



**HAL**  
open science

**De la mesure a la modelisation de transferts de produits  
phytosanitaires a l'echelle du bassin versant :  
quantification des incertitudes et definition de strategies  
d'echantillonnage**

Stéphanie Madier

► **To cite this version:**

Stéphanie Madier. De la mesure a la modelisation de transferts de produits phytosanitaires a l'echelle du bassin versant : quantification des incertitudes et definition de strategies d'echantillonnage. Sciences of the Universe [physics]. AgroParisTech, 2007. English. NNT : 2007AGPT0080 . pastel-00003803

**HAL Id: pastel-00003803**

**<https://pastel.hal.science/pastel-00003803>**

Submitted on 5 Jun 2008

**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.

N° / / / / / / / / / / / / / / / /

## THÈSE

pour obtenir le grade de

**Docteur**

de

**l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement  
(Agro Paris Tech)**

Spécialité :

*présentée et soutenue publiquement  
par*

**Stéphanie MADIÉ**

**le 19 décembre 2007**

### **DE LA MESURE A LA MODELISATION DE TRANSFERTS DE PRODUITS PHYTOSANITAIRES A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT : QUANTIFICATION DES INCERTITUDES ET DEFINITION DE STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE**

*Directeur de thèse : **Thierry LEVIANDIER***

*Codirecteur(s) de thèse : **Caroline GREGOIRE***

*Travail réalisé : CEVH, UMR mixte ENGEES-ULP, F-67070\_Strasbourg*

*Adresse : 1 quai Koch BP 61039 F 67070 STRASBOURG Cedex*

Devant le jury :

**M. Markus CASPER**, Professeur, **UNIVERSITE DE TREVES** ..... **Rapporteur**  
**Mme Chantal GASCUEL**, Directeur de recherche, **INRA RENNES** ..... **Examinatrice**  
**Mme Caroline GREGOIRE**, IDAE, **CEVH ENGEES-ULP** ..... **Directrice de thèse**  
**M. Cyril KAO**, Directeur scientifique adjoint, **ENGREF-AGRO PARIS TECH** ..... **Examinateur**  
**M. Thierry LEVIANDIER**, ICGREF, **CEVH ENGEES-ULP** ..... **Directeur de thèse**  
**M. Roger MOUSSA**, Directeur de Recherche, **INRA MONTPELLIER** ..... **Rapporteur**





## REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord mes directeurs de thèse, Thierry Leviandier et Caroline Grégoire, ainsi que toute l'équipe du CEVH, qui m'a accueillie durant les trois années de ma thèse.

Je remercie Chantal Gascuel, Directeur de Recherche de l'INRA Rennes et Cyril Kao, directeur scientifique adjoint de l'ENGREF –AgroParisTech, d'avoir bien voulu être les examinateurs de ce travail, ainsi que Markus Casper, Professeur à l'Université de Trèves, et Roger Moussa, Directeur de Recherche de l'INRA Montpellier, pour avoir accepté d'en être les rapporteurs externes.

Je remercie tout particulièrement Flavie Cernesson, ma tutrice.

Pour leurs contributions diverses, qui m'ont été si utiles, je remercie Anne-Véronique Auzet, Romain Armand et Bouchra Ali, José Vasquez et Robert Mosé, Igor G. Dubus et Olivier Cerdan, Véronique Gouy, et tous les autres.

Je remercie André Roth pour son soutien dans la vie du site expérimental de Rouffach. Merci à Eric Pernin pour tout le temps passé sur le terrain, sous tous les climats.

Enfin, et pour ne pas sacrifier à la tradition, je laisserai mon compagnon, mes amis et ma famille en dehors de toute cette histoire, comme j'ai toujours su le faire (et ce sont eux qui me remercient).



## **De la mesure à la modélisation de transferts de produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant: quantification des incertitudes et définition de stratégies d'échantillonnage**

### **RESUME**

Face au contexte de contamination générale des grandes masses d'eau par les produits phytosanitaires et de la dégradation toujours croissante de leur qualité en France, et dans un contexte régional de pollution de la nappe du fossé rhénan et de l'identification de la zone du piémont alsacien comme une source non négligeable de contamination, des bassins versant observatoires ont été mis en place pour suivre le transfert de pesticides dans ces zones identifiées comme sensibles. C'est à travers l'évolution des concentrations à l'exutoire des bassins que l'état de la contamination est défini et sert de base à la mise en place et à l'évaluation d'actions visant à réduire les transferts de produits phytosanitaires.

Mais la stratégie d'observation de cette évolution conditionne la représentation que l'on se fait du problème et par là influence l'efficacité des actions mises en oeuvre. Or, dans un contexte semi-opérationnel, la contrainte économique liée au coût de l'analyse des pesticides est une contrainte majeure qui occulte la prise en compte de l'objectif dans la définition de stratégies de mesure : le faible nombre d'analyses est souvent recherché avant tout, au détriment de la représentativité des mesures. Nous proposons donc, à la lumière des connaissances actuelles sur les processus dominants dans le transfert des pesticides à l'exutoire de sous-bassins agricoles et en se plaçant dans un cadre semi-opérationnel, de répondre à la question suivante : peut-on définir des stratégies de mesure des concentrations en produits phytosanitaires à l'exutoire d'un bassin permettant une représentation non biaisée de la pollution des eaux à moindre frais, c'est-à-dire avec un minimum d'analyses ?

Nous utilisons les informations fournies par deux modèles de transfert, adaptés aux données disponibles sur le terrain pour leur paramétrisation, ainsi que l'analyse des incertitudes de modélisation, pour définir deux stratégies d'échantillonnage, adaptées respectivement à une approche globale et distribuée du système, qui permettent de reproduire un chemogramme de référence à l'exutoire du bassin à partir du petit nombre de mesures de concentrations proposé par nos stratégies, en supposant les modèles parfaits. Dans l'état actuel, la méthode n'est pas directement applicable à des cas réels avec les versions de modèles utilisées, conformes à nos exigences scientifiques et à nos contraintes socio-économiques. Ces stratégies à visée opérationnelle doivent donc être utilisées avec des modèles plus performants comme interpolateurs des concentrations mesurées, nécessitant par ailleurs des efforts de paramétrisation non supérieurs aux coûts (argent, temps) consentis pour le suivi des transferts lui-même dans un cadre semi-opérationnel. Actuellement ces modèles n'existent pas et la levée de ce verrou constitue une des perspectives, majeure, pour l'aboutissement de la construction de stratégies opérationnelles, que cette étude a fortement contribué à préparer.



# **From the measurement to the modelling of transfers of pesticides on the catchment scale: quantification of the uncertainties and definition of sampling strategies**

## **ABSTRACT**

Due to the frequent detection of pesticides in the surface water and groundwater, which constitute a threat to the quality of water masses in France, much attention has been paid to localizing the inputs, in order to target curative actions more efficiently. The catchment is a pertinent scale to manage the pollution and pesticides monitoring programs at the outlet of the catchment aim for the identification of the transfers of the pesticides and the reduction of the water pollution, especially in sensitive agricultural areas as Alsacian piedmont plain, whose groundwater is particularly threatened.

But the strategy used to follow the evolution of the concentrations in pesticides conditions the representation which one has of the pollution and by there influence the effectiveness of the actions implemented to reduce this pollution. However, in an operational context, the low number of analyses is often required in priority, for economic reasons, with the detriment of the representativeness of measurements. We thus propose to answer the following question: can one define strategies of measurement of the concentrations in pesticides at the outlet of a small agricultural basin allowing a not skewed representation of the pollution of the surface water with little cost, i.e. with a minimum of analyses?

We base ourselves on current knowledge on the dominant processes in the transfer of the pesticides to the outlet of small agricultural basins during a storm event and use two models of transfer, adapted to the quantity and quality of the available data for their parameterization, as well as the analysis of uncertainties of modeling, to define two strategies of sampling. The two strategies are adapted respectively to a global approach and a distributed approach of the system, and make it possible to reproduce a pollutograph of reference starting from the small number of measurements of concentrations proposed by our strategies: the models are used as interpolaters of the measurements. In the actual position, the method supposes perfect models and is not directly applicable to real pollutographs with the versions of models used. These strategies with operational aiming must thus be used with models having better qualities of interpolation. But the efforts of parameterization of these future versions will not have to be higher than the costs (money, time) authorized, in an operational context, for the follow-up of the evolution of the concentrations in pesticides itself. Currently these models do not exist and the lifting of this bolt constitutes one of the prospects for the result of the construction of operational strategies, that this study strongly contributed to prepare.



## **MOTS-CLES**

**Transfert de pesticides**

**Stratégie d'échantillonnage**

**Incertitude de modélisation**

**Bassin versant viticole**

**Ruissellement**





## **KEY WORDS**

**Transfer of pesticides**

**Sampling strategy**

**Modelling uncertainty**

**Veinyard catchment**

**Runoff**



# CHAPITRE 1 : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA THESE

<b>1</b>	<b><u>DEFINITIONS</u></b>	<b>53</b>
<b>2</b>	<b><u>HISTORIQUE DE L'UTILISATION DES PESTICIDES EN AGRICULTURE</u></b>	<b>53</b>
<b>3</b>	<b><u>CONTAMINATION DES MILIEUX ET IMPACTS</u></b>	<b>55</b>
<b>4</b>	<b><u>REGLEMENTATION, ACTIONS DES POUVOIRS PUBLICS ET SURVEILLANCE</u></b>	<b>57</b>
<b>4.1</b>	<b>REGLEMENTATION AUTOUR DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES</b>	<b>57</b>
4.1.1	HOMOLOGATION ET MISE SUR LE MARCHE DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES	57
4.1.1.1	Dossier d'homologation	57
4.1.1.2	Calcul du risque associé à une substance	57
4.1.1.3	Evaluations approfondies d'une substance	58
4.1.2	DISTRIBUTION ET UTILISATION DES PRODUITS COMMERCIAUX	59
4.1.3	SEUILS DE QUALITE REGLEMENTAIRES DES MILIEUX	59
4.1.3.1	Ecotoxicité	59
4.1.3.2	Toxicité humaine	59
<b>4.2</b>	<b>ACTIONS DES POUVOIRS PUBLICS EN FRANCE</b>	<b>61</b>
4.2.1	LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU	61
4.2.2	PLAN « PHYTO » 2000	61
4.2.2.1	Mesures prises dans le cadre du plan « phyto »	61
4.2.2.2	Zones d'action prioritaires	62
4.2.3	PIRRP 2006	63
<b>4.3</b>	<b>RESEAUX DE SURVEILLANCE</b>	<b>64</b>
<b>4.4</b>	<b>A L'INTERFACE SURVEILLANCE/ACTION : LES OBSERVATOIRES</b>	<b>66</b>
<b>5</b>	<b><u>ENJEUX DE LA THESE</u></b>	<b>68</b>
<b>5.1</b>	<b>CONTRAINTES ET CHOIX TECHNIQUES</b>	<b>68</b>
<b>5.2</b>	<b>MODELES ET EXPLORATION</b>	<b>69</b>
<b>5.3</b>	<b>CONCEPT DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE</b>	<b>70</b>
<b>5.4</b>	<b>OBJECTIFS DE LA THESE</b>	<b>71</b>

# CHAPITRE 2 : CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET ETAT DE L'ART

<b>1</b>	<b>CONTEXTE DE L'ETUDE</b>	<b>83</b>
<b>1.1</b>	<b>PROPRIETES DU SITE D'ETUDE</b>	<b>83</b>
1.1.1	PRESENTATION GENERALE	83
1.1.2	LE CONTEXTE CLIMATIQUE	84
1.1.3	BILANS HYDRIQUES ET HYDROLOGIE DE LA PARCELLE	85
1.1.4	COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT	86
<b>1.2</b>	<b>IMPORTANCE DES ROUTES</b>	<b>87</b>
<b>1.3</b>	<b>MOLECULES SUIVIES</b>	<b>88</b>
<b>2</b>	<b>PROCESSUS ET MODELES EXISTANTS</b>	<b>89</b>
<b>2.1</b>	<b>REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES PROCESSUS DE DISSIPATION ET DE TRANSFERT DES PESTICIDES</b>	<b>89</b>
2.1.1	LE DEVENIR DES PESTICIDES DANS LES SOLS : PROCESSUS A L'ECHELLE DE LA PARCELLE	89
2.1.1.1	Dégradation	90
2.1.1.2	Rétention	91
2.1.1.3	Transfert par le vecteur eau	92
	Ruissellement de surface	92
	Lixiviation et lessivage (percolation)	93
2.1.1.4	Transfert par transport particulaire (érosion)	94
2.1.1.5	Transfert par le vecteur air (volatilisation)	94
2.1.2	EFFET D'ECHELLE DE LA PLACETTE A LA PARCELLE	96
2.1.3	DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN MOLECULES DISSOUTES DANS L'EAU DE RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE D'UNE PARCELLE	96
2.1.4	PROCESSUS DE TRANSFERT A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT	99
2.1.5	EFFET D'ECHELLE DE LA PARCELLE AU BASSIN VERSANT	100
2.1.6	DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN MOLECULES DISSOUTES DANS LE RUISSELLEMENT DE SURFACE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT	101
<b>2.2</b>	<b>REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES MISES EN EQUATION DES PROCESSUS</b>	<b>102</b>
2.2.1	PROCESSUS DE PRODUCTION D'EAU: RUISSELLEMENT/INFILTRATION	102
2.2.1.1	Propriétés physiques et hydrauliques des sols non saturés	102
	Courbes de rétention en eau	102
	Courbes de conductivité hydraulique	102
	Estimation des paramètres de formes par la texture du sol : équations d'Haverkamp	103
2.2.1.2	Equation générale de l'écoulement dans la zone non saturée du sol	103
	Loi de Darcy généralisée	103
	Equation de continuité	103
	Equation de Richards	104

2.2.1.3	Solutions analytiques de l'équation de Richards	104
	Equation de Green et Ampt généralisée	104
	Autres modèles à base physique	104
2.2.1.4	Les modèles conceptuels	105
2.2.2	PROCESSUS DE TRANSFERT DU RUISSELLEMENT DE SURFACE	105
2.2.2.1	Système de Barré de Saint-Venant	105
2.2.2.2	Approches conceptuelles	106
2.2.3	PROCESSUS DE MOBILISATION DES PESTICIDES PAR LA LAME RUISSELANTE A LA PARCELLE	106
2.2.4	PROCESSUS DE TRANSFERT DES PESTICIDES DANS LA LAME RUISSELANTE A L'EXUTOIRE DU BASSIN	108
<b>2.3</b>	<b>REVUE DES MODELES DE QUALITE D'EAU EXISTANTS</b>	<b>109</b>
2.3.1	TYPOLOGIES DE MODELES	109
2.3.1.1	Classification fonctionnelle	109
2.3.1.2	Classification structurelle	109
2.3.2	MODELES DE QUALITE D'EAU EXISTANTS	111

### **3 MODELISATION** **114**

<b>3.1</b>	<b>CRITERES GENERAUX DE CHOIX D'UN MODELE</b>	<b>114</b>
3.1.1	SYSTEME ETUDIE : PROCESSUS DOMINANTS	114
3.1.2	DONNEES DISPONIBLE ET PARAMETRISATION : LE PRINCIPE DE PARCIMONIE	114
<b>3.2</b>	<b>PARAMETRISATION D'UN MODELE</b>	<b>115</b>
3.2.1	VARIABILITE SPATIALE DES PARAMETRES	116
3.2.2	SENSIBILITE DES PARAMETRES ET VARIABLES D'ENTREE	117
3.2.3	EFFETS D'ECHELLE	118
3.2.3.1	Observation des processus et échelle des processus	118
3.2.3.2	Sens physique des paramètres et échelle de mesure	118
3.2.3.3	Unité de calcul et échelle de modélisation	119
3.2.4	LIMITES DES MODELES PHYSIQUES DISTRIBUES	119
<b>3.3</b>	<b>CALIBRATION : PHILOSOPHIE, OPTIMUMS MULTIPLES ET EQUIFINALITE</b>	<b>120</b>
3.3.1	DEFINITION DE LA CALIBRATION	120
3.3.1.1	Méthodes locales de calibration automatique	121
3.3.1.2	Méthodes globales de calibration automatique	121
3.3.2	OPTIMUMS MULTIPLES ET CONCEPT D'EQUIFINALITE	122
3.3.2.1	Optimums multiples	122
3.3.2.2	Concept d'équifinalité	122
<b>3.4</b>	<b>INCERTITUDES DANS LA MODELISATION</b>	<b>124</b>
3.4.1	SOURCES D'INCERTITUDE	124
3.4.2	ANALYSE D'INCERTITUDE	125
<b>3.5</b>	<b>VERIFICATION, VALIDATION, EVALUATION DE MODELES</b>	<b>126</b>
3.5.1	DEFINITIONS	126
3.5.2	MISE EN ŒUVRE DE LA VALIDATION D'UN MODELE	127
3.5.2.1	Critères statistiques sur les erreurs résiduelles	127
3.5.2.2	Analyse de la structure des erreurs	128

### **4 LES OUTILS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE** **128**

<b>4.1</b>	<b>REVUE DES METHODES D'ANALYSE DE SENSIBILITE</b>	<b>128</b>
------------	--	------------

4.1.1	ANALYSE DIFFERENTIELLES	129
4.1.2	ANALYSES LOCALES	129
4.1.3	ANALYSES DE SENSIBILITE GLOBALES	130
4.1.3.1	Concept des analyses de sensibilité globales	130
4.1.3.2	Calcul de l'indice de sensibilité	130
4.1.3.3	Répétabilité de l'analyse	131
4.1.3.4	Analyse spatiale de sensibilité	132
<b>4.2</b>	<b>REVUE DE FONCTIONS OBJECTIF</b>	<b>133</b>
4.2.1	FONCTIONS OBJECTIF UTILISEES EN HYDROLOGIE	133
4.2.2	FONCTIONS OBJECTIF UTILISEES EN QUALITE DES EAUX	134
<b>4.3</b>	<b>REVUE DES METHODES D'ANALYSE D'INCERTITUDE</b>	<b>136</b>
4.3.1	DEVELOPPEMENTS DE TAYLOR	136
4.3.2	ANALYSE DE MONTE CARLO	136
4.3.2.1	Concept	136
4.3.2.2	Définition des fonctions densité de probabilité des paramètres	137
4.3.2.3	Echantillonnage de l'espaces des paramètres	137
4.3.2.4	Répétabilité des résultats d'une analyse de Monte Carlo	138
4.3.3	METHODES BASEES SUR UNE ANALYSE DE MONTE CARLO	139
4.3.3.1	Concept des méthodes bayésiennes	139
4.3.3.2	Méthode GLUE	140
4.3.3.3	Algorithme Metropolis	141

# CHAPITRE 3 : METHODES ET MODELE

<b><u>1 LE COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)</u></b>	<b>159</b>
1.1 CAMPAGNES DE TERRAIN 2005 ET 2006	159
1.2 ORIGINE DU RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE	159
1.3 BASSINS VERSANTS CONTRIBUTIFS	161
<b><u>2 LES DONNEES</u></b>	<b>166</b>
2.1 RECUEIL DES DONNEES	166
2.1.1 INSTRUMENTATION DES PARCELLES EXPERIMENTALES	166
2.1.2 INSTRUMENTATION DE L'EXUTOIRE DU BASSIN DE ROUFFACH POUR LA MESURE DES DEBITS	167
2.1.3 INSTRUMENTATION DE L'EXUTOIRE DU BASSIN DE ROUFFACH POUR LA MESURE DES CONCENTRATION	167
2.1.4 MESURE DE LA PLUIE SUR LE BASSIN DE ROUFFACH	168
2.2 PRESENTATION SYNTHETIQUE DES DONNEES	168
2.2.1 SELECTION DES EVENEMENTS UTILISES DANS L'ETUDE	168
2.2.2 CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES EVENEMENTS SELECTIONNES	169
2.2.3 CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE DES EVENEMENTS SUR LA BASE DE LEURS CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES	171
2.2.4 HYDROGRAMMES ET CHEMOGRAMMES DES EVENEMENTS RETENUS	174
2.2.5 TEMPS DE TRANSFERT ET REPARTITION SPATIALE DES MOLECULES	175
2.3 INCERTITUDES SUR LES DONNEES	180
2.3.1 ERREURS SUR LES DEBITS ENREGISTRES	180
2.3.2 ERREURS SUR LES CONCENTRATIONS ANALYSEES	181
2.3.3 INCERTITUDE SUR LES INTRANTS	182
2.4 MISE EN FORME DES DONNEES DANS UNE OPTIQUE DE MODELISATION	184
2.4.1 MISE EN FORME DES HYDROGRAMMES	184
2.4.2 MISE EN FORME DES CHEMOGRAMMES	185
<b><u>3 MODELISATION DES DEBITS ET DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES A L'EXUTOIRE DU BASSIN</u></b>	<b>187</b>
3.1 APPROCHE GLOBALE CONCEPTUELLE : LE MODELE GR5	187
3.1.1 PROCESSUS MODELISES	187
3.1.2 MISE EN EQUATION DES PROCESSUS	188
3.2 APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE CONCEPTUELLE: LE MODELE FLOWT	190
3.2.1 PROCESSUS MODELISES	190
3.2.2 MISE EN EQUATION DES PROCESSUS	190
3.2.3 PARAMETRISATION DE FLOWT	192
3.2.4 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE FLOWT	192



3.2.5	DECOUPAGE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	193
-------	---	-----

## **4 METHODES D'ANALYSE DES MODELES** **196**

<b>4.1</b>	<b>MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE MONTE CARLO</b>	<b>196</b>
4.1.1	ANALYSE DE MONTE CARLO DE GR5	196
4.1.2	ANALYSE DE MONTE CARLO DE FLOWT	197
<b>4.2</b>	<b>MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE</b>	<b>198</b>
4.2.1	PREMIERE TACHE : CALCUL DES VALEURS DES CRITERES	198
4.2.2	REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE	198
4.2.2.1	Deuxième tâche : transformation des valeurs par les rangs	198
4.2.2.2	Troisième tâche : régression multiple sur les rangs	198
4.2.2.3	Quatrième tâche : calcul des critères statistiques de qualité du modèle de régression	199
4.2.3	FICHIER DE SORTIE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE	199
<b>4.3</b>	<b>METHODE D'ANALYSE D'INCERTITUDE DEVELOPPEE</b>	<b>200</b>
4.3.1	CONCEPT DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE DEVELOPPEE	200
4.3.2	REPETABILITE DES RESULTATS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE	201
4.3.2.1	Densité d'échantillonnage de l'espace des paramètres	201
4.3.2.2	Echantillonnage en deux étapes «prescreening»	204
	«zoom»	204
4.3.2.3	Informations contenues dans les événements de calibration	205
4.3.3	SEPARATION DE L'UTILISATION DU CRITERE DE NASH ET DU CRITERE DE THEIL	205
4.3.4	MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE	207
4.3.4.1	Première tâche : calcul des valeurs de critère	207
4.3.4.2	Deuxième tâche : sélection des jeux à l'étape de «prescreening»	207
4.3.4.3	Troisième tâche : échantillonnage «zoom» de l'espace des paramètres	208
4.3.4.4	Quatrième étape : deuxième analyse de Monte Carlo et répétition des tâches 1 à 3	208

## **5 ANALYSES DE SENSIBILITE DES MODELES** **209**

<b>5.1</b>	<b>RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE POUR GR5</b>	<b>209</b>
5.1.1	ANALYSE DE SENSIBILITE LOCALE	209
5.1.2	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : SEED NUMBER	212
5.1.3	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : FONCTION OBJECTIF	213
5.1.4	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : TAILLE D'ECHANTILLON	217
5.1.5	PARAMETRES SENSIBLES	223
5.1.5.1	Valeurs de fonction objectifs atteintes	223
5.1.5.2	Paramètres sensibles	224
<b>5.2</b>	<b>RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DE FLOWT</b>	<b>227</b>
5.2.1	ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT	227
5.2.2	ANALYSE DE SENSIBILITE SPATIALE DE FLOWT	232
5.2.2.1	Paramètres sensibles pour la modélisation des débits	232
5.2.2.2	Paramètres sensibles pour la modélisation des concentrations	235
5.2.2.3	Influence du découpage du bassin versant sur les résultats de l'analyse de sensibilité spatiale	237

5.2.2.4	Influence des paramètres hydrologiques dans la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin	238
5.2.2.5	Influence des routes pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin	238
5.2.2.6	Influence des routes pour la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin	238

## **6 CAMPAGNES DE TERRAIN SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)** **239**

<b>6.1</b>	<b>RELEVÉ DES ÉTATS DE SURFACE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH EN 2005</b>	<b>240</b>
6.1.1	RECONNAISSANCE DE TYPES D'ÉTAT DE SURFACE	240
6.1.2	TYPES D'ÉTAT DE SURFACE IDENTIFIÉS SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	241
6.1.3	VARIABILITÉ SPATIALE ET TEMPORELLE DES ÉTATS DE SURFACE	242
<b>6.2</b>	<b>CAMPAGNE D'OCTOBRE 2005 DE MESURE D'INFILTRATION SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC LA MÉTHODE BEERKAN</b>	<b>243</b>
6.2.1	CHOIX DES SITES DE MESURES	243
6.2.2	VALEURS MESURÉES	243
<b>6.3</b>	<b>CAMPAGNE 2006 DE MESURE D'INFILTRATION SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC LA MÉTHODE DE SIMULATION DE PLUIE ET RELEVÉ DES TYPES D'ÉTAT DE SURFACE</b>	<b>243</b>
6.3.1	DESCRIPTION DE LA MÉTHODE	243
6.3.2	MISE EN ŒUVRE DES SIMULATIONS DE PLUIE	243
6.3.2.1	Choix des emplacements de mesure	243
6.3.3	RÉSULTATS DES SIMULATIONS DE PLUIE	243
6.3.3.1	Hydrogrammes obtenus par les simulations de pluie	243
6.3.3.2	Dynamique du ruissellement	243
6.3.3.3	Biais dans la mesure de l'intensité de pluie	243
6.3.3.4	Biais dans la mesure du volume ruisselé	243
6.3.3.5	Observations d'ordre général	243
6.3.3.6	Estimation de $I_f$ et $H_{mcr}$ sur les parcelles par méthode inverse	243
	Calibration de $I_f$	243
	Calibration de $H_{mcr}$	243
6.3.3.7	Conclusions	243

## **7 PARAMÉTRISATION DES MODÈLES** **243**

<b>7.1</b>	<b>PARAMÉTRISATION DE FLOWT</b>	<b>243</b>
7.1.1	TYPOLOGIE ET GAMMES DE VARIATION DE $H_{MCR}$ ET $I_f$ (ET $T_C$ ) SUR LES PARCELLES	243
7.1.1.1	Regroupement des 7 types d'EdS a priori	243
7.1.1.2	Gammes de variation des paramètres	243
	« Super » type 1	243
	« Super » type 2	243
	« Super » type 3	243
	Temps de concentration	243
7.1.2	GAMMES DE VARIATION DE $T_C$ ET $H_{MCR}$ (ET $I_f$ ) SUR LES ROUTES	243
7.1.2.1	Travaux antérieurs	243
7.1.2.2	Gammes de variation des paramètres	243

7.1.3	VARIABILITE TEMPORELLE	243
7.2	PARAMETRISATION DE GR5	243
<b>8</b>	<b><u>ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES</u></b>	<b>243</b>
<b>8.1</b>	<b>EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION</b>	<b>243</b>
<b>8.2</b>	<b>JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS POUR GR5</b>	<b>243</b>
8.2.1	TRAITEMENT DU PARAMETRE <i>EIS</i>	243
8.2.2	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.2.2.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.2.2.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
8.2.3	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
8.2.3.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.2.3.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
<b>8.3</b>	<b>JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS POUR FLOWT</b>	<b>243</b>
8.3.1	ELIMINATION DES PARCELLES 45 A 64	243
8.3.2	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.3.2.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.3.2.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
8.3.3	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
8.3.3.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.3.3.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
<b>8.4</b>	<b>VALIDATION ET COMPARAISON DE LA MODELISATION DES DEBITS A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC GR5 ET FLOWT</b>	<b>243</b>
8.4.1	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.4.2	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
<b>8.5</b>	<b>IMPORTANCE DES ROUTES</b>	<b>243</b>

# CHAPITRE 4 :

## STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE

### **1 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC FLOWT..... 303**

#### **1.1 DEFINITION DES POINTS INFORMATIFS DU MODELE FLOWT..... 303**

1.1.1 RAMENER LA MODELISATION A UN SYSTEME D'EQUATIONS ..... 303

1.1.2 DETERMINER LE(S) SOUS-SYSTEME(S) SUFFISANT(S) : DETERMINATION DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR UN EVENEMENT ET UNE HYPOTHESE SUR *TXDEP*  
306

1.1.2.1 Première tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.2 Deuxième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.3 Troisième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.4 Quatrième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage ..... 307

1.1.2.5 Cinquième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 308

1.1.2.6 Sixième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage ..... 308

1.1.2.7 Exemple de fichier sortie du programme ..... 309

1.1.2.8 Répartition des prélèvements par pas de temps de calcul ..... 310

1.1.3 EXEMPLES D'EFFICACITE DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE FLOWT..... 312

1.1.3.1 Avec *Txdep* constant dans le temps ..... 312

Evénement 070903 ..... 312

Evénement 110604 ..... 317

Evénement 240804a ..... 320

1.1.3.2 Avec *Txdep* variant avec le débit à la parcelle ..... 324

Evénement 070903 ..... 324

Evénement 110604 ..... 326

Evénement 240804a ..... 326

1.1.3.3 Avec *Txdep* augmentant ou diminuant au cours du temps..... 328

Evénement 070903 ..... 328

Evénement 110604 ..... 329

Evénement 240804a ..... 329

**1.2 CAPACITE DE FLOWT A REPRODUIRE LES CONCENTRATIONS OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)..... 331**

1.2.1 INDETERMINATION DES VALEURS DE *IF* SUR LES PARCELLES NON PERENNES ..... 332

1.2.2 AVEC *TXDEP* CONSTANT DANS LE TEMPS..... 332

1.2.3 AVEC *TXDEP* VARIANT AVEC LE DEBIT A LA PARCELLE ..... 339

1.2.4 CONTRIBUTION DES PARCELLES ET CONCENTRATIONS OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH..... 342

### **2 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC GR5 ..... 344**

#### **2.1 DEFINITION DES POINTS INFORMATIFS DU MODELE GR5 ..... 344**

2.1.1 DETERMINER LES PAS DE CALCUL DE SENSIBILITE MAXIMALE DE CHAQUE PARAMETRE CHIMIQUE ..... 344

2.1.2	PREMIERE TACHE DANS LA DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	344
2.1.3	DEUXIEME TACHE DANS LA DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	344
<b>2.2</b>	<b>EXEMPLES D'EFFICACITE DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE GR5.....</b>	<b>345</b>
2.2.1	EVENEMENT 070903.....	346
2.2.2	EVENEMENT 240804A .....	347
2.2.3	EVENEMENT 110604.....	349
<b>2.3</b>	<b>CAPACITE DE GR5 A REPRODUIRE LES CONCENTRATIONS OBSERVEES A</b>	
	<b>L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....</b>	<b>350</b>

# CHAPITRE 5 : ESTIMATION DES FLUX

<b><u>1</u></b>	<b><u>CALCUL DES FLUX DE REFERENCE</u></b>	<b>367</b>
1.1	PREMIERE METHODE D'INTERPOLATION	367
1.2	DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION	367
1.3	FLUX DE REFERENCE POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES	368
<b><u>2</u></b>	<b><u>STRATEGIES DE MESURE POUR L'ESTIMATION DES FLUX</u></b>	<b>369</b>
2.1	AVEC UN DEBITMETRE ET UN PRELEVEUR AUTOMATIQUE	369
2.2	AVEC DES BACS REPARTITEURS DE DEBIT	371
2.3	SANS INSTRUMENTATION	371
2.4	RESULTATS	372
2.4.1	RESULTATS BRUTS	372
2.4.2	INTERPRETATION DES ERREURS SUPERIEURES A 10% POUR LA STRATEGIE 1	373
<b><u>3</u></b>	<b><u>CONCLUSION</u></b>	<b>376</b>



FIGURE 2- 1 DELIMITATION DES BASSINS VERSANTS TOPOGRAPHIQUE (EN BLEU) ET HYDRAULIQUE (EN ROUGE) DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET EMPLACEMENT DE LA STATION METEO FRANCE (ETOILE) AINSI QUE DES PARCELLES EXPERIMENTALES (CROIX) (D'APRES DOMANGE, 2005). ....	84
FIGURE 2- 2 SCHEMATISATION DE L'ITINERAIRE TECHNIQUE CLASSIQUE DANS LE VIGNOBLE ALSACIEN. ...	85
FIGURE 2- 3 SCHEMA DU CONCEPT DE NON-LINEARITE D'UN MODELE (D'APRES DUBUS ET AL., 2002) : LA SORTIE MOYENNE (A) ET LA SORTIE (B) NE SONT PAS EGALES. ....	131



FIGURE 3- 1 ROUTES CONTRIBUTIVES ET PARCELLES POTENTIELLEMENT CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) – RESEAUX OBSERVES EN 2005 ET EN 2006.	160
FIGURE 3- 2 OBSTACLES A LA CONNEXION PARCELLE/ROUTE : TALUS ET CONNEXIONS ENHERBEES CONCAVES. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 AVANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	161
FIGURE 3- 3 OBSTACLE AU TRANSFERT DU RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE DU BASSIN : ROUTE CONCAVE PIEGEANT LE RUISSELLEMENT. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 APRES L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	162
FIGURE 3- 4 OBSTACLE MODIFIANT LA DELIMITATION DU BASSIN VERSANT. CAMPAGNES DE TERRAIN DES 29 JUIN 2005 ET 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	163
FIGURE 3- 5 EXEMPLE DE PARCELLE CONNECTEE AU RESEAU DE TRANSFERT ET EFFECTIVEMENT CONTRIBUTIVE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT (PRODUCTION DE RUISSELLEMENT). CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	164
FIGURE 3- 6 CONTRIBUTION MAJEURE DES TRACES DE ROUE A LA PRODUCTION DU RUISSELLEMENT SUR UNE PARCELLE CONNECTEE AU RESEAU DE TRANSFERT. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	164
FIGURE 3- 7 BACS REPARTITEURS DE VOLUME DU PROTOCOLE RESEAU NATIONAL TRANSFERT INSTALLES A L'EXUTOIRE DES DEUX PLACETTES EXPERIMENTALES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	166
FIGURE 3- 8 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005.	171
FIGURE 3- 9 REPRESENTATION DU VOLUME TOTAL RUISSELE V <sub>TOT</sub> [M <sup>3</sup> ] EN FONCTION DE LA QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) P <sub>TOT</sub> [MM] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005.	171
FIGURE 3- 10 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 3 (DEFINIE POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005).	173
FIGURE 3- 11 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005 AVEC ELIMINATION DE L'EVENEMENT 280803 DE LA REGRESSION LINEAIRE.	173
FIGURE 3- 12 REPARTITION SPATIALE DES PARCELLES CONCERNEES PAR L'EPANDAGE (EN NOIR) PARMIS LES PARCELLES POTENTIELLEMENT CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (EN GRIS).	177
FIGURE 3- 13 SURFACE DE CHAQUE PARCELLE POTENTIELLEMENT CONTRIBUTIVE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) (RESEAUX 2005 ET 2006) ET NUMERO DU PROPRIETAIRE DE CHAQUE PARCELLE.	183
FIGURE 3- 14 INTERPOLATION AUX PAS DE TEMPS DE MESURE DE LA PLUIE DES DEBITS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004.	185
FIGURE 3- 15 INTERPOLATION AUX PAS DE TEMPS DE MESURE DE LA PLUIE DES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004.	186
FIGURE 3- 16 SCHEMA DE CONCEPT DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL A RESERVOIR GR5. D'APRES EDIJATNO ET MICHEL (1989) ET MANTILLA-MORALES (1995).	189
FIGURE 3- 17 SCHEMA DE CONCEPT DU MODULE CHIMIQUE DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL A RESERVOIR GR5.	189
FIGURE 3- 18 SCHEMA DE CONCEPT DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL SEMI-DISTRIBUE FLOWT.	191
FIGURE 3- 19 NUMEROS DONNES AUX PARCELLES ET AUX ROUTES CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	193
FIGURE 3- 20 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE FLOWT : STRUCTURE PRINCIPALE (NOYAU NOIR) ET MACROSTRUCTURE DE LANCEMENT EN BOUCLE (BLEU).	194
FIGURE 3- 21 REGROUPEMENT DES UNITES ROUTES ET PARCELLES EN UNITES SUPERIEURES POUR LES DECOUPAGES N°4 ET N°5, DECOUPAGES LES MOINS FINS DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	195
FIGURE 3- 22 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE GR5 : STRUCTURE PRINCIPALE (NOYAU NOIR) ET MACROSTRUCTURE DE LANCEMENT EN BOUCLE (BLEU).	197

