIS, 122 p. <http://www.ineris.fr/siris-pesticides/download/rapport-SIRIS-2007-v4.pdf>
56. Le Gall L A.C., 2007. Bilan de l'enquête auprès des utilisateurs – testeurs de l'outil SIRIS-Pesticides. Rapport de la deuxième partie de l'étude. 35 p.
57. Leblanc, F. (2007). Enquête sur les différentes pratiques d'entretien du sol dans un bassin versant viticole du Beaujolais. Mémoire de fin d'étude du master 2 "vigne et terroir", Institut de la Vigne et du Vin (IUVV) Jules Guyot de Dijon. Etablissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon (ENESAD), 49p.
58. Lewis K.A., Bardon K.S., 1998. A computer-based informal environmental management system for agriculture. *Environmental Modelling and Software* 13, 123–137.
59. Makowski D., Tichit M., Guichard L., Van Keulen H. and Beaudoin N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management*, p. 1 – 8.
60. MAP, 2008. Écophyto 2018 [En ligne]. 21 p. Date de mise à jour : 10/09/2008. Disponible sur : <agriculture.gouv.fr>
61. Marco Trevisan , Andrea Di Guardo b, Matteo Balderacchi. 2009. An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. *Environmental Modelling and Software* 24(8): 994-1002.
62. Mayer D.G., Butler D.G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling* 68, 21–32.
63. Météo France, 2014. Région Poitou-Charentes. Date de consultation : 26/02/2015. Disponible sur : <http://www.meteofrance.com>
64. Mitchell P.L., Sheehy J.E., 1997. Comparison of prediction and observations to assess model performance: a method of empirical validation. In: Kropff, M.J., Teng, P.S., Aggarwal, P.K., Bouma, J.,

- Bouman, B.A.M., Jones, J.W., Van Laar, H.H. (Eds.), *Applications of Systems Approaches at the Field Level*, Vol. 2. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 437–451.
65. Moriasi D., J. Arnold, M. Van Liew, R. Bingner, R. Harmel, and T. Veith. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE* 50:885-900.
 66. Morin S, Cordonier A, Lavoie I, Arini A, Blanco S, Duong TT, Tornés E, Bonet B, Corcoll N, Faggiano L, Laviale M, Pérès F, Becares E, Coste M, Feurtet-Mazel A, Fortin C, Guasch H, Sabater S (2012) Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: Guasch H, Ginebreda A, Geiszinger A (eds) *Handbook of Environmental Chemistry*, vol 19. vol Emerging and Priority Pollutants in Rivers. Springer, Heidelberg, pp 117-146. doi:http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-25722-3_5
 67. Morin S, Vivas-Nogues M, Duong TT, Boudou A, Coste M, Delmas F (2007) Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (Riou-Mort, France). *Fundam Appl Limnol* 168 (2):179-187. doi:http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0168-0179
 68. Morin S., Bottin M., Mazzella N., Macary F. Delmas F., Winterton P., Coste M. 2009. Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopyxal): A case study in the Neste river system (South West France). *Aquatic Toxicology* 94: 28-39.
 - Murtaugh P.A., 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecol. Appl.* 6, 132–139.
 69. Nash J. E. and J. V. Sutcliffe. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10:282-290.
 70. Niemeijer D., De Groot R.S., 2008 a, Framing environmental indicators: Moving from causal chains to causal networks, *Environment, Development and Sustainability*, Vol. 10, n° 1, pp. 89-106.
 71. Niemeijer D., De Groot R.S., 2008 b, A conceptual framework for selecting environmental indicator sets, *Ecological Indicators*, Vol. 8, p. 14-25
 72. Neitsch C.L., Arnold J.G, Srinivasan R., 2002. Pesticide fate and transport by SWAT: Atrazine, Metolachlor and Trifluralin in the Sugar Creek Watershed (Indiana). Grassland, Soil & Water Research Laboratory, USDA-ARS Blackland Research Center, TAES Temple, Texas.
 73. Nilsson C., 1999. Environmental Performance Indicator. In : 'Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER project. C.L.M., Centre for Agriculture and Environment (publ.), Utrecht, 121-124.
 74. OCDE, 2000. Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risques pour le milieu aquatique lié aux pesticides.
 75. Patissier A. (2011). Caractérisation des pratiques phytosanitaires en Beaujolais viticole de coteaux. , Master Agrosociétés, Gestion de la Qualité des Productions Végétales, Parcours Phytoprotection 2ème année, Université d'Avignon: 54 pp.
 76. Payraudeau S., Van Der Werf Hayo M.G., 2005, Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 107, pp. 1-19.
 77. Penrose L. J., Thwaite, W. G. & Bower, C. C., 1994. Rating index as a basis for decision making on pesticide use reduction for accreditation of fruit produced under integrated pest management. *Crop Protection*, 13, 146–152.
 78. Peyrey, 2006. Calcul de quatre indicateurs phytosanitaires pour une contribution à leur validation : application aux pratiques agricoles du bassin versant du Ruiné (Charente, France). Mémoire ingénieur des techniques agricoles : Enita Clermont. 194 p.
 79. Rao A.G. Hornsby R.E. Jessup, 1985. *Soil Crop Sci. Soc. Fla. Proc.*, 44, pp. 1-8
 80. Reggiani, P., Schellekens J., 2006. Rainfall-Runoff Modeling: Distributed Models, *Encyclopedia of Hydrological Sciences*
 81. Rivest, S., Bédard, Y., & Marchand, P., 2001, Toward better support for spatial decision making: defining the characteristics of spatial on-line analytical processing (SOLAP). *GEOMATICA-OTTAWA-*, 55(4), 539-555.
 82. Reus, J., Leenderste, P., Bockstaller, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., van der Werf, H.M.G., Alfarroba, F., Blmel, S., Isart, J., McGrath, D., Seppala, T., 1999. Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER project. Centre for Agriculture and Environment (publ.). Utrecht, 183p.

83. Schoumans O. F. and M. Silgram. 2003, Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale. NIVA, Oslo (Norway).
84. Shahane A.N. & Inman, R.C., 1987, Review of available pesticide assessment rating systems. *Hazard Assessment of Chemicals* 5, 103-132.
85. Singh V. P., 1995. Chapter 1: "Watershed modelling" in *Computer models of Watershed Hydrology: Water resources publications*.
86. Srinivasan R., Arnold JG, 1994. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. *Water Resources Bulletin*, Vol. 30(3), pp. 453-462.
87. Vaillant M., Jouany, J. M., and Devillers, J. (1995). A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology modeling* 1, (1), 57-72.
88. Van Den Bogaert, R. (2011). Typologie des sols du bassin versant de la Morcille, caractérisation de leurs propriétés hydrauliques et test de fonctions de pédotransfert, UPMC. *AgroParisTech*: 55 pp.
89. Van der Werf H.M.G, 1996, Assessing the impact of pesticides on the environment, *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 60, pp. 81 - 96.
90. Van der Werf H-M-G., Zimmer C., 1998, An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system, *Chemosphere*, Vol. 36, pp. 2225 - 2249.
91. Vernier F. ; Zahm F. ; Bousquet G. ; Petit K. ; Saudubray F., 2010. Une méthode de spatialisation des activités agricoles, RA-SPACE, au service des politiques agro-environnementales. Application au calcul d'un indicateur pesticide spatialisé sur le bassin Adour-Garonne, *Ingénieries EAT*, 12 p.
92. Vernier F., Bordenave P., Chavent M., Leccia O. and Petit K., 2010. Modelling scenarios of agriculture changes on fresh water uses and water quality at a large watershed scale – the case of the Charente watershed (France). *International Environmental Modelling and Software Society (IeMSs)*, 9 p.
93. Voltz M., Alix A., Barriuso E., Bedos C., Bonicelli B., Thierry C., Dubus I., Gascuel C., Gril J-J., 2005, Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux - chapitre 3 - Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques, *Rapport d'expertise scientifique collective INRA - Cemagref*, 219 p.
94. Wasson J. G., Chandresris A., Pella H., Blanc L., 2002, Les hydro-écorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. *Ministère de l'écologie et du Développement durable, Cemagref Bely/LHQ*, 190p.
95. Yang J. Greenwood D.J., Rowell D.L., Wadsworth G.A., Burns I.G., 2000. Statistical methods for evaluating a crop nitrogen simulation model, N_ABLE. *Agricultural Systems* 64, 37–53.
96. Zahm F., 2003. Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particulier appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires, *Ingénieries-EAT*, N°33, pp. 13-34
97. Zahm F., 2011. De l'évolution de la performance globale d'une exploitation agricole à l'évaluation de la politique agro-environnementale de la Politique Agricole Commune. Une approche par les indicateurs agro-environnementaux. *Thèse de doctorat de SHOS : AgroCampus ouest*. 615 p.

Annexes

Liste des annexes au projet IEPAP

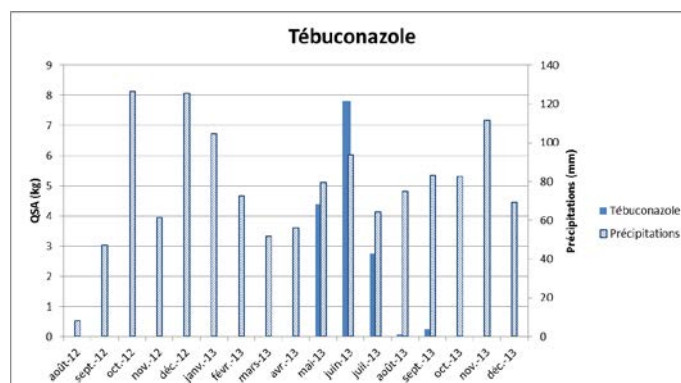
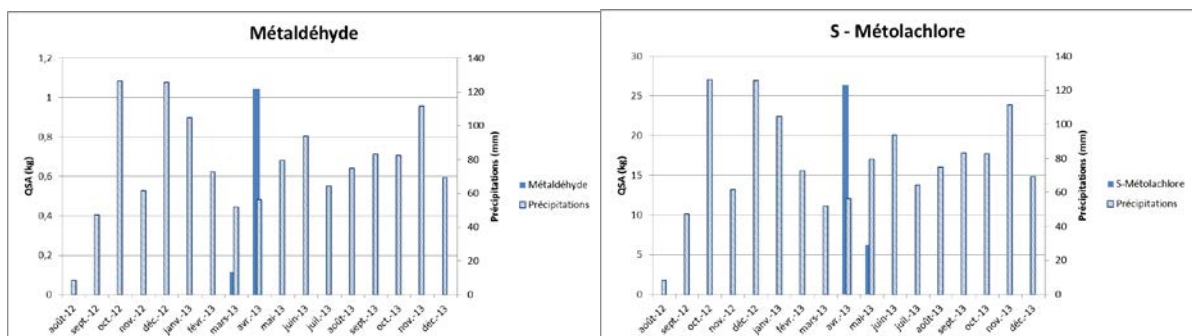
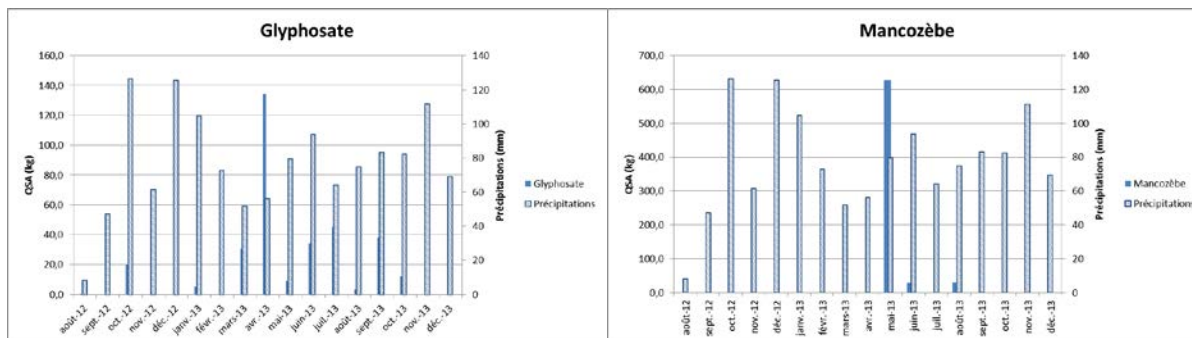
Annexe 1 : surface des parcelles sans information sur l'assolement 2012/2013 (Ruiné)	80
Annexe 2: périodes de pluviométrie et d'application des substances actives sur le Ruiné (2012–2013)	81
Annexe 3 : liste des 31 Substances actives dont les valeurs de rang sont inconnues dans SIRIS	82
Annexe 4 : Liste de toutes les substances actives utilisées sur le BV du Ruiné (2012-2013).....	83
Annexe 5 : résultats de l'IFT SA PT Esu cumulé par culture et par SBV sur le Ruiné	85
Annexe 6 : valeurs des QSA, IFT SA Esu et IFT PC moyens et cumulés par SA et par SBV (Ruiné) 86	
Annexe 7 : Représentation graphique (histogrammes) des résultats des indicateurs : IFT SA Esu moyen et cumulé, QSA cumulée (Ruiné).....	88
Annexe 8 : IFT SA Esu cumulé et QSA par SA, par culture et par SBV sur le Ruiné	90
Annexe 9 : Cartographie des QSA par substance et par sous-bassin versant du Ruiné	96
Annexe 10 : Méthodologie générale de la mise en œuvre de la modélisation SWAT	97
Annexe 11 : résultats de l'analyse de sensibilité du modèle SWAT sur le Ruiné.....	98
Annexe 12 : Cartographie des unités de sol sur le bassin versant de la Morcille.....	99
Annexe 13 : Récapitulatif des substances (natures, doses et dates d'application), sols et années simulées par MACRO pour la confrontation avec les IFT SA potentiels de transfert vertical et horizontal (Morcille)	100
Annexe 14 : Croisement des pluies et des dates d'application modélisées sur la Morcille.....	101
Annexe 15 : Analyse détaillée des résultats sur les descripteurs biologiques mesurées sur le Ruiné et La Morcille.....	103
Annexe 16 : méthodologie mise en œuvre pour s'assurer de la bonne valeur prédictive du modèle agro-hydrologique mis en œuvre sur le bassin du Ruiné	108
Annexe 17 : inventaire des données disponibles sur les bassins du Ruiné et de la Morcille pour la réalisation du projet.....	112

Annexe 1 : surface des parcelles sans information sur l'assolement 2012/2013 (Ruiné)

N° SBV	Surface totale (ha)	SAU (ha)*	% de la SAU dans le SBV	Surface agricole enquêtée (ha)	Surface agricole non enquêtée (ha)	% de la surface agricole non enquêtée	
	A	B	C = B / A	D	E	F = E / B	
1	63,3	43,7	69 %	34,4	9,4	21,4 %	
2	36,8	27,5	74,6 %	27,4	0,1	0,4 %	
3	38,1	24,2	63,4 %	23,8	0,4	1,8 %	
4	41,1	37,2	90,3 %	35,8	1,4	3,7 %	
5	54,9	46,7	85,1 %	42,9	3,8	8,2 %	
6	33	27,8	84,3 %	27,3	0,5	1,7 %	
7	22,1	19	86,2 %	17,5	1,5	7,9 %	
8	73,9	54,1	73,2 %	38,8	15,3	28,4 %	
9	36,1	19,5	54,1 %	15,6	3,9	19,9 %	
10	31,3	21,3	68,1 %	17,4	3,9	18,3 %	
11	17,7	17,2	97,5 %	12,9	4,4	25,2 %	
12	56,4	37,2	66 %	29,5	7,7	20,7 %	
13	47,8	37,3	78 %	10,8	26,5	71,1 %	
Amont (8 à 13)	263,3	186,7	71 %	125	61,7	33 %	
Aval (1 à 7)	289,4	226	78 %	209	17	7,5 %	
Surfaces totales	En ha	552,6 ha	412,8 ha		334,1 ha	78,7 ha	14,2 %
	En %	100 %	75 % de la surface totale du BV	74,7 %	60,4 % de la surface totale du BV	1,4 % de la surface totale du BV	

* la surface agricole utile du bassin versant a été obtenue par photo interprétation d'orthophotos datant de 2011

Annexe 2: périodes de pluviométrie et d'application des substances actives sur le Ruiné (2012–2013)



Sources : Météo France 2014 et Irstea (enquêtes BV Ruiné pratiques 2012 2013)

Annexe 3 : liste des 31 Substances actives dont les valeurs de rang sont inconnues dans SIRIS

Substances Actives	Herbicides	Hors Herbicides		Cultures traitées
		Insecticide	Fongicide	
Alpha-cypermethrine		X		V + GC
Amétoctradine			X	V
Benalaxyl-M			X	V
Bénoxacor	X			GC
Benthiavalicarbe isopropyl			X	V
Cloquintocet mexyl	X			GC
Cyazofamid			X	V
Dichlorprop p	X			GC
Dimethenamid-p	X			GC
Disodium phosphonate			X	V
Fenhexamid			X	V
Florasulam	X			GC
Fluroxypyr	X			GC
Fluxapyroxad			X	GC
Iodosulfuron-methyl-sodium	X			GC
Kresoxim-méthyl			X	V + GC
Lambda cyhalothrine		X		V + GC
Mecoprop-p	X			GC
Mefenoxam			X	V + GC
Meptyldinocap			X	V
Mesosulfuron-methyl	X			GC
Mesotrione	X			GC
Métirame			X	V
Metsulfuron methyle	X			GC
Nicosulfuron	X			GC
Penoxuslame	X			V
Picolinafène	X			GC
Thiencarbazone-methyl	X			GC
Thiocyanate d'ammonium	X			V
Triadimenol			X	V + GC
Tribenuron-methyle	X			GC

V = Vigne

GC = Grandes Cultures

Annexe 4 : Liste de toutes les substances actives utilisées sur le BV du Ruiné (2012-2013)

Substance Active	QSA Cumulée (g)	Surface traitée (ha)	QSA moyen (g/ha)
2,4-d	14806,4	22,7	653,5
2,4-mcpa	10497,0	18,0	584,6
Acétochlore	4966,6	10,3	480,0
Aclonifen	71865,2	92,1	780,0
Amétoctradine	1356,1	4,5	300,0
Amidosulfuron	241,3	16,1	15,0
Aminotriazole	142902,1	107,2	1333,4
Bénalaxyl	13616,7	116,8	116,6
Benalaxyl-M	2542,6	36,8	69,0
Bénoxacor	947,3	13,6	69,7
benthiavalicarbe isopropyl	731,8	20,9	35,0
Boscalid	16684,3	31,2	535,5
Bromoxynil	11894,6	10,6	1125,0
Chlorpyrifos-méthyl	22989,5	74,5	308,7
Clodinafop-propargyl	259,5	8,7	30,0
Clopyralid	917,1	18,0	51,1
cloquintocet mexyl	478,2	22,4	21,3
Cuivre	128645,5	271,9	473,1
Cuivre de l'oxychlorure de cuivre	7800,3	13,6	575,6
Cuivre de l'oxyde cuivreux	6786,2	6,0	1125,0
Cuivre du sulfate	95220,8	102,5	929,3
Cyazofamid	1963,7	26,2	75,0
Cycloxydime	2153,6	19,6	110,1
Cymoxanil	12692,1	56,7	223,9
Cyperméthrine	194,7	12,5	15,6
Cyprodinyl	787,9	2,1	375,0
Dicamba	3908,5	25,6	152,8
Dichlorprop p	6627,3	5,5	1200,0
Dimethenamid-p	10017,4	10,7	936,0
Diméthomorphe	7674,5	54,1	142,0
disodium phosphonate	19636,8	26,2	750,0
Dithianon	4746,3	9,0	525,0
Epoxiconazole	2481,0	41,5	59,7
Fenbuconazole	1404,0	37,7	37,3
Fenpropimorphe	440,4	2,2	197,5
Flazasulfuron	440,8	62,9	7,0
Florasulam	70,2	16,5	4,2
fludioxonil	525,2	2,1	250,0
Flumioxazine	10142,4	60,4	168,0
Flurochloridone	5051,2	14,7	343,3
Fluroxypyr	4362,3	29,1	150,1
Flurtamone	19300,9	92,1	209,5
fluxapyroxad	876,0	13,6	64,2
Folpel	345175,5	405,0	852,3
Fosétyl-Aluminium	379033,8	239,3	1584,2

Glufosinate ammonium	24038,2	58,0	414,2
Glyphosate	333058,1	272,7	1221,5
Imazamox	571,6	11,8	48,4
Indoxacarbe	395,7	10,6	37,5
Iodosulfuron-méthyl-sodium	317,3	57,7	5,5
Iprovalicarbe	4964,4	42,4	117,0
Isoxaflutole	1873,4	19,1	98,3
Kresoxim-méthyl	4110,6	50,3	81,8
Mancozèbe	336620,0	334,6	1006,0
Mandipropamide	2613,6	20,9	125,0
Mefenoxam	1680,5	20,9	80,3
Meptyldinocap	15229,1	81,6	186,7
Mesosulfuron-méthyl	471,7	57,7	8,2
Mesotrione	4129,4	54,8	75,3
Métaldéhyde	1155,4	13,9	83,3
Métazachlore	23155,7	78,2	296,3
Metconazole	556,7	16,0	34,7
Métirame	11391,2	10,8	1052,9
Metsulfuron méthyle	62,2	27,9	2,2
Nicosulfuron	1731,5	72,6	23,8
Oxyfluorène	1905,0	3,5	548,0
Pendiméthaline	12706,1	19,9	637,9
Penoxsulame	5,2	0,7	7,0
Picolinafène	220,9	5,5	40,0
Pinoxaden	1912,6	22,4	85,3
Prochloraze	792,7	2,2	355,5
Propyzamide	1487,9	3,5	428,0
Proquinazid	528,8	13,5	39,0
Prosulfuron	125,3	15,9	7,9
Prothioconazole	5403,3	43,9	123,0
Pyraclostrobin	349,7	4,7	75,0
Quinmèrac	5788,9	78,2	74,1
Quinoxifène	3221,1	66,5	48,4
S-metolachlore	45290,4	32,8	1382,0
Soufre	95773,6	37,3	2567,8
Soufre micronise	373593,0	136,7	2732,7
Spiroxamine	24021,8	95,9	250,5
Sulcotrione	3521,4	11,7	300,0
Tébuconazole	15293,5	199,4	76,7
thiencarbazone-méthyl	749,4	19,1	39,3
Thifensulfuron-méthyle	99,4	5,0	20,0
thiocyanate d'ammonium	33266,9	19,9	1672,8
Triadimenol	169,5	9,0	18,8
Trifloxystrobin	6605,6	109,7	60,2
Tritosulfuron	483,3	9,7	50,0

Annexe 5 : résultats de l'IFT SA PT Esu cumulé par culture et par SBV sur le Ruiné

N° SBV	IFT SA 'Potentiel de transfert' Esu cumulé												
	Aclonifen	Glyphosate				2,4 – MCPA	Métaldéhyde		Tébuconazole		S- Métolachlore		Mancozèbe
	T	BH	M	T	V	BH	BH	T	BH	V	M	T	V
1	0,8	3,2	1,7		12,3	2,3			0,4	3,4	0,7	0,1	17,1
2	0,9	0,1			14,4	0,2			0,1	6,0	0,0 1		12,6
3	1,1	0,3		0,00 5	2,4			0,7		1,9	2,3		4,0
4	3,3	2,8	4,5		3,7	0,5				1,1		3,4	5,7
5	1,8	9,7		2,2	8,6			0,9		4,2	3,3		5,2
6	4,6											2,4	
7	0,2	0,5	0,00 1	0,1	3,2					1,3			1,7
8	0,3		2,1	2,2	6,9	3,9	0,1			2,4			5,3
9	1,9				8,3	2,0	0,1			4,0			3,5
10	0,8				6,8				0,1	8,8			3,6
11					6,1					8,0			11,4
12					14,6					23,2	2,3		5,1
13					6,3					7,7	0,5		2,0
Amont (8 à 13)	3	0	2,1	2,2	49	5,9	0,2	0	0,1	54,1	2,8	0	30,9
Aval (1 à 7)	12,7	16,6	6,2	2,3	44,6	3	0	1,6	0,5	17,9	6,3	5,9	46,3

B = Blé, T = Tournesol, M = Maïs, O = Orge, V = Vigne

**Annexe 6 : valeurs des QSA, IFT SA Esu et IFT PC moyens et cumulés par SA et par SBV
(Ruiné)**

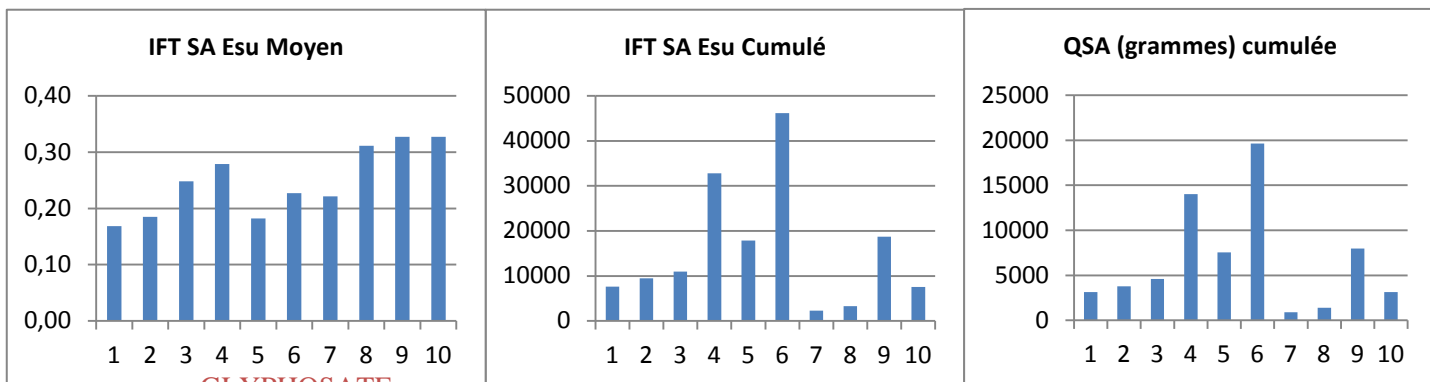
N° SBV	QSA cumulé en grammes QSA moyen grs/ha	Aclonifen	Glyphosate	Mancozèbe	2,4 - MCPA	Métaldéhyde	S - Métolachlore	Tébuconazole
1	QSA	cumulé	3123	43395	68720	5186	1654	856
		moyen	1322	2388	902	3090	1388	66
	IFT SA Esu	cumulé	0,8	17,3	17,1	2,3	0,8	3,8
		moyen	0,2	1	2,4	0,3	0,8	0,4
	IFT PC	cumulé	2,1	28,6	33,4	3,2	0,84	11,7
	moyen	0,5	1,7	5,4	0,5	0,9	1,5	
2	QSA	cumulé	3790	36749	51164	235	18	1150
		moyen	843	2306	1220	235	18	110
	IFT SA Esu	cumulé	0,9	14,5	12,6	0,2	0,01	6,1
		moyen	0,2	1,8	1,6	0,6	0,8	0,7
	IFT PC	cumulé	2,5	23,9	29,3	0,3	0,01	17,8
	moyen	0,5	3,1	4	0,9	0,9	2,3	
3	QSA	cumulé	4583	6827	15810	471	5228	342
		moyen	2309	417	1041	462	5228	56
	IFT SA Esu	cumulé	1,1	2,8	4	0,7	2,3	1,9
		moyen	0,2	0,7	1,3	0,3	0,8	0,6
	IFT PC	cumulé	3,2	4,4	9,3	0,5	2,6	1,4
	moyen	0,7	1,2	3	0,2	0,9	2,1	
4	QSA	cumulé	14022	27828	23281	1901	5358	205
		moyen	3612	3502	1201	1901	5358	53
	IFT SA Esu	cumulé	3,3	11	5,7	0,5	3,4	1,1
		moyen	0,3	0,8	1,7	0,2	0,6	0,3
	IFT PC	cumulé	9,9	23	9,7	0,8	3,9	3,8
	moyen	0,8	1,7	3,1	0,3	0,7	1,2	
5	QSA	cumulé	7558	52621	20794	570	7519	763
		moyen	1932	3096	1817	554	7519	130
	IFT SA Esu	cumulé	1,8	20,5	5,2	0,9	3,3	4,2
		moyen	0,2	0,7	1,1	0,3	0,8	0,9
	IFT PC	cumulé	5,3	40,6	12	0,6	3,7	6,6
	moyen	0,6	1,5	2,7	0,2	0,9	2,8	
6	QSA	cumulé	19641				3828	
		moyen	8501				2203	
	IFT SA Esu	cumulé	4,6				2,4	
		moyen	0,2				0,6	
	IFT PC	cumulé	13,9				2,8	
	moyen	0,7				0,7		
7	QSA	cumulé	909	9658	7002			240
		moyen	690	553	418			44
	IFT SA Esu	cumulé	0,2	3,8	1,7			1,3
		moyen	0,2	1,2	1,2			1,2
	IFT PC	cumulé	0,6	6,7	4,1			3
	moyen	0,6	2,3	3,1			2,8	
8	QSA	cumulé	139	30243	21939	4162	75	446
		moyen	787	2804	1023	2873	51	79
	IFT SA Esu	cumulé	0,3	11,1	5,3	3,9	0,1	2,4
		moyen	0,3	0,4	1,2	0,7	0	1,2
	IFT PC	cumulé	1	23,2	12,7	5,7	5,7	5,6
	moyen	0,9	0,8	2,9	1	1	2,9	