FIGURE 3- 23 EVOLUTION DE LA SURFACE REPONSE EN FONCTION DU NOMBRE D'ECHANTILLONS PRIS DANS L'ESPACE DES PARAMETRES POUR L'EVENEMENT DE 08 JUILLET 2004 POUR LE COUPLE DE PARAMETRES A (EN ABCISSE), EIS (EN ORDONNEE), AVEC ECHELLES LOGARITHMIQUES.(PAGE SUIVANTE).	202
FIGURE 3- 24 CHOIX DE LA VALEUR DU SEUIL DE NASH IMPOSE POUR L'ETAPE DE «PRESCREENING» (1 <sup>ERE</sup> EXPLORATION DE L'ESPACE DES PARAMETRES).	204
FIGURE 3- 25 ETAPES DE LA SELECTION DES JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES ACCEPTABLES A LA FOIS POUR LA MODELISATION DES DEBITS ET LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS SUR LES ZONES DU CHEMOGRAMMES IDENTIFIEES COMME ETANT DOMINEES PAR LES PROCESSUS HYDROLOGIQUES.	207
FIGURE 3- 26 VARIATION DE L'HYDROGRAMME MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS DU MODELE GR5 POUR L'EVENEMENT 110604.	209
FIGURE 3- 27 VARIATION DU GRAPHIQUE DU TAUX DE VARIATION DU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC GR5 $(Q-Q_{REF})/Q_{REF}$ (ADIMENSIONNEL) POUR CHAQUE PAS DE TEMPS EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS POUR L'EVENEMENT 110604.	210
FIGURE 3- 28 VARIATION DU GRAPHIQUE DE L'INDICE DE SENSIBILITE $(Q-Q_{REF})/(P-P_{REF})$ POUR CHAQUE PAS DE TEMPS EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS DU MODELE GR5 POUR L'EVENEMENT 110604.	210
FIGURE 3- 29 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 070903 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	233
FIGURE 3- 30 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 280803 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	233
FIGURE 3- 31 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 110604 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	234
FIGURE 3- 32 CARTE SYNTHESE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 ET 040603.	234
FIGURE 3- 33 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 070903 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	235
FIGURE 3- 34 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 280803 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	236
FIGURE 3- 35 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 110604 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3.	236
FIGURE 3- 36 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 ET 040603.	237
FIGURE 3- 37 DESCRIPTEURS D'ETAT DE SURFACE CHOISIS A PRIORI A L'ECHELLE DE 1 M <sup>2</sup> AU SEIN D'UN INTERRANG DE VIGNE.	240
FIGURE 3- 38 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ETAT DE SURFACE OBSERVES LE 30 JUIN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE).	242
FIGURE 3- 39 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ETAT DE SURFACE OBSERVES LE 30 AOUT 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE).	243
FIGURE 3- 40 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ETAT DE SURFACE OBSERVES LE 06 OCTOBRE 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE).	243

FIGURE 3- 41 CARTOGRAPHIE DES VALEURS DE $K_s$ EN MM/H MESUREES PAR LA METHODE BEERKAN POUR LES 56 MESURES REALISEES SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN OCTOBRE 2005.....	243
FIGURE 3- 42 CARACTERISATION DE LA CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE A SATURATION DES TYPES D'ETAT DE SURFACE IDENTIFIES EN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)..	243
FIGURE 3- 43 INSTRUMENTATION DES PLACETTES DE MESURE DANS LE CADRE DE LA CAMPAGNE DE SIMULATION DE PLUIE MENEES LES 4, 5 ET 6 JUILLET 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), D'APRES L'INSTRUMENTATION DE ARMAND ET AL. (2007, SOUMIS).....	243
FIGURE 3- 44 DEFINITION DE L'INFILTRABILITE APPARENTE MESUREE POUR LA PLACETTE SOUMISE A LA SIMULATION DE PLUIE.....	243
FIGURE 3- 45 EXEMPLE DE REPARTITION DES DIFFERENTES ZONES DE PRODUCTION DE RUISSELLEMENT AU SEIN D'UN INTERRANG DE VIGNE.....	243
FIGURE 3- 46 FORME SYNTHETIQUE DES HYDROGRAMMES OBTENUS A L'EXUTOIRE DES PLACETTES DE MESURE LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE DU 4 AU 6 JUILLET 2006 A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 47 ANALYSE DE LA DYNAMIQUE DU RUISSELLEMENT OBSERVEE LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE DU 4 AU 6 JUILLET 2006 A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 48 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 30 JUIN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 49 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 30 AOUT 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 50 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 6 OCTOBRE 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 51 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 29 JUIN 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 52 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 12 SEPTEMBRE 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 53 (A) $EIS=F(C)$ , (B) $EIS=F(B)$ , (C) $C=F(B)$ POUR L'EVENEMENT 110604 POUR 20 000 PARAMETRES TIRES PAR METHODE LHS DANS L'ESPACE DES PARAMETERS DEFINIS PAR LES DISTRIBUTIONS DE LA TABLE 3- 16.....	243
FIGURE 3- 54 (A) $EIS=F(C)$ , (B) $EIS=F(B)$ , (C) $C=F(B)$ POUR L'EVENEMENT 110604 POUR 20 000 PARAMETRES TIRES PAR METHODE LHS DANS L'ESPACE DES PARAMETERS DEFINIS PAR LES DISTRIBUTIONS DE LA TABLE 3- 53.....	243
FIGURE 3- 55 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 2 (RESEAU 2005).....	243
FIGURE 3- 56 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 3 (RESEAU 2005).....	243
FIGURE 3- 57 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 4 (RESEAU 2005) (PAGE SUIVANTE).....	243
FIGURE 3- 58 HYETOGAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE 4 CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN AVEC PRISE EN COMPTE DES PARCELLES 45 A 64.....	243
FIGURE 3- 59 HYETOGAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE D'INTENSITE MOYENNE (CLASSE 3) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN AVEC PRISE EN COMPTE DES PARCELLES 45 A 64. (PAGE SUIVANTE).....	243
FIGURE 3- 60 HYETOGAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE D'INTENSITE FORTE (CLASSE 4) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN SANS LES PARCELLES 45 A 64.....	243
FIGURE 3- 61 HYETOGAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE	

LA CLASSE D'INTENSITE MOYENNE (CLASSE 3) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN SANS LES PARCELLES 45 A 64. ....	243
FIGURE 3- 62 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 160905 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 63 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 080704C AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243
FIGURE 3- 64 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 280803 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 65 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 66 HYDROGRAMMES MODELISES POUR LES EVENEMENTS 020604 ET 130704 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 67 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 050406 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 68 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240906 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 69 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 250906 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 70 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 (CLASSE 2) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES.....	243
FIGURE 3- 71 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 21 JUILLET 2004 (CLASSE 3) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES. ....	243
FIGURE 3- 72 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 11 JUN 2004 (CLASSE 4) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES.....	243

FIGURE 4- 1 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	309
FIGURE 4- 2 REPARTITION DES 17 PRELEVEMENTS D'EAU REALISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) PENDANT L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 ENTRE LES 51 PAS DE CALCUL DU MODELE FLOWT POUR CET EVENEMENT. ....	311
FIGURE 4- 3 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	313
FIGURE 4- 4 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DES PAS DE CALCUL DU SYSTEME COMPLET [8 9 10 12 13 15] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	314
FIGURE 4- 5 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	315
FIGURE 4- 6 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	315
FIGURE 4- 7 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	316
FIGURE 4- 8 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	316
FIGURE 4- 9 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [4 5 6 7] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	317
FIGURE 4- 10 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	318
FIGURE 4- 11 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [4 5 6 7] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	318
FIGURE 4- 12 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	319
FIGURE 4- 13 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [4 5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	319
FIGURE 4- 14 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	320
FIGURE 4- 15 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	321
FIGURE 4- 16 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 25] POUR	

L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	321
FIGURE 4- 17 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	322
FIGURE 4- 18 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 25] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	322
FIGURE 4- 19 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°10 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	323
FIGURE 4- 20 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°5 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	323
FIGURE 4- 21 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	325
FIGURE 4- 22 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	325
FIGURE 4- 23 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	326
FIGURE 4- 24 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	327
FIGURE 4- 25 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [20 21 22] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	327
FIGURE 4- 26 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	329
FIGURE 4- 27 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 AVEC UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	330
FIGURE 4- 28 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 AVEC UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	330
FIGURE 4- 29 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 080704C, 130704 ET 210704, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARI MI LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	335
FIGURE 4- 30 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 100804 ET 210805, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARI MI LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	336

FIGURE 4- 31 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604 ET 240804A, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARMIS LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	337
FIGURE 4- 32 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 010805, 040603 ET 220704, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARMIS LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	338
FIGURE 4- 33 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	346
FIGURE 4- 34 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [9 8 43] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	346
FIGURE 4- 35 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 (PREMIER PIC) ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	347
FIGURE 4- 36 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [20 23 25] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	348
FIGURE 4- 37 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [20 23 25] POUR 10000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	348
FIGURE 4- 38 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 (PREMIER PIC) ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	349
FIGURE 4- 39 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [14 17] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	349
FIGURE 4- 40 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [12 14] POUR 10000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	350
FIGURE 4- 41 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 CORRESPONDANT AU THEIL MAXIMUM SUR LES 106 (OU 117) JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS ET LES 100 JEUX CHIMIQUES TESTES, POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604, 240804A ET 010805. ....	351
FIGURE 4- 42 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604, 240804A ET 010805. ....	352
FIGURE 4- 43 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 010805, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 44 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 070903, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 45 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 110604, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 46 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 240804A, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353

FIGURE 5- 1 DEUXIEME INTERPOLATION POSSIBLE DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ANALYSEES ISSUES DES PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES A 8 M <sup>3</sup> PASSES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	368
FIGURE 5- 2 TROISIEME INTERPOLATION POSSIBLE DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ANALYSEES ISSUES DES PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES A 8 M <sup>3</sup> PASSES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	370
FIGURE 5- 3 RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULES AVANT CORRECTION, POUR LES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA) POUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES. ....	375
FIGURE 5- 4 RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULES SANS PRISE EN COMPTE DE LA DERNIERE CONCENTRATION MESUREE POUR LES EVENEMENTS 100804, 240804, 100406 ET 090506, POUR LES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA) POUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES. ....	375





TABLE 2- 1 POSSIBILITES D'ASSOCIATION DE DIFFERENTS NIVEAUX DE COMPLEXITE DE LA STRUCTURE D'UN MODELE ET DE DIFFERENTS NIVEAUX DE DISCRETISATION SPATIALE DU BASSIN VERSANT (D'APRES GARFIAS ET AL., 1996).....	110
TABLE 2- 2 DETAIL DES QUATRES INTERACTIONS POSSIBLES ENTRE LA QUALITE DE LA STRUCTURE DU MODELE ET LA QUALITE DE DETERMINATION DES VALEURS DE PARAMETRES DU MODELE POUR LA QUALITE FINALE DE LA MODELISATION (D'APRES GRAYSON ET AL., 1992).....	123
TABLE 2- 3 FORME DE LA MATRICE RESULTANT DE L'ECHANTILLONNAGE DE L'ESPACE DE PARAMETRES DU MODELE ET UTILISEE DANS L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE. ....	130

TABLE 3- 1 CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES 32 EVENEMENTS PRIS EN COMPTE DANS L'ETUDE (EVENEMENT DU 08 JUILLET 2004 DEDOUBLE : PREMIER PIC NEGLIGE, PICS N°2 (B) ET 3 (C) SEPARES). IMAX [MM/6MN] INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES, PTOT [MM] QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE), QMAX [M <sup>3</sup> /H] DEBIT MAXIMAL ET VTOT [M <sup>3</sup> ] VOLUME TOTAL RUISSELE.....	170
TABLE 3- 2 REPARTITIONS DES EVENEMENTS DE 2003, 2004 ET 2005 PARMIS LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES PAR UNE CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE SUR LA BASE DES VARIABLES INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].....	172
TABLE 3- 3 CARACTERISTIQUES DES CLASSES HYDROLOGIQUES DE 2003-2005 DEFINIES PAR 4 VARIABLES HYDROLOGIQUES : (I) INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	172
TABLE 3- 4 REPARTITIONS DES EVENEMENTS DE 2006 PARMIS LES TROIS CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES PAR UNE CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE SUR LA BASE DES VARIABLES INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	174
TABLE 3- 5 CARACTERISTIQUES DES CLASSES HYDROLOGIQUES DE 2006 DEFINIES PAR 4 VARIABLES HYDROLOGIQUES : (I) INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	174
TABLE 3- 6 TEMPS DE TRANSFERT EN MINUTES DES MOLECULES DE DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET DU DEBIT POUR CHACUN DES 32 EVENEMENTS CONSIDERES DANS L'ETUDE.	175
TABLE 3- 7 DATES D'EPANDAGE CONNUES SUR LES PARCELLES IDENTIFIEES COMME CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT ET INDICE (A, B, C, D, E, F, G, H) DES CARTES DE REPARTITION SPATIALE DES PARCELLES CONCERNEES PAR L'EPANDAGE.	176
TABLE 3- 8 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MAXIMALES PAR EVENEMENT AU COURS DE LA SAISON, EN FONCTION DES DATES D'EPANDAGES CONNUES SUR LES PARCELLES IDENTIFIEES COMME CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT.	178
TABLE 3- 9 LIMITES DE QUANTIFICATION DES CONCENTRATIONS DE TOUTES LES MOLECULES ANALYSEES DANS LES EAUX A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH PAR L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE.	181
TABLE 3- 10 RESULTATS DES ENQUETES INTRANTS DES ANNEES 2003 A 2006 : UN « OUI » FIGURE SI LE PROPRIETAIRE A FOURNI LES DATES ET MASSES DE PRODUITS COMMERCIAUX EPANDUS POUR L'ANNEE ENQUETEE.....	182
TABLE 3- 11 NOMBRE D'UNITES HYDROLOGIQUES POUR LE RESEAU DE ROUTES ET DE PARCELLES CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE 2005 ET POUR LE RESEAU 2006, POUR CHAQUE NIVEAU DE DECOUPAGE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	196
TABLE 3- 12 STRUCTURE DU FICHIER DE SORTIE DU PROGRAMME D'ANALYSE DE SENSIBILITE.	199
TABLE 3- 13 FORME DE LA MATRICE DES VALEURS DE NASH CALCULEES POUR CHAQUE SIMULATION ET CHAQUE EVENEMENT DE CALIBRATION.	204
TABLE 3- 14 REPARTITION DE L'ENSEMBLE DES 32 EVENEMENTS DE L'ETUDE EN EVENEMENTS DE CALIBRATION ET EVENEMENTS DE VALIDATION, POUR LES RESEAUX 2005 ET 2006 : UN EVENEMENT DE VALIDATION EST CHOISI PAR CLASSE HYDROLOGIQUE ET LES EVENEMENTS POSSEDANT LE PLUS D'ANALYSES SONT UTILISES EN CALIBRATION.	206
TABLE 3- 15 JEU DE REFERENCE POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE LOCALE DU MODELE GR5 SUR L'EVENEMENT I10604.....	209
TABLE 3- 16 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.....	211
TABLE 3- 17 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES CHIMIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.	211
TABLE 3- 18 DISTRIBUTIONS DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES POUR LES ESSAIS 1 ET 2 DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.	212
TABLE 3- 19 PARAMETRES HYDROLOGIQUES RANGES PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECROISSANTE (POUR LA MODELISATION DU DEBIT) POUR CHAQUE « SEED NUMBER » TESTE, DISTRIBUTION DES PARAMETRES DE L'ESSAI N°1.	212
TABLE 3- 20 PARAMETRES HYDROLOGIQUES RANGES PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECROISSANTE (POUR LA MODELISATION DU DEBIT) POUR CHAQUE « SEED NUMBER » TESTE, POUR L'ESPACE DES PARAMETRES N°2.	213

TABLE 3- 21 PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECROISSANTE (FACE AU DEBIT) POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE, FONCTION RMSE .....	214
TABLE 3- 22 PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECROISSANTE (FACE AU DEBIT) POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE, FONCTION AIOA.....	214
TABLE 3- 23 COEFFICIENTS DE LA REGRESSION MULTIPLE (SUR LES DEBITS MODELISES) ASSOCIES A CHAQUE PARAMETRE HYDROLOGIQUE DE GR5 POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE ET LA FONCTION OBJECTIF AIOA. ....	214
TABLE 3- 24 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), AVEC LE CRITERE RMSE. ....	215
TABLE 3- 25 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), AVEC LE CRITERE NASH, CALCULE SUR LA RACINE DES DEBITS (NASHRAC).....	216
TABLE 3- 26 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 020604 (FAIBLE INTENSITE), 280803 (INTENSITE MOYENNE) ET 110604 (INTENSITE FORTE).....	219
TABLE 3- 27 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 020604 (INTENSITE FAIBLE) .....	220
TABLE 3- 28 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 280803 (INTENSITE MOYENNE).....	221
TABLE 3- 29 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 110604 (INTENSITE FORTE).....	222
TABLE 3- 30 VALEURS MINIMALES ET MAXIMALES DE LA FONCTION OBJECTIF POUR LES QUATRE SORTIES DE MODELE ETUDIEES POUR L'ECHANTILLON LE PLUS GRAND DE JEUX DE PARAMETRES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT CHOISI COMME REFERENCE POUR CHACUNE DES CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES. ....	224
TABLE 3- 31 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ECHANTILLON LE PLUS LARGE DE JEUX DE PARAMETRES TESTES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES ET LES DEUX EVENEMENTS EXTREMES (7 EVENEMENTS AU TOTAL). ....	224
TABLE 3- 32 TABLEAU RESUME DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ECHANTILLON LE PLUS LARGE DE JEUX DE PARAMETRES TESTES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES IDENTIFIEES ET DEUX EVENEMENTS EXTREMES (7 EVENEMENTS) : LES PARAMETRES SENSIBLES SONT LISTES DANS L'ORDRE DE SENSIBILITE DECROISSANTE (COEFFICIENTS SRRC DECROISSANTS), LEUR NUMERO REMPLAÇANT LEUR NOM. ..	226
TABLE 3- 33 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUE DU MODELE FLOWT UTILISES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE ET L'ANALYSE DE SENSIBILITE SPATIALE DE FLOWT. ....	227
TABLE 3- 34 REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT POUR UNE TAILLE CROISSANTE D'ECHANTILLON (5, 10, 20, 40, 80 ET 160 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT 070903, ISSU DE LA CLASSE 2 DU RESEAU 2005 ET POUR L'EVENEMENT 280803, ISSU DE LA CLASSE 3 DU RESEAU 2005. ....	228
TABLE 3- 35 REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT POUR UNE TAILLE CROISSANTE D'ECHANTILLON (5, 10, 20, 40, 80 ET 160 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT 110604, ISSU DE LA CLASSE 4 DU RESEAU 2005.....	229
TABLE 3- 36 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DU DEBIT MODELISE AUX PARAMETRES DE FLOWT POUR 20 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES POUR LES 4 FONCTIONS OBJECTIFS NASHRAC, VTOT, QMAX, ET IQMAX, POUR LES EVENEMENTS DU RESEAU 2005 070903 (CLASSE 2), 280803 (CLASSE 3) ET 110604 (CLASSE 4).....	230

TABLE 3- 37 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DU DEBIT MODELISE AUX PARAMETRES DE FLOWT POUR 20 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES POUR LA FONCTION OBJECTIF NASHRAC, POUR LES EVENEMENTS DU RESEAU 2005 210805 (CLASSE 1), 020604 ET 070903 (CLASSE 2), 280803 (CLASSE 3) ET 110604 (CLASSE 4), 240804 ET 040603. ....	231
TABLE 3- 38 VALEURS DE R <sup>2</sup> TRADUISANT LA VALIDITE GLOBALE DU METAMODELE DE REGRESSION, POUR LES ANALYSES DE SENSIBILITE SPATIALES DE FLOWT POUR LES EVENEMENTS 070903, 280803, 110604, POUR LES DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) N°2 ET N°3. ....	232
TABLE 3- 39 VALEURS DE R <sup>2</sup> TRADUISANT LA VALIDITE GLOBALE DU METAMODELE DE REGRESSION POUR FLOWT, POUR LES ANALYSES DE SENSIBILITE SPATIALES DES EVENEMENTS 070903, 280803, 110604, POUR LES DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) N°2 ET N°3. ...	235
TABLE 3- 40 RECONNAISSANCE DE 8 TYPES D'ETAT DE SURFACE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN FONCTION DE 4 DESCRIPTEURS, POURCENTAGE DE SURFACE, POURCENTAGE DE VEGETATION, HAUTEUR MOYENNE DES BOSSES DE TERRAIN ET GRANULOMETRIE. ....	241
TABLE 3- 41 VALEURS DES QUATRE DESCRIPTEURS D'ETAT DE SURFACE ET DU K <sub>S</sub> MESURE PAR LA METHODE BEERKAN (MM/S) POUR LES 56 MESURES REALISEES SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN OCTOBRE 2005. ....	243
TABLE 3- 42 DESCRIPTION DES TYPES D'ETAT DE SURFACE DEFINIS SUR LE BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2005 ET DEFINITION POUR CHAQUE TYPE DE LA GAMME DE CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE A SATURATION MESUREE PAR LA METHODE BEERKAN SUR CHAQUE UNITE .....	243
TABLE 3- 43 NOM (NUMERO DE L'UNITE PARCELLE ET TYPE D'INTERRANG CONCERNE) ET CARACTERISTIQUES (TYPE D'ETAT DE SURFACE, MACROPOROSITE APPARENTE, CLASSEMENT INCORRECT AVEC LA METHODE BEERKAN EN 2005) DES UNITES CHOISIES POUR LES MESURES DE CAPACITE D'INFILTRATION PAR SIMULATION DE PLUIE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2006. ....	243
TABLE 3- 44 TEMPS DE CONCENTRATION ESTIMES SUR LES PARCELLES LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE REALISEES A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2006. ....	243
TABLE 3- 45 RESULTATS DE CALAGE DE LA VALEUR DE IF SUR LES PLACETTES DE SIMULATION DE PLUIE. ....	243
TABLE 3- 46 RESULTATS DE CALAGE DE LA VALEUR DE H <sub>MCR</sub> SUR LES PLACETTES DE SIMULATION DE PLUIE. ....	243
TABLE 3- 47 ESTIMATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION EN MM/H DE CHAQUE TYPE D'ETAT DE SURFACE IDENTIFIE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 48 DESCRIPTION DES TROIS "SUPER" TYPES RETENUS POUR LA PARAMETRISATION DANS LE MODELE FLOWT DES CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES PARCELLES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 49 BORNES MINIMUM ET MAXIMUM DES GAMMES DE VALEUR DE IF ET H <sub>MCR</sub> SUR LES PARCELLES POUR LE « SUPER »TYPE 1 ET MOYENNE ET VARIANCE DE L'ECHANTILLON AYANT PERMIS DE DETERMINER CES BORNES PAR LE TEST DE MANN_WILCOXON. ....	243
TABLE 3- 50 ASSOCIATION DE CHAQUE EVENEMENT OBSERVE EN 2005 ET 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) A L'UNE DES 5 CARTES DE REPARTITION SPATIALE DES « SUPER » TYPES. ....	243
TABLE 3- 51 « SUPER »TYPES CONSIDERES SUR LES PARCELLES DU RESEAU 2005 POUR LES EVENEMENTS OBSERVES EN 2003 ET 2004 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 52 RESTRICTION DES GAMMES DE VALEUR DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES EIS ET B DU MODELE GR5 SELON LES OBSERVATIONS DES SURFACES REPONSES DES EVENEMENTS 020604, 070903, 280803, 040604 ET 240804. ....	243
TABLE 3- 53 DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE RESTREINTES DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE DE GR5. ....	243
TABLE 3- 54 EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 POUR LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 55 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreening» PAR CLASSE HYDROLOGIQUE (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 56 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreening» POUR PLUSIEURS CLASSES HYDROLOGIQUES (EVENEMENTS 2003 A 2005) POUR UN SEUIL DE VALEUR DE NASH DE 0,60	

SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 57 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR LES CLASSES HYDROLOGIQUES 2 ET 3 (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 58 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR LA CLASSE HYDROLOGIQUE 4 (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 59 EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 POUR LA DELIMITATION 2006 DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 60 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PRESCREENING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243
TABLE 3- 61 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 62 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506 NI 090506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 63 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PRESCREENING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2003 A 2005 (SANS LES 5 EVENEMENTS LIMITANTS) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). .....	243
TABLE 3- 64 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2003 A 2005 (SANS LES 6 EVENEMENTS LIMITANTS) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 65 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PRESCREENING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). .....	243
TABLE 3- 66 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506 NI 090506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243

TABLE 4- 1 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	333
TABLE 4- 2 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES. ....	333
TABLE 4- 3 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	334
TABLE 4- 4 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES. ....	340
TABLE 4- 5 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	340
TABLE 4- 6 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	341
TABLE 4- 7 CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS POUR LESQUELS LE DEBIT A L'EXUTOIRE DU BASSIN EST CORRECTEMENT MODELISE PAR LE MODELE FLOWT. ....	342

TABLE 5- 1 FLUX DE REFERENCE (FLUX REF), FLUX OBTENUS PAR LA DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION (FLUX INTERP2) ET RATIO DE L'ERREUR DUE A LA DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE (RATIO INTERP2), CALCULES POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	369
TABLE 5- 2 RATIO DE L'ERREUR DUE A CHAQUE STRATEGIE DE MESURE ETUDIEE, EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULE POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET BIAIS ET PRECISION DES TROIS STRATEGIES SUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES.....	373
TABLE 5- 3 VOLUME ASSOCIE A CHACUNE DES CONCENTRATIONS MESUREES POUR LE CALCUL DU FLUX DE REFERENCE ET POUR LE CALCUL DU FLUX PAR LA STRATEGIE DE MELANGE, POUR LES 5 EVENEMENTS CORRESPONDANT A UN RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE SUPERIEUR A 10% POUR AU MOINS UNE DES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA).....	374





$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[ 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m}$	EQUATION 2- 1 .....	102
$\frac{K}{K_s} = \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right]^n$	EQUATION 2- 2 .....	103
$F(d) = \left[ 1 + \left( \frac{d_g}{d} \right)^N \right]^{-M}$	AVEC $M = 1 - \frac{2}{N}$ EQUATION 2- 3.....	103
$\vec{q} = -K_{(\theta)} \overrightarrow{\text{grad}H}$	EQUATION 2- 4.....	103
$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div} \vec{q}$	EQUATION 2- 5 .....	103
$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K_{(\theta)} \overrightarrow{\text{grad}H})$	EQUATION 2- 6.....	104
$C(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{d}{dz} \left[ K_{(\theta)} \left( \frac{dh}{dz} - 1 \right) \right]$	EQUATION 2- 7.....	104
EQUATION 2- 8.....		104
$i(t) = i_f + (i_o - i_f) \exp(-\alpha t)$	EQUATION 2- 9 .....	105
$C_w = \frac{BS_o}{1 + BK_d}$	EQUATION 2- 10 .....	107
$\phi_i = \frac{\partial Y}{\partial X_i} \left( \frac{X_i}{Y} \right)$	EQUATION 2- 11 .....	129
$\phi_i = \frac{\% \Delta Y}{\% \Delta X_i}$	EQUATION 2- 12.....	129
$RMSE = \frac{100}{\bar{O}} \sqrt{\frac{\sum (P_i - O_i)^2}{n}}$	EQUATION 2- 13 .....	133
$Nash = 1 - \frac{\sum (P_i - O_i)^2}{\sum (O_i - \bar{O})^2}$	EQUATION 2- 14.....	133
$AIoA = 1 - \frac{\sum  P_i - O_i }{\sum ( P_i - \bar{O}  +  O_i - \bar{O} )}$	EQUATION 2- 15.....	134
$Theil = 1 - \frac{\sqrt{\sum (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum O_i^2} + \sqrt{\sum P_i^2}}$	EQUATION 2- 16.....	135

$P_{nette} = P\left(\frac{s}{A}\right)^2$	EQUATION 3-1 .....	188
$\Delta s = P\left[1 - \left(\frac{s}{A}\right)^2\right] - \text{perco}\left(s - \frac{A}{40}\right)^3 \cdot \Delta t$	EQUATION 3-2 .....	188
$\Delta\left(\frac{r}{B}\right) = -\left(\frac{r}{B}\right)^2$	EQUATION 3-3 .....	188
$c_{sup} = \frac{S_{sup}}{\text{prop.s}} \quad c_{inf} = \frac{S_{inf}}{(1 - \text{prop})s + A}$	EQUATION 3-4 .....	188
<i>soit pour t<sub>0</sub></i> $c_{sup} = \frac{Si_{sup}}{\text{prop.eis.A}} \quad c_{inf} = \frac{Si_{inf}}{((1 - \text{prop})eis + 1)A}$		
$M_d = 0.01 \cdot \text{cdiff}\left(c_{sup} - c_{inf}\right)\left(\frac{s}{A}\right)^2$	EQUATION 3-5 .....	188
$\Delta S_{SUP} = -0.01 \text{ CLIN E}\left(\frac{r}{ro}\right) \frac{r}{ro} C_{SUP}$	EQUATION 3-6 .....	188
$I(t) = I_f + (I_o - I_f) \cdot \exp(-\alpha \cdot t)$	EQUATION 3-7 .....	190
$I(T90) = I_f + (I_o - I_f) \cdot (1 - x)$	EQUATION 3-8 .....	190
$\alpha = -\frac{\ln(1 - x)}{T90}$	EQUATION 3-9 .....	190
$Hmcr = 240096I^6 - 237180I^5 + 92349I^4 - 18123I^3 + 1910I^2 - 107.27I + 2.9463$	EQUATION 3-10 .....	192
$Tc = L * I^{-1/2} * n^{1/3}$	EQUATION 3-11 .....	192
$L_p(\theta y) = L(\theta y) \cdot L_0(\theta) / C$	EQUATION 3-12 .....	200
$L_p(\theta y) = (L_{y_n}(\theta y_n) * \dots * L_{y_1}(\theta y_1) * 1) / C$	EQUATION 3-13 .....	201

$$\text{TXDEP}_{11}V_{11} + \dots + \text{TXDEP}_{1j}V_{1j} + \dots + \text{TXDEP}_{1p}V_{1p} = C_1 V_1 \quad \text{EQUATION 4- 1} \dots\dots\dots 304$$

$$\text{Txdep}_{11} \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_{1j} \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_{1p} \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

... EQUATION 4- 2 ..... 304

$$\text{Txdep}_{x1} \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_{xj} \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_{xp} \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

$$\text{Txdep}_1 \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_j \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_p \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

... EQUATION 4- 3 ..... 304

$$\text{Txdep}_1 \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_j \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_p \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

EQUATION 4- 4 ..... 305

$$\text{TXDEP}_{1j} = \text{TXDEP}_{\text{FIN } j} + (\text{TXDEP}_{\text{INT } j} - \text{TXDEP}_{\text{FIN } j}) \text{EXP}(-A_j T_1) \quad \text{EQUATION 4- 5} \dots\dots\dots 305$$

$$\sum_i (C_{\text{max } i} - C_{\text{min } i}) \quad \text{EQUATION 4- 6} \dots\dots\dots 308$$



## GLOSSAIRE

**A** : capacité du réservoir sol (mm)

perco taux de percolation entre le réservoir sol et le réservoir nappe en mm par pas de calcul  $\Delta t$  (ici 6mn).

**B** : capacité du réservoir de routage en mm.

**cdiff** : coefficient de diffusion en mm (par pas de calcul, ici 6mn).

**DT50** : durée de demi-vie d'une molécule.

**EdS** : Etat de Surface.

**eis** : hauteur d'eau initiale dans le réservoir sol (mm).

**Hint** : hauteur d'interception au niveau de l'unité (mm).

**Hmcr** : hauteur d'eau stockée dans le microrelief de l'unité (mm).

**Io** : capacité d'infiltration initiale (mm/min).

**If** : capacité d'infiltration finale (mm/min).

**Kd** : coefficient de partage liquide-solide d'une molécule.

**Koc** : coefficient de partage normalisé en fonction de la teneur en carbone organique des sols.

**Ks** : conductivité hydraulique à saturation (en mm/h ou mm/s).

**LHS** : Latin Hypercube Sampling.

**prop** : proportion de la couche supérieure de sol par rapport au réservoir sol (adimensionnel).

**ro et clin** : coefficient de la fonction de désorption (mm).

**Si<sub>sup</sub> et Si<sub>inf</sub>** : stock initial de molécules respectivement dans la couche supérieure et dans la couche inférieure du réservoir sol ( $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

**T90** : remplace le paramètre  $\alpha$  de l'équation de Horton ; T90 est le temps de réponse à 90% (min).

**Tc** : Temps de transfert qui décale de Tc dans le temps la contribution d'une unité en aval.

**TR** : Trace de Roue.

**Txdep** : le taux de passage des molécules du stock sol vers la lame ruisselante (mg/L).



## INTRODUCTION GENERALE

Face au contexte, exposé annuellement par l'IFEN, de contamination générale des grandes masses d'eau par les produits phytosanitaires et de la dégradation toujours croissante de leur qualité en France, la question de la réduction des transferts de pesticides vers les eaux est toujours d'actualité, après 50 ans d'utilisation agricole et domestique généralisée. Dans un contexte régional de pollution de la nappe du fossé rhénan et de l'identification des traitements phytosanitaires de la vigne et du ruissellement sur la zone du piémont alsacien comme une source non négligeable de contamination, nous proposons d'aborder le problème des transferts de produits phytosanitaires sous l'angle restreint des transferts par ruissellement de surface vers les eaux de surface à l'exutoire des petits bassins versants viticoles alsaciens, le bassin versant étant l'échelle pertinente de gestion de la pollution.

Les questions de transfert des produits phytosanitaires revêtent une double variabilité spatiale et temporelle. Or les approches expérimentales pour le suivi de ces transferts privilégient nécessairement l'une ou l'autre dimension. Nous privilégions dans ce travail l'approche temporelle du transfert des produits phytosanitaires à l'exutoire d'un petit bassin versant. La détermination de l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles est la préoccupation principale de cette étude. C'est à travers cette évolution que l'état de la contamination à l'exutoire de bassins observatoires est défini et sert de base à la mise en place et à l'évaluation d'actions visant à réduire les transferts de produits phytosanitaires. Mais la stratégie d'observation de cette évolution conditionne la représentation que l'on se fait du problème et par là influence les conclusions et les décisions, notamment l'efficacité des actions de réduction de la pollution mises en oeuvre. Des objectifs clairement définis doivent être contenus dans la stratégie d'observation, qui doit également intégrer les besoins propres à l'analyse future des données récoltées et d'éventuelles contraintes socio-économiques.

Dans le contexte d'un observatoire, comme les zones d'action prioritaires (ZAP) pour la réduction des transferts de pesticides, la contrainte économique liée au coût de l'analyse des pesticides est une contrainte majeure rencontrée dans le suivi des transferts de pesticides et l'expérience prouve qu'elle occulte la prise en compte de l'objectif dans la définition de stratégies de mesure : le faible nombre d'analyses est recherché avant tout, au détriment de la représentativité des mesures. De plus, l'analyse des données récoltées reste déconnectée de la stratégie de mesures employée, ce qui aboutit souvent à une qualité de données insuffisante pour mener proprement leur analyse.

Nous proposons donc, à la lumière des connaissances actuelles sur les processus dominants dans le transfert des pesticides à l'exutoire de sous-bassins agricoles et en se plaçant dans un cadre semi-opérationnel, de répondre à la question suivante : peut-on définir des stratégies de mesure des concentrations en produits phytosanitaires à l'exutoire d'un bassin permettant une représentation non biaisée de la pollution des eaux à moindre frais, c'est-à-dire avec un minimum d'analyses ? L'estimation du flux total de pesticides lors d'un événement ruisselant est traitée en complément de l'estimation de la dynamique des concentrations. Face à la complexité du système étudié nous proposons d'utiliser les informations de modèles. Nous réalisons également une



analyse critique de la qualité des données récoltées au niveau d'un observatoire pour proposer des améliorations quant à la récolte des données, afin d'augmenter leur qualité et en permettre une analyse plus robuste.

Notre étude suppose comme prérequis une instrumentation de l'exutoire correspondant à l'optimum technique pour se centrer sur la seconde partie du protocole de mesure, relative à la répartition dans le temps des prélèvements d'eau destinés à l'analyse ou « stratégie d'échantillonnage ». Elle pose également comme contrainte la limitation des coûts (temps, argent et complexité) de la collecte de données, à l'exutoire du bassin versant, mais aussi au sein du bassin pour la paramétrisation des modèles utilisés.

Notre objectif principal peut se diviser en sous-objectifs suivants : (i) définir les processus de transfert des produits phytosanitaires dominants dans notre contexte d'étude et les approches de modélisation de ces processus adaptées aux données disponibles sur le terrain pour leur paramétrisation, et (ii) analyser l'incertitude des modèles utilisés et définir les points informatifs (instants de mesure de concentration informatifs) des modèles d'après la connaissance de leurs capacités intrinsèques ; ces points informatifs constituent la stratégie d'échantillonnage.

La réponse au premier sous objectifs et la définition des moyens à mettre en œuvre pour répondre au sous-objectif suivant fait l'objet du chapitre II. La présentation des modèles utilisés, leur paramétrisation et la détermination de leur capacité à modéliser les débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) fait l'objet du chapitre III. La détermination de leur capacité à modéliser les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA à l'exutoire du même bassin versant et la définition de stratégies d'échantillonnage pour ces modèles fait l'objet du chapitre IV. Enfin, la définition d'une stratégie pour l'estimation des flux et les recommandations pour accroître la qualité des données recueillies sont présentées respectivement dans les chapitres V et VI.

# CHAPITRE 1 : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA THESE

<b>1</b>	<b><u>DEFINITIONS</u></b>	<b>53</b>
<b>2</b>	<b><u>HISTORIQUE DE L'UTILISATION DES PESTICIDES EN AGRICULTURE</u></b>	<b>53</b>
<b>3</b>	<b><u>CONTAMINATION DES MILIEUX ET IMPACTS</u></b>	<b>55</b>
<b>4</b>	<b><u>REGLEMENTATION, ACTIONS DES POUVOIRS PUBLICS ET SURVEILLANCE</u></b>	<b>57</b>
<b>4.1</b>	<b>REGLEMENTATION AUTOUR DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES</b>	<b>57</b>
4.1.1	HOMOLOGATION ET MISE SUR LE MARCHÉ DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES	57
4.1.1.1	Dossier d'homologation	57
4.1.1.2	Calcul du risque associé à une substance	57
4.1.1.3	Evaluations approfondies d'une substance	58
4.1.2	DISTRIBUTION ET UTILISATION DES PRODUITS COMMERCIAUX	59
4.1.3	SEUILS DE QUALITE REGLEMENTAIRES DES MILIEUX	59
4.1.3.1	Ecotoxicité	59
4.1.3.2	Toxicité humaine	59
<b>4.2</b>	<b>ACTIONS DES POUVOIRS PUBLICS EN FRANCE</b>	<b>61</b>
4.2.1	LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU	61
4.2.2	PLAN « PHYTO » 2000	61
4.2.2.1	Mesures prises dans le cadre du plan « phyto »	61
4.2.2.2	Zones d'action prioritaires	62
4.2.3	PIRRP 2006	63
<b>4.3</b>	<b>RESEAUX DE SURVEILLANCE</b>	<b>64</b>
<b>4.4</b>	<b>A L'INTERFACE SURVEILLANCE/ACTION : LES OBSERVATOIRES</b>	<b>66</b>
<b>5</b>	<b><u>ENJEUX DE LA THESE</u></b>	<b>68</b>
<b>5.1</b>	<b>CONTRAINTES ET CHOIX TECHNIQUES</b>	<b>68</b>
<b>5.2</b>	<b>MODELES ET EXPLORATION</b>	<b>69</b>
<b>5.3</b>	<b>CONCEPT DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE</b>	<b>70</b>
<b>5.4</b>	<b>OBJECTIFS DE LA THESE</b>	<b>71</b>



## 1 DEFINITIONS

Le terme « produits phytosanitaires » (ou phytopharmaceutiques) fait référence au domaine de l'agriculture, où il désigne les substances « utilisées pour la prévention, le contrôle ou l'élimination d'organismes jugés indésirables » (Observatoire des Résidus de Pesticides, <http://www.observatoire-pesticides.fr>): on distingue principalement les herbicides, les insecticides, et les fongicides (contre les champignons).