N° SBV	QSA cumulé en grammes QSA moyen g/ha	Aclonifen	Glyphosate	Mancozèbe	2,4 - MCPA	Métaldéhyde	S - Métolachlore	Tébuconazole	
9	QSA	cumulé	7965	20930	13995	1675	40	740	
		moyen	3035	1303	980	617	14	86	
	IFT	cumulé	1,9	8,3	3,5	2	0,06	4	
	SA	moyen	0,3	2,1	1,2	0,7	0	1	
	Esu								
	IFT	cumulé	5,6	13,1	7,7	3	3	8,8	
PC	moyen	1	3,7	2,9	1	1	2,5		
10	QSA	cumulé	3138	17219	15135			1719	
		moyen	1570	1671	754			41	
	IFT	cumulé	0,8	6,8	3,6			9	
	SA	moyen	0,3	0,9	0,5			1,3	
	Esu								
	IFT	cumulé	2,2	52,3	38			163,7	
PC	moyen	1	1,1	0,8			3,5		
11	QSA	cumulé		15558	46833			1497	
		moyen		3274	3910			375	
	IFT	cumulé		6,1	11,4			8	
	SA	moyen		0,5	0,9			0,6	
	Esu								
	IFT	cumulé		10,2	20,8			17,7	
PC	moyen		0,8	1,7			1,4		
12	QSA	cumulé		37635	62479		4941	4775	
		moyen		2198	1784		793	86	
	IFT	cumulé		14,6	5,1		2,3	23,8	
	SA	moyen		0,8	0,5		0,7	1	
	Esu								
	IFT	cumulé		23,6	12,3		0	56,9	
PC	moyen		1,4	1,4		0	2,5		
13	QSA	cumulé		15701	61917		956	1409	
		moyen		2282	2539		357	97	
	IFT	cumulé		6,3	2		0,5	7,7	
	SA	moyen		0,7	0,5		0,7	0,8	
	Esu								
	IFT	cumulé		10,5	4			17,8	
PC	moyen		1,2	1,2			2		
Total	QSA	cumulé	66125	314363	409068	13159	1155	29503	14142
		moyen	1755	2128	1314	936	95	1910	85
	IFT	cumulé	15,7	122,9	77,2	9	1,8	14,9	73,1
	SA	moyen	0,2	0,9	1,1	0,2	0,1	0,5	0,8
	Esu								
	IFT	cumulé	46,5	260,1	192,8	13	9,7	13,9	314,8
PC	moyen	0,6	1,5	2,7	0,3	0,2	0,4	2,2	

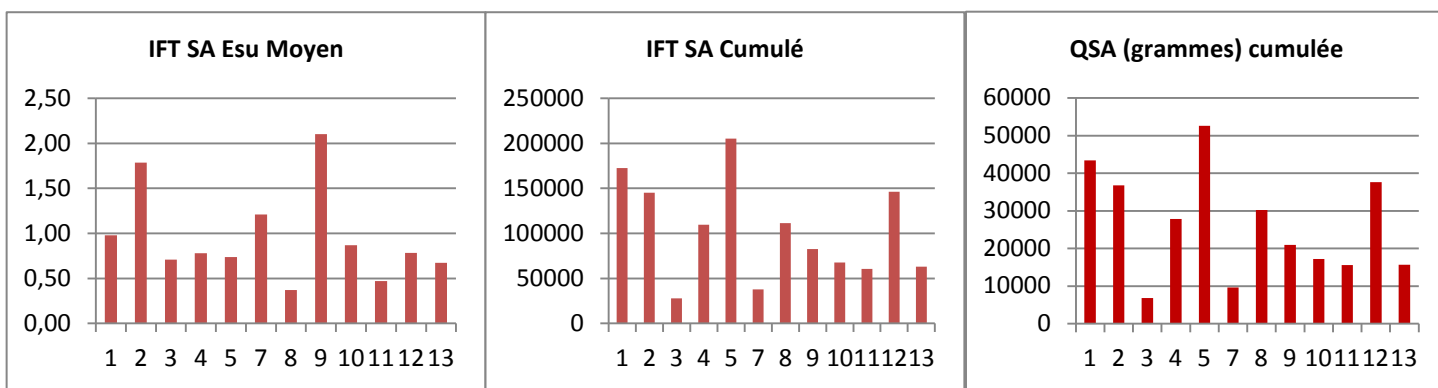
N° SBV	QSA cumulé en grammes QSA moyen g/ha	Aclonifen	Glyphosate	Mancozèbe	2,4 - MCPA	Métaldéhyde	S - Métolachlore	Tébuconazole	
Amont (8 à 13)	QSA	cumulé	11242	137286	222298	5837	115	5897	10586
		moyen	824	2270	1618	891	16	235	100
	IFT	cumulé	3,0	53,1	30,9	5,9	0,2	2,7	54,8
	SA	moyen	0,2	0,8	0,8	0,3	0,0	0,3	1,0
	Esu								
	IFT	cumulé	8,8	132,9	95,5	8,7	8,7	0,0	270,5
PC	moyen	0,5	1,4	1,9	0,4	0,4	0,0	2,6	
Aval (1 à 7)	QSA	cumulé	53626	177078	186771	7322	1041	23605	3556
		moyen	2603	1998	1037	977	166	3434	71
	IFT	cumulé	12,7	69,8	46,3	3,0	1,6	12,2	18,3
	SA	moyen	0,2	0,9	1,4	0,2	0,1	0,7	0,6
	Esu								
	IFT	cumulé	37,5	127,2	97,8	4,3	1,1	13,9	44,3
PC	moyen	0,6	1,6	3,3	0,3	0,1	0,8	1,8	

Annexe 7 : Représentation graphique (histogrammes) des résultats des indicateurs : IFT SA Esu moyen et cumulé, QSA cumulée (Ruiné)

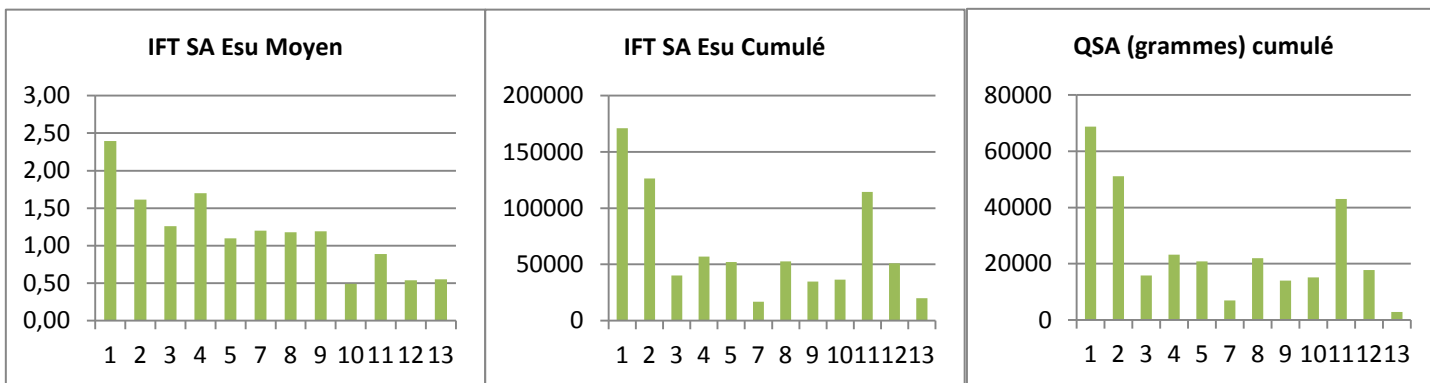
• **ACLONIFEN**



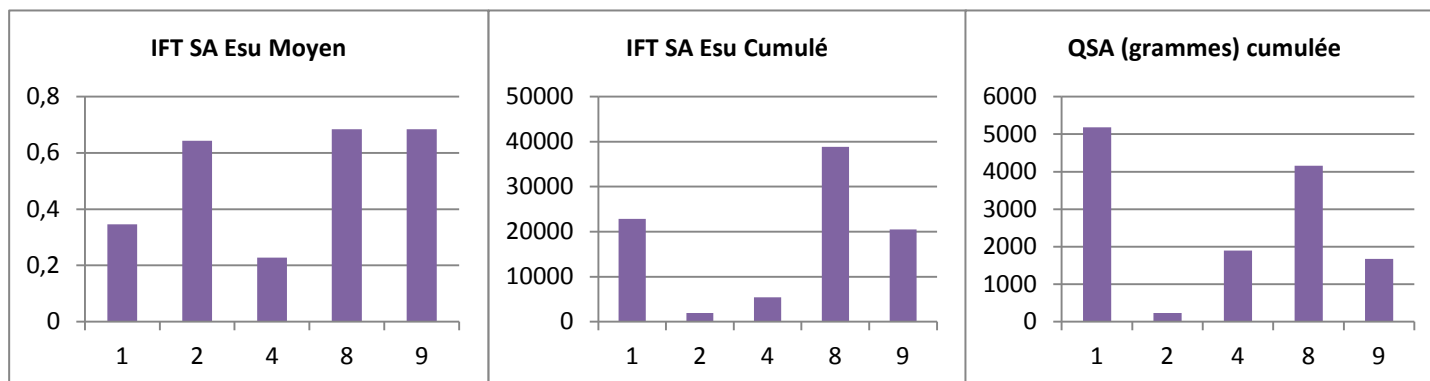
• **GLYPHOSATE**



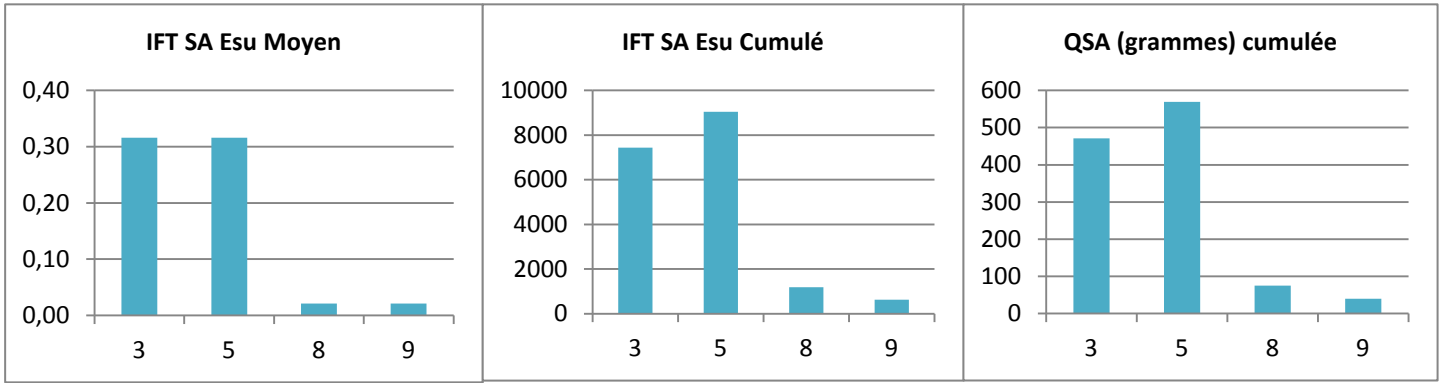
• **MANCOZEBE**



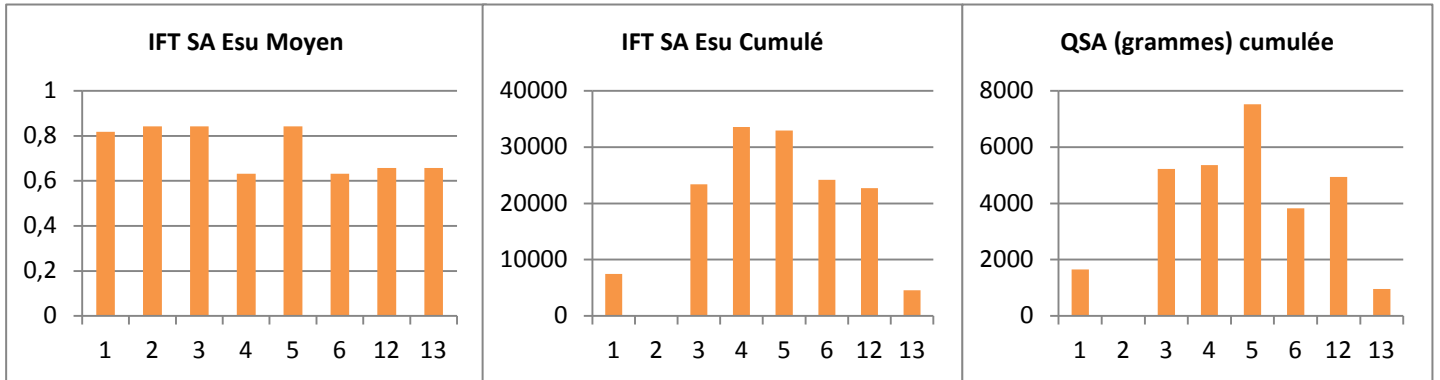
• **2,4 - MCPA**



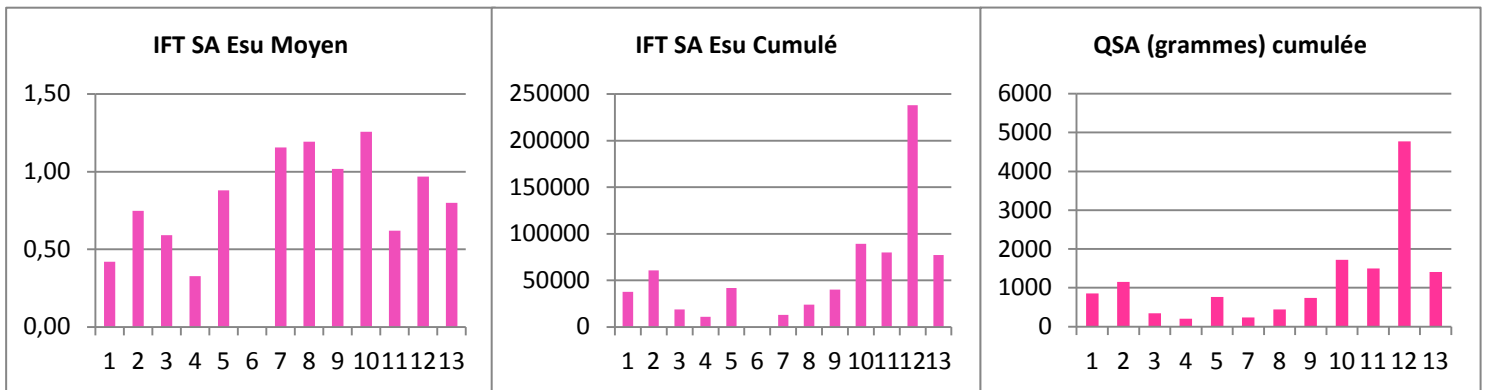
• METALDEHYDE



• S - METOLACHLORE



• TEBUCONAZOLE



Annexe 8 : IFT SA Esu cumulé et QSA par SA, par culture et par SBV sur le Ruiné

- **Mancozèbe**

N° SBV	Mancozèbe sur Vigne					
	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	6,2	2,4	902	44,0	17,1	68720
2	1,8	1,6	1220	34,5	12,6	51164
3	2,0	1,3	1041	10,4	4,0	15810
4	4,6	1,7	1201	15,6	5,7	23281
5	2,7	1,1	1817	12,8	5,2	20794
6						
7	3,0	1,2	418	4,3	1,7	7002
8	3,0	1,2	1023	13,5	5,3	21939
9	2,2	1,2	980	8,5	3,5	13995
10	1,1	0,5	754	10,1	3,6	15135
11	2,5	0,9	3910	32,5	11,4	46833
12	0,6	0,5	1784	13,4	5,1	62478
13	0,5	0,5	2539	5,4	2,0	61917
<i>Moyenne</i>	2,5	1,2	1465,7	17,1	6,4	34089,0
<i>Médiane</i>	2,3	1,2	1120,9	13,1	5,1	22610,3
<i>Ecart-type</i>	1,6	0,5	954,2	12,7	4,7	22372,2
<i>Minimum</i>	0,5	0,5	417,8	4,3	1,7	7001,5
<i>Maximum</i>	6,2	2,4	3909,6	44,0	17,1	68720,0

- **Glyphosate**

Le glyphosate est appliqué sur l'ensemble des cultures du bassin versant du Ruiné. Mais son utilisation est bien plus importante dans le cas de la vigne. En effet, la quantité de substance active est près de 6 fois supérieure à celle appliquée pour la culture de tournesol.

Glyphosate sur blé d'hiver						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,4	0,4	3780	7,5	3,2	8041
2	0,1	0,4	319	0,3	0,1	319
3	0,2	0,5	879	0,5	0,3	879
4	0,8	0,4	3709	6,4	2,8	6949
5	1,3	0,7	6598	20,7	9,7	24558
6						
7	1,7	0,7	1199	1,1	0,5	1199
8 à 10 et 12						
11 et 13						
<i>Moyenne</i>	0,7	0,5	2747,2	6,1	2,8	6990,7
<i>Médiane</i>	0,6	0,5	2453,9	3,8	1,6	4073,9
<i>Ecart-type</i>	0,6	0,1	2391,9	7,8	3,7	9220,8
<i>Minimum</i>	0,1	0,4	318,5	0,3	0,1	318,5
<i>Maximum</i>	1,7	0,7	6598,1	20,7	9,7	24557,6

Glyphosate sur la culture de maïs						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	1,0	0,6	1216	4,0	1,7	4291
2, 3, 5 et 6						
4	0,8	1,1	5622	10,5	4,5	11337
7	0,001	0,2	2,1	0,004	0,001	4
8	0,5	0,2	3543	5,6	2,1	6056
9	0,5		0,2	0,0002		
10 et 11						
12 et 13						
<i>Moyenne</i>	0,6	0,5	2076,5	4,0	2,1	5422,0
<i>Médiane</i>	0,5	0,4	1215,6	4,0	1,9	5173,5
<i>Ecart-type</i>	0,4	0,4	2453,3	4,4	1,9	4691,3
<i>Minimum</i>	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	3,9
<i>Maximum</i>	1,0	1,1	5622,1	10,5	4,5	11337,1

Glyphosate sur tournesol						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1, 2, 4 et 6						
3	0,01	0,4	13,4	0,01	0,005	13
5	0,5	0,3	2024	6,0	2,2	6434
7	0,2	0,1	82	0,2	0,1	250
8	0,4	0,2	3531	5,9	2,2	6363
9 et 10						
11 à 13						
<i>Moyenne</i>	0,3	0,2	1412,7	3,0	1,1	3265,1
<i>Médiane</i>	0,3	0,2	1053,0	3,1	1,1	3306,3
<i>Ecart-type</i>	0,2	0,1	1692,2	3,3	1,2	3619,6
<i>Minimum</i>	0,0	0,1	13,4	0,0	0,0	13,4
<i>Maximum</i>	0,5	0,4	3531,2	6,0	2,2	6434,3

Glyphosate sur vigne						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	2,8	1,7	2038	19,8	12,3	31063
2	1,3	1,8	2331	25,1	14,4	36431
3	0,8	0,8	384	4,2	2,4	5934
4	2,0	1,1	1195	6,5	3,7	9542
5	3,2	1,8	1283	15,0	8,6	21629
6						
7	4,0	2,3	558	5,6	3,2	8205
8	2,7	1,5	1197	12,3	6,9	17824
9	3,7	2,1	1303	14,5	8,3	20930
10	1,2	0,9	1671	11,2	6,8	17219
11	0,8	0,5	3274	10,6	6,1	15558
12	1,1	0,8	2198	25,4	14,6	37635
13	1,1	0,7	2282	11,1	6,3	15701
<i>Moyenne</i>	2,1	1,3	1642,9	13,4	7,8	19805,8
<i>Médiane</i>	1,7	1,3	1487,2	11,7	6,8	17521,1
<i>Ecart-type</i>	1,2	0,6	820,8	7,0	4,1	10459,7
<i>Minimum</i>	0,8	0,5	383,9	4,2	2,4	5934,0
<i>Maximum</i>	4,0	2,3	3273,7	25,4	14,6	37635,4

- **Aclonifen**

Aclonifen sur tournesol						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,5	0,2	1322	2,2	0,8	3122
2	0,5	0,2	843	2,7	0,9	3790
3	1,5	0,2	2309	3,3	1,1	4583
4	0,8	0,3	3612	9,9	3,3	14022
5	0,5	0,2	1932	5,4	1,8	7558
6	0,7	0,2	8501	14,0	4,6	19641
7	0,6	0,2	690	0,7	0,2	909
8	0,1	0,3	787	1,0	0,3	1397
9	1,0	0,3	3035	5,7	1,9	7965
10	1,0	0,3	1570	2,3	0,8	3138
11 à 13						
<i>Moyenne</i>	0,7	0,2	2460,1	4,7	1,6	6612,5
<i>Médiane</i>	0,7	0,2	1750,9	3,0	1,0	4186,4
<i>Ecart-type</i>	0,4	0,1	2335,5	4,3	1,4	5994,7
<i>Minimum</i>	0,1	0,2	690,2	0,7	0,2	909,4
<i>Maximum</i>	1,5	0,3	8501,3	14,0	4,6	19640,9

- **S-Métolachlore**

S-Métolachlore sur Maïs						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,2	0,8	1551	0,8	0,7	1551
2	0,5	0,8	18	4,5	0,01	18
3	0,4	0,8	5228	5,0	2,3	5228
4, 6 à 8						
5	0,3	0,8	7519	3,7	3,3	7519
9 à 11						
12	1,0	0,7	793	3,3	2,3	4941
13	0,9	0,7	357	0,6	0,5	955

<i>Moyenne</i>	0,5	0,8	2577,7	3,0	1,5	3368,8
<i>Médiane</i>	0,4	0,8	1172,2	3,5	1,5	3246,1
<i>Ecart-type</i>	0,3	0,1	3071,4	1,9	1,3	2950,0
<i>Minimum</i>	0,2	0,7	17,7	0,6	0,0	17,7
<i>Maximum</i>	1,0	0,8	7519,1	5,0	3,3	7519,1

S-Métolachlore sur la culture de Tournesol						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,02	0,6	103	0,1	0,1	103
2, 3, 5, 7 à 10						
4	0,3	0,6	5358	3,9	3,4	5358
6	0,1	0,6	2203	2,8	2,4	3828
11 à 13						

<i>Moyenne</i>	0,2	0,6	2554,8		1,9	3096,6
<i>Médiane</i>	0,1	0,6	2202,8		2,4	3828,4
<i>Ecart-type</i>	0,2	0,0	2645,2		1,7	2702,9
<i>Minimum</i>	0,0	0,6	103,1		0,1	103,1
<i>Maximum</i>	0,3	0,6	5358,3		3,4	5358,3

- **Tébuconazole**

Tébuconazole sur Blé d'hiver						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,1	0,2	239,8	1,9	0,4	240
2	0,1	0,2	38,7	0,3	0,1	39
3 à 9						
10	0,9	0,2	48,1	0,4	0,1	48
11 et 13						
12	1,0	0,2	214,9	2,8	0,6	348
<i>Moyenne</i>	0,5	0,2	135,4	1,4	0,3	168,7
<i>Médiane</i>	0,5	0,2	131,5	1,2	0,3	143,9
<i>Ecart-type</i>	0,5	0,0	106,8	1,2	0,3	151,4
<i>Minimum</i>	0,1	0,2	38,7	0,3	0,1	38,7
<i>Maximum</i>	1,0	0,2	239,8	2,8	0,6	348,3

Tébuconazole sur Vigne						
N° SBV	Moyen			Cumulé		
	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	1,6	0,5	40	11,3	3,4	616
2	1,0	0,8	111	18,7	6,0	1111
3	1,2	0,6	56	6,2	1,9	342
4	1,2	0,3	53	4,0	1,1	205
5	2,4	0,9	130	11,2	4,2	763
6						0
7	2,3	1,2	44	3,2	1,3	240
8	1,3	1,2	79	5,9	2,4	446
9	2,5	1,0	86	9,7	4,0	740
10	2,4	1,3	41	21,4	8,8	1671
11	1,4	0,6	375	18,4	8,0	1497
12	2,5	1,1	80	58,4	23,2	4427
13	1,9	0,8	97	19,0	7,7	1409
<i>Moyenne</i>	1,8	0,9	99,4	15,6	6,0	1036,0
<i>Médiane</i>	1,7	0,8	79,6	11,3	4,1	740,0
<i>Ecart-type</i>	0,6	0,3	91,4	14,9	6,0	1148,3
<i>Minimum</i>	1,0	0,3	40,4	3,2	1,1	0,0
<i>Maximum</i>	2,5	1,3	374,8	58,4	23,2	4427,1

- **2,4 – MCPA**

2,4 MCPA sur Blé d'hiver						
Moyen			Cumulé			
N° SBV	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1	0,2	0,3	3090	3,3	2,3	5186
2	0,1	0,6	235	0,3	0,2	235
3 et 5 à 7						
4	0,1	0,2	1901	0,8	0,5	1901
8	1,0	0,7	2873	5,7	3,9	4162
9	1,0	0,7	617	3,0	2,0	1675
10 et 12						
11 et 13						
<i>Moyenne</i>	0,5	0,5	1743,1	2,6	1,8	2631,8
<i>Médiane</i>	0,2	0,6	1900,6	3,0	2,0	1900,6
<i>Ecart-type</i>	0,5	0,2	1289,9	2,2	1,5	2003,7
<i>Minimum</i>	0,1	0,2	235,4	0,3	0,2	235,4
<i>Maximum</i>	1,0	0,7	3089,8	5,7	3,9	5185,8