Cette dénomination ne couvre pas les produits utilisés dans le même but, mais pour un usage non agricole, les « produits biocides », dont la mise sur le marché est régie par une autre directive européenne : directive 98/8/CE du 16 février 1998 (pour les produits biocides) et directive 91/414/CE du 15 juillet 1991 (pour les produits phytosanitaires).

On peut citer la définition des produits phytosanitaires fournie par cette dernière : les produits phytosanitaires sont définis comme « les substances actives et les préparations contenant une ou plusieurs substances actives qui sont présentées sous la forme dans laquelle elles sont livrées à l'utilisateur et qui sont destinées à :

- protéger les végétaux ou les produits vitaux des végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action ;
- exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, pour autant qu'il ne s'agisse pas de substances nutritives (régulateurs de croissance) ;
- assurer la conservation des produits végétaux, pour autant que ces substances ou produits ne fassent pas l'objet de dispositions particulières du Conseil de la Commission concernant les agents conservateurs ;
- détruire les végétaux indésirables ;
- détruire les parties de végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux. »

Le terme générique « pesticides » englobe tous les usages, agricoles, domestiques, urbains, de voirie... Nous l'utiliserons, par abus de langage, comme synonyme du terme produits phytosanitaires dans ce mémoire, qui se restreint aux usages agricoles. Nous proposons de présenter un historique, succinct, de l'utilisation de ces produits en agriculture, en France principalement.

## 2 HISTORIQUE DE L'UTILISATION DES PESTICIDES EN AGRICULTURE

On retrouve l'existence de pratiques phytosanitaires déjà au milieu du 19<sup>e</sup> siècle, où les échanges commerciaux, qui se multiplient, constituent un facteur important d'accroissement du nombre d'espèces nuisibles (Fourche, 2004). En 1863, la crise phylloxérique menace la viticulture et engendre l'arrachage de tous les vignobles. A partir de la fin de la Première Guerre mondiale, le doryphore, coléoptère originaire des Etats-Unis, attaque les cultures de pommes de terre, et son expansion se poursuit jusqu'à la Seconde Guerre mondiale. Les premiers produits sont minéraux, des dérivés arsenicaux tels les arsénicates de chaux et d'alumine, mais aussi du soufre et des pesticides à base de sel de cuivre comme la célèbre bouillie bordelaise, un fongicide utilisé dans la culture de la vigne (et de la pomme de terre) depuis 1885 contre le mildiou.

L'efficacité de ces produits, de composition variable, reste alors peu satisfaisante, à une époque où la perception de la finalité de la protection des végétaux se traduit par une éradication totale des organismes jugés nuisibles, vision qui perdure tout au long de la première moitié du 20<sup>e</sup> siècle (Fourche, 2004), voire au-delà. Dans ce

---

contexte, « la mise sur le marché (à la Libération) des substances de synthèse engendre un nouvel espoir d'extermination » (Fourche, 2004). La chimie organique se développe en effet à l'aube de la Seconde Guerre mondiale, avec la mise au point de produits de la famille des organochlorés. Les propriétés insecticides du dichlorodiphéyltrichloroéthane, ou DDT, peut-être le plus célèbre d'entre eux, sont découvertes en 1939 par le chimiste suisse Paul Hermann Müller, qui reçoit pour cela le prix Nobel de médecine en 1948 : la première utilisation du DDT concerne en effet la destruction des insectes porteurs du paludisme et du typhus. Il sera utilisé en agriculture après 1945 (Fourche, 2004).

Par la suite, les organophosphorés se substituent aux organochlorés, avec par exemple le malathion, un insecticide à large spectre. Notons au passage que ces premiers produits de la chimie organique sont des produits peu spécifiques, ayant un large rayon d'action, susceptible donc de toucher d'autres cibles que celle contre laquelle ils sont utilisés. A partir de 1950 se développent aux Etats-Unis les herbicides de la famille des urées substituées (diuron) et des triazines : les pesticides les plus utilisés aujourd'hui sont d'ailleurs les désherbants, et le glyphosate reste la molécule active la plus vendue dans le monde.

Il reste difficile d'estimer les quantités utilisées car l'estimation ne peut se faire qu'à partir des chiffres de vente des firmes, qui restent globaux (toutes utilisations confondues, agricole et domestique, agrégation par catégorie « herbicide », « fongicides », « insecticides ») et qui ne reflètent pas l'utilisation réelle sur la même année (Auberto et al., 2005). Ainsi, en 2004, 76105 tonnes de matières actives phytosanitaires ont été vendues en France, dont 57300 tonnes de produits de synthèse, avec la répartition suivante entre les trois grandes catégories : 26102 tonnes d'herbicides, 37174 tonnes de fongicides (dont cuivre et soufre), et 2469 tonnes d'insecticides (10360 tonnes de « divers ») (Sources UIPP, dans Auberto et al., 2005). En France toujours, la viticulture représente 20% de cette consommation totale, pour seulement 3% de la Surface Agricole Utile (SAU). Auberto et al. (2005) font remarquer à ce sujet que la viticulture concentre la majorité des tonnages de soufre et de cuivre, qui correspondent à des doses d'utilisation élevée. La France est le troisième consommateur mondial de pesticides et le premier en Europe (ou quatrième si l'on ramène le tonnage à la SAU) (Auberto et al., 2005).

Résultat d'une conception de la protection des végétaux qui aspire à une destruction totale, la recherche de produits à longue persistance d'action constitue le fil rouge du développement de substances de synthèse jusque dans les années 1970. Cette conception est alors remise en cause suite à l'accumulation de nombreux effets secondaires. La vision techniciste de la protection des cultures, fatalement simpliste, se heurte aux « phénomènes de résistances par une sélection de masse, de prolifération d'ennemis nouveaux par stimulation ou vacance de niche écologique, de destruction du cortège d'auxiliaires et des pollinisateurs » (extrait de Fourche, 2004) : la lutte chimique, du moins la lutte chimique seule, se retrouve alors dans l'impasse. Mais au-delà de l'impasse dans laquelle la lutte « tout chimique » plonge la protection des végétaux, le signalement de la contamination, toujours croissante, des milieux par les produits phytosanitaires et la question, toujours en suspend, de leurs impacts sur ces milieux et sur l'Homme remettent en cause l'utilisation, massive, de ces produits.

### 3 CONTAMINATION DES MILIEUX ET IMPACTS

La contamination des milieux, rappelons-le ou apprenons-le, n'est certainement pas due à la seule utilisation des pesticides en agriculture. L'utilisation domestique de ces produits porte également une part de responsabilité, souvent moins négligeable que ce que le « jardinier du dimanche » se l'avoue, sans compter leur utilisation urbaine, principalement pour le désherbage de la voirie : dans ce cas particulier, l'imperméabilité des surfaces, la vitesse de ruissellement et la configuration des réseaux de collecte des eaux pluviales constitue un contexte privilégié de contamination des eaux par transfert rapide des produits vers la rivière et la nappe associée (Oberle, 2006). Mais cette source de contamination reste peu maîtrisable, avec des interlocuteurs mal identifiés, des réseaux de formations ou simplement de sensibilisation complexes, lourds, et parfois impossibles à mettre en œuvre faute de bonnes volontés. Le public des agriculteurs est au contraire facilement identifiable et intégré dans des réseaux fonctionnels.

Le problème de la contamination des milieux par l'utilisation des produits phytosanitaires est double : la pollution peut-être ponctuelle ou diffuse. Les premières actions mises en œuvre lorsque l'on se retrouve face à un problème de pollution concernent généralement la limitation des pollutions ponctuelles. Elles sont souvent bien identifiées et relativement faciles à éviter par une bonne organisation de l'aire de remplissage/vidange des cuves et de la collecte des emballages (Duhamel et Kramers, 2003). La pollution diffuse, d'origine agricole, est au contraire plus complexe à gérer et c'est celle que nous étudions dans ce travail.

Le premier état national de la contamination des eaux en France par les pesticides a été réalisé par l'IFEN en 1998, état réactualisé chaque année par compilation des nouvelles données issues de nombreux réseaux de surveillance. Le dernier en date est le rapport d'août 2006, compilant les données de 2003-2004, qui fait état de la présence dans au moins un prélèvement, dans 96% des points de mesure des cours d'eau et 61% des points de mesures des nappes souterraines, d'une des 459 (respectivement 417) substance recherchées. « On trouve des pesticides à des concentrations telles que les milieux aquatiques peuvent être perturbés ou les seuils admissibles dépassés pour la production d'eau potable, sans traitement spécifique des pesticides » (IFEN, 2006). On fait ainsi la distinction entre la contamination des milieux aquatiques et la contamination des eaux destinées à la consommation, ce qui donne lieu à différents seuils de qualité réglementaires : (i) les seuils sans effet pour les organismes regroupés dans le SEQ-Eau (Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau), en cours de modification suite à la mise en œuvre de la nouvelle Directive Cadre sur l'Eau, et (ii) les seuils relatifs aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles (décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001). En revanche, aucun seuil réglementaire n'est défini pour le compartiment « air » (ou sol). D'ailleurs, même si des réseaux de surveillance de la qualité de l'air sont mis en place depuis les années 2000, la littérature sur la contamination de l'air reste peu abondante, de même que les données actuelles sur la contamination des sols sont très fragmentaires (Auberto et al., 2005). Il n'existe pas pour le sol de dispositifs de caractérisation de la contamination équivalents à ceux relatifs à l'eau, voire à l'air.

En dehors du suivi des niveaux de contamination des eaux, associé à la définition de seuils, uniquement pour les eaux, aucun outil réellement prédictif des impacts des pesticides sur l'environnement, et sur la santé humaine, n'existe à l'heure actuelle. D'une part, concernant les écosystèmes aquatiques, l'exposition des organismes ne peut se résumer à la concentration en pesticides dans les eaux de surface (phénomène de bioaccumulation notamment) et reste donc difficile à évaluer. D'autre part, concernant les écosystèmes terrestres, le calcul, dans le dossier d'homologation d'une substance, de concentrations

prévisibles dans l'environnement (eaux et sol) n'est pas toujours suffisant pour déterminer l'exposition des vertébrés terrestres : il faut estimer l'exposition alimentaire à partir du régime de chaque espèce et de concentrations résiduelles prévisibles dans les aliments (Observatoire des Résidus de Pesticides, <http://www.observatoire-pesticides.fr>). Pour la plupart des organismes, seules les concentrations seuil définies par des essais de toxicité en laboratoire sur des organismes de référence peuvent servir à l'estimation des impacts, avec l'estimation de l'exposition. L'impact des pesticides sur les écosystèmes terrestres est mieux étudié pour les vertébrés et les abeilles, qui font l'objet de recensement de population via des réseaux de surveillance dédiés (Auberto et al., 2005). Mais l'existence de nombreux facteurs confondants rend difficile la mise en évidence d'un lien de cause à effet entre exposition et pertes de population (Auberto et al., 2005). Concernant la santé humaine, il semblerait que l'ingestion d'aliments soit la voie principale de l'exposition aux pesticides, et l'ingestion d'eau dans une moindre mesure (Duchemin et al., 2005), excepté pour les populations professionnellement exposées comme les agriculteurs, où l'exposition directe par contact est importante. La toxicité des substances, aiguë ou chronique, est évaluée par des tests normalisés sur des animaux en laboratoire, les essais de toxicité chronique (cancérogénéité, effets sur la reproduction) permettant de définir la Dose Journalière Admissible (DJA). En France, le réseau de toxicovigilance agricole permet le repérage des effets toxiques des pesticides. On dispose pour les populations professionnellement exposées de données d'exposition (informations sur les pratiques) et de données concernant la santé des individus via la Médecine du Travail (Tron et al., 2001). Les principaux effets chroniques dégagés par les auteurs sont les troubles de la reproduction (infertilité masculine notamment), les troubles neurologiques et l'apparition de cancers, bien que la mise en évidence de relation de causalité reste délicate (facteurs confondants, délais longs entre exposition et apparition des troubles). L'impact sur la population générale quant à lui reste une question sans véritable réponse, faute de connaissances suffisantes, et le sujet de vives controverses : cinq jours après la publication, le 13 septembre 2007, du rapport sur les causes du cancer en France (Boyle, Tubiana et al., 2007), qui réaffirme les conclusions de Doll et Peto (1981) selon lesquels les principales causes de cancer résident dans nos comportements individuels, avec un très faible pourcentage de cancers liés aux pollutions environnementales (0.5%), a été rendu publique, le 18 septembre 2007, le rapport Belpomme sur la situation sanitaire aux Antilles, qui vise à estimer l'impact de l'usage des pesticides dans l'agriculture antillaise et met en avant une forte augmentation du nombre de cancers de la prostate ces dernières années (Belpomme et al., 2007). Mais la difficulté d'identifier des liens de cause à effet est invariablement mise en avant, ce qui devrait pousser au développement d'indicateurs pour des études épidémiologiques robustes, avec notamment, comme le proposent Tron et al. (2001), une détermination fiable de l'exposition de la population aujourd'hui pour posséder des éléments objectifs dans 10-20 ans.

L'objet du chapitre suivant est une revue des outils actuellement mis en œuvre pour tenter de limiter le risque associé aux produits phytosanitaires, que ce soit a priori avec les réglementations de mise sur le marché, ou a posteriori avec des actions spécifiques visant à réduire la contamination des milieux, et avec le développement de réseaux de surveillance pour essayer de construire une vision globale de la contamination.

## 4 REGLEMENTATION, ACTIONS DES POUVOIRS PUBLICS ET SURVEILLANCE

### 4.1 Réglementation autour des produits phytosanitaires

#### 4.1.1 Homologation et mise sur le marché des produits phytosanitaires

##### 4.1.1.1 Dossier d'homologation

La **Directive européenne 91/414/CE** du 15 juillet 1991 impose un cadre réglementaire à la **mise sur le marché des produits phytosanitaires** à usage agricole tandis que la mise sur le marché des produits biocides est régie par la Directive européenne 98/8/CE du 16 février 1998. L'évaluation des substances actives entrant dans la composition des produits phytosanitaires est obligatoire, systématique pour les nouvelles substances, les anciennes étant réévaluées progressivement selon les listes établies par la Commission Européenne. Traduite en droit français par le décret 94-359 du 5 mai 1994, la directive impose à tout demandeur (notifiant) de constituer un dossier d'homologation visant à évaluer le risque que représente la substance pour l'homme et l'environnement : un dossier européen pour la substance (annexe II de la directive) et un dossier national par couple produit/culture (annexe III de la directive). Un produit est homologué au niveau national pour un usage (une culture), un ravageur, une dose donnée et un type de traitement. Toute modification du quartet nécessite la constitution d'un nouveau dossier. Seuls les produits contenant uniquement des substances inscrites à l'annexe I de la Directive (liste positive) peuvent être autorisés par les Etats membres. 834 substances existantes sont en cours d'évaluation et l'échéance probable fixée en 2001 pour l'achèvement de ces évaluations est l'année 2008 (Huglo et al., 2007).

Parmi les **exigences du dossier** on retient (d'après J.-L. Rivière, 2001) : (i) la définition des propriétés physiques et chimiques de la substance active, (ii) des études de toxicité, (iii) la définition du comportement de la substance dans l'environnement, (iv) des études écotoxicologiques. Elles doivent permettre de caractériser la toxicité de la substance (danger) et l'exposition à la substance dans tous les compartiments de l'environnement concernés, le produit du danger et de l'exposition **permettant d'évaluer le risque associé à la substance**. C'est la Commission des toxiques et le Comité d'homologation qui examinent le dossier et estiment le risque associé à la substance. Le Comité d'homologation formule alors un avis à la suite duquel le Ministre de l'Agriculture délivre (ou non) une Autorisation de Mise sur le Marché (AMM).

##### 4.1.1.2 Calcul du risque associé à une substance

###### Calcul de l'exposition

Concrètement, **l'exposition** pour chaque compartiment concerné de l'environnement est calculée en **première approximation** à partir des caractéristiques physico-chimiques de la substance (solubilité, adsorption, ...) et de son mode d'utilisation via la **table de Ganzelmeier**, qui fournit de manière simple, pratique, mais grossière, une concentration prédite dans le compartiment étudié, la **PEC** (Predicted Environmental Concentration). La PEC calculée à ce niveau d'investigation de base correspond au pire des scénarios réalistes en terme de dose d'application, de nombre d'applications, de valeur de demi-vie, etc. **Dans cette démarche de base, on fait néanmoins l'hypothèse de bonnes pratiques agricoles, de l'absence de pollutions ponctuelles et d'une utilisation du produit conforme aux recommandations préconisées.**



Il reste donc une incertitude sur l'exposition à une substance c'est pourquoi il est nécessaire de **caractériser cette exposition in situ pour les substances homologuées et donc utilisées.**

### **Calcul du danger**

Le **danger**, quant à lui, est estimé par le calcul de concentrations sans effet prédit (**PNEC** – Predicted No Effect Concentration) sur les organismes et les écosystèmes à partir des éléments du dossier de notification, **le plus souvent des tests monospécifiques à court terme en laboratoire** : les essais de toxicité aiguë fournissent une DL50 ou CL50 (Dose Létale 50 - concentration correspondant à un taux de réponse de 50% lors de l'essai). Afin de transposer cette valeur à l'homme, un **facteur de sécurité** de 1000 y est appliqué. On peut donc s'interroger sur la signification réelle de la concentration calculée.

Le facteur de sécurité est plus faible (100 ou 10) si l'on dispose d'un ou plusieurs essais à plus long terme (potentiel cancérigène, effets sur la reproduction) fournissant une NOEC chronique (No Observed Effect Concentration) ou NOAL, dose sans effet observable. Tous les tests proposés dans le dossier correspondent à des conditions d'expérimentation normalisées.

### **Calcul du risque**

Le **risque (éco)toxicologique** est alors défini comme le **rapport PNEC/PEC**, autrement nommé **TER** (Toxicity Expositive Ratio). Un TER est calculé par grand groupe d'organismes, à savoir (i) les oiseaux et autres vertébrés, (ii) les abeilles et autres arthropodes non cible, (iii) les plantes non cibles et (iv) les vers de terre et autres micro-organismes du sol. Le risque est acceptable pour un TER supérieur à 10. L'autorisation est refusée si le seuil d'exposition est supérieur à ce seuil de sensibilité pour un seul des groupes d'organismes.

#### *4.1.1.3 Evaluations approfondies d'une substance*

Si la substance est refusée à ce premier niveau d'évaluation du risque, le notifiant peut alors procéder à une **réévaluation approfondie** de sa substance en utilisant des **outils plus sophistiqués** pour caractériser l'exposition et/ou la toxicité : affinage du calcul d'exposition grâce aux modèles développés par le groupe de travail FOCUS<sup>1</sup>, réévaluation de la toxicité via des microcosmes, mésocosmes (modèles à échelle réduite des interactions entre différentes espèces d'un milieu) voire des études au champs. L'investissement consenti par le notifiant dépend de la limite qu'il est prêt à atteindre pour soutenir sa substance.

Notons qu'**à ce niveau supérieur d'investigation, l'industriel est autorisé à faire des hypothèses réduisant le risque évalué**, par exemple la mise en place de zones tampons ou l'utilisation d'un matériel d'application plus performant. Par contre, comme dit précédemment, **il n'est pas encore question d'envisager de mauvaises pratiques pour l'évaluation du risque.**

De plus, les exigences du dossier d'homologation ne couvrent pas l'effet de **combinaisons** de la substance proposée à l'évaluation avec d'autres substances : il n'y a donc pas à l'heure actuelle d'évaluation globale du risque lié aux pesticides. Pourtant une procédure d'autorisation des mélanges a été mise en place en 2002. Les nouvelles règles en 2005 relatives à cette procédure impliquent que **95% des mélanges effectués**

---

<sup>1</sup> FOrum for the Co-ordination of **pesticide** fate models and their USE

---

**sur le terrain ne seront plus soumis à l'enregistrement**, leur utilisation étant simplement encadrée par des guides de bonnes pratiques (Auberto et al., 2005).

L'utilisation des produits commerciaux est cependant encadrée au niveau national.

#### 4.1.2 Distribution et utilisation des produits commerciaux

La réglementation en matière de préparations (produits commerciaux) est définie en France dans le **Code Rural** et traduit de plus en plus souvent des directives européennes. Le Code Rural fixe les dispositions générales relatives à la distribution et à l'application des produits phytosanitaires à usage agricole.

Les entreprises distribuant ou utilisant un produit phytosanitaire doivent obligatoirement posséder l'**agrément du Service de la Protection des Végétaux (SRPV)**. Depuis 2000, conformément à loi d'orientation agricole de 1999, les agents du SRPV réalisent des contrôles à l'utilisation et à la distribution des produits phytosanitaires et ont des pouvoirs de police (amendes et peines de prison) face aux distributeurs ou agriculteurs vendant ou utilisant des produits non homologués (Auberto et al., 2005).

Face aux réglementations sur l'homologation, qui demandent la définition de concentrations prévisibles dans l'environnement (les PEC) et de seuils de concentration relatifs à la toxicité, aiguë ou chronique, des substances, des seuils de qualité réglementaires des milieux sont définis.

#### 4.1.3 Seuils de qualité réglementaires des milieux

La contamination des milieux est évaluée à l'aulne des seuils de qualité définis, principalement pour le compartiment « **eaux de surface** », aucun seuil réglementaire n'étant défini pour l'air ou pour le sol (Auberto et al., 2005).

Deux angles d'approche coexistent pour la **détermination des seuils de qualité de l'eau**: (i) l'angle d'**approche écotoxicité** pour la qualité des cours d'eau, (ii) l'angle d'**approche toxicité (humaine)** pour la qualité de l'eau de boisson.

##### 4.1.3.1 Ecotoxicité

Concernant l'**écotoxicité**, les eaux de surface ne doivent pas dépasser les concentrations sans effet pour les organismes (PNEC) utilisées par l'Agence de l'Eau dans son système d'évaluation sur la qualité des cours d'eau (SEQ-Eau) (Agence de l'Eau, 2000). Ces seuils sont actuellement définis pour 72 substances et de nouveaux seuils sont en cours d'élaboration dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (Auberto et al., 2005). La grille du SEQ-Eau utilisée pour la connaissance de la qualité des cours d'eau intègre les besoins de la vie aquatique comme critère d'appréciation. En revanche, la grille utilisée pour les eaux souterraines est basée principalement sur leur aptitude à fournir de l'eau potable, les besoins de la vie aquatique n'y étant généralement pas pertinents. Les seuils de qualité des eaux souterraines sont donc déterminés d'un point de vue « toxicité humaine ».


##### 4.1.3.2 Toxicité humaine

Concernant la **santé humaine**, les eaux brutes (superficielles ou souterraines) utilisées pour la **production d'eau potable** ne doivent pas dépasser 2 µg/L pour chaque pesticide et 5 µg/L pour le total des substances mesurées conformément au code de la santé publique en application des **directives européennes 98/83/CE et 75/440/CEE**. Pour les **eaux distribuées au robinet** du consommateur, les limites de qualité fixées par la **directive européenne 98/83/CE** sont plus strictes que les valeurs guides

recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé. Ces valeurs sont reprises dans le décret d'application n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 : 0.1 µg/L pour chaque pesticide, à l'exception de l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'heptachlore epoxyde (0.03 µg/L), et 0.5 µg/L pour le total des substances mesurées. Il est à noter que les eaux minérales naturelles relèvent d'autres textes réglementaires.

Notons que les résidus de pesticides dans les denrées alimentaires sont quant à eux soumis à des seuils de qualité définis dans quatre directives européennes concernant quatre types de denrées : (i) les fruits et légumes (76/895/CEE), (ii) les céréales (86/362/CEE), (iii) les produits d'origine animale (86/363/CEE), (iv) et les produits d'origine végétale (qui recouvrent les fruits et légumes) (90/642/CE).

On peut constater que malgré la diversité des substances et de leur dangerosité, **les seuils de concentration imposés sont identiques pour toutes les molécules**. Ces seuils de concentration sont fixés indépendamment de l'évaluation des risques associés à chaque substance : il ne s'agit pas de limites toxicologiques. Ces limites reflètent les bonnes pratiques agricoles, qui aboutissent à des niveaux de résidus acceptables, autrement dit elles intègrent les niveaux de concentration en deçà desquels on ne peut descendre avec les pratiques actuelles (Auberto et al., 2005).

 Malgré la réglementation qui s'impose aux substances actives entrant dans la composition des produits phytosanitaires, on relève donc **deux verrous** quant à l'estimation du risque associé à une substance active :

- L'estimation de l'exposition à une substance ne considère jamais de scénarios d'utilisation déviant des bonnes pratiques résumées sur l'étiquette des produits. Il est donc nécessaire de caractériser cette exposition in situ pour les substances homologuées et donc utilisées ;
- Les concentrations seuil proposées relatives à la toxicité humaine n'ont pas de véritable signification toxicologique.

**Nous ne discutons pas plus avant de la définition de seuils de concentration représentatifs pour l'estimation du risque associé aux substances. Notre travail est centré sur l'estimation in situ de l'exposition à une substance pour le compartiment eaux de surface.**

**L'estimation de la contamination des eaux de surface par différentes substances phytosanitaires est réalisée en France au niveau de plusieurs points de mesure répartis sur différents cours d'eau et gérés par différents organismes. La synthèse de l'état de contamination, réactualisée annuellement par l'IFEN, demande la mise en œuvre d'actions visant à réduire la contamination des masses d'eau. Les actions mises en œuvre en France, d'initiative européenne ou nationale, sont présentées dans le chapitre suivant.**

## 4.2 Actions des Pouvoirs Publics en France

### 4.2.1 La Directive Cadre sur l'Eau

La « directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau » a été adoptée par les Etats-membres de l'Union européenne et le Parlement européen en septembre 2000. Elle a été publiée au Journal Officiel des Communautés européennes le 22 décembre 2000 (**Directive 2000/60/CE**). Ce texte fixe l'objectif de **bon état général des eaux souterraines et superficielles**, y compris côtières, en **2015**. Dans ses grands principes, la directive demande une **gestion des eaux par bassin versant** (à identifier avant fin 2003), confirmant ainsi les fondements de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992. Elle planifie et programme les actions à mettre en œuvre en fixant un calendrier aux Etats membres : (i) état des lieux en 2004 avec établissement de la liste des masses d'eau susceptibles de ne pas atteindre le bon état en 2015, en France ce sont les Comités de bassin qui s'en chargent, (ii) début de la révision des SDAGEs en 2005, toujours par les Comités de bassin ; **le SDAGE devient l'instrument français de la mise en œuvre de la politique communautaire** dans le domaine de l'eau, (iii) les SDAGEs révisés doivent être adoptés au 1<sup>er</sup> janvier 2009, date de la publication demandée d'un premier plan de gestion et d'un programme de mesures. En France c'est le Préfet coordonnateur de bassin qui arrête le SDAGE révisé, qui fait office de plan de gestion. En outre, la directive demande d'assurer une participation active des acteurs de l'eau à l'élaboration du plan de gestion et prévoit l'association du public à la procédure sous forme de consultations.

La mise en œuvre de la Directive Cadre devrait engendrer des améliorations significatives : (i) de la **représentativité spatiale des réseaux de connaissance** générale de l'eau, (ii) de l'**homogénéisation des stratégies de mesure et de qualité des données** (limites de quantification, fréquences de mesure, périodes de mesure, molécules à rechercher), (iii) des délais de mise à disposition de l'information au niveau national (IFEN, 2006).

La gestion des masses d'eau dans la Directive Cadre sur l'Eau dépasse le problème spécifique de la contamination par les produits phytosanitaires. Au niveau national, des plans d'action spécifiques ont été mis en place.

### 4.2.2 Plan « phyto » 2000

Le 1<sup>er</sup> août 2000, les Ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement ont signé un « **programme national d'action en faveur de la réduction des pollutions par les produits phytosanitaires** » ou « plan phyto ».

#### 4.2.2.1 Mesures prises dans le cadre du plan « phyto »

**Au niveau national** le « plan phyto » s'accompagne de quatre mesures : (i) la mise en place d'une filière de récupération des emballages vides et des produits phytosanitaires non utilisés, (ii) le renforcement des contrôles de l'utilisation des produits par les services du Ministère chargé de l'Agriculture, (iii) la réalisation d'études préalables en vue de la mise en place d'un dispositif de contrôle obligatoire des pulvérisations agricoles, (iv) et le développement de techniques alternatives de protection des cultures, qui a fait l'objet d'un deuxième appel à proposition de recherche par le Ministère chargé de l'Environnement.

**Au niveau régional** le « plan phyto » est l'occasion d'intensifier les travaux des **groupes régionaux** chargés de la lutte contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires, animés par les Directions Régionales de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF) et les Directions Régionales de l'ENvironnement (DIREN) et placés sous

---

l'autorité des préfets de région. L'objectif est de définir dans chaque région des **bassins versants prioritaires**, gérés par les groupes régionaux, qui soient le lieu de plans d'action visant à réduire la pollution. La méthodologie proposée consiste chronologiquement en : (i) la définition d'un bassin versant prioritaire (quelques milliers d'hectares en général), (ii) le diagnostic global du bassin (données géologiques, pédologiques, climatiques, données de qualité de l'eau), (iii) le diagnostic approfondi visant l'évaluation du transfert de produits phytosanitaires, souvent sur un sous-bassin (quelques centaines d'hectares), (iv) la définition des actions appropriées à l'échelle de l'exploitation (unité d'action), (v) enfin, la définition d'indicateurs pour évaluer l'impact de ces actions. Pour aider les groupes de travail dans leurs actions, une méthodologie d'étude a été réalisée par le Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement (CORPEN, 2001 et CORPEN, 2003).

#### 4.2.2.2 Zones d'action prioritaires

A l'origine de la **définition** de la zone d'action prioritaire on retrouve souvent le périmètre de protection éloigné d'un captage d'eau potable contaminé par des pesticides. Il ne s'étend que plus tard au **bassin versant**, après études hydrologiques (Papat, 2004 – ex de Vosne-Romanée).

#### Diagnostic CORPEN

Concernant le **diagnostic** de pollution par les produits phytosanitaires sur les zones d'action prioritaires, la **démarche CORPEN** préconise l'implication active de l'agriculteur via l'utilisation d'outils de diagnostic transparents et pédagogiques (Gouy, 2001). En général, quelques facteurs (5 au maximum) sont choisis comme **indicateurs du risque de transfert** de produits phytosanitaires hors de la parcelle, par exemple la pente, la couverture du sol, certaines caractéristiques physiques ou chimiques du sol, etc. Une cartographie de la valeur de ces facteurs est faite sur tout ou partie du bassin versant. Ces différentes cartes servent de base à un conseil individuel à la parcelle. La méthode de diagnostic d'exploitation du CORPEN est surtout mise en œuvre en secteur de grande culture. Seules deux adaptations de la méthode ont été réalisées en secteur viticole : le bassin versant de Vosne-Romanée (Papat, 2004) et le bassin versant de Guebwiller (Bezler, 2002 et R. Duhamel et E. Kramers - 2003). **La démarche CORPEN ne propose pas de combiner ces facteurs en un indicateur de risque parcellaire.** En effet, la hiérarchisation de ces facteurs, le choix d'une pondération, et d'une méthode de croisement est une tâche difficile et la méthode retenue pour un bassin n'est pas toujours transposable à d'autres bassins versants (Bezler, 2002). L'évaluation du risque se base sur la valeur des différents facteurs choisis mais reste **qualitative**. Seuls deux niveaux de risque sont définis : (i) sans risque significatif (pas d'action à mettre en place), (ii) risque significatif (mettre en place des actions spécifiques). **Le plus souvent, les actions mises en place concernent la promotion de bonnes pratiques agricoles pour éviter les pollutions ponctuelles** (formation des agriculteurs, diffusion de guides, réunions) et la mise en place de barrières au ruissellement au niveau de parcelles à risque, comme c'est le cas pour le bassin versant de la fontaine du Theil (Bibard, 2001). De nombreuses études sont consacrées à rechercher les pratiques culturales permettant de limiter la diffusion des substances au niveau de la parcelle. Mais il est difficile d'en tirer des règles générales opérationnelles car si un itinéraire technique réduit les fuites par une voie de transfert, il peut les augmenter dans une autre voie (Voltz, 2001). Lorsque le ruissellement et/ou les écoulements hypodermiques constituent des voies notables de circulation de l'eau, les transferts doivent être pensés également à l'échelle supérieure et **faire l'objet d'actions**


à l'échelle du bassin versant (aménagement de l'espace avec des zones tampons, CORPEN, 1997). Enfin, « **en terme d'évaluation de l'efficacité des mesures** (agro-environnementales) **prises, seule l'évolution de la qualité de l'eau fait foi** » (Gouy, 2001). Des mesures régulières de concentration en substances à l'exutoire des zones d'action prioritaires sont donc indispensables.

### **Réseau de mesures DIREN**

A une échelle plus large, un **réseau de mesures dans les eaux de surface** est géré par la **DIREN**, qui réalise des analyses d'eau en général **une fois par mois**. Ces mesures de concentration sont donc directement utilisées pour **juger de l'efficacité des actions** de réduction de la pollution entreprises en amont. **Mais l'analyse des données reste sommaire** : régressions linéaires sur plusieurs mois de mesures pour dégager une tendance à la baisse, sans analyse des remontées, pour l'exemple de Vosne-Romanée (Paput, 2004), voire aucune interprétation (bassin versant de Guebwiller – communication orale Oberle, 2005). Un lien est certes identifié entre fortes pluies et pics de concentration mais l'échantillonnage n'est pas pour autant toujours programmé au moment des pluies (une mesure par mois à peu près aux mêmes dates d'une année sur l'autre pour des questions de facilité de mise en œuvre des mesures). Enfin, il n'y a pas de prise en compte d'éventuelles erreurs (erreur analytique notamment) sur les concentrations analysées : dans le cas du seuil réglementaire à 0.1 µg/L et en caricaturant, une mesure à 0.09 µg/L sera acceptée au contraire d'une concentration de 0.11 µg/L. A la suite de la Directive Cadre sur l'Eau et du plan « phyto », il faut également évoquer le Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux pesticides, débuté en 2006.

#### 4.2.3 PIRRP 2006

Le **Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux pesticides** a été mis en place pour la période **2006-2009** par les Ministres chargés de l'Agriculture et de l'Environnement, conjointement avec les Ministres chargés de la Consommation et de la Santé, pour réduire les risques que l'utilisation des pesticides (phytosanitaires et biocides) peut générer sur la santé, l'environnement et la biodiversité. Les actions qui composent ce plan sont organisées autour de cinq axes : (i) agir sur les produits en améliorant leurs conditions de mise sur le marché (amélioration des procédures d'évaluation, renforcement des contrôles lors de la distribution et de l'utilisation), (ii) agir sur les pratiques et minimiser le recours aux pesticides (diffusion de guides techniques et incitations financières), (iii) développer la formation des professionnels et renforcer l'information et la protection des utilisateurs, (iv) améliorer la connaissance et la transparence en matière d'impact sanitaire et environnemental via notamment l'Observatoire des Résidus de Pesticides dont la coordination technique est assurée par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire et de l'Environnement (AFSSET), (v) évaluer l'efficacité de ces actions via des indicateurs synthétiques de risque.

 Il ressort donc de la description des actions visant à réduire la contamination des masses d'eau que la gestion de la contamination des eaux superficielles, et des transferts de produits phytosanitaires vers les eaux de surface, est pertinente à l'échelle du bassin versant et passe par la mesure de l'évolution de la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin.

➡ Mais, à l'échelle du bassin versant prioritaire, l'utilisation de cette mesure pour étudier les transferts et estimer l'efficacité d'actions visant à réduire ces transferts reste problématique à cause de la fréquence souvent insuffisante des mesures de concentration dans les eaux de surface (représentativité temporelle des mesures), de l'absence de réflexion sur la qualité de la donnée et de l'absence d'interprétation des données.

A l'échelle des grands bassins interviennent également les problèmes de représentativité spatiale des mesures et d'homogénéité des protocoles de mesure utilisés par les différents organismes impliqués dans la collecte des données à cette échelle.

**Il ne s'agit pas dans cette thèse de donner des indications dans le cadre des réseaux nationaux d'observation, qui visent les grands bassins versants. Nous nous plaçons plus près des sources de pollution diffuse d'origine agricole, à une échelle adaptée à un suivi plus fin, c'est-à-dire les petits sous-bassins agricoles. Nous travaillons donc à l'échelle du petit bassin versant pour nous consacrer au problème de la représentativité temporelle des mesures de concentration en produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin et mener une réflexion sur la qualité des données, qui dépasse le problème de l'erreur analytique.**

**Pour achever le panorama des outils relatifs à la gestion du risque associé aux produits phytosanitaires, principalement dans le compartiment de l'environnement représenté par les eaux de surface, nous présentons les réseaux de surveillance en mettant en lumière les problèmes de représentativité de la mesure.**

### 4.3 Réseaux de surveillance

De nombreux organismes publics ou délégataires de services publics produisent des données sur l'eau en France : (i) **au niveau national**, le Système d'Information sur l'Eau (SIE), sous maîtrise d'ouvrage du Ministère chargé de l'Environnement et remplaçant la Banque Nationale de Données sur l'Eau (BNDE), permet d'élaborer des synthèses nationales, (ii) **au niveau régional**, la DIREN fournit des données dans le cadre de ses missions, (iii) **au niveau local**, des initiatives associées à des problèmes de pollution particuliers se développent, comme en Alsace où l'APRONA alimente une banque de données quantitatives et qualitatives sur la nappe d'Alsace, (iv) enfin, au **niveau départemental**, la DDASS fournit des données sur la qualité de l'eau distribuée et la qualité des eaux de baignade et les Conseils Généraux peuvent gérer des réseaux départementaux de connaissance générale (exemple du CG67 pour la qualité des eaux de surface dans le Bas-Rhin) (Grandgirard, 2007).