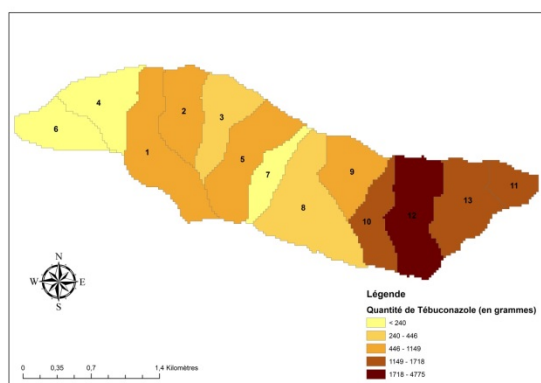
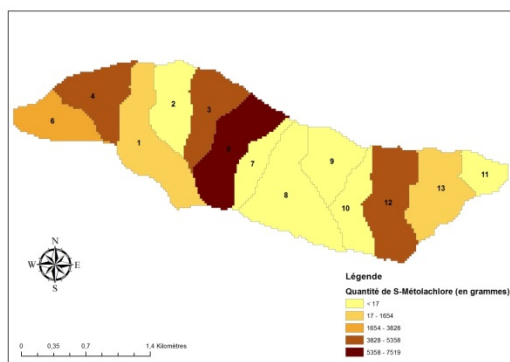
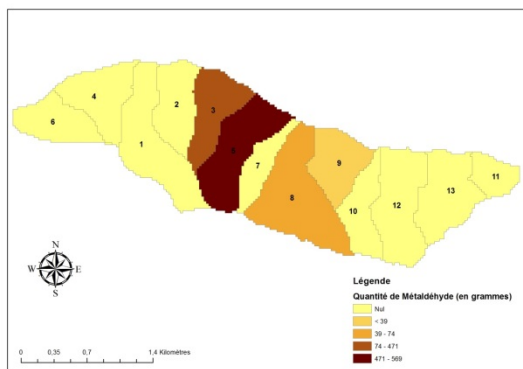
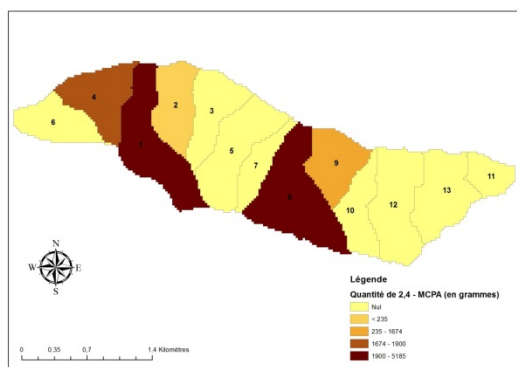
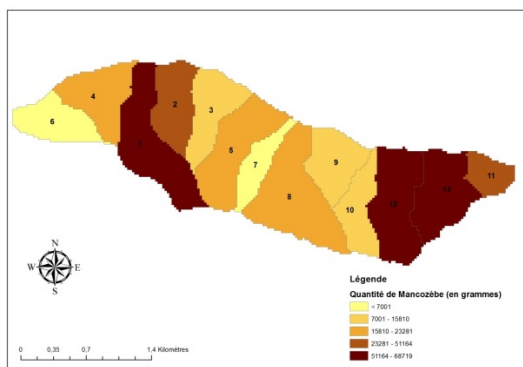
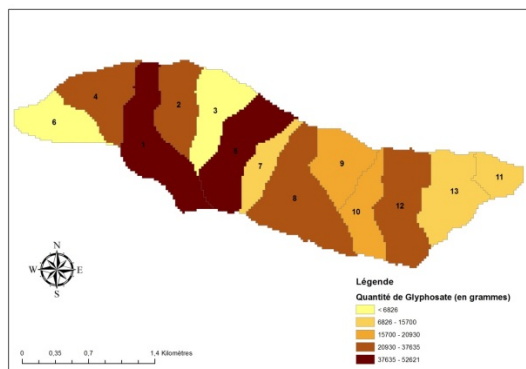
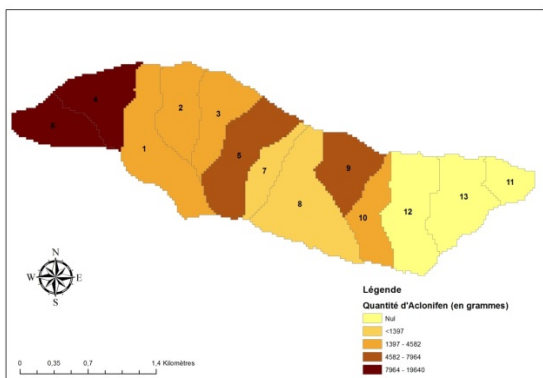
- **Métaldéhyde**

Métaldéhyde sur la culture de Blé d'hiver						
Moyen			Cumulé			
N° SBV	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1 à 7						
8	1	0,02	50,9	5,7	0,1	75
9	1	0,02	14,3	3,0	0,1	40
10 et 12						
11 et 13						
<i>Moyenne</i>	1	0,02	32,6	4,3	0,1	57,2
<i>Médiane</i>	1	0,02	32,6	4,3	0,1	57,2
<i>Ecart-type</i>	0	0,0	25,9	1,9	0,04	25,1
<i>Minimum</i>	1	0,02	14,3	3,0	0,1	39,5
<i>Maximum</i>	1	0,02	50,9	5,7	0,1	75,0

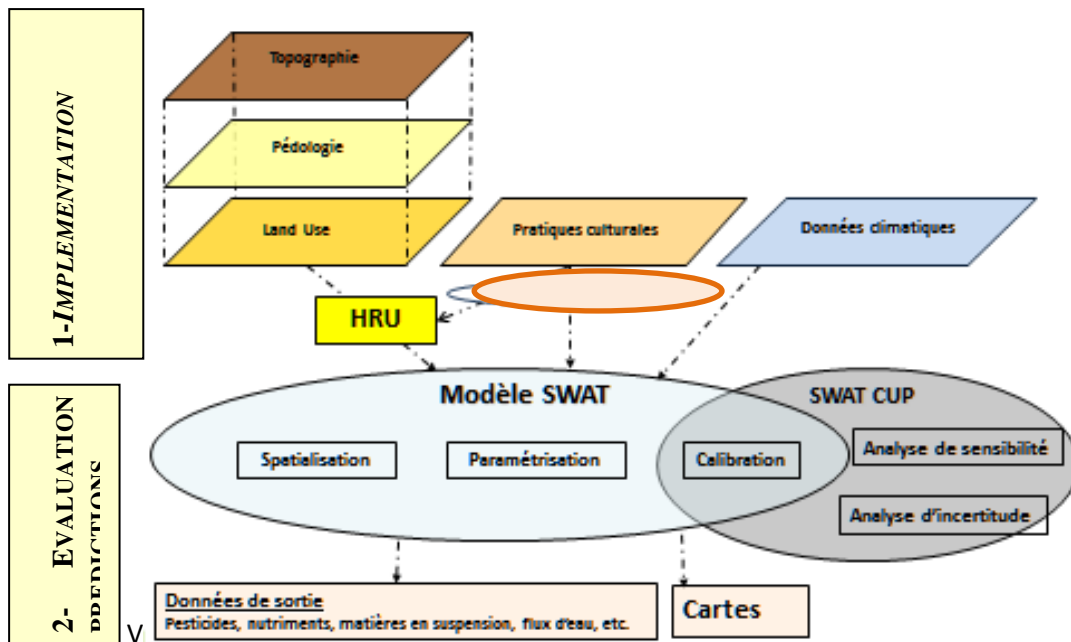
Métaldéhyde sur Tournesol						
Moyen			Cumulé			
N° SBV	IFT PC	IFT SA Esu	QSA	IFT PC	IFT SA Esu	QSA
1, 2, 4, 6 à 10						
3	0,2	0,3	461,9	0,5	0,7	471
5	0,1	0,3	553,8	0,6	0,9	570
11 à 13						
<i>Moyenne</i>	0,1	0,3	507,8	0,5	0,8	520,4
<i>Médiane</i>	0,1	0,3	507,8	0,5	0,8	520,4
<i>Ecart-type</i>	0,1	0,0	65,0	0,1	0,1	69,5
<i>Minimum</i>	0,1	0,3	461,9	0,5	0,7	471,2
<i>Maximum</i>	0,2	0,3	553,8	0,6	0,9	569,5

Annexe 9 : Cartographie des QSA par substance et par sous-bassin versant du Ruiné

L'échelle de QSA représentée sur ces cartes utilise une méthode statistique de classification de Jenks (ou classification par seuils naturels). Cela permet de minimiser la variance intra-classes et de maximiser la variance inter-classes.



Annexe 10 : Méthodologie générale de la mise en œuvre de la modélisation SWAT



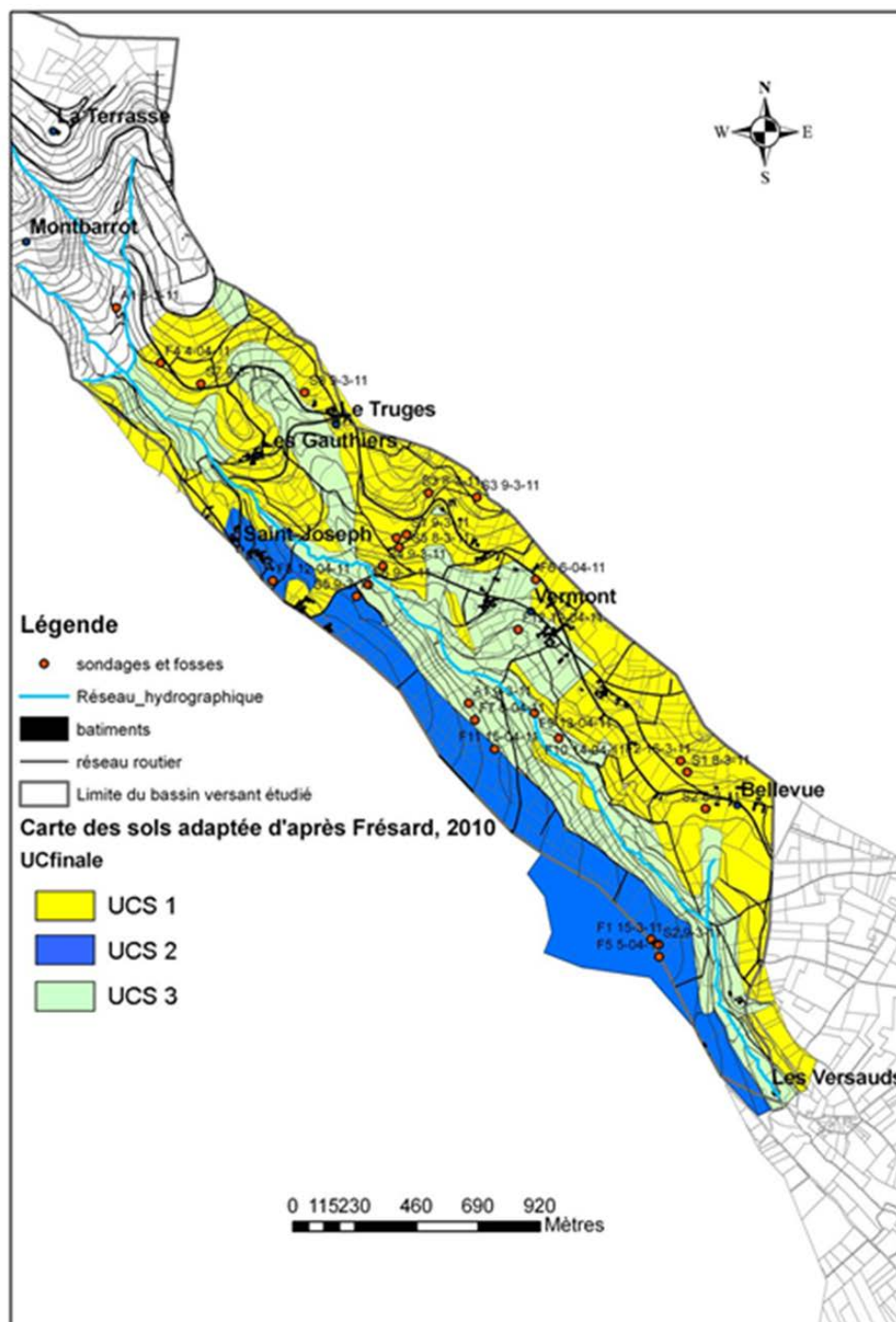
Les calculs de transferts et de devenir des produits phytosanitaires dans le milieu sont fonction des caractéristiques du milieu, notamment des types de sols (taux de matière organique épaisseur d'horizon) et des caractéristiques physico-chimiques des molécules phytosanitaires; ce module de calcul qualité des eaux est issu du modèle GLEAMS (Knisel and Davis, 1999). Les calculs des transferts de pesticides sont essentiellement basés sur l'index de surface foliaire (LAI), l'efficacité de l'application du pesticide, la part lessivable, du coefficient d'absorption du carbone organique du sol, la dégradation en fonction de la durée de demi-vie.

Annexe 11 : résultats de l'analyse de sensibilité du modèle SWAT sur le Ruiné

Classement des paramètres issus de l'analyse de sensibilité

Paramètre	Ran g	Valeur moyenne	Définition
Cn2	1	6.02E-02	Curve number, paramètre de ruissellement
Gwqmn	2	1.52E-02	Niveau d'eau dans la nappe libre
Esco	3	6.00E-02	Paramètre de compensation de l'évaporation dans le sol
Rchrg_Dp	4	7.69E-02	Coefficient de percolation vers l'aquifère profond
Sol_Z	5	0.00E+00	Profondeur du sol
Sol_Awc	6	0.00E+00	Quantité d'eau disponible dans le sol
Sol_K	7	2.89E-02	Conductivité hydraulique en zone saturée
Gw_Revap	8	1.26E-02	Coefficient de mobilisation de l'eau dans la nappe
Canmx	9	1.52E+00	Stockage maximum de la canopée
Alpha_Bf	10	3.15E-03	Constante de débit de base
Blai	11	7.44E-01	Indice de potentiel maximal de surface foliaire
Surlag	12	7.23E-03	Coefficient du délai du ruissellement de surface
Ch_K2	13	1.38E-01	Conductivité hydraulique effective du chenal principal
Biomix	14	1.17E+00	Efficacité du mélange biologique
Ch_N2	15	4.18E-04	Coefficient de Manning (rugosité) du chenal principal
2015 rapport scientifique Ruine_MorcilleGw_Delay	16	0.00E+00	Temps de recharge de l'aquifère
Epc0	17	0.00E+00	Paramètre de compensation de l'absorption racinaire
Slope	18	7.40E-01	Inclinaison de la pente moyenne
Ssubbsn	19	0.00E+00	Longueur de la pente moyenne
Sol_Alb	20	0.00E+00	Albédo (pouvoir réfléchissant) du sol humide

Annexe 12 : Cartographie des unités de sol sur le bassin versant de la Morcille



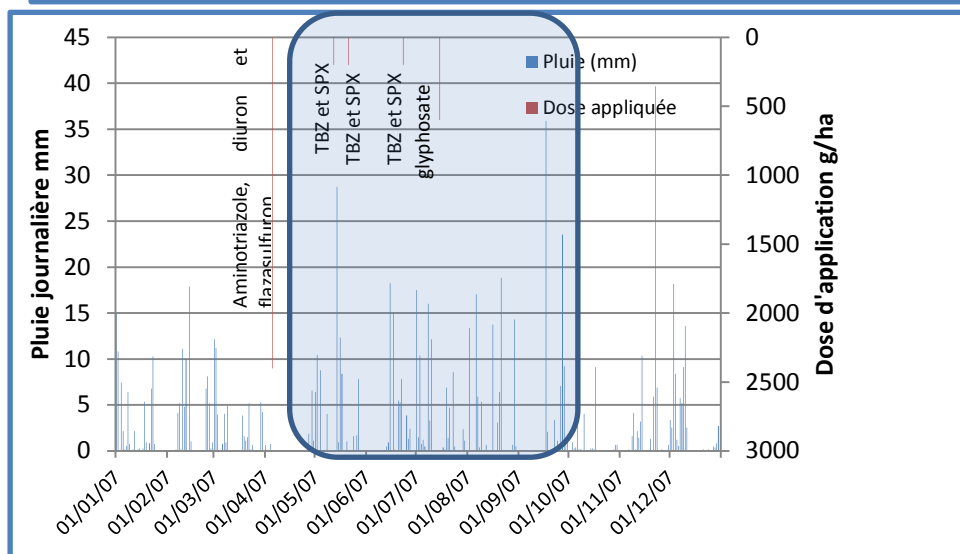
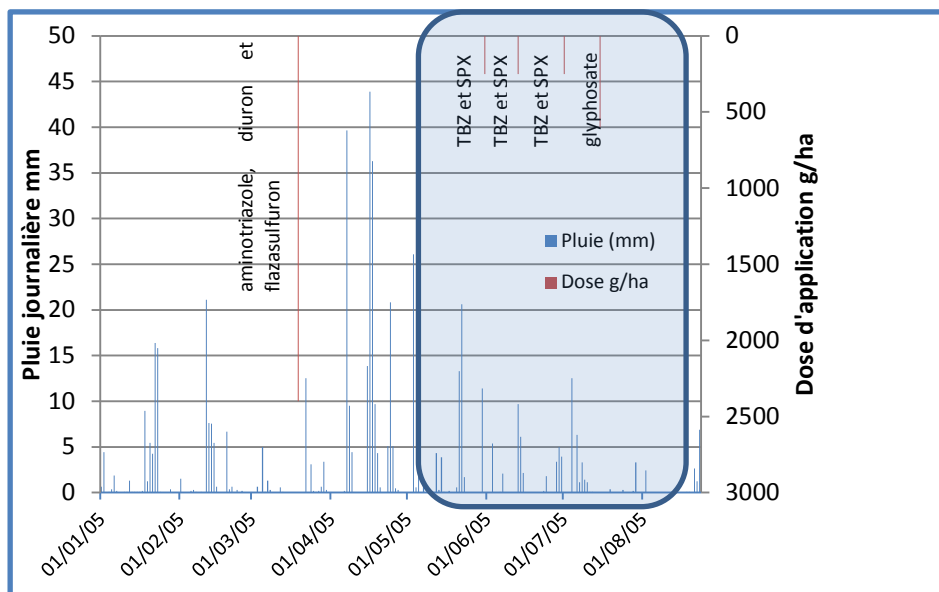
Annexe 13 : Récapitulatif des substances (natures, doses et dates d'application), sols et années simulées par MACRO pour la confrontation avec les IFT SA potentiels de transfert vertical et horizontal (Morcille)

(les dates d'application sont données à titre indicatif pour 2005 et 2010 ; pour 2007 les dates sont adaptées en fonction de la pluviométrie pour éviter des applications les jours de pluie)

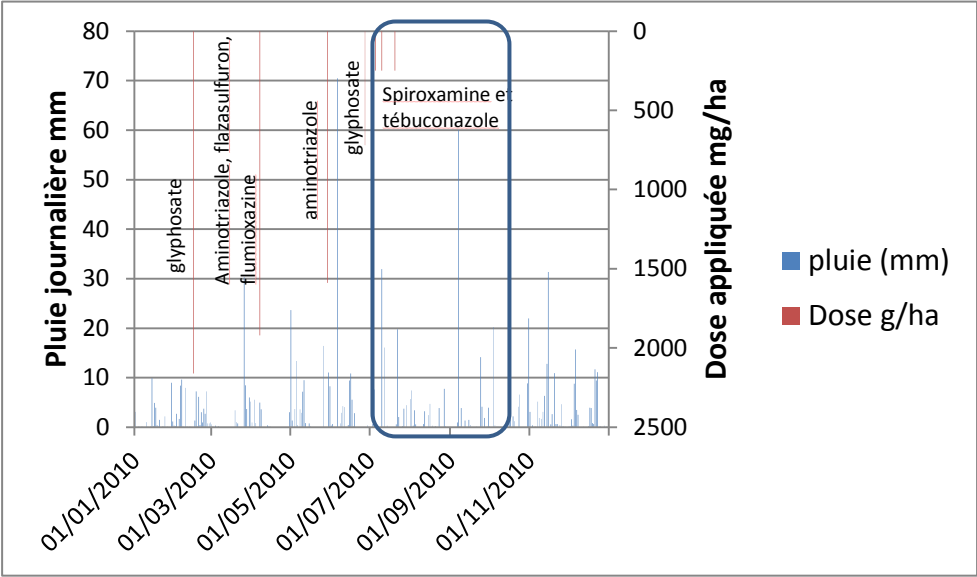
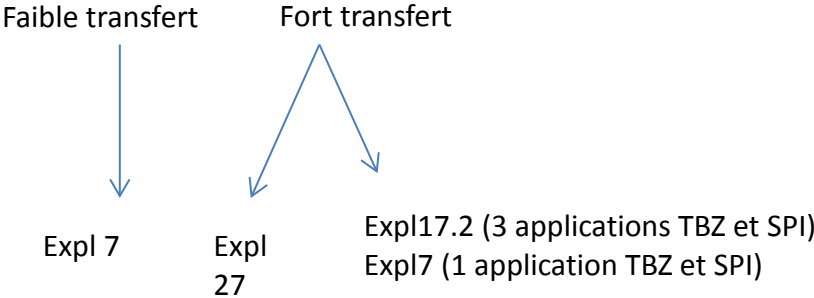
Substances	EXP1		EXP2		EXP3		EXP7		EXP-17.2		EXP-27	
	2005 et 2007		2005 et 2007		2005 et 2007		2010		2010		2010	
	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3, nu</i>	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3</i>	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3</i>	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3</i>	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3</i>	<i>pen</i> 7%	<i>sol 3</i>
	<i>dose</i> g/ha	dates	<i>dose</i> g/ha	dates	<i>dose</i> g/ha	dates	<i>dose</i> g/ha	dates	<i>dose</i> g/ha	dates	<i>dose</i> g/ha	dates
aminotriazole	2400	19-mars-05	2600	19-mars-05	1600	19-mars-05	1920	7-avr.-10	-	-	1590	29-mai-10
diuron	1200	19-mars-05	1300	19-mars-05	-	-	-	-	-	-	-	-
flazasulfuron	50	19-mars-05	-	-	-	-	37,5	7-avr.-10	-	-	-	-
Flumioxazine	-	-	-	-	-	-	200	7-avr.-10	200	7-avr.-10	200	7-avr.-10
glyphosate	600	15-juil.-05	600	15-juil.-05	900	31-mai-05	2160	15-févr.10	720	27-juin-10	720	27-juin-10
spiroxamine 1	200	31-mai-05	-	-	-	-	200	5-juil.10	200	5-juil.-10	-	-
spiroxamine 2	200	13-juin-05	-	-	-	-	-	-	200	10-juil.-10	-	-
spiroxamine 3	200	1-juil.-05	-	-	-	-	-	-	200	20-juil.-10	-	-
tébuconazole 1	50	31-mai-05	-	-	-	-	50	5-juil.-10	50	5-juil.-10	-	-
tébuconazole 2	50	13-juin-05	-	-	-	-	-	-	50	10-juil.-10	-	-
tébuconazole 3	50	1-juil.-05	-	-	-	-	-	-	50	20-juil.-10	-	-

Annexe 14 : Croisement des pluies et des dates d'application modélisées sur la Morcille

Mise en correspondance des dates et doses d'application avec l'intensité journalière de la pluie en 2005 et 2007 sur la Morcille (TBZ : tébuconazole ; SPX : spiriroxamine) :



Mise en correspondance des dates et doses d'application avec l'intensité journalière de la pluie en 2010 sur la Morcille (TBZ : tébuconazole ; SPX : spiroxamine) (Exploitations 17.2, 27 et 7) :



Annexe 15 : Analyse détaillée des résultats sur les descripteurs biologiques mesurés sur le Ruiné et La Morcille

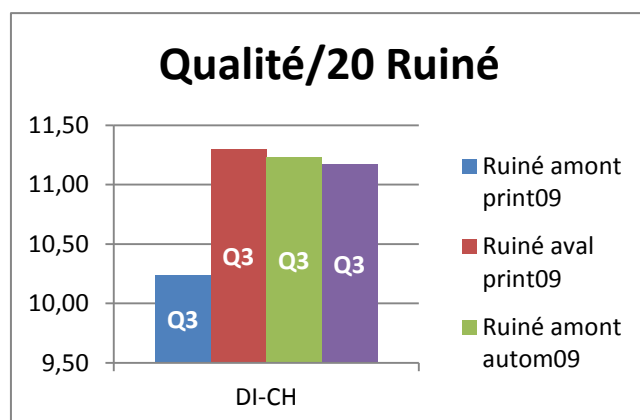
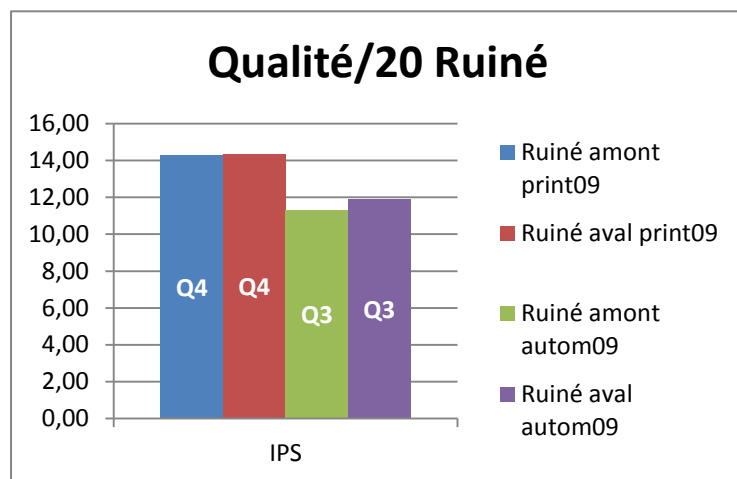
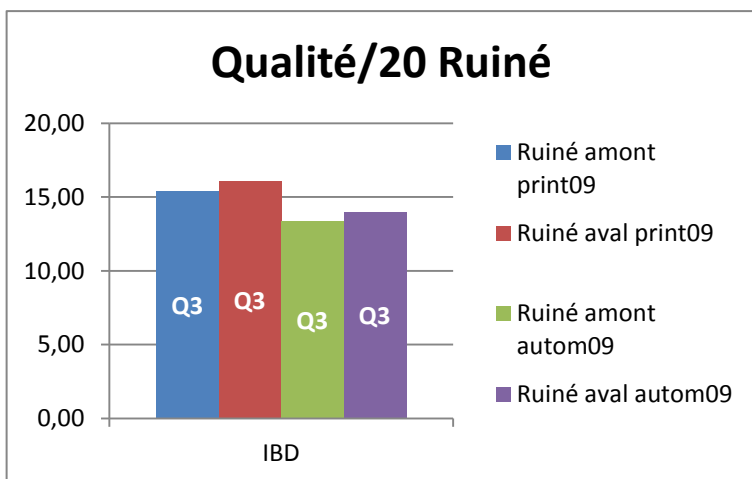
Issu du Rapport Elena Planes

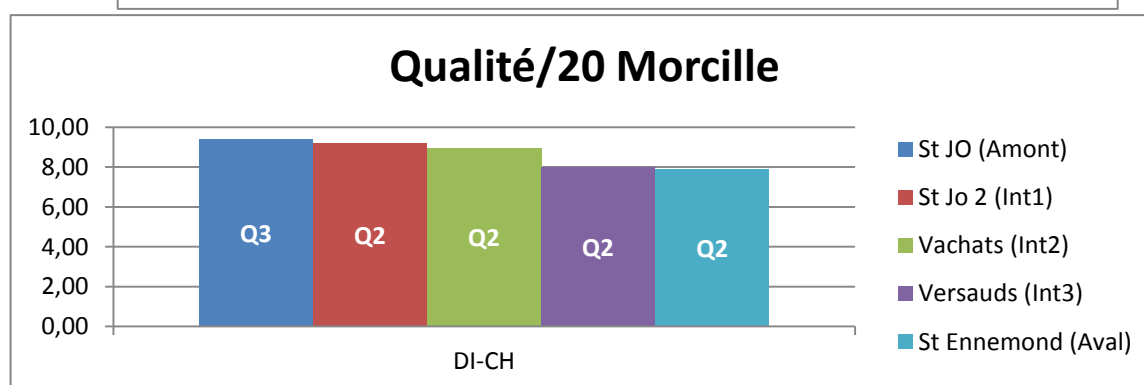
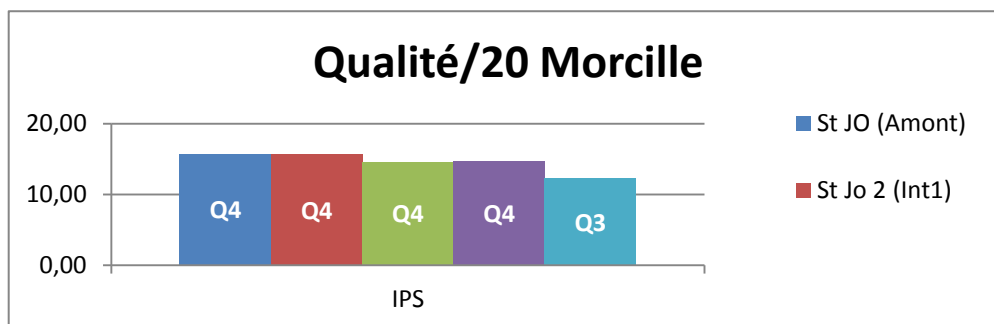
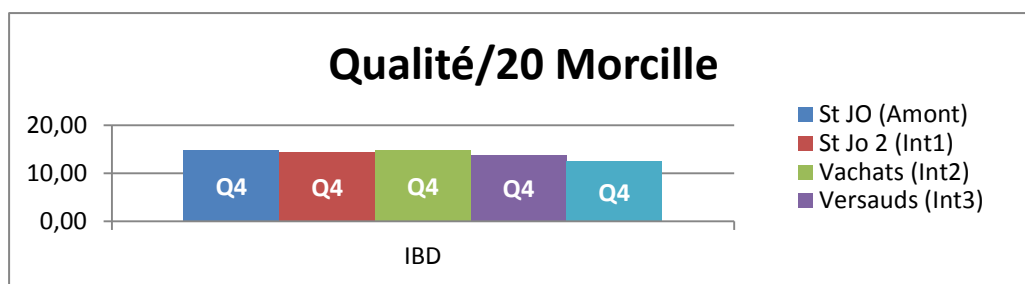
		Morcille						Ruiné					
		Printemps 2008						Printemps 2009			Automne 2009		
		St JO	σ	Vachats	σ	Versauds	σ	Amont	Aval	σ	Amont	Aval	σ
Indices diatomées (Q/20)	IBD	14,84	0,21	14,8	0,7	13,76	0,37	15,75		0,38	13,68		0,38
	IPS	15,71	0,91	1,6	0,85	14,74	1,45	14,3		0,24	11,6		0,36
	DI-CH	9,39	0,35	8,962	0,7	8,01	0,38	10,76		0,65	11,2		0,16

IBD : Indice biologique diatomées
 IPS : Indice polluosensibilité spécifique
 DI-CH : Indice diatomées suisse

Le résultat de ces indices est une valeur numérique standardisée entre 1 et 20. Ces valeurs représentent respectivement les états de qualité écologique minimum et maximum théoriques. Ils se classifient dans 5 catégories : très mauvaise qualité [1-5], mauvaise qualité [5-9], qualité modéré [9-13], bonne qualité [13-17], très bonne qualité [17-20].