En complément de ces **bases de données associées à des limites administratives**, il existe localement des **bases de données associées au découpage physique d'un territoire** (le bassin versant en est l'exemple type). Concernant plus particulièrement la surveillance des pesticides dans les eaux, l'IFEN distingue trois types de « métaréseaux » : (i) les **réseaux de connaissance générale** fournissant des données générales sur les ressources en eaux à l'échelle nationale (Réseau National de Bassin RNB, Réseau National des Eaux Souterraines RNES, Réseaux Complémentaires

---

Agence RCA, Réseaux Complémentaires de Bassin RCB), (ii) les **réseaux régionaux phytosanitaires** associés aux travaux des groupes régionaux déjà rencontrés, (iii) les **réseaux d'usage eau potable** gérés par la DDASS ou les producteurs d'eau pour connaître la qualité des eaux distribuées.


Les mesures effectuées dans le cadre des réseaux régionaux phytosanitaires visant plutôt à cerner la période de pointe de contamination, elles sont généralement plus fortes que les mesures effectuées pour les réseaux de connaissance générale. Plus généralement, il faut bien garder à l'esprit que **les objectifs qui sous-tendent ces différents réseaux sont divers** et qu'**à chaque objectif correspond une stratégie de surveillance adaptée. Une même réalité peut donc être abordée suivant différents points de vue en fonction de la stratégie adoptée** et il convient de remettre en perspective chaque mesure avec la stratégie sous-jacente pour tenter d'éviter les erreurs d'interprétation, du moins les plus grossières.

Cette diversité des stratégies de surveillance adaptées aux différents besoins de ces nombreux réseaux est le **verrou principal** auquel se heurte l'IFEN, mandaté depuis 1998 par le ministre chargé de l'Environnement pour développer un système d'information (système de suivi et d'information des pesticides dans l'hydrosystème et l'environnement – Sysiphe) permettant d'établir régulièrement un état de la contamination des eaux par les pesticides. En effet, ces différentes stratégies de surveillance n'étant pas pensées pour l'acquisition de données nécessaires à la connaissance objective de l'état de contamination des eaux, l'état national publié tous les ans depuis 1998 par compilation des données des différents réseaux ne permet pas de **connaître la variabilité réelle, spatiale et temporelle, de la contamination** (Auberto et al., 2005). Entre autres limites, les substances recherchées ne sont pas les mêmes d'un point de mesure à l'autre, les fréquences d'échantillonnage sont variables, avec une préférence pour l'échantillonnage régulier, surtout pour les réseaux de connaissance générale, les performances analytiques sont variables d'un laboratoire à l'autre et il y a une absence de consensus sur les méthodes d'analyse des résultats à adopter. Ce constat permet d'introduire **deux notions importantes pour une amélioration de la surveillance de la contamination des eaux** et des autres compartiments en général.

**Premièrement, l'observation** d'un système aussi complexe doit être **construite**: des objectifs clairement définis doivent être contenus dans les choix techniques (nombre et implantation des points d'observation, fréquence et périodes de prélèvement, substances recherchées), sans compter que trop souvent des pressions sociales, politiques et économiques viennent peser sur les choix techniques et les dévient de « l'optimum technique ». En matière de suivi des pesticides, le coût de l'analyse (150 euros en moyenne) constitue un frein majeur à la réalisation de l'optimum technique. L'écueil d'une stratégie de surveillance inadaptée voire d'une absence de stratégie est de construire une représentation du système déformée voire complètement erronée, ce qui compromet bien sûr l'efficacité des décisions prises sur la base de ces informations. Concernant les objectifs d'évaluation de la qualité des eaux superficielles dans un but de surveillance par exemple, la stratégie de surveillance en un point d'observation devrait viser le pointage des pics de concentration qui pourraient traduire plus justement les pressions subies par le milieu en dehors du niveau de base (bruit de fond). Pour évaluer l'efficacité d'un plan d'action mis en place sur un bassin versant prioritaire, on cherche plutôt à estimer le plus précisément possible les masses totales exportées à l'exutoire, mais avec un minimum de mesures vu le coût des analyses. Il s'agit donc de planifier l'échantillonnage pour prélever aux moments les plus informatifs pour l'objectif visé.



Le **deuxième** constat concerne justement la **valorisation des données acquises**. Cette valorisation est nécessaire, au-delà de la simple « récolte » des données, pour permettre la prise de décisions et accompagner l'action. Car l'acquisition de données n'est pas une fin en soi, elle est nécessairement sous-tendue par le besoin de résoudre le problème à l'origine du réseau de surveillance. Or, trop souvent, cette étape de valorisation est négligée, ne permettant pas l'interprétation des données. D'autre part, lorsque la valorisation des données est réalisée, on doit veiller à ce que la synthèse réalisée ne dégrade pas les informations brutes par simplification excessive.

 La diversité des réseaux de surveillance des masses d'eau et la diversité des stratégies de surveillance adaptées aux différents besoins de ces réseaux mettent en lumière deux notions importantes pour une amélioration du suivi de la contamination des eaux de surface.

Premièrement, la stratégie d'observation doit être construite en fonction de l'objectif visé pour permettre une représentation non déformée de la réalité et ne pas compromettre son interprétation.

Deuxièmement, il faut travailler à la gestion des contraintes socio-économiques qui dévient la stratégie d'observation de son « optimum technique » : en matière de suivi de la contamination des eaux superficielles, le coût de l'analyse constitue une contrainte importante.

Troisièmement, la stratégie d'observation doit prendre en compte, en plus de l'objectif visé, les besoins propres à l'analyse des données récoltées.

**La dissociation des tâches de surveillance de celles de l'action proprement dite, visant à réduire la pollution des eaux de surface, constitue la source du verrou: les stratégies d'observation utilisées pour le suivi de la contamination des eaux superficielles par les pesticides permettent rarement l'évaluation correcte de l'efficacité des actions mises en œuvre (voire même de l'état de la contamination). La réunion de la surveillance et de la mise en œuvre d'actions au sein d'observatoires permet de lever ce verrou.**

#### 4.4 A l'interface surveillance/action : les observatoires

« La nécessité de créer une structure d'observation relève d'un constat de déséquilibre d'une situation précise » (Guillotreau, 1998 in Mignonneau, 2006). L'observation appelle donc la compréhension d'une situation. Outre cet objectif très général, les observatoires recouvrent **différentes fonctions**, pas nécessairement en simultané : (i) la **valorisation de l'information** avec la collecte, dans un langage commun, des données concernant une thématique, l'analyse de ces données, la diffusion des informations issues de ces analyses, à destination d'une part du grand public et d'autre part des professionnels, (ii) l'**accompagnement de l'action**, car l'observatoire doit dépasser le simple constat pour devenir un outil d'aide à la décision, ainsi qu'un outil de suivi et d'évaluation de l'action mise en place, via notamment la production d'indicateurs ou « abrégés du vrai » (Mignonneau, 2006, Grandgirard, 2007).

Grandgirard (2007) présente les observatoires comme un outil très utile à la gestion intégrée (de l'eau), ou « action collective intégratrice ». Les observatoires

permettent en effet, en plus des fonctions déjà citées, de **rassembler différents acteurs autour d'un problème commun**. Ils constituent une plate-forme d'échange, voire d'animation, entre les différents partenaires de l'observatoire c'est-à-dire les initiateurs, qui collectent l'information, ceux qui traitent ces données et ceux qui les utilisent. L'outil doit cependant rester neutre et ne pas subir l'influence de l'un ou l'autre utilisateur, notamment à travers la définition d'indicateurs qui serviraient plus à justifier l'une ou l'autre position qu'à donner des informations objectives sur la réalité. Les partenaires utilisateurs prennent cependant part aux décisions des initiateurs en terme de conceptualisation et de mise en œuvre des outils de l'observation (Mignonneau, 2006), ce qui constitue le meilleur moyen pour les objectifs d'être contenus dans le dispositif d'observation. Cependant, il n'est pas précisé s'il existe cette même interaction entre les initiateurs et ceux qui traitent les données. Oublier cette interaction serait à notre sens néfaste car en plus des objectifs, **la stratégie d'observation doit intégrer les besoins propres à l'analyse de données**, trop souvent négligés.

**La stratégie d'observation conditionne donc la représentation que l'on se fait d'un problème et par là influence les conclusions et les décisions, notamment l'efficacité des actions de réduction de la pollution mises en oeuvre. Des objectifs clairement définis doivent être contenus dans la stratégie d'observation, qui doit également intégrer les besoins propres à l'analyse future des données récoltées et d'éventuelles contraintes socio-économiques. Dans le contexte d'un observatoire, comme les zones d'action prioritaires (ZAP) pour la réduction des transferts de pesticides, la réalisation de ces différentes tâches (définition des objectifs, choix d'une stratégie de mesure, réalisation des mesures et dépouillement des données) est réalisée par les mêmes acteurs, ou du moins les différents acteurs échangent régulièrement, ce qui constitue un terrain favorable pour l'intégration des différentes composantes citées dans la stratégie de mesure.**

**Cependant, la contrainte économique liée au coût de l'analyse des pesticides est une contrainte majeure rencontrée dans le suivi des transferts de pesticides et l'expérience prouve qu'elle occulte la prise en compte de l'objectif dans la définition de stratégies de mesure : le faible nombre d'analyses est recherché avant tout, au détriment de la représentativité des mesures. De plus, l'analyse des données récoltées reste déconnectée de la stratégie de mesures employée, ce qui abouti souvent à une qualité de données insuffisante pour mener proprement leur analyse. Nous proposons donc, à la lumière des connaissances actuelles sur les processus dominants dans le transfert des pesticides à l'exutoire de sous-bassins agricoles et en se plaçant dans un cadre semi-opérationnel<sup>2</sup>, de répondre à la question suivante : peut-on définir des stratégies de mesure des concentrations en produits phytosanitaires à l'exutoire d'un petit bassin permettant une représentation non biaisée de la pollution des eaux à moindres frais, c'est-à-dire avec un minimum d'analyses ?**

<sup>2</sup> Notre cadre « semi-opérationnel » est un contexte d'étude dans lequel des mesures de terrain, notamment pour paramétrer des modèles, sont possibles mais doivent rester simples et peu coûteuses à mettre en œuvre et à interpréter

## 5 ENJEUX DE LA THESE

« L'élaboration d'un protocole de mesure<sup>3</sup> est la première étape fondamentale dans la réalisation d'une étude. Cette construction est la recherche du meilleur compromis entre les objectifs de l'étude et les différentes contraintes qui se posent aux opérateurs » (Colin, 2000).

Les questions de transfert des produits phytosanitaires revêtent une **double variabilité** spatiale et temporelle. Or les approches expérimentales privilégient nécessairement l'une ou l'autre dimension (Colin, 2000). Au niveau **temporel**, il s'agit d'appréhender l'allure du signal de pollution au point de l'espace considéré, exutoire d'une parcelle ou d'un bassin versant. Au niveau **spatial**, l'enjeu consiste à pointer les processus dominants de transfert suivant l'échelle considérée, les processus dominants à une échelle s'estompant au profit d'autres lorsque l'on change de niveau d'organisation. La parcelle culturale et le bassin versant constituent dans le cadre de l'étude du transfert de pesticides les deux niveaux principaux d'organisation.

Nous privilégions dans ce travail l'**approche temporelle** du transfert des produits phytosanitaires à l'exutoire d'un petit bassin versant. La détermination de l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles est la préoccupation principale de cette étude.

### 5.1 Contraintes et choix techniques

Nous avons hérité au démarrage de ce travail du **bassin versant expérimental de Rouffach (Haut-Rhin, France)**, observatoire né en 1998 (Tournebize, 2001), et de l'**instrumentation de son exutoire**, en place **depuis 2003** (Domange, 2005). Le site est présenté en détail dans le chapitre II-1 et son instrumentation dans le chapitre III-2.

Cet héritage constitue donc pour nous une contrainte au sens où la partie instrumentale du protocole de mesure ne nous appartient pas. **Notre travail se concentre donc sur la définition d'une stratégie temporelle d'échantillonnage moyennant l'instrumentation de l'exutoire déjà en place.**

Cette contrainte reste cependant toute relative puisque l'instrumentation de l'exutoire du bassin versant expérimental de Rouffach est conçue pour suivre finement l'évolution des concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin versant durant un événement pluvieux. L'instrumentation en place se veut d'ailleurs être un optimum technique en matière de suivi fin de l'évolution des concentrations. Pour résumer, le choix d'un canal Venturi pour la mesure de débit répond à la contrainte d'eaux chargées en particules solides. La rapidité du phénomène (quelques minutes à quelques heures pour un événement pluvieux) nécessite la mesure des débits et des concentrations à un pas de temps fin, ce qui est tout à fait possible techniquement et à un coup raisonnable pour le débit en utilisant une sonde bulle-à-bulle couplée à une centrale d'acquisition. La mesure de concentration en pesticide ne peut pas au contraire être réalisée en continu. La rapidité des processus impose un prélèvement automatique, asservi au débit (à volume fixé) pour prélever uniquement lorsqu'il y a ruissellement à l'exutoire et densifier l'échantillonnage autour des pics de crue. Le nombre de flacons disponibles dans le carrousel et le volume total ruisselé à l'exutoire lors d'un événement pluvieux important détermine le nombre maximal de prélèvements par épisode pluvieux et le

---

<sup>3</sup> C'est le terme « protocole de mesure » qui sera utilisé dans la suite de ce travail. Il regroupe les notions d'instrumentation de l'exutoire et de stratégie temporelle d'échantillonnage, notion développée dans le chapitre suivant

volume passé fixé pour déclencher un prélèvement. On voit ici que la contrainte financière du coût de l'analyse n'a pas dévié l'instrumentation de l'optimum technique.

Le **suivi des débits et des concentrations** à l'exutoire du bassin est donc aussi **fin** que les instruments disponibles le permettent.

☞ Nous restreignons cette étude des transferts de produits phytosanitaires à sa variabilité temporelle, en ne considérant qu'un seul point de l'espace, l'exutoire du bassin versant. La variabilité temporelle est étudiée au sein de l'événement pluvieux.

Notre étude suppose comme prérequis une instrumentation de l'exutoire correspondant à l'optimum technique pour se centrer sur la seconde partie du protocole, relative à la répartition dans le temps des prélèvements d'eau destinés à l'analyse ou « stratégie d'échantillonnage<sup>4</sup> ».

La détermination de l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles est l'objectif attaché à la stratégie d'échantillonnage sur laquelle nous nous proposons de réfléchir.

**Malgré le suivi fin des débits et des concentrations, les observations réalisées à l'échelle du bassin versant grâce au site expérimental sont nécessairement intégratrices. Elles ne permettent donc pas d'évaluer l'influence de chaque facteur indépendamment des autres comme on pourrait le faire sur d'autres problématiques en laboratoire voire in situ à l'échelle d'une parcelle. L'influence d'un facteur est mesurée sous le contrôle des autres variables et l'interprétation des résultats est donc rendue difficile du fait des corrélations. Les modèles nous sont donc nécessaires, comme outils d'exploration du système complexe que constituent les transferts de produits phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles.**

## 5.2 Modèles et exploration

Legay (1997) définit les systèmes complexes comme des systèmes dont la perte d'un élément fait changer de nature. Ce sont des systèmes intégrant de nombreux facteurs dont très peu peuvent être contrôlés et qui impliquent la multiplicité des causes et des effets.

Les **modèles**, accompagnés par le développement de la puissance informatique, prennent donc tout leur intérêt, en tant qu'**outils d'exploration** du système complexe. Le modèle est un outil souple qui permet de prendre en compte les éléments du système aussi bien que ce qui les relie et de tester des hypothèses de fonctionnement.

Dans le cadre de la détermination de l'évolution des concentrations en substances phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles, le modèle s'impose comme interpolateur des mesures de concentration réalisées. Mais l'outil lui-même, très élaboré, a des besoins propres, qu'il faut prendre en compte dans le choix des mesures de concentration. Il faut donc consentir à utiliser le modèle pour compléter

<sup>4</sup> Nous n'utilisons ce terme que dans le sens qui vient d'en être donné dans la suite du mémoire.

les points de mesure de concentration et orienter la mesure à l'exutoire du bassin versant vers les besoins du modèle pour optimiser les performances de cet outil d'analyse.


Nous envisageons donc la conception de stratégie temporelle d'échantillonnage moins comme la recherche de règles de distribution dans le temps des points remarquables d'une courbe d'évolution de concentration que comme la recherche des points les plus informatifs pour l'alimentation des modèles utilisés. C'est en ce sens que nous définissons un concept original de stratégie d'échantillonnage.

### 5.3 Concept de stratégie d'échantillonnage

Moyennant l'instrumentation de l'exutoire du bassin versant pour mesurer le débit en continu et prélever automatiquement des échantillons d'eau, nous posons comme prérequis que l'évolution des débits est connue à l'exutoire du bassin et que l'on peut se servir de cette donnée pour construire une stratégie d'échantillonnage. Nous proposons également l'utilisation de modèles comme interpolateurs des mesures de concentration réalisées via la stratégie d'échantillonnage.

Notre concept de stratégie d'échantillonnage correspond donc à la recherche des instants de mesure de concentration les plus informatifs pour le modèle. Ce concept nous amène donc naturellement à étudier les capacités du modèle, car la définition des points informatifs dépend de notre connaissance des capacités du modèle.

Les capacités du modèle sont indissociables de sa structure, évidemment, mais également, et cela est souvent oublié, des données disponibles pour le paramétrer. Le modèle utilisé doit donc être adapté aux données disponibles pour le paramétrer dans le contexte de son utilisation afin d'optimiser ses capacités. Or, nous définissons le contexte de l'utilisation du modèle comme semi-opérationnel. Dans ce contexte, il est consenti un effort de récolte de données pour la paramétrisation du modèle, mais celui-ci doit rester gérable et surtout moins coûteux en temps et en argent que la mise en œuvre des mesures de concentration en pesticides à l'exutoire du bassin, que le modèle ne fait que servir.

 Face au système complexe que constituent les transferts de produits phytosanitaires à l'exutoire de sous-bassins versants agricoles, le modèle est l'outil d'exploration adapté. Nous proposons donc d'utiliser un modèle de qualité d'eau comme interpolateur des concentrations mesurées à l'exutoire du bassin via la stratégie d'échantillonnage.

Notre concept de stratégie d'échantillonnage correspond donc à la recherche des instants de mesure de concentration à l'exutoire du bassin les plus informatifs pour le modèle.

Pour optimiser les capacités du modèle, celui-ci doit être adapté aux seules données disponibles sur le bassin (ou consenties à être récoltées) pour sa paramétrisation. Or, dans le cadre semi-opérationnel où le modèle est utilisé, l'effort consenti doit rester moins coûteux en temps et en argent que la mise en œuvre des mesures de concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin.

Au vu de ces réflexions, nous proposons une description des objectifs de cette étude, ainsi que des sous-objectifs et des moyens de les atteindre, qui vient clore ce premier chapitre et sert de guide à la lecture du mémoire.

#### 5.4 Objectifs de la thèse

L'objectif principal de cette thèse est de répondre à la question suivante : « peut-on définir des stratégies temporelles de mesure de concentration en produits phytosanitaires des eaux de surface à l'exutoire de petits bassins versants agricoles au cours d'un événement pluvieux permettant de définir l'évolution temporelle des concentrations avec un coût d'analyse réduit, c'est-à-dire un nombre restreint de mesures, en utilisant comme interpolateur des concentrations mesurées un modèle adapté aux données disponibles sur le bassin pour sa modélisation, c'est-à-dire un modèle qui nécessite pour sa paramétrisation une récolte de données moins coûteuse que le suivi des transferts lui-même ? »

L'objectif secondaire consiste à définir également une stratégie de mesure à une seule analyse des concentrations à l'exutoire d'un bassin au cours d'un événement pluvieux afin de déterminer la quantité de pesticide passé à l'exutoire durant l'événement avec une erreur, par rapport à une estimation basée sur l'analyse de tous les prélèvements réalisés, que nous cherchons à minimiser.

L'objectif principal, le plus complexe, peut se diviser en sous-objectifs suivants :

- (i) Définir les processus de transfert dominants des produits phytosanitaires dans notre contexte d'étude ;
- (ii) Définir les approches de modélisation de ces processus adaptées aux données disponibles sur le terrain pour leur paramétrisation ;
- (iii) Sélectionner, ou construire, les modèles correspondants ;
- (iv) Analyser la capacité de ces modèles ;
- (v) Définir les points informatifs (instants de mesure de concentration informatifs) des modèles d'après la connaissance de leurs capacités ; ces points informatifs constituent la stratégie d'échantillonnage ;
- (vi) Vérifier si le modèle est un interpolateur (temporel) correct des concentrations mesurées.

La réponse aux deux premiers sous objectifs et la définition des moyens à mettre en œuvre pour répondre aux sous-objectifs suivants fait l'objet du prochain chapitre II.



# **CHAPITRE 2 :** **CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET** **ETAT DE L'ART**

<b><u>1</u></b>	<b><u>CONTEXTE DE L'ETUDE</u></b>	<b><u>83</u></b>
<b>1.1</b>	<b>PROPRIETES DU SITE D'ETUDE</b>	<b>83</b>
1.1.1	PRESENTATION GENERALE	83
1.1.2	LE CONTEXTE CLIMATIQUE	84
1.1.3	BILANS HYDRIQUES ET HYDROLOGIE DE LA PARCELLE	85
1.1.4	COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT	86
<b>1.2</b>	<b>IMPORTANCE DES ROUTES</b>	<b>87</b>
<b>1.3</b>	<b>MOLECULES SUIVIES</b>	<b>88</b>
<b><u>2</u></b>	<b><u>PROCESSUS ET MODELES EXISTANTS</u></b>	<b><u>89</u></b>
<b>2.1</b>	<b>REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES PROCESSUS DE DISSIPATION ET DE TRANSFERT DES PESTICIDES</b>	<b>89</b>
2.1.1	LE DEVENIR DES PESTICIDES DANS LES SOLS : PROCESSUS A L'ECHELLE DE LA PARCELLE	89
2.1.1.1	Dégradation	90
2.1.1.2	Rétention	91
2.1.1.3	Transfert par le vecteur eau	92
	Ruissellement de surface	92
	Lixiviation et lessivage (percolation)	93
2.1.1.4	Transfert par transport particulaire (érosion)	94
2.1.1.5	Transfert par le vecteur air (volatilisation)	94
2.1.2	EFFET D'ECHELLE DE LA PLACETTE A LA PARCELLE	96
2.1.3	DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN MOLECULES DISSOUTES DANS L'EAU DE RUISELLEMENT A L'EXUTOIRE D'UNE PARCELLE	96
2.1.4	PROCESSUS DE TRANSFERT A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT	99
2.1.5	EFFET D'ECHELLE DE LA PARCELLE AU BASSIN VERSANT	100
2.1.6	DETERMINATION DE LA CONCENTRATION EN MOLECULES DISSOUTES DANS LE RUISELLEMENT DE SURFACE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT	101
<b>2.2</b>	<b>REVUE BIBLIOGRAPHIQUE DES MISES EN EQUATION DES PROCESSUS</b>	<b>102</b>
2.2.1	PROCESSUS DE PRODUCTION D'EAU: RUISELLEMENT/INFILTRATION	102
2.2.1.1	Propriétés physiques et hydrauliques des sols non saturés	102
	Courbes de rétention en eau	102
	Courbes de conductivité hydraulique	102
	Estimation des paramètres de formes par la texture du sol : équations d'Haverkamp	103
2.2.1.2	Equation générale de l'écoulement dans la zone non saturée du sol	103
	Loi de Darcy généralisée	103
	Equation de continuité	103
	Equation de Richards	104



2.2.1.3	Solutions analytiques de l'équation de Richards	104
	Equation de Green et Ampt généralisée	104
	Autres modèles à base physique	104
2.2.1.4	Les modèles conceptuels	105
2.2.2	PROCESSUS DE TRANSFERT DU RUISSELLEMENT DE SURFACE	105
2.2.2.1	Système de Barré de Saint-Venant	105
2.2.2.2	Approches conceptuelles	106
2.2.3	PROCESSUS DE MOBILISATION DES PESTICIDES PAR LA LAME RUISSELANTE A LA PARCELLE	106
2.2.4	PROCESSUS DE TRANSFERT DES PESTICIDES DANS LA LAME RUISSELANTE A L'EXUTOIRE DU BASSIN	108
<b>2.3</b>	<b>REVUE DES MODELES DE QUALITE D'EAU EXISTANTS</b>	<b>109</b>
2.3.1	TYPOLOGIES DE MODELES	109
2.3.1.1	Classification fonctionnelle	109
2.3.1.2	Classification structurelle	109
2.3.2	MODELES DE QUALITE D'EAU EXISTANTS	111

### **3 MODELISATION** **114**

<b>3.1</b>	<b>CRITERES GENERAUX DE CHOIX D'UN MODELE</b>	<b>114</b>
3.1.1	SYSTEME ETUDIE : PROCESSUS DOMINANTS	114
3.1.2	DONNEES DISPONIBLE ET PARAMETRISATION : LE PRINCIPE DE PARCIMONIE	114
<b>3.2</b>	<b>PARAMETRISATION D'UN MODELE</b>	<b>115</b>
3.2.1	VARIABILITE SPATIALE DES PARAMETRES	116
3.2.2	SENSIBILITE DES PARAMETRES ET VARIABLES D'ENTREE	117
3.2.3	EFFETS D'ECHELLE	118
3.2.3.1	Observation des processus et échelle des processus	118
3.2.3.2	Sens physique des paramètres et échelle de mesure	118
3.2.3.3	Unité de calcul et échelle de modélisation	119
3.2.4	LIMITES DES MODELES PHYSIQUES DISTRIBUES	119
<b>3.3</b>	<b>CALIBRATION : PHILOSOPHIE, OPTIMUMS MULTIPLES ET EQUIFINALITE</b>	<b>120</b>
3.3.1	DEFINITION DE LA CALIBRATION	120
3.3.1.1	Méthodes locales de calibration automatique	121
3.3.1.2	Méthodes globales de calibration automatique	121
3.3.2	OPTIMUMS MULTIPLES ET CONCEPT D'EQUIFINALITE	122
3.3.2.1	Optimums multiples	122
3.3.2.2	Concept d'équifinalité	122
<b>3.4</b>	<b>INCERTITUDES DANS LA MODELISATION</b>	<b>124</b>
3.4.1	SOURCES D'INCERTITUDE	124
3.4.2	ANALYSE D'INCERTITUDE	125
<b>3.5</b>	<b>VERIFICATION, VALIDATION, EVALUATION DE MODELES</b>	<b>126</b>
3.5.1	DEFINITIONS	126
3.5.2	MISE EN ŒUVRE DE LA VALIDATION D'UN MODELE	127
3.5.2.1	Critères statistiques sur les erreurs résiduelles	127
3.5.2.2	Analyse de la structure des erreurs	128

### **4 LES OUTILS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE** **128**

<b>4.1</b>	<b>REVUE DES METHODES D'ANALYSE DE SENSIBILITE</b>	<b>128</b>
------------	--	------------

4.1.1	ANALYSE DIFFERENTIELLES	129
4.1.2	ANALYSES LOCALES	129
4.1.3	ANALYSES DE SENSIBILITE GLOBALES	130
4.1.3.1	Concept des analyses de sensibilité globales	130
4.1.3.2	Calcul de l'indice de sensibilité	130
4.1.3.3	Répétabilité de l'analyse	131
4.1.3.4	Analyse spatiale de sensibilité	132
<b>4.2</b>	<b>REVUE DE FONCTIONS OBJECTIF</b>	<b>133</b>
4.2.1	FONCTIONS OBJECTIF UTILISEES EN HYDROLOGIE	133
4.2.2	FONCTIONS OBJECTIF UTILISEES EN QUALITE DES EAUX	134
<b>4.3</b>	<b>REVUE DES METHODES D'ANALYSE D'INCERTITUDE</b>	<b>136</b>
4.3.1	DEVELOPPEMENTS DE TAYLOR	136
4.3.2	ANALYSE DE MONTE CARLO	136
4.3.2.1	Concept	136
4.3.2.2	Définition des fonctions densité de probabilité des paramètres	137
4.3.2.3	Echantillonnage de l'espaces des paramètres	137
4.3.2.4	Répétabilité des résultats d'une analyse de Monte Carlo	138
4.3.3	METHODES BASEES SUR UNE ANALYSE DE MONTE CARLO	139
4.3.3.1	Concept des méthodes bayésiennes	139
4.3.3.2	Méthode GLUE	140
4.3.3.3	Algorithme Metropolis	141



FIGURE 2- 1 DELIMITATION DES BASSINS VERSANTS TOPOGRAPHIQUE (EN BLEU) ET HYDRAULIQUE (EN ROUGE) DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET EMPLACEMENT DE LA STATION METEO FRANCE (ETOILE) AINSI QUE DES PARCELLES EXPERIMENTALES (CROIX) (D'APRES DOMANGE, 2005). ....	84
FIGURE 2- 2 SCHEMATISATION DE L'ITINERAIRE TECHNIQUE CLASSIQUE DANS LE VIGNOBLE ALSACIEN. ...	85
FIGURE 2- 3 SCHEMA DU CONCEPT DE NON-LINEARITE D'UN MODELE (D'APRES DUBUS ET AL., 2002) : LA SORTIE MOYENNE (A) ET LA SORTIE (B) NE SONT PAS EGALES. ....	131



TABLE 2- 1 POSSIBILITES D'ASSOCIATION DE DIFFERENTS NIVEAUX DE COMPLEXITE DE LA STRUCTURE D'UN MODELE ET DE DIFFERENTS NIVEAUX DE DISCRETISATION SPATIALE DU BASSIN VERSANT (D'APRES GARFIAS ET AL., 1996).....	110
TABLE 2- 2 DETAIL DES QUATRES INTERACTIONS POSSIBLES ENTRE LA QUALITE DE LA STRUCTURE DU MODELE ET LA QUALITE DE DETERMINATION DES VALEURS DE PARAMETRES DU MODELE POUR LA QUALITE FINALE DE LA MODELISATION (D'APRES GRAYSON ET AL., 1992).....	123
TABLE 2- 3 FORME DE LA MATRICE RESULTANT DE L'ECHANTILLONNAGE DE L'ESPACE DE PARAMETRES DU MODELE ET UTILISEE DANS L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE. ....	130



$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[ 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m}$	EQUATION 2- 1 .....	102
$\frac{K}{K_s} = \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right]^n$	EQUATION 2- 2 .....	103
$F(d) = \left[ 1 + \left( \frac{d_g}{d} \right)^N \right]^{-M}$	AVEC $M = 1 - \frac{2}{N}$ EQUATION 2- 3.....	103
$\vec{q} = -K_{(\theta)} \overrightarrow{\text{grad}H}$	EQUATION 2- 4.....	103
$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div} \vec{q}$	EQUATION 2- 5 .....	103
$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K_{(\theta)} \overrightarrow{\text{grad}H})$	EQUATION 2- 6.....	104
$C(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{d}{dz} \left[ K_{(\theta)} \left( \frac{dh}{dz} - 1 \right) \right]$	EQUATION 2- 7 .....	104
EQUATION 2- 8.....		104
$i(t) = i_f + (i_o - i_f) \exp(-\alpha.t)$	EQUATION 2- 9 .....	105
$C_w = \frac{BS_o}{1 + BK_d}$	EQUATION 2- 10.....	107
$\phi_i = \frac{\partial Y}{\partial X_i} \left( \frac{X_i}{Y} \right)$	EQUATION 2- 11 .....	129
$\phi_i = \frac{\% \Delta Y}{\% \Delta X_i}$	EQUATION 2- 12.....	129
$RMSE = \frac{100}{\bar{O}} \sqrt{\frac{\sum (P_i - O_i)^2}{n}}$	EQUATION 2- 13 .....	133
$Nash = 1 - \frac{\sum (P_i - O_i)^2}{\sum (O_i - \bar{O})^2}$	EQUATION 2- 14.....	133
$AIoA = 1 - \frac{\sum  P_i - O_i }{\sum ( P_i - \bar{O}  +  O_i - \bar{O} )}$	EQUATION 2- 15.....	134
$Theil = 1 - \frac{\sqrt{\sum (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum O_i^2} + \sqrt{\sum P_i^2}}$	EQUATION 2- 16.....	135





## 1 CONTEXTE DE L'ETUDE

### 1.1 Propriétés du site d'étude

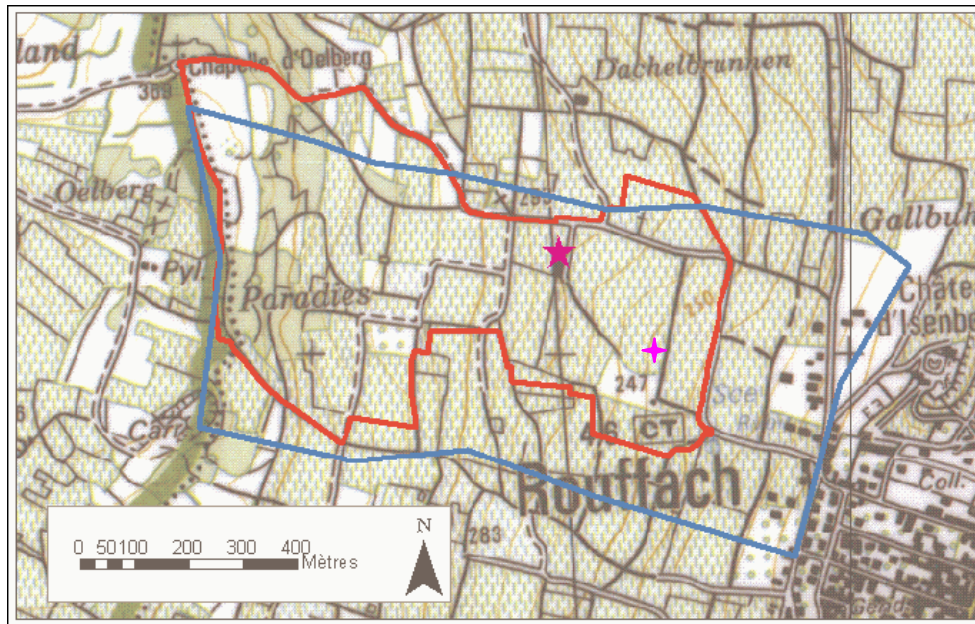
#### 1.1.1 Présentation générale

Le contexte de la contamination de la **nappe d'Alsace** par les **produits phytosanitaires** appelle l'acquisition de connaissances sur les transferts de produits phytosanitaires dans les zones sensibles de transition. En effet, La nappe d'Alsace est la principale ressource en eau potable de la région ; elle assure la satisfaction de 75 % des besoins en eau domestique, de plus de 50 % des besoins en eau industrielle, et la quasi-totalité de l'eau d'irrigation. Le **piémont alsacien** est identifié comme une zone sensible de la contamination de la nappe et la **viticulture**, forte consommatrice de pesticides, y est largement présente.

Du point de vue de la pollution des eaux souterraines, les **pertes par infiltration** au niveau de cette zone très faillée (Granet et al., 2000) sont évidemment mises en cause. Mais les **pertes par ruissellement**, qui concernent également la pollution des eaux de surface de la plaine du Rhin, ne doivent pas être négligées, même si elles ne représentent que quelques pourcents du bilan hydrique, soient 2 à 4% (Domange, 2005) et même si les flux concernés sont faibles en pourcentage des apports de produits, soient moins de 1% (Domange, 2005). Situés à l'interface zone rurale/zone urbaine, les bassins viticoles du piémont déversent en effet lors d'événements pluvieux leurs eaux de ruissellement dans le **réseau de collecte unitaire** de la ville, souvent via un bassin d'orage (Grégoire, 2006). Le réseau fait alors office de **court-circuit**, débouchant directement au niveau de la **rivière** et de la nappe phréatique associée, après avoir traversé la station d'épuration, qui n'est pas conçue pour éliminer les produits phytosanitaires. Il paraît donc pertinent d'étudier les mécanismes de **transfert de produits phytosanitaires par ruissellement**, à l'échelle de **l'événement pluvieux**, au sein de **petits bassins versants viticoles du piémont alsacien**. Sous le terme « petit bassin versant » nous désignons dans cette étude des bassin d'une superficie allant de **quelques dizaines d'hectares à quelques kilomètres carrés**.

Ce contexte a mené naturellement à la mise en place du site expérimental au niveau d'un bassin versant viticole du piémont alsacien. Un bassin versant d'étude a été choisi près de la ville de Rouffach (au Sud/Sud-Ouest de Colmar) dans le Haut Rhin sur le piémont viticole vosgien. Le **bassin versant de Rouffach** (60 ha pour la délimitation topographique, Figure 2- 1) est situé dans le piémont alsacien au sud-ouest de Colmar latitude 47°57'9N ; Longitude 007°17'3E (Haut-Rhin, France). Les altitudes varient de 230 à 370 m. La pente moyenne est de 15%. L'orientation est Sud-Est/Nord-Ouest. Il est qualifié « sec » du fait d'un écoulement à l'exutoire non permanent et dépendant des épisodes pluvieux. Situé dans la poche « xéothermique » de Colmar, il est faiblement arrosé, avec une pluviométrie moyenne annuelle inférieure à 600mm.

Ce bassin, comme tous les bassins versants viticoles du piémont alsacien, présente des **spécificités remarquables** (Grégoire et Litaudon-Jouve, 2004): grandes diversités des sols et des peuplements végétaux malgré une prédominance de la vigne, rupture de pente, réseaux de failles, nappe relativement profonde au droit du piémont, etc. Parmi ces caractéristiques, nous soulignons la très forte **anthropisation** avec un morcellement et un quadrillage du parcellaire par des **routes d'exploitation** souvent imperméables, dépourvues de fossés drainant. Ces propriétés laissent augurer un **comportement hydrologique particulier** qu'il est nécessaire de bien identifier comme base à l'étude des transferts de pesticides.



**Figure 2- 1 Délimitation des bassins versants topographique (en bleu) et hydraulique (en rouge) de Rouffach (Haut-Rhin, France) et emplacement de la station Météo France (étoile) ainsi que des parcelles expérimentales (croix) (d'après Domange, 2005).**

👉 Nous étudions les mécanismes de transfert de produits phytosanitaires par ruissellement vers les eaux de surface, à l'échelle de l'événement pluvieux, au sein de petits bassins versants viticoles du piémont alsacien.