- Très mauvaise qualité [1-5] – Q1
- Mauvaise qualité [5-9] – Q2
- Qualité modéré [9-13] – Q3
- Bonne qualité [13-17] – Q4
- Très bonne qualité [17-20] – Q5





Indices S, H et J

		Morcille						Ruiné					
		Printemps 2008						Printemps 2009			Automne 2009		
		St JO	σ	Vachats	σ	Versauds	σ	Amont	Aval	σ	Amont	Aval	σ
Indices biodiversité	S	57	13,19	58,25	8,46	43,5	11,51	55,16	2,31		75	2,28	
	H	2,53	0,51	2,96	0,39	2,28	0,7	2,9	0,14		3,59	0,07	
	J	0,62	0,09	0,72	0,07	0,59	0,15	0,72	0,03		0,82	0,01	

Richesse spécifique (S) : mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème ; elle désigne le nombre d'espèces de faune et/ou de flore présentes dans l'espace considéré.

Indice Shannon (H) : mesurer la biodiversité.

Indice Pielou (J) : indice d'équi répartition qui représente le rapport de H' à l'indice maximal théorique dans le peuplement (Hmax).

Mesure de Pesticides

	Morcille 2008			Ruiné AUTOMNE 09		
	St JO	Vachats	Versauds	Amont	Aval	
	DIU (µg/L)	0	0.0004	0.001		
DCA (µg/L)	0	0	0	Atrazine (µg/L)	0.186	0.278
DCMU (µg/L)	0	0.0001	0.0002	DEA (µg/L)	1.977	5.28
AZS (µg/L)	0	0	0	DIA (µg/L)	1.128	1.248
TBZ (µg/L)	0	0	0.0001	Simazine (µg/L)	0.333	0.66
DMM (µg/L)	0	0.0004	0.0008	Terbutylazine (µg/L)	0.032	0.02
CBZ (µg/L)	0	0	0	Alachlore (µg/L)	0	0.032
PCM (µg/L)	0	0	0.0001	DET (µg/L)	0.858	0.426
				Metolachlore (µg/L)	0.028	0.149

Qualité eau de surface : 2 µg/L pour une seule substance // 5 µg/L pour la somme de substances

Ruiné :

DEA : automne aval = **5.28** µg/L (au-dessous de 2 µg/L)

Somme substances automne amont = **4.54** µg/L

Somme substances automne aval = **8.093** µg/L (au-dessous de 5 µg/L)

Morcille : Pas de dépassement

		Morcille						Ruiné			
		Printemps 2008						Print 2009		Autom 2009	
		St JO		Vachats		Versauds		Amont	Aval	Amont	Aval
		06-mai	29-mai	06-mai	29-mai	06-mai	29-mai				
Espèces diatomées (% abondance)	ADMI	14.60	8.65	22.66	15.85	-	-	32.19	46.73	18.19	32.55
	ACOP	-	-	-	-	-	-	7.36	2.95	13.44	0.20
	APED	-	-	-	-	-	-	16.53	9.60	11.55	10.61
	CPLA	-	-	3.25	2.68	-	-	4.56	2.65	3.19	2.04
	EOMI	-	-	4.59	9.44	-	-	1.92	0.78	2.54	1.12
	NDIS	-	-	-	-	-	-	2.80	12.95	3.44	10.71
	NLAN	12.37	7.06	11.43	9.62	5.30	3.82	-	-	-	-
	NLIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	NPAL	-	-	-	-	-	-	1.49	3.34	7.70	10.61
	NTPT	-	-	-	-	-	-	1.18	1.86	7.37	7.95
	PLFR	5.02	4.29	-	-	10.20	10.63	8.02	2.86	3.11	2.04
	SPUP	-	-	-	-	-	-	3.99	1.43	16.96	5.61
	PTLA	44.01	39.47	24.35	16.35	45.75	47.25	5.48	0.86	1.14	0.40
	RABB	9.37	13.49	4.77	12.63	-	-	-	-	-	-

		Morcille			Ruiné			
		Printemps 2008			Print 2009		Autom 2009	
		St JO	Vachats	Versauds	Amont	Aval	Amont	Aval
Paramètres physico-chimiques	pH	7,1	-	7,2	7,435	8,07	7,63	-
	CE à 25°C (µS/cm)	135	-	180	2176	607	1868	-
	Température (°C)	-	-	-	-	-	13,453	-
	COD (mg/L)	2,67	-	3,4	-	-	4,39	-
	Nitrite (mg/L)	<0,02	-	0,04	0,0775	0,17	0,11	-
	Nitrate (mg/L)	5,7	-	6,7	47,255	40,7	34,446	-
	Azote ammoniacal (mg/L)	<0,02	-	0,07	0,049	0,05	0,064	-
	Orthophosphate (mg/L)	0,13	-	0,22	0,0821	0,08	0,141	-
Matières en suspension (mg/L)	14	-	2,9	53,6	15,7	315,19	-	

Espèces significatives de diatomées

ADMI : *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki

ACOP : *Amphora copulata* (Kutz) Schoeman & Archibald

APED : *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow

CPLA : *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula*

EOMI : *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot

NDIS : *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow var. *dissipata*

NLAN : *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg

NLIN : *Nitzschia linearis* (Agardh) W.M. Smith var. *linearis*

NPAL : *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith

NTPT : *Navicula tripunctata* (O.F. Müller) Bory

PLFR : *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot

PTLA : *Planothidium lanceolatum* (Brebisson ex Kützing) Lange-Bertalot

SPUP : *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkowsky

RABB : *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bertalot

Dans le **Ruiné** on trouve les différences les plus marquées par rapport à l'abondance dans les espèces suivantes :

PRINTEMPS

Augmentation de l'abondance :

- **ADMI** : 32.19% (amont) → 46.73% (aval)
- **NDIS** : 2.80% (amont) → 12.95% (aval)

Diminution de l'abondance :

- **APED** : 16.53% (amont) → 9.60% (aval)
- **PLFR** : 8.02% (amont) → 2.86% (aval)
- **PTLA** : 5.48% (amont) → 0.86% (aval)

AUTOMNE

Augmentation de l'abondance :

- **ADMI** : 18.19% (amont) → 32.55% (aval)
- **NDIS** : 3.44% (amont) → 10.71% (aval)
- **NPAL** : 7.70% (amont) → 10.60% (aval)

Diminution de l'abondance :

- **ACOP** : 13.44% (amont) → 0.20% (aval)
- **SPUP** : 16.96% (amont) → 5.61% (aval)

Morcille

St JO

Augmentation de l'abondance :

- **RABB** : 9.37% (06/05) → 13.49% (29/05)

Diminution de l'abondance :

- **ADMI** : 14.6% (06/05) → 8.65% (29/05)
- **NLAN** : 12.37% (06/05) → 7.06% (29/05)
- **PTLA** : 44.01% (06/05) → 39.47% (29/05)

Vachats

Augmentation de l'abondance :

- **RABB** : 4.77% (06/05) → 12.63% (29/05)

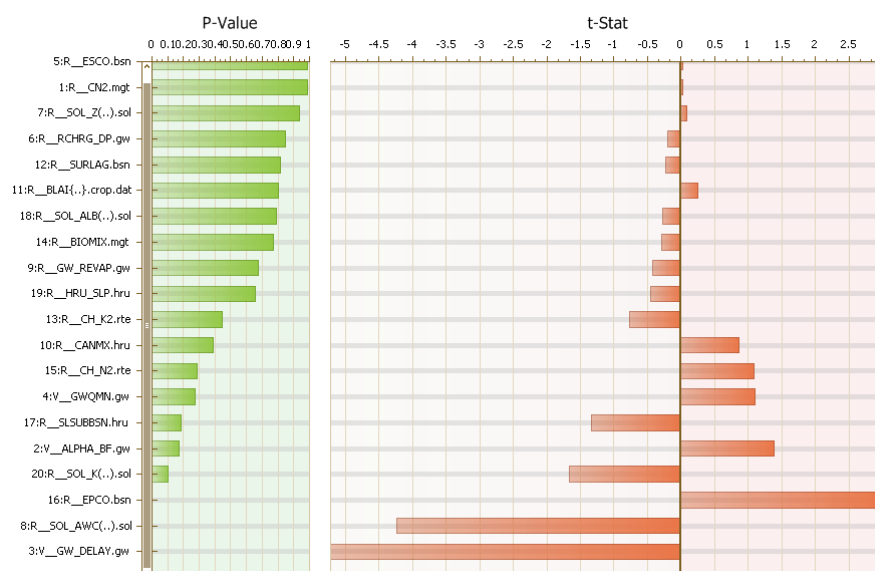
Diminution de l'abondance :

- **ADMI** : 22.6% (06/05) → 15.85% (29/05)
- **PTLA** : 24.35% (06/05) → 16.35% (29/05)

Annexe 16 : méthodologie mise en œuvre pour s’assurer de la bonne valeur prédictive du modèle agro-hydrologique mis en œuvre sur le bassin du Ruiné

Le principal défi de l’optimisation algorithmique est d’identifier, parmi les nombreuses solutions, le set de valeurs des paramètres qui est le plus pertinent car réaliste. Pour IEPAP, nous avons arrêté notre mise en œuvre de l’optimisation aux seuls paramètres hydrologiques, faute de données mesurées suffisamment exhaustives autres que les débits. Les paramètres hydrologiques à calibrer sont sélectionnés en fonction de leur influence dans la réponse hydrologique. La méthode mise en œuvre est le OAT (One Parameter At a Time) qui consiste à estimer la variabilité d’un paramètre à la fois en faisant varier n fois sa valeur d’entrée en divisant en n parts égales son espace de paramètres tandis que les autres paramètres sont maintenus à des valeurs fixes réalistes. La sensibilité est identifiée par l’écart entre débits simulés et débits mesurés. La caractérisation de la sensibilité est calculée par deux facteurs (i) le p facteur (d’où résulte la p value), pourcentage des débits mesurés compris dans 95% des débits simulés et le (ii) t-test (d’où résulte le t-Stat) qui permet de mesurer. Le tableau final permet de montrer que le paramètre de délai de recharge de l’aquifère (GW_DELAY) est à la fois très significatif en terme de magnitude de sensibilité, sa p-value tendant vers 0 et très sensible, son t-Stat étant le plus important en valeur absolue. Vient ensuite le paramètre de réserve utile du sol (SOL_AWC). A contrario, les paramètres les moins influents dans la réponse hydrologique sont le facteur d’évaporation du sol (ESCO) le Curve Number (CN2) et la profondeur maximale des sols (SOL_Z)

Tableau 31 : Paramètres hydrologiques influant la réponse hydrologique du Ruiné (résultat de l’analyse de sensibilité).



L’estimation de l’incertitude est partie intégrante du processus d’optimisation. En effet les paramètres hydrologiques obtenus sont toujours incertains (Non unicité - équi-finité) ; trois grandes sources d’incertitude sont prises en compte : les incertitudes liées (i) aux erreurs de mesure des données de forçage, (ii) aux erreurs /discontinuités dans les chroniques de données servant à la calibration (iii) à la conceptualisation des processus physiques dans le modèle.

Analyse d’incertitudes et calibration avec SUFI2

La quantification de l’incertitude dans l’espace multidimensionnel des paramètres est difficile en raison de la complexité de la structure des fonctions objectives (coefficient de détermination (r^2) - coefficient de Nash-Suttcliffe (NSE)). Dans le présent projet, c’est la méthode d’optimisation *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) (Abbaspour et al., 2007) qui a été mise en œuvre pour (i) sa rapidité de calcul par échantillonnage de larges sets indépendants de paramètres via l’Hypercube latin et pour (ii) son efficacité dans l’analyse combinée de l’incertitude et de l’optimisation reposant sur une procédure de recherche globale. Ces deux principales caractéristiques de SUFI-2 ont été soulignées dans de nombreuses publications comparant d’autres SUFI2 avec d’autres méthodes d’optimisation numérique, dont des méthodes bayésiennes incluant des méthodes de Monte Carlo malgré la non-évaluation de la corrélation entre paramètres (Yang et al. 2008) (Rostamian et al. 2008).

Le processus d’optimisation sous SUFI2 consiste à accorder l’espace de valeur le plus grand possible (compte tenu des valeurs réalistes) pour chaque paramètre identifié par l’analyse de sensibilité comme ayant une influence sur la réponse hydrologique (Cf. Tableau 1), de façon à ce que les valeurs mesurées soient comprises

dans 95% des valeurs simulées, puis a restreindre itérativement les intervalles de valeurs de paramètres, jusqu'à ce que deux critères (i) et (ii) soient remplis et que le modélisateur entre chaque itération valide, en fonction de sa connaissance des réalités physiques, le nouvel espace de valeur de chaque paramètre (valeurs minimum et maximum) ; lors de la propagation des incertitudes des paramètres

- (i) si 95 % de l'incertitude des prévisions (95PPU), comprises entre le 2,5^{ème} et 97,5^{ème} centiles couvrent plus de x % des données. Plus la bande est petite meilleure est l'estimation, car plus faible est l'incertitude. Les figures 1 et 2 permettent de visualiser cette bande d'incertitude (matérialisée en vert) avant et après la calibration (Cf. Figures 1 et 2).
- (ii) si la distance moyenne entre le 2,5^e et 97,5^e percentiles de prédiction est inférieure à l'écart-type des données mesurées (ici les débits journaliers du ruisseau Ruiné).