Sous le terme « petit bassin versant » nous désignons dans cette étude des bassins d'une superficie allant de quelques dizaines d'hectares à quelques kilomètres carrés. Sans mention spécifique de superficie, le terme « bassin » seul fait référence à de petits bassins versants.

Le site expérimental auquel se rapporte cette étude est le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), représentatif des bassins versants viticoles du piémont alsacien.

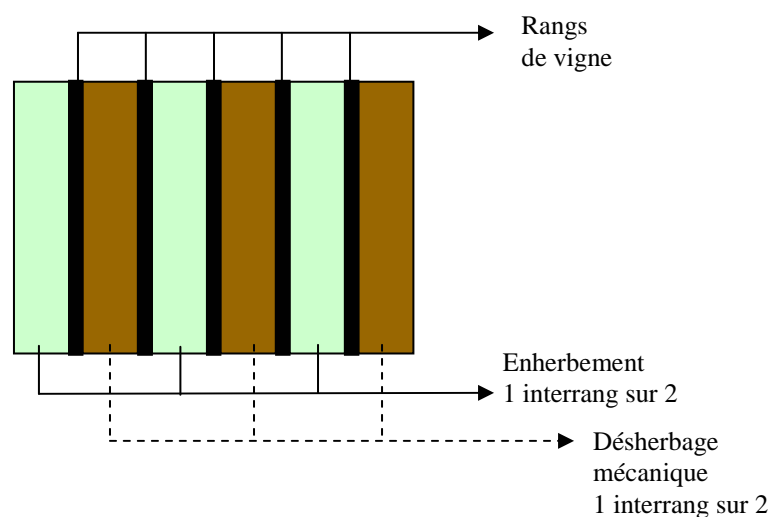
### 1.1.2 Le contexte climatique

Le climat de Rouffach correspond aux grandes tendances climatiques de la région Alsace, avec une **influence continentale**, caractérisée par des hivers froids (1°C en moyenne en janvier), et des étés chauds (20°C en moyenne en juillet) accompagnés d'orages. Les températures moyennes annuelles se situent autour de 10-11°C, avec une amplitude forte de 18°C caractéristique de la tendance continentale. Colmar et ses alentours (dont Rouffach) présentent un **microclimat ensoleillé** et sec du à l'effet de foehn : la pluviosité y est plus faible que dans le reste de la région. La pluviométrie totale annuelle est de 599,3 mm en moyenne à Rouffach, contre 600 à 800 mm en Alsace.

Afin de suivre la pluviométrie, le bassin versant de Rouffach dispose d'une **station météorologique automatique Météo France** située au cœur du bassin versant (Figure 2- 1) (station de « Rouffach-Hohrain », altitude 284 m). Nous disposons pour cette station de mesures de hauteurs de pluie au pas de temps horaire depuis 1991, ainsi que de mesures à 6 minutes (Domange, 2005). Les totaux pluviométriques mensuels permettent d'étudier la répartition des pluies à l'intérieur de l'année. **Deux saisons hydrologiques** se distinguent, un été de mai à octobre et un hiver de novembre à avril (Pasquet, 2003).

### 1.1.3 Bilans hydriques et hydrologie de la parcelle

Un bilan hydrique a été réalisé par Tournebize (2001) au niveau de deux parcelles expérimentales situées au sein du bassin (Figure 2- 1), correspondant à trois itinéraires techniques employés sur la surface du sol (désherbé tous les interrangs, enherbé un interrang sur 2, enherbé tous les interrangs) pour la période 01/10/99 au 30/09/00. Rappelons que l'itinéraire technique classique dans le vignoble alsacien correspond à un désherbage chimique (emploi d'herbicides) sous le rang de vigne, un interrang sur deux demeurant en herbe toute l'année, l'autre étant désherbé mécaniquement (Figure 2- 2).



**Figure 2- 2 Schématisation de l'itinéraire technique classique dans le vignoble alsacien.**

Tournebize (2001) a établi le bilan hydrique sur une année complète avec un état initial correspondant à l'état hydrique minimal du sol. Il apparaît que la **transpiration** avec plus de 45% de la pluviométrie est le terme **majoritaire**, suivi, selon l'itinéraire technique : (i) par **l'évaporation du sol** pour la parcelle désherbée, (ii) pour la parcelle enherbée par **l'évapotranspiration du sol et de l'herbe** (29,7% et 41,2% respectivement pour l'enherbement un interrang sur deux et tous les interrangs).

Concernant l'hydrologie à la parcelle, Domange (2005) a tenté d'analyser le fonctionnement hydrologique des placettes avec un appareillage fin, comme celui de l'exutoire du bassin versant (canal Venturi, sonde bulle-à-bulle et débitmètre, préleveur automatique). Mais cette chaîne d'acquisition ne semble pas adaptée aux faibles débits (problèmes de batillage) et après deux années de mesure (2003, 2004), il reste impossible de faire un bilan des volumes ruisselés à l'échelle de la saison avec ce type de matériel. Ainsi depuis avril 2004 des bacs répartiteurs de débit (voir figure chapitre III-2) sont utilisés à l'exutoire des placettes expérimentales (désherbée tous les

interrangs et enherbée un interrang sur deux) pour acquérir des données intégratrices à l'échelle de la placette (volume d'eau total ruisselé lors de l'événement et concentration (1 seule) assimilée à la concentration moyenne de l'événement (Madier, 2004). Le ruissellement des placettes n'est détecté que sur 12 événements en 2004 (probablement 5 en 2003), les valeurs de **coefficient de ruissellement** des deux placettes ne dépassent généralement pas **2 % par événement** (ponctuellement 5 %) et 1 % à l'échelle de l'année (Domange, 2005).

#### 1.1.4 Comportement hydrologique du bassin versant

L'exutoire du bassin prend place en bordure de route sur un fossé bétonné, en amont d'un des bassins d'orage de la ville de Rouffach, au niveau d'un point où il n'existe plus de mélange d'eau provenant de différentes zones mais seulement un acheminement. La **délimitation topographique** du bassin versant est définie à partir d'une carte topographique IGN classique (ligne de crête) (Domange, 2005). Cependant, dans de nombreux bassins les chemins de l'eau diffèrent des chemins directement issus de la topographie par **l'influence de facteurs anthropiques**, comme les routes et les fossés drainants qui sont permanents dans le temps. Les facteurs dus aux pratiques agricoles (traces de roues par exemple) sont par contre non pérennes (Souchère et al., 1998). La délimitation topographique du bassin versant de Rouffach est représentée Figure 2- 1 ainsi que la première **délimitation hydraulique** réalisée par Domange (2005) d'après des observations de terrain.

Cependant, cette délimitation du bassin versant hydraulique n'est basée que sur l'observation des routes quadrillant le bassin et de leur pente : la délimitation de Domange inclut toutes les routes susceptibles d'acheminer le ruissellement à l'exutoire choisi du bassin versant (d'après leur pente moyenne) et toutes les parcelles bordant ces routes. Même si une première distinction de parcelles non contributives au ruissellement à l'exutoire est disponible, il est indispensable, dans l'optique de la modélisation du comportement hydrologique du bassin versant de Rouffach, d'**affiner sa délimitation hydraulique**.

☞ La délimitation du bassin versant topographique et une première délimitation du bassin versant hydraulique sont disponibles.

Mais les critères de détermination des routes et des parcelles contributives à l'exutoire sont peu discriminants :

- Pente (vers l'exutoire) pour les routes ;
- Existence d'une connexion avec une route contributive pour les parcelles.

Or il est indispensable, dans une optique de modélisation spatialisée des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, d'affiner la détermination des routes et des parcelles contributives à l'exutoire (cf. chapitre III-1).

**En plus de la délimitation fine du bassin versant hydraulique, c'est-à-dire des surfaces contributives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, il nous apparaît nécessaire de préciser le fonctionnement hydrologique de ce bassin, qui possède les caractéristiques remarquables déjà énoncées.**


---

## 1.2 Importance des routes

Le quadrillage du parcellaire par des **routes d'exploitation** souvent imperméables, dépourvues de fossés drainant, est une spécificité remarquable des petits bassins versants viticoles du piémont alsacien, qui doit avoir son importance dans la **génération du ruissellement de surface** et de sa charge en sédiment. En effet, dans de nombreux autres contextes, **l'importance des routes est reconnue**. A l'échelle d'un bassin versant tropical de 233 km<sup>2</sup>, les routes, qui représentent 5% de la surface totale du bassin, contribuent à la charge total en sédiment à l'exutoire à hauteur de 40% (Rijsdijk et al., 2006). Mc Donald et al. (2001) observent l'initiation du ruissellement sur les routes (non pavées) à partir de 6mm de pluie, tandis que les versants végétalisés ne contribuent généralement au ruissellement que pour le pic de débit de l'événement pluvieux et produisent peu de sédiments. Les routes non pavées semblent d'ailleurs la source principale de sédiment, d'autant plus que le passage de machines sur les routes sont fréquentes (Rijsdijk et al., 2006, Mc Donald et al. 2001). Le même constat est réalisé par Ziegler et al. (2004) sur un bassin versant expérimental de 93,7 ha au nord de la Thaïlande : les routes (non pavées) (0,5% de la surface totale du bassin) contribuent de manière disproportionnée au ruissellement et à la charge en sédiments à l'exutoire du bassin par rapport aux parcelles agricoles. En effet, les routes ont une capacité d'infiltration faible comparée aux autres surfaces d'un bassin et sont donc des sources importantes de production du ruissellement Hortonien (Ziegler et Giambelluca, 1997). D'ailleurs, les auteurs montrent sur leur bassin d'étude que les conductivités hydrauliques à saturation pour les différentes occupations de sol, en dehors des routes, ne sont généralement pas dépassées par les intensités de pluie. Le ruissellement Hortonien est généré sur les surfaces compactées des routes à partir d'une faible hauteur d'eau et les particules détachées par les véhicules produisent des sédiments facilement transportables. L'impact des routes sur l'hydrogramme observé à l'exutoire du bassin peut-être mis en évidence par simulation, comme l'ont fait Loague et Vanderkwaak (2002) pour un petit bassin versant de 0,1 km<sup>2</sup> dans l'Oklahoma, avec deux modèles pluie-débit événementiels, conceptuel basé sur le ruissellement Hortonien et physique. La Marche et Lettenmaier (2001) ont également quantifié l'effet des routes sur le pic de l'hydrogramme à l'exutoire de petits sous-bassins de 2,2 à 21 km<sup>2</sup> (bassin versant de Deschutes, Washington) avec un modèle hydrologique distribué événementiel et concluent que l'influence des routes augmente avec la période de retour de l'événement. Ziegler et Giambelluca (1997) montrent quant à eux que la part du ruissellement Hortonien à l'exutoire de leur bassin d'étude (Sam mun, 9600 ha, nord de la Thaïlande) est très importante pour les événements pluvieux fréquents (c'est-à-dire de petite et moyenne intensité pour le contexte d'étude). En plus du ruissellement Hortonien, les routes peuvent augmenter le volume ruisselé à l'exutoire d'un bassin versant par interception de l'écoulement de subsurface pour les routes perpendiculaires à la pente générale du bassin versant (Mc Donald et al., 2001, Jones et Grant, 1996, Ziegler et Giambelluca, 1997) : il y a exfiltration au niveau de ces routes, qui transforment donc l'écoulement de subsurface en ruissellement de surface). Les surfaces tassées par les passages fréquents de véhicules, ce que nous appelons les traces de roue, ont un comportement, et donc une influence sur le ruissellement et la génération de sédiments, similaire aux routes (Ziegler et Giambelluca, 1997, Croke et al., 2005).

Dans notre contexte d'étude, l'influence des routes sur le volume produit à l'exutoire du bassin versant peut donc être importante, même si les routes ne couvrent que 5390 m<sup>2</sup> pour les routes appartenant à la délimitation hydraulique du bassin versant proposée Figure 2- 1, car par rapport aux études mentionnées, la majorité des ces routes est imperméable (routes goudronnées ou bétonnées), ce qui accroît leur potentiel de

production de ruissellement Hortonien. En revanche, l'interception d'un éventuel écoulement hypodermique ne nous semble pas un mécanisme pertinent à prendre en compte sur notre bassin d'étude puisque les routes ne sont pas encaissées. De plus, la surface des routes étant imperméabilisée, il ne peut y avoir de production de particules depuis les routes. Cependant, il peut y avoir détachement de particules facilement transportable par les machines agricoles au sein des parcelles, pouvant être déposées sur les routes et facilement remobilisées avec la génération du ruissellement Hortonien.


 L'abondance de routes d'exploitation imperméables au sein des bassins versants viticoles alsaciens doit avoir une importance dans la production de ruissellement de surface. Nous envisageons donc d'estimer l'influence de ces routes sur les débits et volumes produits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach lors d'un événement pluvieux.

**La précision du fonctionnement hydrologique du bassin est un préalable indispensable à l'étude des transferts de produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin. Les molécules analysées à l'exutoire du bassin et les molécules retenues pour notre étude sont présentées ci-dessous.**

### 1.3 Molécules suivies

Les molécules suivies à l'exutoire du bassin versant de Rouffach appartiennent à la liste proposée par Domange (2005) : (i) 6 herbicides, diuron, glufosinate-ammonium, glyphosate, isoxaben, oryzalin et terbuthylazine , (ii) 8 fongicides, azoxystrobine, carbendazime, cymoxanil, dimetomorphe, krésoxym-méthyl, penconazole, pyrimethanil, et tetraconazole, (iii) 1 insecticide, thiodicarbe et (iv) deux substances non autorisées en France, norflurazon et simazine.

Parmi ces matières actives utilisées en milieu viticole, certaines ont un comportement in situ peu connu (d'autant plus dans le milieu du piémont viticole alsacien), tandis que le diuron (et la simazine) est un herbicides fréquemment suivis en milieu viticole depuis plusieurs années et peut servir à ce titre de référence (Domange, 2005). Quant au glyphosate, l'IFEN (2006) dénonce une contamination quasi-généralisée des masses d'eau par cette substance. Comme nous ne pouvons mener notre étude sur toutes les molécules suivies à l'exutoire du bassin versant, nous nous restreignons donc à ces deux herbicides, d'autant que ce sont les deux molécules suivies également à l'exutoire du bassin d'orage de Rouffach pour l'étude de ses capacités de biorémediation, dans le cadre du projet européen LIFE-Environnement baptisé ARWET. Nous étudions également le métabolite principal de dégradation du glyphosate, l'acide d'aminométhylphosphonique (AMPA). Les caractéristiques physico-chimiques de ces molécules sont rappelées dans l'annexe 1.

 Les trois molécules retenues pour notre étude sont : le diuron, le glyphosate, et son métabolite principal de dégradation l'AMPA.

Les processus de transfert généralement admis pour les substances phytosanitaires, et en particulier pour les trois molécules suivies, sont présentés dans le chapitre suivant. En lien avec le contexte d'étude que nous venons de présenter, nous cherchons à identifier les processus de transfert dominants et les possibilités actuelles de mise en équation de ces processus pour la modélisation. Nous gardons ainsi à l'esprit les exigences du cadre semi-opérationnel dans lequel nous nous plaçons pour faire notre choix parmi les différentes mises en équation des processus dominants : en effet, les mesures nécessaires sur le terrain pour caractériser ces processus doivent rester simples à mettre en œuvre.

## 2 PROCESSUS ET MODELES EXISTANTS

### 2.1 Revue bibliographique des processus de dissipation et de transfert des pesticides

Nous cherchons à identifier les **processus** susceptibles d'être **dominants** dans le devenir des pesticides dans la plupart des contextes. Notre ambition est en effet de modéliser l'évolution des concentrations en pesticides dans l'eau de ruissellement à l'échelle du bassin versant en intégrant un minimum de processus. C'est pour cela que nous brosons dans ce chapitre un tableau des principaux processus communément admis par la communauté scientifique sans entrer dans le détail des processus jugés mineurs, ou encore mal connus, ou associés à un contexte particulier. L'enjeu de ce paragraphe est de **définir l'approche de modélisation adéquate pour notre contexte d'étude**, détaillé dans le chapitre précédent, compte tenu de notre **critère de simplicité** de la modélisation.

#### 2.1.1 Le devenir des pesticides dans les sols : processus à l'échelle de la parcelle

Le sol est le compartiment central dans le transfert des pesticides. « Leur comportement (dans le sol) va conditionner la manifestation de leur caractère polluant » (Barriuso et al., 1996). L'ensemble des voies de transport des produits phytosanitaires (volatilisation, percolation, ruissellement, drainage) part ou transite par le sol (Voltz et Louchart, 2001). En considérant un **volume de sol dans la zone non saturée, en surface**, les intrants possibles sont : (i) les molécules appliquées lors du traitement ; (ii) les molécules véhiculées par le ruissellement et/ou érosion provenant de volumes de sol amont ; (iii) les molécules véhiculées par écoulement hypodermique provenant des volumes de sol amont ; (iv) les molécules véhiculées par dérive de pulvérisation lors du traitement de volumes de sol voisins (Grébil et al., 2001). On s'intéresse au devenir des pesticides dans ce volume de sol. L'interception des produits par les plantes concerne une faible partie des produits phytosanitaires et dépend du type d'application (foliaire ou au sol). Le lavage foliaire dépend du volume de pluie (Carluher, 1998).

La disparition de la substance mère dans ce volume de sol est nommée **dissipation**. Elle fait référence à deux mécanismes : la **dégradation** de la substance mère en métabolites au sein du volume de sol (Grébil et al., 2001), et la **dispersion**, qui est le transfert de la substance mère vers d'autres compartiments de l'environnement (eau, air, couches profondes, nappe). Voltz et Louchart (2001) introduisent un troisième mécanisme de **rétenion**, pour la dissipation vue à court terme. **A court terme** en effet la rétenion peut-être vue comme une perte de matière au sein du volume de sol. A long



---

terme, la rétention étant réversible, elle ne peut plus être comptée comme un mécanisme de dissipation. Puisque dans notre contexte d'étude nous raisonnons à l'échelle de temps courte de l'événement pluvieux, la rétention est donc vue comme une perte de matière au sein du volume de sol entre deux événements pluvieux. La rétention ne joue donc qu'au niveau de la définition des états initiaux et non parmi les processus en jeu à l'échelle de l'événement pluvieux.

La dégradation et le transfert interagissent au sens où **la disponibilité au transfert d'une molécule est fonction du stock de molécule dans le sol**, lui-même fonction de l'intensité des processus de dégradation (et de rétention à court terme), et de transfert. Ces intensités sont reliées à des paramètres mesurables sur le terrain que sont : (i) les propriétés physico-chimiques des sols, (ii) les propriétés physico-chimiques des molécules, (iii) l'humidité, (iv) la température dans le sol. (Barrusio et al., 1996).

Nous présentons dans un premier temps les processus de dégradation et de rétention à court terme.

### 2.1.1.1 Dégradation

Il existe plusieurs processus de dégradation : (i) abiotique (photolyse, hydrolyse, oxydo-réduction, (ii) biologique (métabolisme des plantes et des micro-organismes) (Barrusio et al., 1996, Carluier, 1998).

La **dégradation biologique** fait intervenir des enzymes issues de micro-organismes tels des bactéries et des champignons. La dégradation d'une molécule demande l'intervention d'une succession de souches de micro-organismes, chacun étant un maillon de la chaîne de dégradation. Cette dégradation est lente et nécessite une source de carbone (énergie) fournie par la matière organique : c'est le cométabolisme. Certains micro-organismes sont en revanche capables d'utiliser le pesticide comme source d'énergie et de carbone : la dégradation est alors rapide et complète (Grébil et al., 2001). La dégradation par voie biologique est généralement majoritaire dans les sols (Barrusio et al., 1996, Louchart et al., 2004), au niveau de la zone racinaire (Carluier, 1998). La biodégradation est reliée à l'humidité et à la température du sol (Barrusio et al., 1996). Louchart et al. (2000 et 2004) identifient l'humidité du sol comme un facteur prépondérant dans la dynamique de dégradation dans la zone non saturée du sol (dégradation par voie biologique) mais la prépondérance des conditions climatiques face aux propriétés physico-chimiques des molécules concerne surtout le contexte méditerranéen.

La **dégradation abiotique** (photolyse, hydrolyse, oxydoréduction, etc.) peut intervenir au niveau de la solution du sol (hydrolyse acide ou basique) mais la plupart des processus sont catalysés au niveau des grains du sol (argiles, matière organique) (Grébil et al., 2001). Cette dégradation mène à des métabolites souvent plus stables que la molécule mère et qui peuvent être aussi toxiques.

La persistance d'un polluant est habituellement paramétrée par sa durée de demi vie DT50 (quelques jours à quelques mois pour les pesticides) et sa dynamique est généralement ajustée à une cinétique d'ordre 1. Ce paramètre est fortement influencé par l'humidité et la température du sol (Barrusio et al., 1996). Mais la signification de ce paramètre DT50 reste floue. Pour Carluier (1998), il englobe la volatilisation (transfert), le prélèvement par les plantes (rétention) et la photolyse (dégradation).

---

### 2.1.1.2 Rétention

La rétention est un processus réversible ou non (formation de résidus non extractibles) qui fait intervenir : (i) l'adsorption par les végétaux, (ii) la précipitation/solubilisation, (iii) l'adsorption/désorption qui semble être admise comme la voie prépondérante de rétention, et (iv) Barrusio et al. (1996) ajoutent la rétention par réaction de coordination. La rétention (au sens adsorption/désorption surtout) et la dégradation interagissent (Carluer, 1998) : les processus de dégradation changent s'il y a adsorption. En effet, une molécule dissoute est plutôt dégradée par voie biologique alors que la dégradation abiotique est catalysée au niveau des grains du sol. La rétention a en fait deux **effets antagonistes sur la pollution**. Ce qui n'est pas retenu est disponible pour la transformation et le transport (Barrusio et al., 1996). Donc la rétention diminue les risques de dispersion des polluants et **limite** ainsi la pollution des autres compartiments de l'environnement. Mais elle diminue aussi l'extractibilité des produits (Barrusio et al., 1996), ce qui **favorise** la pollution en relargant à long terme des molécules qui n'auront pas pu être dégradées pendant leur phase de rétention. Ainsi, plusieurs observations, sur colonnes de sol et in situ, font état de remobilisation de pesticides plusieurs années après traitement (Novak et al., 1998).

La rétention s'organise en trois temps avec adsorption rapide de quelques heures suivie d'une phase d'adsorption lente d'environ deux semaines (diffusion du polluant dans la microporosité), et une diminution de la désorbabilité du produit avec le temps (interactions plus fortes, résidus liés) (Barrusio et al., 1996). La notion de « résidus liés » a été définie en 1975 par l'U.S. Environmental Protection Agency (Grébil et al., 2001) : « résidus de pesticides non extractibles par les solvants organiques, non identifiables chimiquement et qui restent dans le sol, après extraction exhaustive, au sein des fractions (acides fulviques, acides humiques et humine) » (voir Schiavon et al., 1995 pour plus de détails sur les résidus liés).

L'**adsorption – désorption** est donc le **phénomène principal** dans la rétention **à court terme**, traités comme des processus linéaires et réversibles dans la plupart des modèles de transfert de polluants. L'**adsorption** joue un rôle majeur dans la disponibilité des solutés à l'échelle d'un **événement**, tandis qu'à l'**échelle de la saison** c'est la **dégradation** qui domine. A l'échelle de temps courte de l'événement pluvieux les processus de désorption à cinétique rapide semblent suffisants pour décrire les processus de mobilisation au champ. L'approche avec équilibre local et les modèles de sorption idéaux (isothermes linéaires et réversibles) peuvent être considérés comme suffisant (Zhang et al., 1997) pour la modélisation des processus de désorption à cinétique rapide.

La rétention est paramétrée par le  $K_d$ , coefficient de partage liquide-solide (ou Koc, coefficient de partage normalisé en fonction de la teneur en carbone organique des sols) des molécules en considérant classiquement une dynamique linéaire réversible. Mais la littérature propose une grande diversité de valeurs de Koc pour une même molécule, en fonction de la méthode de mesure utilisée, et son utilisation, en modélisation notamment, est donc délicate. A ce sujet, Wauchope et al. (2002) proposent une critique des mesures et méthodes d'estimation de ce paramètre, de leurs limites et de leurs représentativités et proposent des règles d'utilisation de ces valeurs pour décrire le comportement de la molécule dans un modèle. De plus, Louchart et al. (2000 et 2004) avancent que considérer une valeur constante du  $K_d$  et une dynamique linéaire réversible mènent à surestimer la rétention. Ils proposent d'utiliser une valeur de  $K_d$  fonction du temps ( $K_d=f(t)$ ) avec  $f$  une relation empirique calée à partir des mesures de terrain. La teneur en matière organique solide du sol est un paramètre important dans la rétention des molécules non ionisées (Johnson et Sims, 1993).

☞ La dégradation dans un volume de sol, en surface, ainsi que la rétention, vu comme une perte de matière au sein du volume de sol à court terme, déterminent le stock de molécules de pesticides susceptible d'être transféré vers les autres compartiments de l'environnement.

Ces deux processus définissent donc l'état initial du stock de pesticides, au début d'un événement pluvieux. L'adsorption joue un rôle majeur dans la disponibilité des molécules à l'échelle d'un événement, tandis qu'à l'échelle de la saison c'est la dégradation qui domine.

**Au début d'un événement pluvieux, la disponibilité au transfert d'une molécule vers les différents compartiments de l'environnement (dissipation) est fonction du stock de molécules dans le sol, déterminé entre deux événements pluvieux par les processus de dégradation (et de rétention à court terme) présentés. La dissipation d'une molécule au cours d'un événement pluvieux peut concerner trois compartiments via trois vecteurs : les eaux superficielles par le vecteur eau et par l'érosion, les eaux souterraines par le vecteur eau et l'atmosphère par le vecteur air.**

### 2.1.1.3 Transfert par le vecteur eau

La dispersion est le transport des molécules mères vers d'autres compartiments que le sol : air, eau souterraine, eau superficielle. Une molécule se répartit dans le sol entre les trois phases solide, liquide et gazeuse en fonction de coefficients de distribution qui déterminent la nature des phénomènes de transport et des voies de transfert.

**L'eau est le principal vecteur du transport de pesticides** (Grébil et al., 2001, Carluer, 1998) et revêt différentes formes : ruissellement, lixiviation, lessivage, évapotranspiration des végétaux (Barrusio et al., 1996).

Le transport par l'eau des substances peut se faire soit sous **forme dissoute**, soit sous **forme adsorbée à des MES**, les proportions relatives de transport sous forme dissoute et sous forme adsorbée dépendant de deux facteurs : (i) le  $K_d$ , coefficient de partage sol/eau de la molécule, (ii) la charge en matières en suspension (MES) de l'eau d'écoulement (Voltz et Louchart, 2001). Ainsi, même pour des  $K_d$  élevés, si la teneur en MES de l'eau d'écoulement est réduite (écoulements de subsurface par exemple) le transport s'effectue essentiellement sous forme dissoute (Leonard, 1990).

#### Ruissellement de surface

Le ruissellement de surface entraîne les pesticides en solution. L'entraînement de molécules associées à la phase solide par transport particulaire ou érosion est développé plus loin. Le ruissellement prend naissance dans la couche fine supérieure du sol, que nous appelons couche d'interaction. L'épaisseur de la couche d'interaction sol/ruissellement est estimée par Leonard (1990) à 1 cm (le premier cm) et c'est l'option retenue dans la plupart des modèles. Le ruissellement de surface peut se faire par **saturation** (la nappe affleure), mais dans notre contexte d'étude c'est essentiellement un ruissellement **Hortonien**, ou ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration, qui détermine la partition entre le ruissellement de surface et l'infiltration.

D'après Lecomte (1999), on peut relier la capacité d'infiltration à deux facteurs mesurables : l'état de surface du sol (développement d'une croûte de battance, lié au précédent hydrique) qui influence l'épaisseur de la couche d'interaction, et le microrelief (la capacité d'infiltration varie entre creux et bosses). D'après Domange (2005), l'intensité de la pluie pourrait également jouer sur cette capacité d'infiltration. **La capacité d'infiltration est donc très variable dans le temps et dans l'espace.** La dégradation de l'état structural du sol est responsable d'une diminution de la capacité d'infiltration (Lecomte, 1999).

L'état de surface d'une parcelle se dégrade dans le temps notamment sous l'effet de la pluie et peut aboutir à la formation d'une croûte de battance. La teneur initiale en eau du sol a un effet complexe sur la formation de croûte et on trouve deux exemples contradictoires dans la littérature : (i) une forte teneur en eau initiale réduit la formation de croûte, le ruissellement en nappe et l'érosion (Le Bissonais et Singer, 1993), (ii) elle rend le démarrage du ruissellement précoce. En fait l'effet de la teneur en eau initiale du sol dépend des propriétés du sol. Les conséquences du travail du sol sont différentes sur l'état de surface du sol pour les parcelles de vigne par rapport aux parcelles de grande culture. L'absence de travail du sol sur une parcelle de vigne favorise le tassement du sol de part le grand nombre de passages d'engins viticoles sur l'année et favorise le ruissellement (Thiollet-Scholtus, 2004). Un **travail du sol** en profondeur de la **parcelle viticole** permet donc d'**augmenter la capacité d'infiltration** (Louchard et al., 2001) tandis qu'en grandes cultures, c'est la réduction du travail du sol qui favorise son augmentation (Barriuso et al., 1991).

Les **processus de mobilisation** des molécules par ruissellement sont : (i) l'entraînement par les **particules** (MES) (Schiavon et al., 1995, Grébil et al., 2001, Léonard 1990), (ii) la **désorption** et la **diffusion** depuis les pores, (iii) la **dissolution** (Léonard, 1990, Ahuja 1986).

Les facteurs influençant la mobilisation sont : les propriétés physico-chimiques du produit (Kd, Koc, DT50), l'état hydrique du sol, les propriétés physiques du sol, le couvert végétal, la pluviométrie et la pente (Grébil et al., 2001). Mais il est difficile d'évaluer l'importance respective de ces différents facteurs (Lecomte, 1999). D'après Schiavon et al. (1995) et Lecomte (1999), **les propriétés physico-chimiques du produit ne suffisent pas à rendre compte de la mobilité des produits phytosanitaires en conditions naturelles.** Le processus de dissolution a été très peu étudié jusqu'à présent mais il ne semble pas être un processus majeur (Domange, 2005) et nous le négligeons donc. **Il apparaît alors peu pertinent de vouloir estimer un taux de départ de pesticides depuis un volume de sol vers une lame d'eau ruisselante via la solubilité de la molécule dans l'eau.**

### **Lixiviation et lessivage (percolation)**

La lixiviation et le lessivage correspondent au transport hydrodynamique dans la zone non saturée du sol **vers la nappe**. Les substances sont entraînées dans le sol par **infiltration** des eaux de pluie, en **solution pour la lixiviation** et associées à la **phase solide pour le lessivage**. Ces transferts sont dus à des phénomènes élémentaires de transport : **diffusion, convection et dispersion**. Ils sont classiquement modélisés par l'équation de Richards qui s'applique au domaine de l'écoulement en milieux non saturés homogènes. Mais le milieu réel n'est pas homogène et les espaces interagrégats (macropores) sont le lieu d'un écoulement préférentiel. Ces chemins préférentiels induisent un transport rapide du soluté, qui ne subit alors quasiment aucun processus de diffusion, dégradation ou adsorption, situation critique en ce qui concerne la pollution

---

de la nappe puisque l'adsorption et la dégradation sont réduites dans les couches profondes du sol (Grébil et al., 2001).

Le transport hydrodynamique dans la zone non saturée du sol est régi par la pluviométrie et les caractéristiques structurales du sol. Notons que les caractéristiques structurales du sol varient dans le temps et tendent à une porosité de plus en plus fine, et donc à un flux d'écoulement préférentiel de plus en plus faible, c'est-à-dire des quantités de résidus exportés de plus en plus faible (Grébil et al., 2001), depuis l'application jusqu'au prochain travail du sol. La durée de demi vie (DT50) et le coefficient d'adsorption des polluants (Koc) sont utilisés pour définir le caractère polluant potentiel d'une molécule. Mais la durée de demi vie DT50 est difficile à interpréter et sa valeur est très variable dans la littérature car elle intègre divers processus comme la volatilisation, la photolyse, et le prélèvement par les plantes (Carlier, 1998).

Comme nous étudions le transfert vers les eaux de surface par ruissellement, **nous ne considérons pas les processus associés à la lixiviation et le lessivage dans la suite de l'étude**. Il ne faut cependant pas perdre de vue qu'une partie de l'eau et des molécules qu'elle entraîne, infiltrée au niveau d'une parcelle et stoppée dans sa migration vers la nappe par une barrière (couche d'argile, semelle de labour), peut revenir à la surface et contribuer ainsi au ruissellement de surface en aval du point d'infiltration : c'est l'exfiltration d'un ruissellement hypodermique.

#### *2.1.1.4 Transfert par transport particulaire (érosion)*

Le transfert particulaire est le corollaire du transfert par l'eau et correspond au détachement de particules de sol par les gouttes de pluie (splash) et/ou les forces de cisaillement du ruissellement, et à leur mise en suspension, saltation, charriage. Lorsque la compétence du ruissellement n'est plus suffisante pour maintenir les particules en mouvement, elles sédimentent (Lecomte, 1999). Il existe deux formes d'érosion : l'érosion diffuse (en nappe), peu visible et difficile à mesurer, mais responsable du déplacement de volumes importants de terre, et l'érosion linéaire ou érosion de versant, intervenant lors d'épisodes de fortes intensité (des rigoles parallèles se creusent sur les fortes pentes, suivant les motifs agraires) (Lecomte, 1999). L'**érosion diffuse** fait appel à l'**énergie de la pluie** (carré de l'intensité de la pluie), tandis que l'**érosion linéaire** fait appel à l'**énergie des flux concentrés** (Cerdan, 2001). Différentes formes d'érosion linéaire existent et les formes les plus prévisibles sont celles liées à la topographie, les autres étant très variables dans le temps à l'échelle de la saison culturale (Cerdan, 2001). Les formes concentrées de l'érosion ont été les plus étudiées, cependant l'érosion en nappe peut-être plus problématique du point de vue de la qualité de l'eau (Le Bissonais et al., 1998). Les facteurs de l'érosion sont : la texture du sol (les sols limoneux sont sensibles à la battance), l'intensité de la pluie, l'état de surface du sol, l'humidité du sol, la pente et le couvert végétal. L'état de surface est l'un des facteurs les plus importants pour l'estimation du risque d'érosion (Le Bissonais et al., 1998).

#### *2.1.1.5 Transfert par le vecteur air (volatilisation)*

La volatilisation correspond à la **diffusion** des molécules phytosanitaires vers l'**atmosphère**. La volatilisation peut-être une voie importante de dispersion pour certaines molécules mais sa modélisation reste complexe (Grébil et al., 2001). On peut consulter à ce sujet Jauny (2000) et Cooper (1990). Cette voie de dispersion a longtemps été négligée mais depuis quelques années les recherches sur ce thème ont repris, suite à la confirmation de la contamination des eaux de pluie par certaines molécules actives (Grébil et al., 2001, Bidleman, 1999).

Il existe trois processus de contamination de l'air : (i) la **dérive** lors du traitement (spray-drift), (ii) l'**érosion éolienne** des sols traités, et (iii) le **transfert gazeux** et l'entraînement à la vapeur d'eau (Briand et al., 2001). Les facteurs de transfert par volatilisation sont : (i) les propriétés des composés (pression de vapeur, constante de Henry), (ii) les propriétés du sol, (iii) le couvert végétal, (iv) les pratiques agricoles (travail du sol, doses appliquées,...), et (v) les conditions climatiques lors de l'application (température, humidité) (Briand et al., 2001).

A l'échelle de la parcelle et de l'événement pluvieux, la dynamique de l'eau est dominée par l'infiltration et le ruissellement (propriétés du sol) (Zehe et al., 2001) et les processus d'évapotranspiration sont négligeables pour cette courte durée (Chahinian, 2004). **La volatilisation est donc généralement négligée pendant un événement pluvieux**, d'autant plus s'il est court (quelques minutes à quelques heures à Rouffach). Nous l'associons donc a posteriori aux processus de dégradation et de rétention entre les événements pluvieux pour la définition du stock de pesticides.

☞ Concernant le transfert des pesticides via le ruissellement de surface, les processus dominants dans la mobilisation des pesticides à la parcelle sont encore mal connus. Cependant, on peut avancer que les propriétés physico-chimiques du produit ne suffisent pas à rendre compte de la mobilité des produits phytosanitaires en conditions naturelles et que la dissolution est un processus négligeable de mobilisation des molécules.

Comme nous étudions le transfert vers les eaux de surface par ruissellement, nous ne considérons pas les processus associés à la lixiviation et le lessivage dans la suite de l'étude. La présence de barrières à l'écoulement vers la nappe (couche d'argile, semelle de labour) peut cependant créer un ruissellement hypodermique (sous la surface du sol) qui peut contribuer au ruissellement de surface en aval du point d'infiltration à la faveur d'une exfiltration.

Enfin, la volatilisation étant négligeable à l'échelle de temps courte de l'événement pluvieux, nous associons le transfert par volatilisation aux processus inter-événementiels de dégradation et de rétention à court terme pour la définition du stock de pesticides dans le sol au début d'un événement pluvieux.

**Nous centrons notre étude sur le transfert des molécules phytosanitaires vers les eaux superficielles. Les processus de transferts concernés sont donc le transfert par ruissellement de surface et par érosion associée, et éventuellement un ruissellement hypodermique. Au sein d'une parcelle, les processus de ruissellement de surface et d'érosion ont des échelles spatiales et temporelles propres que nous définissons d'une part dans le paragraphe 2.1.2. D'autre part, les liens entre les processus de mobilisation des pesticides associés au transfert par ruissellement de surface et la concentration en molécules de la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelles sont détaillés dans le chapitre 2.1.3.**

### 2.1.2 Effet d'échelle de la placette à la parcelle

La **placette** est définie comme une surface de **quelques mètres carrés au sein d'une parcelle**.

La combinaison de l'hétérogénéité de la pluie et de celle de l'état de surface du sol de la parcelle induit un effet d'échelle sur la capacité d'infiltration entre placette et parcelle (Lecomte, 1999) et donc sur le **ruissellement de surface**. Le Bissonais et al. (1998) estiment égale à **1m** la longueur minimale à partir de laquelle **tous les processus élémentaires** du ruissellement interviennent. Cependant les parcelles longues ont tendance à produire un volume de ruissellement par unité de longueur plus faible que les parcelles courtes. De même, le ruissellement (Hortonien, quand l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration), calculé localement et multiplié par la longueur de la parcelle surestime généralement le ruissellement observé au bas d'une parcelle (Van de Giesen et al., 2005). Cela illustre l'**effet d'échelle** décrit par Blöschl et Sivapalan (1995). La cause majeure de l'effet d'échelle en matière de ruissellement est la réinfiltration de l'eau en cours de route. La réinfiltration dépend de la **distribution des capacités d'infiltration** entre différentes zones d'une parcelle mais aussi de la **distribution des intensités de pluie** dans le temps. C'est pourquoi l'effet d'échelle diffère d'un événement à l'autre pour une même parcelle. Si la pluie dure suffisamment longtemps pour que le ruissellement sur la parcelle atteigne l'équilibre (l'eau ruisselant depuis le haut de la parcelle a le temps d'atteindre le bas), l'infiltration observée devient égale à la moyenne spatiale de la capacité d'infiltration.

Concernant l'**érosion**, le Bissonais et al. (1998) estiment égale à **20m** la longueur minimale à partir de laquelle **tous les processus élémentaires** de l'érosion interviennent. Cependant les parcelles longues ont tendance à produire un volume de ruissellement par unité de longueur plus faible que les parcelles courtes. En effet, en fonction de la microtopographie des zones traversées (pente locale, microrelief) et de la distribution des intensités de pluie dans le temps, une partie des particules entraînées peut sédimenter avant d'atteindre l'exutoire de la parcelle (Wainwright et al., 2000).

### 2.1.3 Détermination de la concentration en molécules dissoutes dans l'eau de ruissellement à l'exutoire d'une parcelle

L'estimation de la quantité de pesticides mobilisable dans la couche d'interaction (la zone d'interface sol-ruissellement) et la détermination de la concentration en molécules dans la lame ruisselante est le premier niveau de l'étude du transfert par ruissellement vers les eaux de surface à l'exutoire du bassin versant.

Il a été constaté une **corrélation** entre la concentration dans l'eau de ruissellement et la concentration dans les **couches superficielles** (Leonard, 1990, Lennartz et al., 1997). La couche d'interaction entre le sol et la lame ruisselante a été évaluée à 2-4 cm (Lennartz et al., 1997, Zhang et al., 1997). L'état de surface peut influencer l'épaisseur de cette couche d'interaction.

A l'échelle de l'événement pluvieux la concentration dans l'eau de ruissellement dépend de deux facteurs principaux: l'intensité des écoulements et la disponibilité au transfert (Lennartz et al., 1997).

La disponibilité au transfert d'une substance est fonction du **stock dans le sol**, qui varie depuis l'application en fonction des processus de dégradation, rétention et transferts présentés précédemment. La disponibilité est maximale peu de temps après l'application (dégradations et rétention n'ont pas eu le temps de se faire) et la concentration en pesticides est la plus élevée dans le premier ruissellement après traitement (Lecomte, 1999). Le délai entre traitement et première pluie influence les concentrations en dessous de deux semaines (Lecomte, 1999). La concentration en

---

molécules dissoutes, à un instant  $t$  est fonction du temps et de la pluie cumulée depuis le traitement (Lecomte, 1999 et Klöppel et al., 1994) et suivraient généralement une fonction exponentielle décroissante en fonction du temps après application (approchée par une cinétique d'ordre 1) (Leonard, 1990). La dynamique de la dissipation d'un produit en un point donné peut être évaluée par le dosage de la matière active dans un volume de sol donné au cours du temps après l'application (Grébil et al., 2001).

Cependant, Leonard et al. (1979) constatent que les **relations** entre la concentration dans la lame ruisselante et le stock initial de pesticides dans le sol sont généralement **non linéaires**. De plus, Leu et al. (2004) montrent pour trois herbicides (atrazine, dimetomorphe et metolachlore) que le taux de transfert depuis la couche de surface vers la lame ruisselante est différente d'une molécule à l'autre indépendamment de la quantité de matière présente dans la couche de surface. **Même en estimant ce stock il reste donc difficile de prévoir la concentration d'une substance dans la lame ruisselante** (Voltz et Louchart, 2001). Carluer (1998) indique de plus que les quantités parvenant au milieu naturel ne sont pas proportionnelles aux quantités épandues. En effet, la connaissance des quantités de substance épandues à la parcelle ne permettent pas de déterminer le stock de pesticides dans le sol au début d'un événement, puisque la quantité arrivant au sol dépend notamment du mode de traitement et de la présence ou non de vent lors de l'application (Domange (2005) met en évidence un phénomène non négligeable de dérive). La seule manière fiable de connaître ce stock, et son évolution au cours du temps, est donc de réaliser des dosages de matière sur les parcelles, répétées dans le temps. **Or ces mesures sont trop coûteuses en temps et en argent dans le contexte où nous travaillons.**

D'ailleurs, la concentration dans la lame ruisselante ne dépend pas que du stock de molécules dans le sol. Elle dépend aussi de l'accessibilité de la molécule à l'eau de ruissellement, conditionnée par le processus de **désorption**. Ainsi, Louchart et al. (2000) mettent en évidence une diminution de l'accessibilité du diuron à l'eau de ruissellement au cours du temps et l'attribuent au processus de désorption. Le même constat est fait pour l'oryzalin, bien que les deux molécules n'aient pas les mêmes caractéristiques physico-chimiques (Louchart et al., 2004). Le comportement similaire de l'oryzalin, du diuron et de la simazine sous conditions méditerranéennes (événements intenses et sécheresse estivale) semble indiquer que ce sont ces conditions climatiques qui contrôlent la dissipation et le transport de ces molécules, plutôt que leur caractéristiques physico-chimiques (Louchart et al., 2004).

La concentration dans la lame ruisselante dépend enfin de l'**intensité des écoulements** : la concentration augmente lorsque l'intensité des écoulements augmente (Lennartz et al., 1997). Zhang et al. (1997) montrent que la concentration dans la lame ruisselante est corrélée à l'intensité de pluie. Lecomte (1999) observe la décroissance de la concentration en isoproturon dans le ruissellement en fonction de la pluie cumulée au sein de l'événement.


**La concentration dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle est donc difficilement quantifiable.** Son évolution au cours d'un événement pluvieux est également **difficile à appréhender**. Dans le cas de simulations de pluie (intensité de pluie constante et surface de ruissellement de l'ordre du  $m^2$ ), elle diminue en général au cours du temps de façon quasi-exponentielle. Mais la diversité des comportements est plus forte sous pluie naturelle (Zhang et al., 1997).

C'est pour ces raisons que nous adoptons une modélisation conceptuelle de la mobilisation des pesticides à la parcelle, par calage des concentrations dans la lame ruisselante à la parcelle.



Domange (2005) recense trois types d'**évolution des concentrations** au sein des événements pluvieux à l'exutoire de la parcelle. Dans le **premier type**, les concentrations **suivent le débit produit à l'exutoire de la parcelle**. Ce type d'évolution est associé aux intensités fortes, le principal processus de mobilisation étant la désorption à partir de particules de sol détachées par effet « splash ». Dans le **deuxième type**, les concentrations sont maximales en début de ruissellement et **diminuent au cours de la crue**. La diffusion et la dilution seraient majoritaires par rapport à la désorption expliquant l'épuisement progressif du stock de molécules mobilisables. Dans le **troisième type**, les concentrations évoluent à l'inverse des débits ; on peut constater une **remontée des concentrations à la fin de l'événement** qui seraient significatifs d'une phase lente de désorption non équilibrée.

Du point de vue de la contribution d'une parcelle à la quantité de molécules véhiculée par la lame ruisselante dans le réseau hydrographique du bassin versant, l'évolution en fonction des débits des concentrations dans la lame ruisselante produite par la parcelle ne fait qu'accentuer l'influence sur la contribution d'une parcelle des volumes ruisselés qu'elle produit. En effet, par rapport à une concentration constante au cours du temps, les faibles quantités produites par un volume ruisselé faible seront encore plus faibles et les fortes quantités produites par un volume ruisselé fort seront encore plus fortes. En simplifiant l'évolution des concentrations à l'inverse des débits par une augmentation dans le temps traduisant une désorption lente non équilibrée, nous considérons donc **quatre types d'évolution possibles des concentrations en molécules phytosanitaires dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle** : (i) constance dans le temps, (ii) variation avec les débits produits par la parcelle, (iii) croissance exponentielle dans le temps, et (iv) décroissance exponentielle dans le temps.

 La détermination des concentrations dans la lame ruisselante au niveau d'une parcelle reste difficile au vu des connaissances actuelles sur les processus dominants de mobilisation des molécules depuis le stock du sol vers la lame ruisselante, et la connaissance des propriétés physico-chimiques des molécules ne suffit pas.

La détermination du stock elle-même est problématique car elle ne peut pas être déduite simplement (par des lois de dissipation au cours du temps) de la connaissance des quantités épandues sur la parcelle : Les mesures de terrain nécessaires à la détermination des concentrations dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle durant un événement pluvieux ne sont donc pas envisageables dans un cadre semi-opérationnel.

Nous ne calculons donc pas dans la suite de cette étude la concentration dans la lame ruisselante au niveau d'une parcelle à partir du stock de molécule dans le sol au début d'un événement pluvieux. Il nous est donc inutile de déterminer ce stock. Les processus de dégradation, de rétention et de volatilisation à la parcelle ne sont donc pas quantifiés par des mesures de terrain dans cette étude et les paramètres correspondant seront calés.

A l'exutoire d'une parcelle, la concentration en molécules phytosanitaires de la lame ruisselante peut évoluer au cours du temps de quatre façons : (i) constance dans le temps, (ii) variation avec les débits produits par la parcelle, (iii) croissance exponentielle dans le temps, (iv) décroissance exponentielle dans le temps.

**Les processus de mobilisation des molécules phytosanitaires par le ruissellement de surface ne sont donc pas étudiés dans notre étude et le système « parcelle » est vu comme une boîte noire du point de vue de ces processus par la suite. Le ruissellement de surface produit à l'exutoire des parcelles et la charge de molécules mobilisées que la lame ruisselante contient sont transférés à l'exutoire du bassin versant selon des processus que nous décrivons ci-après.**

#### 2.1.4 Processus de transfert à l'échelle du bassin versant

Notre étude est centrée sur la **contamination des eaux de surface à l'exutoire d'un bassin versant**. Les processus de transfert concernés à l'échelle du bassin versant sont donc le **transfert par le ruissellement de surface** et l'**érosion** associée, ainsi que par un éventuel ruissellement hypodermique.

En effet, dans certaines situations, une partie des eaux de pluie infiltrées ne poursuit pas son chemin vers la nappe et réapparaît en surface en aval du point d'infiltration, se mêlant au ruissellement de surface : c'est le **ruissellement hypodermique**. Il se produit lorsque la conductivité latérale est plus importante que la conductivité verticale, par exemple au niveau d'une semelle de labour (Grébil et al., 2001), et est associé à une pente importante. L'exfiltration peut avoir lieu au sein de la parcelle, en aval du point d'infiltration, mais aussi au niveau des berges du réseau hydrographique. Cependant, **les conditions de son existence ne sont pas réunies sur le bassin versant de Rouffach**, et l'exfiltration ne serait d'ailleurs pas possible au niveau du réseau hydrographique, constitué par un réseau de routes imperméables non encaissées. Les eaux de pluie infiltrées au niveau des parcelles et les substances qu'elles transportent n'interviennent donc pas dans la contamination des eaux de surface à l'exutoire du bassin et nous considérons l'infiltration comme une perte au ruissellement de surface.

Gouy et al. (1999) ont montré que le diuron est principalement transporté en phase aqueuse et non sur les particules de sol. Un autre exemple, sur le bassin versant viticole de Roujan, montre que moins de 5% de la masse totale de diuron transportée par les eaux de ruissellement sont adsorbés sur les matières en suspension (Louchart et al., 2000). Nous **négligeons** donc le processus d'**adsorption – désorption** des molécules de diuron, ainsi que des molécules de glyphosate, entre les particules de sol charriées et la lame ruisselante dans le transfert de ces molécules à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. **Nous n'étudions donc pas le transport particulaire des molécules** pour ses interactions possibles avec le transport sous forme dissoute dans le ruissellement de surface. Le transport particulaire n'est pas non plus étudié pour lui-même : nous n'analysons pas systématiquement les concentrations en molécules dans les sédiments charriés à l'exutoire du bassin versant ni ne mesurons le volume de sédiment généré à l'exutoire pour chaque événement pluvieux.

☞ Les conditions de l'existence de l'exfiltration d'un éventuel ruissellement hypodermique au niveau du réseau de routes (support du réseau hydrographique) ne sont pas réunies sur le bassin versant de Rouffach.

Nous négligeons de plus le processus d'adsorption-désorption des molécules de diuron et de glyphosate entre les particules de sol charriées et la lame ruisselante dans le transfert de ces molécules à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

**Nous considérons donc uniquement le ruissellement de surface comme processus de transfert des produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Décrit dans le chapitre précédent au niveau local, la considération de ce processus au niveau du bassin versant introduit un problème d'échelle que nous détaillons dans le paragraphe 2.1.5. De plus, l'état actuel des connaissances sur les processus dominants dans l'évolution des concentration en pesticides dans la lame ruisselante à l'exutoire d'un bassin versant est présenté dans le chapitre 2.1.6.**

#### 2.1.5 Effet d'échelle de la parcelle au bassin versant

Il y a deux notions contenues dans le problème d'échelle : l'extrapolation spatiale de mesures faites à la micro-échelle, et l'intégration de nouveaux processus propres aux échelles supérieures (Lecomte, 1999). La comparaison du ruissellement pour une parcelle (de 500m<sup>2</sup>) et pour un bassin versant correspond au sens strict au problème de transfert d'échelle (Le Bissonais et al., 1998) car **de nouveaux processus entrent en jeu à l'échelle du bassin versant**. Or ce sont les processus qui se développent à l'échelle du bassin qui semblent **dominants pour la modélisation** à l'exutoire du bassin versant (Cerdan, 2001).


Le nouveau processus en jeu au niveau du bassin est principalement le **transfert** de l'eau dans les biefs du **réseau hydrographique**. A l'échelle du bassin, la dynamique de l'eau est dépendante de la topographie du bassin et de la géométrie du réseau hydrographique (Zehe et al., 2001).

De plus la répartition des surfaces ruisselantes et infiltrantes au sein du bassin a un rôle majeur sur le coefficient de ruissellement du bassin. Mais, sur le bassin versant de Rouffach, les parcelles potentiellement contributives à l'exutoire du bassin sont directement connectées au réseau hydrographique, constitué pour l'essentiel de routes à surface imperméable ou quasi-imperméable. Il n'y a donc pas de zones dans le bassin susceptible de réinfiltrer les volumes d'eau produits à l'exutoire des parcelles ou sur les routes.

**L'intégralité du volume d'eau produit au niveau d'une parcelle est donc acheminée vers l'exutoire du bassin** via les routes constituant le réseau hydrographique du bassin. C'est sur cette base que nous cherchons à déterminer la concentration en molécules dissoutes dans l'eau de ruissellement à l'exutoire du bassin versant.

### 2.1.6 Détermination de la concentration en molécules dissoutes dans le ruissellement de surface à l'exutoire du bassin versant

Il y a peu d'études dans la littérature faisant référence à l'évolution des concentrations en pesticides dans la lame ruisselante à l'exutoire d'un bassin versant pendant un événement pluvieux, ce qui traduit un **état actuel des connaissances** en la matière plutôt **limité**. La majorité des études à l'échelle du bassin suivent l'évolution des concentrations sur l'année, à l'échelle journalière pour les pas de temps les plus faibles. Il semblerait cependant que l'évolution des concentrations en pesticides dans les eaux de surface à l'exutoire d'un bassin durant un événement pluvieux soit **dominée** par le **fonctionnement hydrologique du bassin versant** plutôt que par les caractéristiques chimiques des substances et que la rapidité du transfert durant un événement pluvieux réduise les possibilités de sorption ou de dégradation des molécules au cours du transfert vers l'exutoire (Domange, 2005). Ainsi, Leu et al. (2004) démontrent pour trois herbicides que les mécanismes de transfert rapides sont majoritaires à l'exutoire d'un petit bassin versant de 2,1 km<sup>2</sup> et que la prédominance de ces mécanismes rapides engendre des dynamique de concentrations à l'exutoire du bassin comparables pour les trois molécules lors d'un événement important. Le **transfert des pesticides** de la lame ruisselante dans le réseau hydrographique peut donc être considéré comme un phénomène **conservatif**, pour peu qu'il n'y ait pas d'échange entre la lame ruisselante et la nappe dans les biefs, ce qui est le cas à Rouffach. De plus, les quelques approches trouvées dans la littérature du transfert de pesticides dans la lame ruisselante à l'exutoire d'un bassin versant ne prennent pas en compte au cours de l'événement pluvieux d'éventuelles interactions (adsorption-désorption) entre les molécules en solution ou en suspension dans le ruissellement et les molécules adsorbées sur les sédiments entraînés par l'érosion (hypothèses du modèle MHYDAS, Moussa et al., 2002).

 Le transfert de l'eau dans les biefs du réseau hydrographique est le processus hydrologique dominant à l'échelle du bassin.

Concernant la détermination de la concentration en molécules dissoutes dans le ruissellement de surface à l'exutoire du bassin versant, l'état actuel des connaissances sur les processus dominants est limité. Il semble cependant que le fonctionnement hydrologique du bassin versant soit dominant et que le transfert des pesticides dans le réseau hydrographique soit conservatif.

**Nous considérons donc dans la suite de l'étude que l'évolution temporelle des concentrations en pesticides dans la lame ruisselante à l'exutoire du bassin versant dépend de facteurs hydro-morphologiques, essentiellement les temps de transfert à l'exutoire du bassin de chaque parcelle ruisselante et les phénomènes de mélange/dilution durant le transfert au niveau du réseau hydrographique, et des concentrations dans les lames ruisselantes produites par les parcelles. La mise en œuvre de ces processus dans un modèle nécessite d'adopter une mise en équation de ces processus. Les différentes démarches possibles, mécanistes et conceptuelles, sont présentées dans la suite.**

## 2.2 Revue bibliographique des mises en équation des processus

### 2.2.1 Processus de production d'eau: ruissellement/infiltration

Le ruissellement peut être considéré comme le processus complémentaire de l'infiltration : la part de la pluie (nette) qui ne s'infiltré pas ruisselle. Chahinian (2004) néglige l'interception de la pluie par le couvert discontinu de la vigne. Nous négligeons de même l'interception de la pluie par la vigne dans le calcul de la pluie nette d'un événement. La **production du ruissellement** peut être de deux natures : hortonienne, l'intensité de pluie dépasse alors la capacité d'infiltration du sol, ou par saturation du sol, 100% de la pluie nette contribue alors au ruissellement. Les phénomènes de **saturation du sol** apparaissent quant à eux généralement en bas de pente. Le modèle TOPMODEL (Beven et al., 1995, Beven, 1997) qui ne prend en compte que le ruissellement par saturation du sol se base sur un indice topographique  $\kappa = a/\tan\beta$  ( $a$  airé drainée au point considéré,  $\tan\beta$  pente en ce point), pour déterminer la répartition spatiale des aires contributives au ruissellement. Les points correspondant à un indice fort seaturent en premier. Nous ne discutons pas plus avant de la modélisation de la production du ruissellement par saturation. Le bassin versant de Rouffach possède en effet les caractéristiques des **bassins hortonien**s, où les processus de ruissellement hortonien dominent, sont caractérisés par une montée rapide de débit, une récession relativement rapide et peu, ou pas, de débit de base (Downer et al., 2002). Nous présentons donc les équations de l'écoulement dans la zone non saturée du sol et les modèles conceptuels pour le calcul de la capacité d'infiltration du sol.

#### 2.2.1.1 Propriétés physiques et hydrauliques des sols non saturés

Les propriétés hydrauliques des sols affectant l'infiltration sont  $\theta$ , teneur volumique en eau du sol ( $L^3/L^3$ ),  $K$  conductivité hydraulique du sol ( $L/T$ ) et  $h$  pression manométrique de l'eau ( $L$ ). Ces propriétés sont introduites dans deux courbes fondamentales caractérisant le comportement hydraulique d'un sol donné : la courbe de rétention en eau et la courbe de conductivité hydraulique.

#### Courbes de rétention en eau

Différentes relations entre  $\theta$  et  $h$  sont proposées dans la littérature et parmi elles celle de **van Genuchten** (Haverkamp et al., 1999) :

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[ 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m} \quad \text{Equation 2- 1}$$

Avec  $\theta_s$  teneur volumique en eau à saturation [ $L^3/L^3$ ]  
 $\theta_r$  teneur résiduelle en eau souvent prise égale à 0  
 $h_g$  paramètre de normalisation en pression [ $L$ ]  
 $m$  et  $n$  paramètres de forme

On pose généralement l'hypothèse  $m \approx 1 - \frac{k_m}{n}$  avec  $n > k_m$  et  $k_m = 2$  pour la théorie de **Burdine** (Haverkamp et al., 1999).

#### Courbes de conductivité hydraulique

De la même manière, différentes relations entre  $K$  et  $\theta$  ont été proposées. Nous retiendrons celle de **Brooks et Corey** (Haverkamp et al., 1999) :

$$\frac{K}{K_s} = \left[ \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right]^\eta \quad \text{Equation 2- 2}$$

Avec  $\theta_s$  teneur volumique en eau à saturation [ $L^3/L^3$ ]  
 $\theta_r$  teneur résiduelle en eau souvent prise égale à 0  
 $K_s$  paramètre de normalisation (conductivité hydraulique à saturation)[L/T]  
 $\eta$  paramètre de forme

Fuentes et al. (1992) ont conclu dans leurs travaux que l'association de l'équation de **van Genuchten** pour la courbe de rétention en eau, associée à la théorie de **Burdine**, et de l'équation de **Brooks et Corey** pour la courbe de conductivité hydraulique donnait les **meilleurs** résultats pour la plupart des types de sols rencontrés en pratique.

### Estimation des paramètres de formes par la texture du sol : équations d'Haverkamp

Haverkamp et al. (1997) proposent une méthode de **détermination des paramètres de formes** des équations précédentes à partir de la texture du sol, via la fonction suivante pour la distribution cumulée en taille des particules d'un sol

$$F(d) = \left[ 1 + \left( \frac{d_g}{d} \right)^N \right]^{-M} \quad \text{avec } M = 1 - \frac{2}{N} \quad \text{Equation 2- 3}$$

avec  $d_g$  diamètre du grain [L]  
 $d$  diamètre de tamisage [L]  
 $M = 1 - (2/N)$

Les paramètres de forme précédent  $m$ ,  $n$  et  $\eta$  sont alors définis, selon la théorie de Burdine, par  $M = 2m$ ,  $N = n$  et  $\eta = (2/\lambda) + 2 + 1$ , avec  $\lambda = m.n$ .

Ainsi, en déterminant en laboratoire la courbe de distribution cumulée en taille des grains par tamisage du cylindre de sol recueilli sur le terrain et en ajustant à cette courbe la fonction  $F(d)$ , on peut déterminer grâce aux égalités d'Haverkamp et al. (1999) les paramètres de forme des courbes de rétention et de conductivité.

#### 2.2.1.2 Equation générale de l'écoulement dans la zone non saturée du sol

##### Loi de Darcy généralisée

$$\vec{q} = -K_{(\theta)} \overrightarrow{grad} H \quad \text{Equation 2- 4}$$

Avec  $K_{(\theta)}$  conductivité hydraulique  
 $H$  charge hydraulique ( $H = h - z$ )  
 $h$  pression en eau du sol  
 $q$  flux d'eau dans le sol

##### Equation de continuité

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -div \vec{q} \quad \text{Equation 2- 5}$$

Avec  $\theta$  teneur volumique en eau du sol

### Equation de Richards

L'association des équations 2-4 et 2-5 fournit l'équation générale de l'écoulement 2-6

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K_{(\theta)} \overrightarrow{\text{grad}H}) \quad \text{Equation 2- 6}$$

En introduisant la capacité spécifique  $C(\theta) = \frac{\partial \theta}{\partial h}$  pour exprimer l'équation 2-6 uniquement en fonction de la pression de l'eau dans le sol et en faisant l'hypothèse d'un écoulement 1D on obtient l'équation de Richards 2-7

$$C(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{d}{dz} \left[ K_{(\theta)} \left( \frac{dh}{dz} - 1 \right) \right] \quad \text{Equation 2- 7}$$

#### 2.2.1.3 Solutions analytiques de l'équation de Richards

Il n'existe que des solutions numériques pour l'équation de Richards. Cependant, moyennant certaines **hypothèses simplificatrices**, on peut établir des **solutions analytiques**.

#### Equation de Green et Ampt généralisée

En faisant l'**hypothèse** d'une **pression de surface constante et positive** et en considérant un **front d'infiltration en marche d'escalier**, c'est-à-dire

$$\begin{aligned} \text{Pour } h_f \leq h \leq 0 \quad \theta = \theta_s \text{ et } K = K_s \\ h \leq h_f \quad \theta = \theta_o \text{ et } K = K_o \end{aligned}$$

avec  $h_f$  pression au front d'infiltration, négative  
 $\theta_o$  teneur volumique en eau du sol initiale  
 $\theta_s$  teneur volumique en eau du sol à saturation  
 $K_o$  conductivité hydraulique (L/T) initiale  
 $K_s$  conductivité hydraulique (L/T) à saturation

Green et Ampt ont établi une solution analytique de l'équation de Richards, l'équation de Green et Ampt généralisée (Haverkamp et al., 1999)

$$I_{(t)} = K_s t + \frac{[\theta_s - \theta_o][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_o)}]K_s}{[K_s - K_o]} \ln \left\{ 1 + \frac{[I_{(t)} - K_o t][K_s - K_o]}{[\theta_s - \theta_o][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_o)}]K_s} \right\} \quad \text{Equation 2- 8}$$

Avec  $h_{surf}$  pression en surface, constante et positive  
 $I_{(t)}$  infiltration fonction du temps

$h_{surf}$  est connue comme condition à la limite imposée lors de l'expérimentation. Cette équation est utilisée dans de nombreux modèles pluie-débit (Downer et al., 2002).

#### Autres modèles à base physique

Tous les modèles physiques d'écoulement en milieu non saturé et saturé (infiltration) dérivent des **équations de Richards** d'écoulement en milieu poreux

homogène (moyennant plus ou moins d'**hypothèses simplificatrices**) : (i) Green et Ampt, (ii) Morel-Seytoux, (iii) Philip, (iv) Haverkamp, (v) Corradini et al., (vi) Smith et Parlange (Chahinian, 2004, Borah et Bera, 2003).

Jarvis et al. (1991) proposent une nouvelle approche de la modélisation des écoulements en milieu non saturé avec la prise en compte des écoulements préférentiels dans le modèle MACRO.

Ces modèles physiques nécessitent la connaissance des **propriétés hydrodynamiques du sol**  $K(\theta)$  et  $\psi(\theta)$  ainsi que les **conditions initiales**  $\theta_i$  et les conditions aux limites. Or ces paramètres sont **difficiles à mesurer** sur le terrain et ces équations à base physique sont lourdes à mettre en œuvre dans un programme. C'est pourquoi nous préférons l'emploi d'un **modèle conceptuel** pour la représentation du processus d'infiltration.

#### 2.2.1.4 Les modèles conceptuels

La plupart des modèles conceptuels sont des **modèles à réservoir** qui posent l'hypothèse d'une décroissance exponentielle de la capacité d'infiltration au cours de l'événement pluvieux (Horton, 1933, Diskin et Nazimov, 1995). Le **modèle de Horton** (1933) est sans doute le plus utilisé de ces modèles à réservoir.

$$i(t) = i_f + (i_o - i_f) \exp(-\alpha.t) \quad \text{Equation 2-9}$$

avec  $i(t)$  l'infiltration (L) en fonction du temps  $t$ ,

$\alpha$  une constante supérieure à 0 ( $T^{-1}$ ),

$i_f$  et  $i_o$  les capacités d'infiltration finales et initiales ( $L.T^{-1}$ ).

Le modèle de Horton nécessite de renseigner les trois paramètres  $i_f$ ,  $i_o$  et  $\alpha$ . Ces paramètres sont généralement calibrés mais ils ont un sens physique. Sa mise en œuvre dans un programme est simple. Il existe également le modèle conceptuel à réservoir de Diskin et Nazimov (1995).

Le modèle empirique du Soil Conservation Service (USDA, 1972) doit également être mentionné. Etablie d'après des résultats expérimentaux obtenus sur des petits bassins versants de superficie inférieure à  $0,04 \text{ km}^2$ , l'équation SCS nécessite aucune calibration de paramètres, mais sa nature empirique la rend plus difficilement transposable.

Une partie du volume de ruissellement de surface produit localement est stocké dans les dépressions du sol (Govers et al., 2000) et le reste est transféré à l'exutoire du bassin via un écoulement à surface libre dans le réseau hydrographique. Les processus de transfert, comme les processus de production, peuvent être modélisés de manière mécaniste ou conceptuelle.

#### 2.2.2 Processus de transfert du ruissellement de surface

Le transfert à l'exutoire du bassin versant du ruissellement de surface peut être modélisé avec les équations physiques de l'écoulement à surface libre du système de Barré de Saint-Venant.

##### 2.2.2.1 Système de Barré de Saint-Venant

Les solutions simplifiées du système d'équations de Saint-Venant mènent aux équations de: (i) l'onde dynamique, (ii) l'onde diffusante, (iii) l'onde cinématique (Chahinian, 2004).



Les équations de l'**onde dynamique** constituent la solution numérique la moins simplifiée des équations de Saint-Venant et restent très gourmands en temps de calcul, nécessitant un schéma numérique de résolution aux différences finies (Borah et Bera, 2003).

Les équations de l'**onde cinématique** représentent une solution analytique des équations de Saint-Venant et sont donc beaucoup plus simple à mettre en œuvre du point de vue informatique. Les équations d'onde cinématique donnent des résultats précis dans la plupart des cas. La formule de Manning est utilisée pour calculer le débit.

Pour la plupart des crues, les termes d'accélération des équations de Saint-Venant peuvent être négligés, c'est pourquoi l'**onde diffusive** (2D pour un écoulement en nappe, 1D pour un écoulement concentré) est souvent utilisée dans les modèles (Borah et Bera, 2003, Downer et al., 2002).

Ces équations correspondent à une approche non-linéaire du processus de transfert mais la **linéarité** peut être approchée pour les fortes valeurs de débit, notamment **entre le débit moyen et le débit maximal** (Garfias et al., 1996). C'est pourquoi des **approches conceptuelles linéaires**, plus simples à mettre en œuvre, ont été développées en parallèle.

#### 2.2.2.2 Approches conceptuelles

L'approche par **hydrogramme unitaire** est la plus répandue (Garfias et al., 1996). Elle permet de raffiner une approche encore plus simple, consistant à décaler simplement d'un pas de temps donné appelé **temps de transfert** la totalité de la contribution d'aires amont en aval le long du réseau de transfert. L'hydrogramme unitaire permet un décalage progressif de la contribution amont en aval en, l'ensemble de la contribution n'étant pas décalé en bloc dans le temps mais réparti en plusieurs parts, de temps de décalage différents.

Ces deux approches nécessitent beaucoup moins de paramètres que les approches mécanistes pour paramétrer le transfert du ruissellement (un paramètre de temps de transfert) mais ce paramètre nécessite d'être calé. Les approches conceptuelles sont également plus simples à mettre en œuvre d'un point de vue numérique.

De plus, l'utilisation d'une approche mécaniste pour modéliser le processus de transfert du ruissellement peut être compromise par la nature de l'**écoulement** dans les biefs du réseau hydrographique : à Rouffach par exemple, l'écoulement sur les routes d'exploitation se fait **en nappe**, avec une hauteur de la lame ruisselante généralement très faible, qui n'excède pas deux centimètres, ce qui place le transfert du ruissellement à Rouffach en **limite de validité des équations de Saint-Venant**.

Le choix d'une de des approches présentées pour la modélisation des débits ruisselés à l'exutoire d'un bassin versant pendant un événement pluvieux doit se doubler du choix d'une approche pour la modélisation des concentrations en pesticides de la lame ruisselante, à l'exutoire de la parcelle et à l'exutoire du bassin versant.

#### 2.2.3 Processus de mobilisation des pesticides par la lame ruisselante à la parcelle

Nous ne présentons pas ici les mises en équations des processus de dégradation (biologique, chimique, photolyse) et de rétention, qui n'interviennent pas à l'échelle événementielle. On trouve une revue de ces équations chez Shui-Ming et al. (1993). La dissipation du stock initial de pesticide au cours du temps est en général modélisée par une cinétique d'ordre 1 (Lecomte, 1999).

Nous considérons les processus de mobilisation des molécules par la lame ruisselante, principalement l'adsorption/désorption et la diffusion de la solution de sol vers la lame ruisselante, qui déterminent les concentrations en pesticides dans la lame ruisselante issue d'une parcelle, comme nous l'avons mentionné dans le chapitre 2.1.3.

L'approche classique en ce qui concerne la **désorption** consiste à considérer une **isotherme d'équilibre** (équations de Freundlich et Langmuir en général) (Lecomte, 1999). Des approches plus satisfaisantes utilisent un modèle à deux ou trois types de sites d'adsorption, caractérisés par des énergies de liaison plus ou moins fortes permettant de rendre compte du phénomène d'hystérésis (Carluer, 1998).

Cependant, la mobilisation des pesticides via la **désorption et la diffusion** est souvent modélisée dans une **approche conceptuelle** par un volume d'interaction sol / ruissellement, un **coefficient d'extraction** et l'équation générale du bilan de matière (Gouy, 1993).

En prenant en compte un coefficient d'extraction B (Masse.Volume<sup>-1</sup>) et en supposant un équilibre instantané entre la solution de sol et la lame ruisselante, on peut approcher la concentration dans la lame ruisselante  $C_w$  par l'Equation 2-10 :

$$C_w = \frac{BS_o}{1 + BK_d} \quad \text{Equation 2- 10}$$

avec  $S_o$  teneur initiale en pesticides dans le sol avant ruissellement (Masse.Masse<sup>-1</sup> de sol sec) (Domange, 2005) et  $K_d$  coefficient de partage liquide-solide.

Une alternative à cette **approche classique d'un mélange instantané parfait** entre eau du ruissellement et eau du sol considère deux réacteurs chimiques séparés (lame d'eau ruisselante et zone de mélange du sol) qui s'échangent des flux chimiques à vitesse et taux limités (Domange, 2005).

Néanmoins, toutes les approches développées prennent mal en compte l'**évolution dans le temps** de la mobilisation des pesticides et l'influence de l'intensité de pluie. De plus, il n'est pas pertinent, d'après les conclusions du paragraphe 2.1.3, de considérer une relation linéaire entre la concentration dans la lame ruisselante et le stock initial de pesticides dans le sol au début de l'événement pluvieux ( $C_w$  et  $S_o$ ).

Nous proposons donc une **modélisation conceptuelle** des **quatre types d'évolution**, considérés dans le chapitre 2.1.3, des concentrations en molécules phytosanitaires dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle :


- ✓ Constance dans le temps ; cette évolution ne nécessite qu'un seul paramètre pour sa modélisation, la concentration dans la lame ruisselante ;
- ✓ Variation avec le débit produit à l'exutoire de la parcelle ; cette évolution ne nécessite qu'un seul paramètre pour sa modélisation, la concentration dans la lame ruisselante, qui correspond à la concentration maximale atteinte durant l'événement et qui est multipliée par le facteur ( $Q_i/Q_{max}$ ) avec  $Q_i$  débit à l'exutoire de la parcelle à l'instant  $t_i$  et  $Q_{max}$  débit maximum atteint au cours de l'événement ;
- ✓ Décroissance et croissance exponentielle dans le temps ; ces évolutions nécessitent trois paramètres pour leur modélisation, à l'instar du modèle de Horton pour le ruissellement (décroissance), avec la concentration initiale, la concentration finale et un paramètre de forme de la courbe exponentielle.

D'ailleurs, des **représentations complexes** des processus de mobilisation des pesticides à la parcelle restent **inefficaces en modélisation à l'échelle du bassin** de par la **difficulté de paramétrisation** qu'elles nécessitent (paramètres difficiles ou impossible à mesurer, grande variabilité spatio-temporelle). La plupart des modèles de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant utilisent donc des **représentations simples de la mobilisation des pesticides au niveau des parcelles** (Domange, 2005). Les quantités de molécules produites à l'exutoire des parcelles sont ensuite transférées dans le réseau hydrographique à l'exutoire du bassin versant.

#### 2.2.4 Processus de transfert des pesticides dans la lame ruisselante à l'exutoire du bassin

Concernant les processus chimiques intervenant dans le transfert de pesticides vers les eaux de surface à l'exutoire du bassin, les exemples de mise en équation dans des **modèles** sont **peu nombreux**. Les quelques modèles représentant le transfert des produits phytosanitaires à l'exutoire d'un petit bassin versant durant un événement pluvieux via le ruissellement de surface sont présentés dans le chapitre suivant.

Généralement, **aucun phénomène de dégradation** durant le transfert à l'exutoire dans le réseau hydrographique n'est considéré au vu du temps de transfert faible des petits bassin (quelques minutes). Les molécules mobilisées sont donc transférées à l'exutoire tels des solutés **conservatifs** lorsqu'il n'y a pas d'échange avec la nappe dans le réseau hydrographique (ce qui est le cas à Rouffach).

 L'écoulement dans la zone non saturée du sol peut-être modélisé de manière mécaniste par l'équation de Richards. Différentes équations dérivées correspondant à plus ou moins d'hypothèses simplificatrices, notamment l'équation de Green et Ampt, offrent des solutions analytiques. Mais toutes font appel aux propriétés hydrauliques des sols affectant l'infiltration :  $\theta$ , teneur volumique en eau du sol ( $L^3/L^3$ ),  $K$  conductivité hydraulique du sol ( $L/T$ ) et  $h$  pression manométrique de l'eau ( $L$ ). Or ces paramètres sont difficiles à mesurer sur le terrain et il faut multiplier les mesures à travers le bassin versant. Les approches conceptuelles et notamment le modèle de Horton sont donc préférées dans cette étude.