Si les deux critères ci-dessus sont atteints ce qui se traduit par une valeur significative des deux fonctions objectives utilisées qui traduisent une bonne adéquation des débits simulés et des débits observés, alors le modèle est considéré comme calibré. Le modèle est considéré comme calibré de façon satisfaisante, quand les valeurs des fonctions objectives sont importantes (un R2 supérieur à 0.7 et un critère de Nash Suttcliffe supérieur à 0.65). Pour le Ruiné, les valeurs de fonctions objectives (R² et NSE) considérées comme satisfaisantes (respectivement 0.75 et 0.66, contre un NSE de 0.05 avant calibration - Cf. Figures 1 et 2) ; l'espace des valeurs pour chaque paramètre est arrêté ainsi qu'une valeur optimale (Cf. tableau 3). (cf. rapport stage Jerome Formal)

Figure 32 : Evolution des débits (m3/s) au pas de temps journalier avant calibration

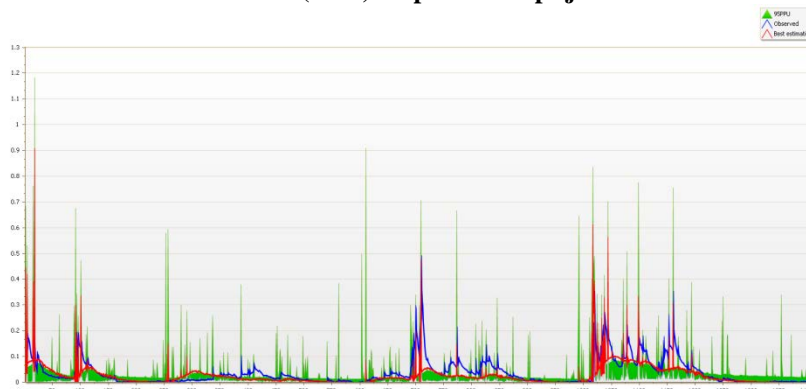


Figure 33 : Evolution des débits (m3/s) au pas de temps journalier après calibration

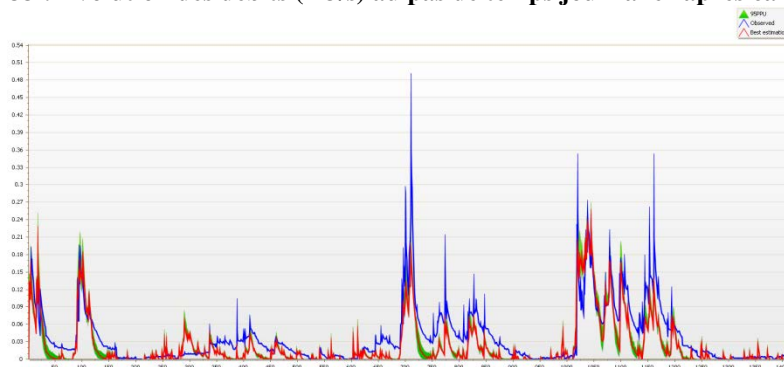
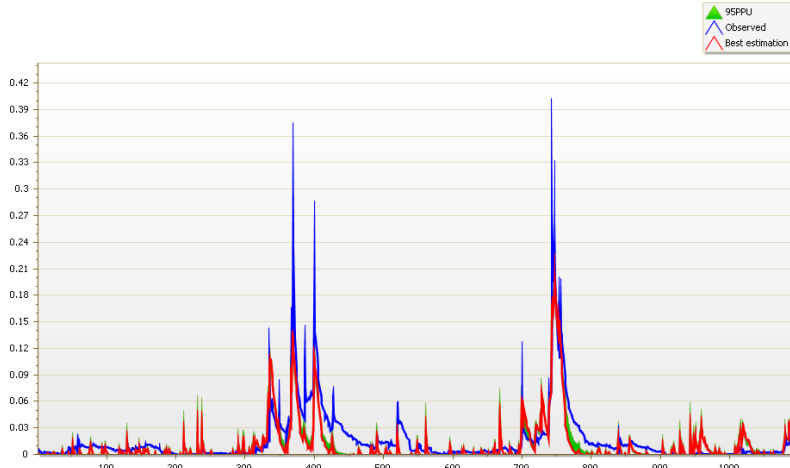


Tableau 34 : Paramètres calibrés

par_no	par_name	new_min	new_max
	r_CN2.mgt	-0.667340	-0.528514
	v_ALPHA_BF.gw	0.626603	0.696092
	v_GW_DELAY.gw	4.533300	10.279114
	v_GWQMN.gw	0.529190	0.607350
	r_ESCO.bsn	0.302753	0.361043
	r_RCHRG_DP.gw	0.159382	0.283212
	r_SOL_Z().sol	1172.685303	1425.187256
	r_SOL_AWC().sol	0.011541	0.034755
	r_GW_REVAP.gw	0.106159	0.120021
	r_CANMX.hru	60.058231	73.264549
	r_BLAIR(20).crop.dat	4.639423	5.509277
	r_SURLAG.bsn	13.169868	15.446630
	r_CH_K2.rte	226.874161	277.683472
	r_BIOMIX.mgt	0.045782	0.137792
	r_CH_N2.rte	0.382448	0.412526
	r_EPCO.bsn	0.617362	0.681844
	r_SLSUBBSN.hru	89.011803	93.149666
	r_SOL_ALB().sol	-0.022942	0.043680
	r_HRU_SLP.hru	1.223332	1.468042
	r_SOL_K().sol	948.866638	1121.510132

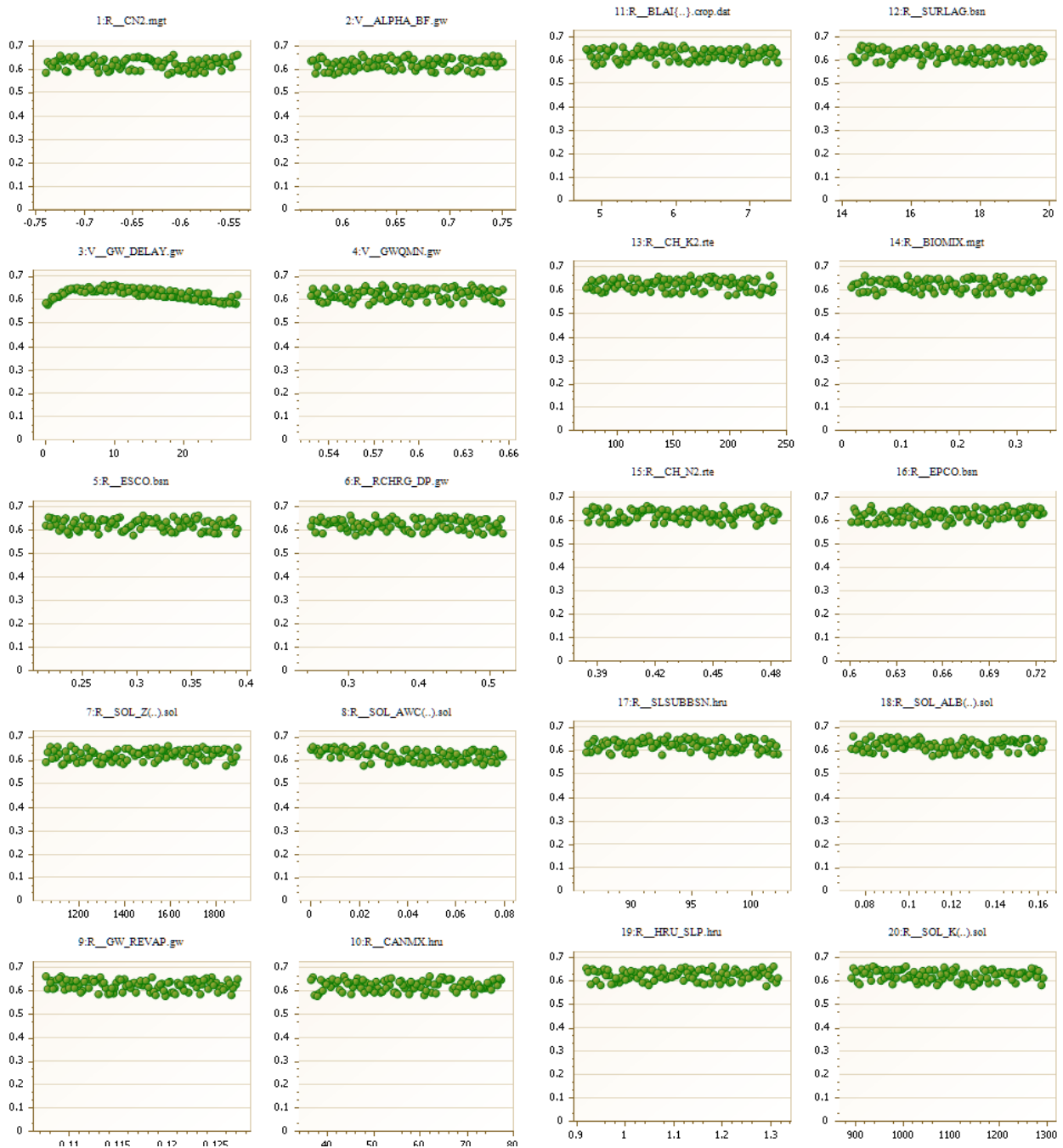
Pour valider la calibration, l'étape de validation avec les dernières valeurs de paramètres obtenus a été conduite, sur un autre jeu de débits mesurés (de 2002 à 2004) ce qui permet de vérifier que le modèle ne dévie pas. Une valeur de Nash de 0.67 a été obtenue. La valeur prédictive du modèle est donc juste (Cf Figure 3).

Figure 35: Evolution des débits (m3/s) au pas de temps journalier après validation



Le processus d'optimisation mis en œuvre pour chaque paramètre hydrologique influant sur la réponse hydrologique est calibré dans un espace de paramètres défini manuellement.

La figure ci-dessous illustre les résultats finaux issus des meilleures calibrations pour chaque paramètre. L'abscisse illustre la valeur finale du coefficient de Nash Suttcliffe pour chaque valeur d'entrée (en abscisse) tirée au sort dans l'espace de valeurs.



Références :

- Abbaspour, K. C., C. A. Johnson, and M. T. van Genuchten. 2004. Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal* 3:1340-1352.
- Yang, J., P. Reichert, K. C. Abbaspour, J. Xia, and H. Yang. 2008. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology* 358:1-23.
- Rostamian, R., A. Jaleh, M. Afyuni, S. F. Mousavi, M. Heidarpour, A. Jalalian, and K. C. Abbaspour. 2008. Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrological Sciences Journal* 53:977-988.

Annexe 17 : inventaire des données disponibles sur les bassins du Ruiné et de la Morcille pour la réalisation du projet

Tableau 1 Analyses Pesticides							
Nom du bassin	années de mesures	Fréquence des mesures	type de pesticides mesurés herbicides /fongicides / insecticides	type de pesticides détectés herbicides /fongicides / insecticides	échantillonnage réalisé proportionnellement aux volumes d'eau passés	Mesures effectuées par	fonctionnalité actuelle (2015)
Morcille	depuis 1990 jusqu'en 2013	Ponctuel, continu et intégré par échantillonnage automatique surtout à partir de 2007, et intégré par capteurs passifs à partir de 2009, 2010, 2011 et 2012	ponctuel et continu ; tous types de pesticides ; intégré par capteurs passifs : principalement herbicides avec POCIS mais aussi des fongicides et insecticides par SBSE	Une trentaine de matières actives	oui sur certaines campagnes de comparaison avec l'intégré au temps ou les capteurs passifs	Irstea - unités MALY et REBX	station existe pour hydrologie suivi de campagnes de pesticides sur 2 mois encore en cours (biofilm et pesticides)
Ruiné	1996-2008 (et ponctuellement 2009) avec différents protocoles de suivi /pas de suivi hydrométrique entre 2007 et 2009	hebdomadaire puis + légère dernières années	principalement herbicides	Triazines et produits de dégradation (atrazine, simazine...), diuron , glyphosate	oui	Irstea - unité EABX	plus de mesures régulières depuis 2006 (mais présence du seuil)
Tableau 2 Hydrologie				Tableau 3 - Mesure et analyse biologique (biofilm et diatomées)			
Nom du bassin	années de mesures	Mode de mesures	Mesures effectuées par	années de mesures	fréquence des mesures	Mesures effectuées par	station de mesure encore fonctionnelle ?
Morcille	depuis 1990 jusqu'en 2013	mesures en continue	Irstea et DREAL	2008 (printemps) 2009 (printemps, automne) pour les diatomées (+ 2010, 2011, 2012 pour suivis biofilm)	campagnes de suivi réparties sur les périodes de traitement	Irstea - unités MALY et EABX	suivi de campagnes pour biofilm
Ruiné	1996-2006 avec différents protocoles de suivi	Mesure en continu des débits	Irstea	2009 (printemps et automne)	2x1 mois	Irstea - unités MALY et EABX	dernières mesures en 2009
Tableau 4 données mobilisées sur les pratiques des agriculteurs							
	nombre d'agriculteurs	années enquêtées	principales cultures présentes	SAU bassin et % de la SAU enquêtée	données spatialisées à la parcelle/ilot (y compris institutionnelles)		
Morcille	30 viticulteurs enquêtés sur environ 70 ; 50 % de la surface cultivée	2006, 2009, 2010, 2011 et 2012	100 % vigne	ST : 340 ha - SAU : 175 ha 50 % de la SAU enquêtée	Sols (base SIRA adaptée), BD topo IGN, cadastre numérisé, réseau de fossés numérisé, occupation du sol par enquête terrain		
Ruiné	23 agriculteurs enquêtés sur 23 exploitations présentes	2012-2013	sur 2012-2013 : vigne (26%) rotations avec maïs irrigué (25%), Blé hiverné (21 %) tournesol (27%)	413 ha 81 % de la SAU enquêtée	données RPG 2006-2010 spatialisées - données sols 2006 données enquêtes 2012 /2013		