Concernant le transfert du ruissellement dans le réseau hydrographique, les équations du système de Saint-Venant pour l'écoulement à surface libre, qui possède des solutions simplifiées, permettent une approche mécaniste du transfert. Mais l'écoulement en nappe qui a lieu sur le bassin de Rouffach est en limite de validité des équations de Saint-Venant et le processus de transfert peut être considéré linéaire entre les débits moyens et maximum d'une crue. C'est pourquoi nous préférons une approche conceptuelle du transfert du ruissellement, basée sur un paramètre unique de temps de transfert.

Concernant la mobilisation des pesticides par la lame ruisselante à la parcelle, nous proposons une modélisation conceptuelle des quatre types d'évolution de la concentration en molécules phytosanitaires dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle : constance dans le temps et variation avec le débit produit par la parcelle, nécessitant un seul paramètre, la concentration dans la lame ruisselante, et décroissance ou croissance exponentiellement dans le temps dans le temps, avec trois paramètres à l'instar du modèle de Horton pour les capacités d'infiltration (décroissance) .

**Le transfert des pesticides à l'exutoire du bassin versant peut donc être modélisé via la modélisation de la production et du transfert du ruissellement de surface et la modélisation des concentrations dans les lames ruisselante à l'exutoire des parcelles, sans prendre en compte de processus de dégradation ou d'adsorption-désorption des molécules au cours de leur transfert dans le réseau hydrographique.**

**La variété des modèles de transfert de produits phytosanitaires rencontrés concerne donc surtout les voies de transfert considérées et les échelles de temps et d'espace considérées, ainsi que les équations retenus pour la modélisation des processus de production et de transfert d'eau retenus. Une revue des modèles de qualité d'eau existants est proposée ci-après.**

## 2.3 Revue des modèles de qualité d'eau existants

### 2.3.1 Typologies de modèles

#### 2.3.1.1 Classification fonctionnelle

On peut distinguer les modèles de : (i) recherche, (ii) gestion, (iii) tri (Lecomte, 1999). Les premiers représentent le plus finement possible les phénomènes pour une meilleure compréhension des processus (LEACHM et SHE). Les deuxièmes aident à la décision en matière de choix de produits et d'aménagement du bassin versant (PRZM, AGNPS, ANSWER et SWATCATCH) : ils considèrent les mêmes processus que les modèles de recherche mais leur mise en équation est simplifiée (Thiollet-Scholtus, 2004). Les derniers utilisent des fonctions simplifiées et servent au classement de substances ou de pratiques agricoles viv-à-vis de la contamination des compartiments de l'environnement (SWAT). A cette classification fonctionnelle nous préférons la classification structurelle des modèles.

#### 2.3.1.2 Classification structurelle

Du point de vue de la **mise en équation des processus**, on distingue les modèles : (i)mécanistes, (ii) empiriques, (iii) conceptuels. Les **modèles conceptuels et mécanistes** se rejoignent. Ils **traduisent** en effet les **processus** physiques, chimiques et biologiques à l'aide d'équations mathématiques, fondées sur la physique pour les modèles mécanistes (équations de Richards pour la production et équations de Barré de Saint-Venant pour le routage), conceptuelles dans le cas des modèles conceptuels (Thiollet-Scholtus, 2004, Durand et al., 2002, Perrin, 2000). Les **modèles empiriques**, en revanche, ne prennent pas en compte les processus internes du système étudié : ils ne font appel qu'aux variables d'entrée et de sortie du système. Le bassin versant est considéré comme une « boîte noire ». Les relations entre variables d'entrée et de sortie sont établies d'après des **statistiques** sur de très longues séries de données pour un bassin donné (Durand et al., 2002). Ils ne sont pas généralisables.

Du point de vue de la **spatialisation des processus**, un modèle peut-être **global** ou distribué : le système à modéliser (bassin versant) est considéré d'un seul bloc (ou « boîte noire ») (modèle global) ou discrétisé en unités homogènes (modèle distribué). Les modèles **distribués** peuvent l'être selon deux approches. Dans la **première approche**, le bassin est divisé en mailles, régulières ou non (grille), car le système est décrit à l'aide d'équations différentielles, résolues dans chaque maille avec un schéma

numérique. Dans la **seconde approche**<sup>1</sup>, le bassin est divisé en unités « fonctionnelles », ayant chacune un comportement homogènes vis-à-vis de certaines caractéristiques (hydrauliques notamment) et le système est décrit à l'aide d'équations physiques simples (Durand et al., 2002).

**Toutes les combinaisons entre mise en équation et spatialisation des processus ne sont pas possibles**, comme le montre la Table 2- 1.

	Discrétisation spatiale du bassin		
	distribuée	Semi-distribuée	globale
Modèle physique (lois hydrodynamiques)	+	(+)	-
Modèle conceptuel	(+)	+	+
Modèle empirique	-	-	+

+, possible, (+) possible sous certaines conditions, -, impossible

**Table 2- 1 Possibilités d'association de différents niveaux de complexité de la structure d'un modèle et de différents niveaux de discrétisation spatiale du bassin versant (d'après Garfias et al., 1996).**

Les modèles conceptuels peuvent être globaux ou distribués mais les modèles physiques sont nécessairement distribués (pour permettre la résolution des équations différentielles) (Refsgaard, 1997).

**L'intérêt d'un modèle distribué** est de pouvoir étudier les effets de changements de pratiques, de prendre en compte la variabilité spatiale des entrées et sorties du modèle et de prévoir les réponses de bassins non jaugés (en théorie). Les applications potentielles des modèles physiques distribués incluent : (i) la prévision des effets de changements dans l'aménagement du bassin versant, (ii) la détermination des mouvements de polluants et de sédiments au sein du bassin, (iii) l'utilisation sur des bassins versants non-jaugés, qui ne permettent pas de calibration (Yu et al., 2001).

Face aux temps de calculs importants de ces modèles **les modèles globaux ou semi-distribués** sont souvent préférés. Ciarapica et Todini (2002) assimilent d'ailleurs les modèles semi-distribués à des modèles « boîte noire » en cascade. Le développement des possibilités de couplage entre modèles (semi-)distribués et systèmes d'information géographique va dans le sens d'une plus grande utilisation de ces modèles.

En théorie, les modèles physiques (mécanistes) affranchissent l'opérateur de la calibration des paramètres car, les paramètres de ces modèles ayant une signification physique, ils sont mesurables sur le terrain. Mais comme nous le détaillons plus loin, les effets d'échelle constituent un verrou à cet affranchissement (Blöschl et Sivapalan, 1995) et la calibration reste souvent nécessaire même pour les modèles mécanistes. Les avantages théoriques des modèles physiques semblent donc réduits en pratique du fait du nombre important de paramètres requis, de l'hétérogénéité spatiale de leurs valeurs (Wheater et al., 1993) et du manque de données pour la validation interne du fonctionnement de ces modèles. Perrin (2000) conclut donc que ces modèles doivent rester dans le domaine de la recherche.

<sup>1</sup> Dans la suite du texte, le terme « semi-distribué » fait référence à cette seconde approche.

☞ Les modèles mécanistes et conceptuels traduisent les processus en jeu dans le système étudié, tandis que les modèles empiriques établissent des relations issues de statistiques entre les variables d'entrée et de sortie du système. Du point de vue de la spatialisation des processus, les modèles conceptuels peuvent être globaux ou distribués mais les modèles physiques sont nécessairement distribués.

Les modèles conceptuels semi-distribués s'avèrent être des outils adéquats pour explorer un système tout en assurant une relative simplicité d'utilisation. Les modèles globaux ne permettent pas d'explorer le système mais peuvent s'avérer efficaces pour réaliser des prévisions dans un cadre opérationnel.

**Les modèles conceptuels semi-distribués sont donc des outils d'exploration d'un système (bassin versant) très attrayants, particulièrement dans notre contexte d'étude, où nous cherchons un modèle relativement simple à utiliser et à paramétrer. Les modèles globaux ne permettent pas d'explorer le système mais peuvent s'avérer efficaces pour réaliser des prévisions, très souvent de débits à l'exutoire d'un bassin versant, plutôt dans un cadre opérationnel. A la lumière de cette typologie structurelle, nous présentons les modèles existants en matière de transfert de produits phytosanitaires, en précisant les échelles de temps et d'espace auxquelles ils correspondent (événement/année, parcelle/bassin versant) et les processus qu'ils prennent en compte.**

### 2.3.2 Modèles de qualité d'eau existants

Parsons et al. (2001, mis à jour en 2004) proposent une revue de modèles de qualité d'eau concernant les pollutions diffuses d'origine agricole. Le groupe de travail FOCUS a également procédé à une revue des modèles de qualité des eaux de surface utilisés dans le cadre de la réglementation européenne en matière de protection des végétaux (Adriaanse et al., 1997). Enfin, la United States Environmental Protection Agency (USEPA) a proposé dès 1991 une revue des modèles de qualité d'eau concernant les pollutions diffuses en zones urbaine et non-urbaine (Dorigian et Huber, 1991). La revue proposée ici provient en grande partie de ces trois références et du site « pesticide fate models » (<http://www.pfmodels.org/links.html>). De nombreux modèles simulent le transfert des pesticides dans les zones non saturée et saturée du sol. Entre autres CHEMRANK, CMLS, HYDRUS-2D, LEACHM, LEACHP, MACRO, PEARL, SIMULAT, TRANSOL, VARLEACH, WAVE.

Certains modèles simulent le comportement de la molécule dans un bief mais pas le transfert jusqu'à ce bief (il faut pour cela faire appel à d'autres modèles en amont). C'est le cas du modèle TOXSWA (ou encore ABIWAS, EXAMS, SLOOTBOX, WASP). D'autres modèles sont spécialisés dans la simulation du transfert des pesticides vers les eaux de surface par les systèmes de drainage et font donc intervenir le transfert dans le sol jusqu'au drain. Ce sont CHAIN\_2D1.1, CRACK\_P1.0, PESTLA, PESTRAS, MACRO, OPUS. Certains modèles simulent la dérive atmosphérique des pesticides lors de l'application (IDEFICS, MODEP, PEDRIMO, PSMDRIFT).

Les modèles qui nous intéressent sont ceux qui modélisent le **transfert des pesticides vers les eaux superficielles par le ruissellement de surface**. On trouve AGNPS, (ANSWERS\_2000), CREAMS, GLEAMS, HSPF, OPUS, PELMO, PRZM, RZWQM, SWAT, SWRRBWQ. Parmi ces modèles, CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980), GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987), PRZM (Pesticide Root Zone Model) (Carsel et al., 1984), PELMO, OPUS et RZWQM (Root Zone Water Quality Model) travaillent à l'échelle de la parcelle et sont donc hors de notre domaine d'investigation, qui concerne uniquement les **modèles événementiels à l'échelle du bassin versant**.

Parmi les modèles de qualité des eaux de surface à l'échelle du bassin versant, SWRRBWQ (Simulator for Water Resources in Rural Basins Water Quality) de l'USDA, inclus dans SWAT (Soil and Water Assessment Tool), AGNPS (Agricultural Non-Point Source model) et AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source model) sont éliminés car ce sont des modèles continus dont le pas de temps de calcul est au moins égal à un jour.

**HSPF** (Hydrological Simulation Program – FORTRAN) (Johanson et al, 1980) est donc le seul modèle événementiel de qualité des eaux de surface modélisant le transfert par ruissellement à l'échelle du bassin versant. Mais c'est un modèle qui prend en compte un nombre très important de processus dont la majeure partie ne nous intéresse pas et nécessite donc un **effort de paramétrisation démesuré** face à notre choix de ne prendre en compte que le ruissellement Hortonien et un comportement conservatif du soluté. Son utilisation en modélisation inverse est fortement compromise car il est très **sensible à la non-unicité** (des dizaines de paramètres, calibration impossible), l'interface est peu conviviale, et l'absence de personne ressource rendrait son utilisation laborieuse.

Borah et Bera (2003) proposent également le modèle **MIKE SHE** pour une modélisation pluie-débit continue ou événementielle à l'échelle du bassin versant prenant en compte le transfert de solutés conservatifs. Mais le **même constat** quand à l'utilisation d'un modèle d'un tel niveau de complexité peut être fait.

ANSWERS possède une version fonctionnant à l'échelle de l'événement (Borah et Bera 2003) mais ne permet **pas de modélisation dynamique** des événements, pas de modélisation des pics (seulement un volume total ruisselé et une concentration moyenne pour l'événement), de même que STREAM (Sealing and Trasfert by Runoff and Erosion in relation with Agricultural Management) (Lecomte, 1999), qui ne peut pas être actuellement utilisé pour des quantifications absolues mais dans le cadre de comparaisons de différents scénarios d'aménagement.

Pour compléter cette revue, nous devons mentionner le modèle **MHYDAS** (Modélisation Hydrologique Distribuée des AgroSystèmes), dédié au **transfert de produits phytosanitaires dans le ruissellement de surface à l'exutoire d'un petit bassin versant durant un événement pluvieux**. MHYDAS a été développé par Moussa et al. (2002) afin de comprendre et de simuler les processus de transferts d'eau en milieu agricole. C'est un modèle événementiel de crue basé sur une segmentation de la surface du bassin versant en unités hydrologiques. Sur chaque unité hydrologique le modèle MHYDAS utilise un modèle d'infiltration 1D pour la fonction de production du ruissellement, à base physique (Richards) ou conceptuel (Horton) (au choix), et le modèle de l'onde diffusante résolu par la méthode d'Hayami (Moussa, 1996) pour le transfert du ruissellement vers le réseau hydrographique. Le processus de transfert du ruissellement à travers le réseau hydrographique est mis en équation à l'aide du modèle de l'onde diffusante. Concernant les processus chimiques propres aux pesticides, le

processus de dissipation des molécules dans le sol est pris en compte par une cinétique de premier ordre pour calculer la quantité de polluant dans les deux premiers centimètres du sol sur une unité. La désorption est le principal processus pris en compte pour la mobilisation des pesticides au niveau de chaque unité hydrologique avec l'hypothèse d'un mélange instantané entre couche superficielle du sol et lame ruisselante. Aucun processus de dégradation ou d'adsorption-désorption n'est pris en compte lors du transfert des pesticides dans le réseau hydrographique, les seules pertes possibles étant dues à des réinfiltrations dans le réseau. Ce modèle est certes très intéressant puisqu'il travaille aux échelles de temps et d'espace qui concernent notre étude et prend en compte les processus sélectionnés dans le chapitre précédent 2.2. Mais son utilisation sur le bassin versant de Rouffach est compromise par l'utilisation des **équations de Saint-Venant** pour le transfert du ruissellement à l'exutoire du bassin, dont nous avons dit qu'elles étaient en **limité de validité** pour l'écoulement en nappe observé sur le bassin. De plus, la définition de la géométrie des biefs (hauteur, largeur) est délicate dans le contexte d'un écoulement en nappe, qui n'intervient pas sur toute la largeur de la route et peut se concentrer localement sur un côté de la route.

Zehe et al. (2001) ont également développé un modèle physique distribué pour le bassin de Weiherbach (6,3 km<sup>2</sup>), CATFLOW, qui prend en charge les pesticides et est basé sur le modèle hydrologique HILLFLOW (Bronstert, 1999), mais nous n'avons pas accès à l'exécutable de ce modèle.

☞ Les seuls modèles existants correspondant à notre contexte d'étude (transfert de pesticides via le ruissellement de surface à l'exutoire d'un bassin versant au cours d'un événement pluvieux) sont donc HSPF (Johanson et al, 1980), MHYDAS (Moussa et al., 2002) et CATFLOW (Zehe et al., 2001).

Mais d'une part, HSPF prend en compte un nombre démesuré de processus par rapport à ceux que nous retenons (production et transfert de ruissellement de surface, mobilisation des pesticides) et l'absence de personne ressource pour un modèle aussi complexe à paramétrer rend son utilisation laborieuse. D'autre part, MHYDAS, dont la sélection de processus correspond quasiment à ceux que nous retenons, utilise l'onde diffusante pour mettre en équation le transfert du ruissellement de surface à travers le réseau hydrographique. Or ces équations de transfert à surface libre sont en limite de validité sur le bassin versant de Rouffach, où l'écoulement est essentiellement un écoulement en nappe sur les routes. Enfin, l'exécutable du modèle CATFLOW n'est pas disponible.

**Parmi les modèles de transfert de produits phytosanitaires existants, aucun ne répond à la fois à notre échelle d'étude (exutoire d'un petit bassin versant durant un événement pluvieux), à la sélection de processus que nous avons réalisée (production et transfert du ruissellement de surface, mobilisation des pesticides à la parcelle et aucun processus de dégradation ou de rétention durant le transfert), et à la mise en équation des processus qui nous semble la plus réalisable au vu de la nature de l'écoulement et des données disponibles à Rouffach (approche conceptuelle). Nous devons donc développer nos propres modèles pour cette étude.**



### 3 MODELISATION

#### 3.1 Critères généraux de choix d'un modèle

Le premier critère dans le choix d'un modèle correspond à la prise en compte des processus dominants du système étudié. Le deuxième critère consiste à sélectionner un modèle d'un niveau de complexité adapté au contexte de son utilisation (recherche, opérationnel), compte-tenu du niveau de qualité de modélisation recherché (Garfias et al., 1996).

##### 3.1.1 Système étudié : processus dominants

Pour modéliser les transferts de pesticides au sein du bassin (dans le sol ou dans le réseau hydrographique), le modèle utilisé doit décrire les processus dominants du bilan hydrique et de la dynamique des solutés avec une résolution spatiale et temporelle adéquate (Zehe et al., 2001). Une représentation réaliste du ruissellement est un prérequis à la modélisation des transferts de polluants. De plus, comme « des chemins divers donnent une signature différente à l'eau » (Carluer, 1998), il faut donc penser à la chimie quand on modélise les flux d'eau et séparer les différentes composantes de l'écoulement.

Une fois définis les processus à prendre en compte dans le modèle, il faut sélectionner une mise en équation des processus en adéquation avec les données disponibles pour paramétrer le modèle.

##### 3.1.2 Données disponible et paramétrisation : le principe de parcimonie

La disponibilité des données est une **limite** essentielle souvent négligée dans le choix d'un modèle, ce qui peut expliquer des performances médiocres si les données s'avèrent insuffisantes. Il y a un compromis à trouver dans le degré de complexité du modèle utilisé : l'ajout de paramètres rend la description des processus en jeu plus complète, donc tend à diminuer l'**incertitude de la structure** du modèle, mais il introduit l'**incertitude des nouveaux paramètres**. La balance entre les deux sources d'incertitude penche du côté de l'incertitude des paramètres quand les données disponibles deviennent insuffisantes en quantité et en qualité face à l'augmentation du nombre de paramètres. C'est pour cela que nous insistons sur l'emploi de modèles relativement simples à paramétrer, car il est illusoire de penser que dans le contexte d'utilisation de la stratégie d'échantillonnage, l'effort de paramétrisation consenti sera important.

En règle générale il faut faire appel au modèle le plus simple qui permet d'obtenir le degré de précision requise (Garfias et al., 1996). Cette règle générale correspond au **principe de parcimonie** qui consiste en la représentation adéquate d'un système avec le plus petit nombre possible de paramètres (Bertoni, 2001). D'ailleurs, des modèles simples paraissent capables d'obtenir des performances d'un niveau aussi satisfaisant que des structures plus complexes dans le cadre de modélisations pluie-débit à l'échelle du bassin versant (Perrin, 2000, Loague et Freeze 1985).

Le développement d'un modèle doit donc être guidé par la recherche du **minimum de processus** à représenter et du **minimum de paramètres** pour les représenter. En dehors des processus dominants, tout processus supplémentaire ne fait qu'apporter quelques degrés de liberté supplémentaires pour le calage des données modélisées sur les données observées, sans apporter d'information supplémentaire sur le fonctionnement réel du bassin (Grayson et al., 1992). Afin d'éviter la surparamétrisation, les modèles doivent donc se concentrer sur les processus dominants

en jeu (DeRoo, 1998). Le travail de Claude Michel avec les modèles GR dans le domaine de la modélisation pluie-débit est un exemple en matière de parcimonie (Michel, 1983). Beven (1989) considère d'ailleurs que 3 à 5 paramètres sont suffisants pour reproduire les informations contenues dans un enregistrement de débit à l'exutoire d'un bassin versant.

Lorsque les paramètres du modèle doivent être calés et non mesurés sur le terrain, plus que la longueur des chroniques, c'est la **qualité des données**<sup>2</sup> qui est déterminante pour le **nombre de paramètres** que l'on pourra identifier. Dans le cas de modèles pluie-débit à réservoir, deux paramètres peuvent être identifiés si l'enregistrement de débit à l'exutoire du bassin ne contient pas de bruit, mais identifier plus de trois paramètres sans disposer de données internes au bassin versant est quasiment impossible (Jakeman et Hornberger, 1993). Hooper et al. (1988) vont dans le même sens en montrant que des séries détaillées de données hydrologiques et géochimiques ne permettent pas de calibrer un simple modèle à 6 paramètres.

☞ Une fois définis les processus dominants à prendre en compte, le choix d'un modèle dépend des données disponibles pour sa paramétrisation.

Si la quantité, et surtout la qualité, des données est insuffisante, l'incertitude sur la valeur des paramètres compromet la performance du modèle.

En règle générale, il faut respecter le principe de parcimonie, qui consiste en la représentation adéquate d'un système avec le plus petit nombre de paramètres possible.

**La paramétrisation d'un modèle est donc un point très sensible et mérite que l'on y consacre une bonne part des efforts de modélisation consentis.**

### 3.2 Paramétrisation d'un modèle

Typiquement, les paramètres des modèles empiriques, qui n'ont **pas de sens physique**, sont déterminés par **calibration**, c'est-à-dire la recherche des valeurs qui minimise l'écart entre les valeurs de la variable modélisée et les chroniques observées sur le terrain, tandis que les paramètres ayant un **sens physique** (paramètres des modèles physiques mais aussi de certains modèles conceptuels) sont déduits de **mesures** de terrain. La mesure du paramètre peut être direct mais souvent c'est un paramètre associé, plus facile à appréhender, qui est mesuré : c'est le cas de la topographie pour la pluie ou du type de sol pour les propriétés hydrauliques des sols. La valeur du paramètre du modèle est alors déduite de la valeur du paramètre qui lui est associé. A ce sujet Jarvis et al. (2000) recommandent de fournir un guide de paramétrisation aux utilisateurs du modèle pour permettre une meilleure modélisation.

<sup>2</sup> Le terme « données » regroupe les chroniques de débit et de concentration observées à l'exutoire du bassin versant et les mesures de valeurs de paramètres, les deux servant à la paramétrisation du modèle.

La calibration des paramètres est abordée dans le chapitre suivant et nous détaillons dans **ce chapitre** sur le problème de l'évaluation des valeurs de paramètres qui ont un sens physique, à partir de **mesures de terrain**.

La paramétrisation des modèles distribués se heurte à **deux problèmes** : la spatialisation des données sur le bassin versant, avec le souci de la détermination de l'échelle de **variabilité spatiale** à prendre en compte, et la représentativité à l'échelle de la parcelle de paramètres mesurés à l'échelle locale (1 m<sup>2</sup>) (Chahinian, 2004), qui traduit le problème d'**effet d'échelle**.

### 3.2.1 Variabilité spatiale des paramètres

Il y a deux sortes de variabilité spatiale : la variabilité stochastique (ou statistique), que l'on approche par des méthodes géostatistiques, et la variabilité structurée (Merz et Bardossy, 1998).

La **variabilité stochastique** d'un paramètre à travers le bassin est traitée par méthodes d'interpolation entre des mesures de terrain (kriegerage) après établissement des (semi-) variogrammes du paramètre. On obtient une carte de l'organisation spatiale de la variable (Gomez et al., 2005 ; Varado, 2004). Une distribution aléatoire des paramètres de sol conduit à un hydrogramme similaire à celui obtenu avec une valeur de paramètre homogène pour tout le bassin.

La **variabilité structurée**, en revanche, suit une certaine typologie (occupation du sol, pédologie, état de surface), elle n'a donc pas de composante aléatoire et peut fournir des hydrogrammes très différents de la paramétrisation homogène. La **spatialisation par typologie** (diviser l'espace en classes d'attributs analogues) est une bonne stratégie pour pointer l'essentiel de la variabilité spatiale dans un milieu aux discontinuités abruptes tel que le milieu agricole (Chahinian, 2004). On trouve des exemples d'analyse par typologie de la spatialisation de : (i) Ks dans Grayson et al., 1992, (ii) n (coefficient de Manning-Strickler) dans Lange et al., 1999, (iii) capacités d'infiltration du modèle de Horton dans Khazel et al., 2003, (iv) Ks, n,  $\theta_i$ , paramètres sensibles du modèle CASC2D (Downer et al., 2002).

D'une part, la télédétection permet de cartographier rapidement la variation de la valeur d'une variable (teneur en eau du sol) à travers un bassin versant mais le résultat n'est pas fiable en valeur absolue (Hatterman et al., 2005). D'autre part, l'interpolation de mesures ponctuelles réparties sur le bassin (pluie, conductivité hydraulique) et la représentation de cartes sous Système d'Information Géographique (SIG) peuvent donner une apparence de précision à la paramétrisation d'une variable, alors que la résolution spatiale (densité des mesures) est faible. Les erreurs d'interpolation peuvent générer une forte incertitude sur la variable en entrée du modèle.

La **variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques du sol**, caractérisant l'infiltration, et de la conductivité hydraulique à saturation Ks en particulier, a un **impact important sur le ruissellement Hortonien** (Woolhiser, 1996 ; Downer et al., 2002), même si les études citées par Woolhiser (1996) sont limitées par la non prise en compte des possibilités de réinfiltration au sein du bassin versant. Or la conductivité hydraulique à saturation est considérée comme l'une des plus variables parmi les propriétés du sol (Gomez et al., 2005). Woolhiser et al. (1996) ont montré qu'après l'arrêt de la pluie, la concentration de l'écoulement réduit l'aire potentielle de réinfiltration ce qui peut avoir un impact important sur le volume ruisselé, le débit maximal et l'instant du pic. Plusieurs études indiquent que pour le ruissellement Hortonien l'effet de la variabilité spatiale de Ks tend à **diminuer pour les événements pluvieux importants** car le système atteint alors l'équilibre (Saghafian et Julien, 1995, Downer et al., 2002). Il en est de même pour la sensibilité du ruissellement à la

variabilité spatiale de la pluie (Ogden et Julien, 1993, Downer et al., 2002) et l'équilibre est atteint d'autant plus rapidement que le bassin est petit (Saghafian et Julien, 1995), mais ça n'est vrai que pour le ruissellement hortonien.

Notons que la **résolution temporelle** des variables d'entrée du modèle (**pluie**) peut également avoir un **impact sur les débits modélisés**. La **variabilité spatiale des paramètres** d'entrée du modèle est donc un problème dans la modélisation mais uniquement pour les **paramètres** auxquels les sorties du modèle sont **sensibles**. Nous présentons ainsi les paramètres des modèles pluie-débit auxquels le débit modélisé à l'exutoire d'un bassin versant est sensible.

### 3.2.2 Sensibilité des paramètres et variables d'entrée

Dans les bassins qui répondent rapidement à la pluie, la **résolution de la pluie** (spatiale et temporelle) est cruciale pour la qualité de la simulation (Grayson et al., 1992, Ogden et Julien, 1993). L'importance de la résolution de la pluie pour les modèles distribués de ruissellement hortonien est soulignée entre autres par Woolhiser (1996) et Michaud et Sorooshian (1994). Il a été prouvé qu'un **pas de temps de résolution** trop grand causait systématiquement une sous-estimation du débit de pointe (Aronica et al., 2005). Le débit maximum obtenu pour un versant peut être significativement plus grand pour une pluie d'intensité constante que pour une distribution naturelle des intensités de pluie (pour une même hauteur de pluie tombée) (Ogden et Julien, 1993). Une modélisation hydrologique précise nécessite une estimation précise des précipitations. Cependant, pour les **très petits bassins**, de quelques dizaines d'hectares comme celui de Rouffach, **une seule station de mesure suffit** généralement. De plus, l'interpolation entre stations par les polygones de Thiessen fait des hypothèses parfois trop simplistes pour réellement rendre compte de la variabilité spatiale de la pluie (Garen et al., 1999). Mais la résolution temporelle de la pluie est imposée par la(les) station(s) météorologique(s), tandis que la variabilité spatiale des paramètres peut-être mieux approchée par un plan de mesure bien construit des ces paramètres.

Les paramètres les plus sensibles d'un modèle de ruissellement à l'échelle du versant, HILLSLOPE, sont la **conductivité hydraulique saturation  $K_s$**  et la **teneur en eau à saturation  $\theta_s$** . Le modèle y est d'autant plus sensible que le ruissellement représente une part faible du volume précipité. A l'échelle du micro-bassin alpin (33 ha) les paramètres sensibles sont toujours  $K_s$  et  $\theta_s$ , avec en plus le **coefficient de Manning-Strickler**, utilisé dans les équations de transfert du ruissellement (Bronstert, 1999). C'est également le cas du modèle MHYDAS (Chahinian, 2004). En général, on peut affirmer que  $K_s$  et  $\theta_s$  sont deux paramètres très sensibles dans les modèles pluie-débit qui les utilise. Les conditions initiales sont donc parmi les paramètres les plus sensibles des modèles pluie-débit. Dans ce domaine la télédétection revêt toute son utilité pour estimer rapidement la distribution spatiale des conditions initiales (Grayson et al., 1992).

Cependant, en plus des problèmes déjà mentionnés de précision de la mesure d'une variable et de résolution spatiale de la mesure, il existe un décalage entre l'échelle de mesure d'un paramètre et l'échelle à laquelle ce paramètre est défini qui augmente encore l'incertitude sur les valeurs des paramètres d'entrée du modèle. Ce décalage correspond à ce qu'on appelle l'effet d'échelle.

### 3.2.3 Effets d'échelle

L'échelle de mesure du paramètre, l'échelle de la maille de calcul, l'échelle des sorties du modèle et l'échelle des données observées sont différentes (Beven, 1996), ce qui constitue l'un des verrous majeurs de la modélisation. Les problèmes d'effets d'échelle sont multiples et nous adoptons la distinction suivante pour les présenter : **échelles des processus**, **échelle de mesure des paramètres** et **échelle de modélisation**.

#### 3.2.3.1 Observation des processus et échelle des processus

L'**échelle d'un processus** fait référence à sa longueur caractéristique ou à son temps caractéristique, c'est l'**échelle naturelle du phénomène étudié**. Elle est caractérisée dans le temps (ou dans l'espace) par la **durée** (ou l'**étendue**) du processus intermittent, la période du processus périodique ou la longueur de corrélation pour les processus stochastiques. Comme les petites échelles de longueur sont souvent associées aux petites échelles de temps on fait souvent référence à la fois à la longueur et au temps quand on parle d'échelle d'un processus.

Les problèmes d'échelle sont décrits en détail par Blöschl et Sivapalan (1995) : l'**observation** d'un processus dans l'espace ou dans le temps est, elle aussi, caractérisée par une **durée** (ou **étendue**), une résolution (spatiale ou temporelle) et un volume (ou une durée) d'intégration du phénomène, mais la longueur et la durée d'observation sont **imposées par la technique de mesure** employée et sont donc généralement différentes de la longueur ou de la durée caractéristique du processus.

On dispose donc généralement d'échantillons à petite échelle pour étudier des processus à grande échelle. Or un processus plus large que la résolution de la mesure apparaît comme une tendance dans les données. Un processus plus petit que la résolution apparaît en revanche comme un bruit dans les données (Blöschl et Sivapalan, 1995).

De plus, on ne peut généralement pas, faute de moyens techniques suffisants, assurer une résolution à la fois importante dans le **temps** et dans l'**espace** pour observer un processus. Il faut donc **privilégier l'une ou l'autre des résolutions** lorsque l'on observe un processus (Colin, 2000). Typiquement, la résolution dans l'espace de l'observation des processus hydrologiques est plus mauvaise que la résolution dans le temps, ce qui constitue l'un des obstacles majeurs de la progression dans les problèmes d'échelle en modélisation hydrologique.

En plus de la collecte des données sur le comportement du système, auxquelles sont comparées les sorties du modèle, il faut, en entrée du modèle, mesurer les paramètres, du moins pour les paramètres qui ont un sens physique. Interviennent alors les problèmes d'échelle de mesure des paramètres.

#### 3.2.3.2 Sens physique des paramètres et échelle de mesure

Lorsque l'on paramètre les équations physiques des modèles d'infiltration, les **mesures locales** (10cm) de paramètres sont **appliquées à plus grande échelle** à toute l'aire à paramétrer (10 voire 1000m). On considère donc implicitement que ces équations, établies à petite échelle, restent une description adéquate des processus à plus grande échelle, ce qui n'est pas vérifié à cause du **caractère non-linéaire des processus** (Merz et al., 2002). De plus, dans les équations des modèles physiques, les paramètres n'ont un **sens physique réel** qu'à l'échelle où ils sont mesurés. A l'échelle supérieure de l'unité d'aire à paramétrer, le paramètre n'a plus son sens physique initial et on devrait parler de **paramètre équivalent**, l'équation physique devant alors être considérée comme une conceptualisation du processus (Varado, 2004).

### 3.2.3.3 Unité de calcul et échelle de modélisation

Pour pallier la différence entre échelle de modélisation et d'observation on a recours aux méthodes de « **scaling** » (Becker et Braun, 1999):

- upscaling : transférer des informations à une échelle plus large ;
- downscaling : transférer des informations à une échelle plus petite ;
- régionalisation : transférer des informations d'un bassin versant à un autre (uniquement si les bassins sont similaires).

Ces opérations de scaling sont délicates à réaliser à cause de l'hétérogénéité du bassin versant (variation dans l'espace de ses propriétés) et de la variabilité des processus hydrologiques (dans le temps et dans l'espace). Il faut identifier l'**organisation** (spatiale et temporelle) des propriétés du bassin versant et des processus pour pouvoir réaliser une mise à l'échelle.

Dans la conceptualisation à petite échelle d'une réponse hydrologique la mise à l'échelle peut concerner les variables d'état de la fonction, ses paramètres et les données d'entrée, mais aussi la conceptualisation elle-même. Ils ne sont pas tous mis à l'échelle en général et on se concentre sur l'un d'entre eux.

La mise à l'échelle la plus courante est l'upscaling et nécessite de distribuer les observations à petite échelle sur l'ensemble du bassin puis d'agréger cette distribution spatiale en une seule valeur au sein de l'unité considérée. L'agrégation des paramètres de modèles en paramètres effectifs pose ensuite deux questions :

- ✓ Est-ce que les équations établies pour une échelle (généralement petite) peuvent décrire les processus à des échelles supérieures ? Cela pose le problème du changement des processus dominants avec l'échelle mais ce changement est associé à un seuil d'échelle;
- ✓ Quelle est, le cas échéant, la loi d'agrégation à utiliser ? Les paramètres effectifs sont sensés être uniformes sur l'unité de base du modèle et conduire au même résultat que la distribution des paramètres à plus petite échelle. Lorsque les processus en cause sont non linéaires il est difficile voire impossible de définir des lois d'agrégation, en revanche on peut atteindre le paramètre effectif en calant la sortie du modèle homogène sur la sortie du modèle hétérogène.

La considération de ces problèmes mène à critiquer les avantages théoriques des modèles physiques distribués, sensés, affranchir l'opérateur de la calibration des paramètres, qui ont une signification physique et sont donc mesurables sur le terrain.

### 3.2.4 Limites des modèles physiques distribués

D'après Blöschl et Sivapalan (1995), les modèles distribués ont deux limites : (i) les bassins versants sont trop hétérogènes pour pouvoir définir précisément élément par élément la variation intra-élément (utiliser des distributions de probabilité plutôt qu'une valeur unique), (ii) le grand nombre de paramètres rend difficile la calibration et l'évaluation du modèle (nécessité d'utiliser des observations internes au bassin, comme l'hydrogramme au niveau d'un sous-bassin, et/ou des observations d'autres variables).

L'incertitude dans la description des processus et l'estimation des valeurs de paramètres réduit les avantages des modèles complexes lors de leur application à des cas concrets. Beven (1989) va même jusqu'à considérer les modèles physiques distribués comme des modèles conceptuels globaux avec seulement plus de paramètres. Grayson et al. (1992) éclairent ce point de vue en précisant qu'on ne peut pas échapper à la calibration de certains paramètres dans les modèles physiques distribués, ce qui engendre des incertitudes dans l'estimation de ces paramètres lorsque les données nécessaires ne sont pas disponibles (données interne au bassin, notamment). Perrin

(2000) conclue donc que les modèles physiques doivent rester dans le domaine de la recherche.

Une nouvelle génération de modèles conceptuels est donc nécessaire, avec des paramètres ayant une signification physique, pour combiner l'avantage d'une paramétrisation par mesures de terrain et de modèles plus simples à mettre en œuvre (Ciarapica et Todini, 2002). Il faut également adopter une procédure claire et méthodique de paramétrisation pour améliorer la démarche de modélisation. Refsgaard (1997) propose trois étapes à respecter dans la procédure de paramétrisation, que nous suivons dans notre étude : (i) définir des classes et leur associer des valeurs de paramètres, la valeur de la variable associée devant être facilement accessible sur le terrain (EdS), (ii) distinguer les paramètres à calibrer des paramètres accessibles par la mesure et donner des ordres de grandeur (physiquement) acceptables pour les paramètres à calibrer, (iii) le nombre de paramètres à calibrer doit rester faible.

☞ La paramétrisation des modèles distribués se heurte à deux problèmes : la spatialisation des valeurs de paramètres sur le bassin versant et la représentativité des mesures réalisées, associée aux problèmes d'effet d'échelle.

La spatialisation par typologie est une bonne stratégie pour pointer l'essentiel de la structure de la variabilité spatiale dans un milieu aux discontinuités abruptes tel que les bassins viticoles.

La distorsion entre l'échelle de paramétrisation (aire à paramétrer) et l'échelle où le paramètre a un sens physique compromet les avantages théoriques des modèles physiques distribués.

**Nous choisissons donc d'adopter une modélisation conceptuelle des processus définis comme dominants dans notre contexte d'étude. Une modélisation conceptuelle semi-distribuée, dont le niveau de complexité est en lien avec les informations que l'on veut extraire des données disponibles, nous apparaît comme pertinente pour notre étude. Nous testons également une approche encore plus simple, globale, des transferts de pesticides à l'exutoire du bassin. Une approche conceptuelle globale possède moins de paramètres qu'une approche distribuée et ne nécessite pas de mesures sur le terrain pour paramétrer le modèle, mais demande en revanche de caler tous les paramètres.**

### 3.3 Calibration : philosophie, optimums multiples et équifinalité

La calibration est le processus par lequel les paramètres sont estimés dans les modèles conceptuels (lorsque le paramètre n'a pas de sens physique susceptible de le relier à des mesures de terrain). Il s'agit par exemple des paramètres de capacité de stockage d'eau dans le sol, de taux de ruissellement et du taux de percolation dans modèles hydrologiques à réservoir.

#### 3.3.1 Définition de la calibration

Il existe plusieurs problèmes de calibration (Janssen et Heuberger, 1995). Le plus classique est l'optimisation. On minimise une ou plusieurs fonctions coût, qui quantifient l'écart entre données observées et simulées.

La calibration considère une certaine gamme de valeurs pouvant être prises par le paramètre et définie par l'opérateur (par expérience du modèle, ou valeurs prises dans la littérature). Classiquement, une valeur de départ est choisie dans cette gamme, puis ajustée par calibration manuelle ou automatique pour minimiser les erreurs entre sorties du modèle et observations (débits modélisés et mesurés en un point du bassin en hydrologie).

La minimisation de cette (ou ces) fonctions par changement des valeurs des paramètres calibrés peut se faire à la main (essai-erreur). La **calibration manuelle** demande beaucoup d'expérience pour donner de bons résultats en un temps raisonnable et se base sur des critères subjectifs, ou du moins non normalisés et donc non reproductibles par un tiers, tels que la comparaison visuelle des hydrogrammes modélisés et mesurés. C'est donc pour gagner du temps dans la calibration par des non-experts et pour introduire un peu d'objectivité dans le processus que la calibration automatique s'est développée. Le modélisateur doit cependant rester actif et critique (Dubus, 2002).

La **calibration automatique** se base sur un algorithme d'optimisation qui minimise une fonction objectif choisie, fonction quantifiant les erreurs entre variable modélisée et variable mesurée sur le terrain. La somme des moindres carrés est la fonction objectif la plus largement utilisée (Sorooshian et Gupta, 1995). Sorooshian et Gupta (1995) proposent une revue détaillée des différents algorithmes existants et des concepts et hypothèses qui les sous-tendent. Tous les algorithmes cherchent à explorer la surface réponse du modèle, qui décrit l'évolution de la fonction objectif dans l'espace des paramètres. Sorooshian et Gupta (1995) séparent les algorithmes en deux familles : les méthodes locales et les méthodes globales.

#### *3.3.1.1 Méthodes locales de calibration automatique*

Les méthodes locales partent d'un point de l'espace des paramètres et avancent selon une direction choisie en fonction : (i) des informations issues de la seule valeur de la fonction objectif, ce sont les méthodes directes, (ii) des informations issues de la valeur de la fonction objectif et de la valeur du gradient de la fonction, ce sont les méthodes gradient. L'opération se répète jusqu'à ce que la variation de la valeur de la fonction objective (et/ou de la fonction gradient) ne soit plus significative (critère d'arrêt).

Les limites principales des méthodes locales résident dans leurs difficulté à investiguer les surfaces réponse des modèles non-linéaires, qui présentent généralement des optimums locaux (Sorooshian et Gupta, 1995, Duan et al., 1992). Le résultat de l'algorithme dépend alors fortement du point de départ dans l'espace des paramètres.

C'est pour pallier ces limites que les méthodes globales ont été développées.

#### *3.3.1.2 Méthodes globales de calibration automatique*

Parmi les méthodes globales, Sorooshian et Gupta (1995) distinguent : (i) les méthodes stochastiques, ou aléatoire, qui échantillonnent aléatoirement l'espace des paramètres d'après leurs distributions, généralement considérées uniformes, (ii) l'Adaptative Random Search (ARS) (Duan et al., 1992), qui permet de tenir compte des informations collectées au cours de l'échantillonnage pour guider la recherche vers la région de l'optimum global (Duan et al., 1992) (iii) les algorithmes à départs multiples qui mènent plusieurs recherches locales à partir de points distribués dans l'espace des paramètres et qui apparaît plus performante que les deux premières (Duan et al., 1992) (iv) le Shuffled Complex Evolution Algorithme (SCE-UA) (Duan et al., 1992) qui gagne en efficacité par rapport aux algorithmes à départs multiples sur lesquels elle est



basée, en permettant de croiser les informations des différentes recherches locales, qui ne sont donc plus menées indépendamment les unes des autres.

L'algorithme SCE est considéré comme l'algorithme le plus performant et a été utilisé dans de nombreuses études : (i) pour le modèle bassin versant distribué SWAT (Eckhardt et Arnold, 2001), (ii) dans le cadre d'une calibration multi-objectifs (Madsen, 2000) combinant les mesures par RMSE des erreurs sur différents aspects de l'hydrogramme (le volume total, la forme générale de l'hydrogramme, les pics de débits, les débits de base). Yapo et al. (1998) présentent d'ailleurs une extension de l'algorithme SCE au cas de l'optimisation multi-objectif, le MOCOM-UA (multi-objective complex evolution).

**Mais il reste difficile, si ce n'est impossible, d'obtenir un jeu unique de paramètres** pour un modèle pluie-débit conceptuel par une méthode de calibration automatique : **la non-linéarité typique de ces modèles conduit à l'existence de plusieurs optimums** et les procédures de calibration automatiques, même globales, sont incapables d'estimer l'optimum global avec confiance (Duan et al., 1992). Face à l'échec de détermination d'un optimum globale, la notion d'**optimum multiples** et le **concept d'équifinalité** sont apparus.

### 3.3.2 Optimums multiples et concept d'équifinalité

#### 3.3.2.1 *Optimums multiples*

Duan et al. (1992) recensent les cinq caractéristiques majeures qui compliquent le problème d'optimisation dans la calibration des modèles pluie-débit conceptuels : (i) à l'échelle globale il existe plusieurs régions d'attraction, (ii) à l'échelle locale de la région d'attraction il existe plusieurs optimum locaux, (iii) la fonction objectif n'est pas lisse et ses dérivées sont discontinues, variant de manière imprévisible à travers l'espace des paramètres, c'est pourquoi les méthodes locales d'optimisation basées sur les dérivées n'aboutissent pas, (iv) la surface réponse autour de l'optimum n'est pas nécessairement convexe, (v) sensibilité faible de la surface réponse dans la région de l'optimum et interaction des paramètres.

Différents pièges dans la surface réponse peuvent désorienter les algorithmes de calibration : (i) les optimums secondaires, que l'on peut parer en lançant l'algorithme de calibration depuis différents points initiaux de la surface réponse, (ii) les points de selle, qui correspondent à un maximum dans une direction mais qui sont des minimums le long d'une autre direction, (iii) les vallées qui traduisent l'interdépendance d'au moins deux paramètres, (iv) les plateaux qui caractérisent l'insensibilité aux paramètres concernés (Rakem, 1999). Plus le nombre de paramètres est important et plus ces problèmes s'aggravent, particulièrement avec les modèles physiques et les modèles distribués (Beven et Binley, 1992, Beven et Freer, 2001).

**L'existence d'un optimum global n'est cependant pas remis en cause par ces auteurs** qui concluent simplement sur l'incapacité des méthodes de calibration à détecter avec confiance cet optimum global et à rester bloquer sur les optimums secondaires de la surface réponse.

**Cette vision est remise en cause par Beven qui défend le principe de l'équifinalité** (Beven, 1993, Beven and Freer, 2001).

#### 3.3.2.2 *Concept d'équifinalité*

D'une part **la calibration classique suppose que la structure du modèle soit adéquate**, or les erreurs sur la valeur des paramètres d'entrée et sur la structure du modèle peuvent se compenser pour ajuster les données observées (Dubus, 2002).

D'autre part **elle ne prend pas en compte les incertitudes sur les données observées** (qui ne sont qu'une réalisation possible du système (Loehle, 1997)). Une **corrélation** entre deux ou plusieurs **paramètres** peut également mener à une compensation des valeurs de ces paramètres, plusieurs jeux menant alors à des prédictions équivalentes. Il existe donc plusieurs jeux de paramètres fournissant des représentations également acceptables du système, sans qu'aucun d'eux ne soit « vrais » (Beven et Binley, 1992, Beven, 2005). De même, Kuczera et Parent (1998) justifient le concept d'équifinalité pour les modèles conceptuels, avançant qu'il serait naïf de compter sur une valeur unique de chaque paramètre étant donné que les modèles conceptuels ne sont rien d'autre que la combinaison empirique d'opérateurs mathématiques décrivant les caractéristiques principales d'un cycle hydrologique idéalisé.

Bien sûr, pour un jeu de données en calibration et un critère de qualité il se dégagera toujours un modèle meilleur que les autres parmi les modèles acceptables. Mais plusieurs études d'optimisation montrent que le jeu optimal calibré dépend des données utilisées en calibration, ce qui traduit un phénomène de compensation entre erreur de structure du modèle, erreur sur les données de calibration et valeurs des paramètres. D'ailleurs, Grayson et al. (1992) mettent en garde les modélisateurs sur la compensation des erreurs de structure par les valeurs de paramètres calés. Le modèle peut ainsi reproduire les observations pour de mauvaises raisons (Table 2- 2), c'est-à-dire avec une mauvaise représentation du fonctionnement du bassin, grâce à la compensation des erreurs au sein du bassin versant (Senarath et al., 2000, Anderton et al. 2002).

	1	2	3	4
structure	OK	OK	NON	NON
valeur paramètres	OK	NON	NON	OK

1. Bonne estimation pour les bonnes raisons ;
2. Mauvaise estimation pour les mauvaises raisons ;
3. Mauvaise estimation pour les bonnes raisons ;
4. Bonne estimation pour les mauvaises raisons.

**Table 2- 2 Détail des quatres interactions possibles entre la qualité de la structure du modèle et la qualité de détermination des valeurs de paramètres du modèle pour la qualité finale de la modélisation (d'après Grayson et al., 1992).**

Ainsi, les modèles hydrologiques Hortonien distribués sont particulièrement sensibles à la teneur en eau initiale des sols (Senarath et al., 2000), qui est une valeur sujette à incertitude. Les paramètres  $K_s$  et  $n$  étant souvent ajustés par calibration, cette calibration est compromise par l'incertitude sur  $O_i$ . Il en résulte des problèmes d'équifinalité avéré (Downer et al., 2002).

Compte-tenu des sources d'erreur dans le processus de modélisation, les autres jeux de paramètres acceptables ne peuvent donc pas être rejetés (Beven, 2005). D'autres méthodes de calibration permettent la prise en compte de ce problème d'équifinalité dans la calibration des paramètres (Janssen and Heuberger, 1995, Loehle, 1997). La méthode GLUE (Beven et Binley, 1992) a été développée à partir de la méthode d'analyse de sensibilité de Hornberger-Spear-Young (Hornberger et Spear, 1981) dans l'optique de prendre en compte tous les jeux acceptables dans la modélisation. Elle se base sur ce concept d'équifinalité et reconnaît l'équivalence (ou la quasi-équivalence) de différents jeux de paramètres dans la calibration de modèles. Elle permet ainsi de prendre en compte la non-linéarité du modèle (Beven et Freer, 2001), celle là même qui

engendre minimas locaux, plateaux et vallées de la surface réponse qui gênent la démarche classique de calibration.

☞ Le modèle conceptuel global que l'on se propose d'utiliser, et dans une moindre mesure le modèle conceptuel semi-distribué, nécessitent une calibration des paramètres.

Mais il est, d'une part, impossible de fixer une seule valeur de paramètre, principalement à cause de l'existence de plusieurs optimums pour les modèles non-linéaires que sont les modèles pluie-débit.

D'autre part, prenant en compte le fait que, face à des systèmes complexes, on ne peut pas assurer que la structure du modèle soit correcte, et admettant que les modèles utilisés sont souvent surparamétrés par rapport aux données de calibration disponibles, d'autant que ces données de calibration peuvent elles-mêmes être sujettes à des erreurs, on ne peut pas raisonnablement attendre qu'il y ait un optimum clairement défini dans la surface réponse des modèles.

**Nous adhérons à ce concept d'équifinalité et recherchons tous les jeux de paramètres acceptables compte-tenu des sources d'erreur dans le processus de modélisation. Ca n'est d'ailleurs qu'en prenant en compte ces sources d'erreur, détaillées plus loin, que nous pouvons étudier complètement la capacité intrinsèque des modèles et définir des stratégies d'échantillonnage en lien avec ces capacités.**

### 3.4 Incertitudes dans la modélisation

#### 3.4.1 Sources d'incertitude

Les sources d'incertitude dans la modélisation sont multiples : incertitude sur les données mesurées, les paramètres du modèle, la structure du modèle, le choix du modèle, la subjectivité du modélisateur (Dubus et al., 2003).

La subjectivité du modélisateur est fortement liée à celle de l'incertitude sur les paramètres d'entrée au sens où il peut être difficile d'attribuer une valeur à un paramètre (paramètre difficilement mesurable, grande variabilité). Le modélisateur doit donc faire un choix pour attribuer une valeur à ce paramètre (littérature, jugement d'expert, calibration...). L'expérience de l'opérateur peut être aussi important que l'approche de modélisation choisi dans le résultat de la modélisation (Diekkrüger et al., 1995, Tiktak, 2000).

Vanclooster et al. (2000) examine les différentes sources d'incertitude à travers une expérience de modélisation menée avec 12 modèles de transfert d'eau et de soluté dans le sol (à une dimension, verticale) et 36 modélisateurs issus de la communauté scientifique mais également des industriels et des législateurs. Une des recommandations des auteurs en termes de bonnes pratiques de modélisation est que l'opérateur comprennent les hypothèses et les limitations du modèle.

Avant de quantifier les sources d'incertitude dans la modélisation, il convient de déterminer lesquelles contribuent le plus à l'incertitude sur les prévisions du modèle (Dubus et al., 2003). C'est **l'incertitude sur les paramètres d'entrée** qui est considérée

comme la source majeure d'incertitude et qui a le plus fait l'objet de travaux de quantification de l'incertitude (Guyonnet et al., 2003, 1999; Freissinet et al., 1999, 1998; Abede et al., 2000; Lamb et Myrabo, 1998; Beven and Freer, 2001; Mowrer, 2000). Les erreurs dans l'estimation des paramètres interviennent lorsque les données nécessaires à cette estimation ne sont pas disponibles ou insuffisantes, et aussi parce que les mesures sont elles-mêmes sujettes à des erreurs (de mesure). **Les erreurs de modèle** peuvent également être une source majeure d'erreur dans les sorties des modèles (Loague et Green, 1991, Jarvis et al., 2000). Les erreurs dans le modèle sont inévitables dans le sens où les modèles sont une simplification de la réalité. Certains auteurs insistent également sur l'incertitude due aux **erreurs sur les variables d'entrée du modèle**, principalement la pluie que Zhang et al. (1993) considèrent comme une source d'incertitude dont la magnitude est comparable à l'incertitude due aux erreurs sur les valeurs des paramètres d'entrée. Aronica et al. (2005) ont analysé l'incertitude sur le débit modélisé avec la procédure GLUE (Beven et Binley, 1992) pour différents pas de temps de résolution de la pluie avec des données de référence à 2 minutes. Il s'avère que la sensibilité au pas de temps de résolution de la pluie dépend de la structure du modèle.

**Nous distinguons l'incertitude sur les sorties du modèle due aux valeurs des paramètres d'entrée et les erreurs entre les sorties du modèle et les variables observées dues à la structure du modèle et aux erreurs sur les variables d'entrée du modèle.**

L'**incertitude sur les sorties due aux valeurs de paramètres** traduit les capacités inhérentes au modèle utilisé avec une quantité et une qualité de données fixées. C'est sur la base de ces capacités que les **stratégies d'échantillonnage** associées à un modèle doivent être définies : elles ont pour but de minimiser cette incertitude, considérant que les points de mesure servent à déterminer des valeurs de paramètres du modèle.

De plus, il faut vérifier que le modèle est un interpolateur correct des mesures de concentration et **donc évaluer les erreurs entre sortie du modèle et variable observée**, ce qui est l'objet de la **validation du modèle**.

#### 3.4.2 Analyse d'incertitude

L'analyse d'incertitude fait l'hypothèse d'une structure correcte du modèle, et prend en compte tout ou partie des sources d'incertitude en entrée du modèle présentées précédemment. Les méthodes d'analyse d'incertitude sont détaillées plus loin dans le chapitre II-4. Gourley et Vieux (2006) considèrent les erreurs sur les paramètres du modèle et sur les pluies en entrée du modèle dans leur analyse d'incertitude, en considérant les erreurs sur les débits mesurés négligeables (3-6%) par rapport aux deux autres. Il convient d'argumenter toute omission d'une source d'erreur car l'oubli d'une source d'erreur non négligeable mène à une sous-estimation des erreurs de modélisation (Jansen, 1998). La seule erreur non prise en compte est l'erreur sur la structure du modèle. Dans cette étude, nous prenons en compte l'erreur sur les données d'entrée du modèle via le concept d'équifinalité : l'erreur sur les données engendre une certaine tolérance sur la performance des jeux de paramètres retenus comme modèles acceptables.

La structure du modèle est donc considérée correcte dans l'analyse d'incertitude et elle peut être vérifiée a posteriori : si les débits observés (pour des données de validation) ne sont pas contenus dans les intervalles d'incertitude sur le débit modélisé, dérivés des sources d'erreur en entrée du modèle, c'est qu'il y a manifestement une erreur de structure du modèle. C'est l'objet de la validation du modèle.

---

### 3.5 Vérification, validation, évaluation de modèles

#### 3.5.1 Définitions

L'évaluation rigoureuse des modèles est nécessaire pour guider les efforts de modélisation dans la bonne direction (Kirchner et al., 1996). Rykiel (1996) a fait une revue des différents concepts de validation dans la littérature. Parmi ces concepts, certains auteurs font la distinction entre la qualité des prédictions d'un modèle pour un écosystème particulier et la transposabilité du modèle (qualité des prédictions pour une large gamme d'écosystème). On peut également distinguer les modèles construits pour comprendre un système des modèles de prédiction pure. Un modèle peut être jugé sur la validité des hypothèses testées et sur sa capacité de prédiction mais la validité des hypothèses n'engendre pas forcément la qualité des prédictions, ne serait-ce que parce que le modèle ne prend pas en compte tous les processus présent dans le système qu'il décrit.

La **vérification** est la démonstration que la formalisation du modèle est correcte (les hypothèses sont correctement traduites dans le code du modèle, la formalisation mathématique est correcte).

La **validation** est la démonstration que le modèle possède dans son domaine d'application une précision adaptée à l'application pour laquelle il est destiné. Le modèle est acceptable pour une certaine utilisation, mais on ne le juge pas dans l'absolu et le but de la manœuvre n'est pas de démontrer que c'est le meilleur des modèles.

La **validation opérationnelle** consiste à démontrer que les sorties du modèles atteignent les performances requises par l'utilisation que l'on en fait. Elle utilise largement des critères statistiques sur la comparaison des données mesurées et modélisées. Cependant, cette validation ne garanti pas que les hypothèses du modèle traduisent effectivement les processus en jeu dans le système.

La **validation conceptuelle** s'attache à cet aspect. Mais comme certains processus peuvent manquer dans le modèle, une validation conceptuelle ne garanti pas la succès de la validation opérationnelle.

D'autre part, on ne peut pas assurer que les données utilisées représentent avec précision le système réel et assurent le meilleur test du modèle. **On ne doit pas attendre des données modélisées qu'elles soient plus précises que les données observées.** Il nous faut donc **estimer les erreurs sur les variables observées** avant de réaliser la validation des modèles. Nous **prenons également en compte** l'erreur propagée dans le processus de modélisation par la **résolution temporelle des données de pluie** en alignant les variables, observées à un pas de temps de mesure fixé par l'instrumentation, sur ce pas de mesure de la pluie. Loague et Green (1991) soulignent également que le degré de performance attendu en validation du modèle ne doit pas être supérieur au degré obtenu en calibration. On ne doit pas non plus perdre de vue que c'est l'utilisation que l'on fait du modèle qui détermine le degré de performance nécessaire. De plus, une donnée observée contenue dans les intervalles d'incertitude calculés en sortie du modèle ne garanti pas que la structure du modèle soit correcte. En effet, la variable observée sur le terrain peut ne pas avoir un pouvoir discriminant suffisamment fort, notamment à cause de la variabilité non négligeable des données réelles, et permettre d'accepter plusieurs modèles de structures très différentes. C'est ce que montrent Kirchner et al. (1996), dans une étude sur la relation entre les concentrations de deux substances dans l'eau à l'exutoire d'un bassin et le débit : la structure de la relation entre les deux concentrations, que les auteurs cherchent à modéliser, est masquée par l'influence dominante du débit sur les concentrations. Il faudrait donc pouvoir séparer ces influences pour discriminer les modèles testé

(Kirchner et al. (1993) proposent des techniques de séparation), mais cela reste difficile avec des données réelles.

Hatterman et al. (2005) soulignent l'importance d'une validation multi-critères, et multi-échelles pour les modèles distribués : sur les débits, mais également sur d'autres variables, au niveau de l'exutoire du bassin et de l'exutoire de sous-bassins.

L'évaluation des performances d'un modèle doit comprendre à la fois des critères statistiques et des visualisations graphiques, car une bonne vérification de modèle nécessite à la fois un jugement d'expert et un ou plusieurs critères statistiques plus objectifs.

### 3.5.2 Mise en œuvre de la validation d'un modèle

#### 3.5.2.1 Critères statistiques sur les erreurs résiduelles

Parmi les critères statistiques, Loague et Green (1991) citent les tests d'hypothèses sur les moyennes ou les variances des distributions des valeurs observées et prédites. Les tests statistiques demandent que certaines hypothèses soient vérifiées : (i) le critère statistique utilisé (moyenne) a distribution normale, (ii) les variances des différentes distributions sont constantes, (iii) les individus d'un échantillon sont indépendants. Malheureusement les données de qualité d'eau dans le temps sont rarement indépendantes les unes des autres, c'est pourquoi on mène généralement les tests sur les erreurs résiduelles (différence entre valeur observée et valeur modélisée) : si la structure des données est bien modélisée il ne doit rester aucune structure dans la population des erreurs résiduelles. Reckhow et al. (1990) proposent une revue des tests statistiques. (i) le t-test de Student (la moyenne des erreurs est-elle nulle ?) nécessite les trois hypothèses précédentes, (ii) le test de Wilcoxon peut-être utilisé si l'hypothèse de normalité n'est pas vérifiée ; le problème de l'indépendance reste central pour ces deux tests, (iii) le test de Kolmogorov-Smirnov.

Le modèle est validé s'il est impossible de rejeter l'hypothèse de différence entre la population des valeurs observées et celle des valeurs prédites. Le problème c'est que  $H_0$  l'hypothèse nulle (= l'erreur moyenne est nulle (indique un bon modèle)) peut être acceptée si le modèle est bon, mais aussi si modèle et données sont variables dans les mêmes proportions. Donc si la qualité des données est insuffisante on ne peut rien conclure (Reckhow et al., 1990).

Plus souvent, c'est l'analyse des erreurs résiduelles qui est employée comme critère statistique d'évaluation d'une modélisation avec le calcul de critères, dont nous présentons une revue dans le chapitre II-4.2.

Parmi les graphiques ayant un intérêt pour l'évaluation d'un modèle il y a bien sûr la comparaison des chroniques de concentrations observées et modélisées. On peut également représenter les concentrations prédites en fonction des concentrations observées pour vérifier s'il y a linéarité et pour identifier facilement les erreurs systématiques (sur- ou sous-estimation du modèle). Mais Kirchner et al. (1996) démontrent sur la base de modèles simples que les deux méthodes classiques pour comparer les prédictions des modèles aux données environnementales (à savoir tracer sur un même graphique les séries temporelles modélisées et les séries mesurées et construire le graphique des valeurs modélisées versus les valeurs observées) n'ont qu'un faible pouvoir de diagnostic.

On peut également analyser une éventuelle structure des erreurs de modélisation. Ces représentations permettent d'analyser une éventuelle structure dans les erreurs résiduelles du modèle.

### 3.5.2.2 Analyse de la structure des erreurs

S'il y a des erreurs dans la structure du modèle, les erreurs résiduelles ne satisfont plus les hypothèses nécessaires à l'utilisation des critères statistiques proposés (distribution normale, variance constante entre populations, indépendance des individus) : les erreurs résiduelles ont une structure.

Pour étudier une éventuelle structure dans les erreurs en sortie du modèle, Pebesma et al. (2005) proposent des outils permettant le diagnostic détaillé des erreurs de modélisation, définies dans l'étude comme la différence entre valeur mesurée et valeur modélisée à chaque pas de temps pour une sortie de modèle (le débit). Trois types de graphiques permettent de visualiser une éventuelle structure des erreurs : (i) le graphique des erreurs en fonction du temps, (ii) la distribution cumulée des erreurs au cours du temps, (iii) le graphique des débits observés en fonction des débits modélisés. La distribution cumulée des erreurs au cours du temps permet de visualiser le temps total au cours duquel les erreurs dépassent un niveau donné. Les auteurs proposent de raffiner la représentation des débits observés en fonction des débits modélisés en utilisant un dégradé de couleur pour identifier l'instant correspondant à chaque point, ce qui permet de constater d'éventuelles sur ou sous-estimations caractéristiques du modèle et de définir si elles sont reliées à la valeur du débit (sous/sur –estimation des pics/débits de base) ou au temps.

☞ L'analyse d'incertitude fait l'hypothèse d'une structure correcte du modèle et a pour objet la propagation des erreurs en entrée du modèle dans le processus de modélisation. L'erreur sur les valeurs de paramètres du modèle est généralement considérée comme la source majeure d'incertitude.

La validité de la structure du modèle est vérifiée a posteriori par étude des erreurs résiduelles entre variable observée et variable modélisée.

L'incertitude sur les sorties du modèle traduit les capacités inhérentes au modèle dans le contexte (données disponibles) de son utilisation : la stratégie d'échantillonnage recherchée a pour but de minimiser l'incertitude sur les concentrations modélisées à l'exutoire du bassin.

Enfin, la validation du modèle doit prendre en compte les erreurs sur les données d'entrée. Nous quantifions donc l'erreur sur les débits et les concentrations observées à l'exutoire du bassin versant et ramenons les débits et concentrations observés au pas de mesure de la pluie, qui fixe le pas de calcul du modèle.

## 4 LES OUTILS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE

### 4.1 Revue des méthodes d'analyse de sensibilité

Les erreurs sur les paramètres d'entrée sont une source d'incertitude importante dans la modélisation (Dubus et al., 2003). Seuls les paramètres d'entrée sensibles, c'est-à-dire pour lesquels une petite variation de valeur aboutit à une variation significative de la sortie du modèle, peuvent être des paramètres « importants », c'est-à-dire des paramètres dont la variabilité se propage à travers le modèle pour contribuer en fortement à la variabilité globale de la sortie du modèle (Hamby, 1994). Car l'incertitude en sortie du modèle est le résultat du croisement de l'incertitude en entrée

du modèle et de la sensibilité du modèle à telle ou telle variable d'entrée (Dubus et al., 2002).

Une analyse de sensibilité est donc traditionnellement conduite avant l'analyse d'incertitude pour : (i) identifier les paramètres qui nécessitent des connaissances supplémentaires pour préciser leurs valeurs, (ii) identifier les paramètres auxquels le modèle n'est pas sensible, (iii) identifier les paramètres qui contribuent le plus à la variabilité sur les sorties, (iv) identifier les paramètres les plus corrélés aux sorties (Hamby, 1994). L'information utile délivrée par l'analyse de sensibilité ne sera pas tant le rang exact de chaque paramètre dans un ordre décroissant de sensibilité que la détermination du groupe de paramètres de tête, qui concentre la majorité de la sensibilité des sorties du modèle (Hamby et al., 1994).

Plusieurs méthodes existent pour conduire une analyse de sensibilité dont Hamby, (1994) et Christiaens et Feyen (2002) fournissent une revue complète.

#### 4.1.1 Analyse différentielles

Les analyses différentielles sont basées sur l'approximation des séries de Taylor du premier ordre qui donnent (Equation 2-11) une expression simple du coefficient de sensibilité (adimensionnel).

$$\phi_i = \frac{\partial Y}{\partial X_i} \left( \frac{X_i}{Y} \right) \quad \text{Equation 2- 11}$$

avec Y sortie du modèle et  $X_i$  paramètres du modèle (Hamby, 1994).

Cette méthode est applicable seulement aux modèles linéaires reliant Y aux  $X_i$  par une équation simple et pour lesquels on peut faire l'hypothèse de l'indépendance des paramètres. Ces conditions sont très restrictives, mais on peut cependant utiliser une approximation de ce coefficient de sensibilité (Equation 2-12) pour les modèles plus complexes (Hamby, 1994 ; Christiaens et Feyen, 2002).

$$\phi_i = \frac{\% \Delta Y}{\% \Delta X_i} \quad \text{Equation 2- 12}$$

avec Y sortie du modèle et  $X_i$  paramètres du modèle.

Comme les analyses locales, cette approximation est valable uniquement pour de petites variations de valeur du paramètre X

#### 4.1.2 Analyses locales

Les analyses locales assument une variation des paramètres un par un dans des proportions assez faibles à partir d'un jeu de paramètres de base, la variation de la sortie du modèle fournissant le rang de sensibilité du paramètre (Hamby, 1994). Mais les conclusions de l'analyse de sensibilité seront nécessairement spécifiques de ce scénario de paramétrisation de base (Dubus et al., 2000).

Elles ne permettent donc pas de prendre en compte la variabilité totale des paramètres ni leurs possibles dépendances.

Or, la sensibilité d'un paramètre dépend aussi des interactions entre paramètres (Hamby, 1994). C'est pourquoi des méthodes d'analyses globales prenant en compte la variabilité de tous les paramètres simultanément, ont été développées.



### 4.1.3 Analyses de sensibilité globales

#### 4.1.3.1 Concept des analyses de sensibilité globales

Les analyses globales sont basées sur la méthode de Monte Carlo, décrite plus loin, et permettent une analyse à travers la gamme entière des valeurs prises par les paramètres pour un nombre important de ceux-ci.

Plusieurs jeux de paramètres sont échantillonnés à travers l'ensemble de l'espace définis par les distributions de probabilité des paramètres. Les mesures de sensibilité sont réalisées à partir de la matrice résultante que l'on peut représenter ainsi (Table 2-3) :

(jeu 1)	$X_{11}$	...	$X_{i1}$	...	$X_{n1}$	$Y_1$
...						
(jeu j)	$X_{1j}$	...	$X_{ij}$	...	$X_{nj}$	$Y_j$
...						
(jeu p)	$X_{1p}$	...	$X_{ip}$	...	$X_{np}$	$Y_p$

**Table 2- 3 Forme de la matrice résultant de l'échantillonnage de l'espace de paramètres du modèle et utilisée dans l'analyse de sensibilité globale.**

$X_i$  représente le  $i^{\text{ème}}$  paramètre du modèle et  $Y$  la sortie du modèle.

L'avantage de l'analyse globale, qui permet d'explorer l'ensemble de l'espace des paramètres, réside dans la simplicité de sa mise en œuvre. Mais le temps de calcul nécessaire en constitue l'inconvénient majeur (Hamby, 1994 ; Christiaens et Feyen, 2002). Cependant, les capacités informatiques actuelles devraient réduire largement cet inconvénient. Nous adoptons donc l'analyse globale de sensibilité dans cette étude.

Plus l'échantillon de jeux de paramètres est grand plus le résultat de l'analyse est stable, c'est-à-dire que différents échantillons (de même taille) donne des résultats similaires. La répétabilité des résultats augmente donc avec la taille de l'échantillon (Dubus et al., 2002).

#### 4.1.3.2 Calcul de l'indice de sensibilité

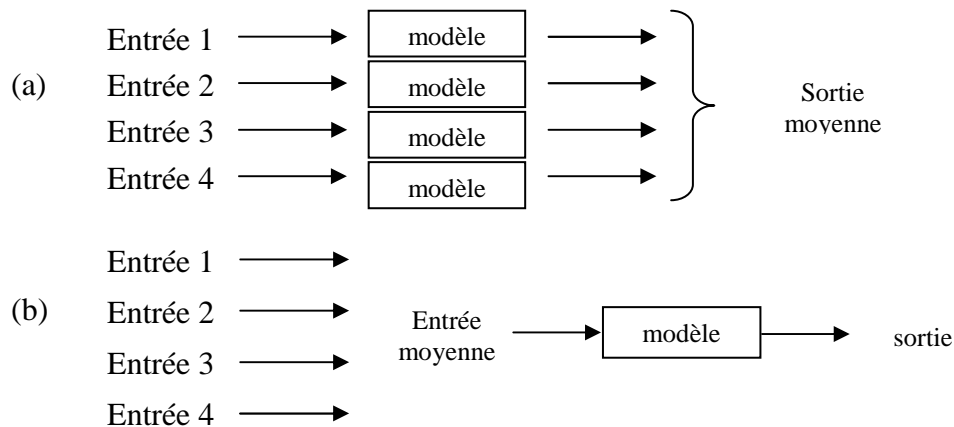
Le calcul de l'indice de sensibilité de chaque paramètre peut-être mené par différentes méthodes. Hamby (1994) propose une revue des différentes mesures possibles avec, par exemple, le calcul de l'indice de sensibilité  $I_i = \frac{\text{var}(X_i)}{\text{var}(Y)}$  qui mesure

la contribution du paramètre  $X_i$  à la variance totale de la sortie du modèle  $Y$ . L'analyse par « scatter plots » est certes répandue (McIntyre et al., 2005, Meixner et al., 1999), mais elle n'est satisfaisant que lorsque peu de paramètres sont impliqués. De nombreuses études en modélisation à l'échelle du bassin ont appliqué la régression multiple pour l'analyse de sensibilité des modèles, principalement des modèles hydrologiques distribués (Muleta et Nicklow, 2005, Sieber et Uhlenbrook, 2005). Christiaens et Feyen, (2002) apparaissent comme une exception. L'analyse par régression multiple est également la plus fréquemment utilisée en modélisation du lessivage de pesticides dans le sol : associée à l'analyse de Monte Carlo, c'est la technique la plus complète pour une analyse de sensibilité (Dubus et al., 2000), décrite par Saltelli et al. (2000).

La régression linéaire multiple sur les résultats de Monte Carlo considère la sortie du modèle comme la variable à expliquer et les paramètres en entrée du modèle comme les variables explicatives. Elle ne peut cependant pas, au sens strict, être

appliquée aux modèles non-linéaires, ce qui constitue l'inconvénient de cette technique. La non-linéarité d'un modèle se traduit par le fait que la sortie dans le cas (a) est différente de la sortie dans le cas (b) (Figure 2- 3).

Pour contourner les effets de la non-linéarité du modèle sur les résultats de la régression multiple, on peut cependant appliquer aux données la transformation par les rangs (Dubus et al., 2002). Cette transformation, décrite par Iman et Conover (1979) permet d'améliorer la qualité de la régression (augmentation du coefficient de corrélation  $R^2$  notamment). Elle consiste à attribuer le rang 1 au jeu de paramètres correspondant à la valeur de sortie du modèle la plus grande et le rang n (taille de l'échantillon) au jeu de paramètre correspondant à la valeur la plus faible de la sortie du modèle. La régression se fait alors sur les rangs (variable à expliquer). La transformation des rangs permet de plus de réduire l'effet de l'unité et de la magnitude des paramètres et de fournir des coefficients de régression standardisés (Dubus et al. 2000, Hamby, 1994). Nous choisissons donc d'utiliser la régression linéaire multiple couplée à la transformation des variables par les rangs afin de calculer l'indice de sensibilité de chaque paramètre à l'issue de l'analyse de Monte Carlo.



**Figure 2- 3 Schéma du concept de non-linéarité d'un modèle (d'après Dubus et al., 2002) : la sortie moyenne (a) et la sortie (b) ne sont pas égales.**

#### 4.1.3.3 Répétabilité de l'analyse

Dubus et Janssen (2003) montrent que 1000 simulations (1000 jeux, 1000 runs, on pourra employer l'un pour l'autre dans la suite de l'étude), produisent une stabilité acceptable du classement des paramètres les plus sensibles pour un modèle de lessivage des pesticides dans le sol et que la stabilité est parfaite pour 2500 jeux. Ces nombres correspondent à des modèles complexes possédant de nombreux paramètres. Iman et Helton (1985) suggèrent d'utiliser un nombre de jeux égal à 2 voire 5 fois le nombre de paramètres du modèle, mais Sieber et Uhlenbrook (2005) montrent qu'il vaut mieux utiliser une taille d'échantillon minimale de 10 fois le nombre de paramètres du modèle pour atteindre la répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité.

C'est pourquoi nous répétons chaque analyse de sensibilité pour 5, 10, 20, 40, 80 et 160 fois le nombre de paramètres du modèle pour situer dans notre cas la limite de répétabilité des résultats.

Dans le cas de la modélisation distribuée, le nombre de paramètres du modèle est multiplié (Van Griensven et al., 2006) par le nombre de mailles ou d'unités hydrologiques qui divisent le bassin. L'analyse de sensibilité des modèles distribués revêt donc une dimension spatiale discutée ci-après.

#### 4.1.3.4 Analyse spatiale de sensibilité

Le terme d'« analyse de sensibilité spatiale » a été utilisé par Fisher et al. (1997) en référence à l'influence de la variabilité structurée des paramètres sur les sorties du modèle. Merz et Bardossy (1998) insistent également sur l'importance de la structure de la variabilité dans la qualité de la modélisation. Mais aucun de ces auteurs n'aborde l'analyse de sensibilité spatiale comme le poids de chaque paramètre (sur chaque unité) à l'exutoire du bassin. Or, il serait particulièrement intéressant de connaître le poids d'un paramètre à l'exutoire du bassin en fonction de l'unité spatiale à laquelle il est affecté. Nous choisissons donc de faire varier tous les paramètres du modèle distribué utilisé, sur chaque unité, pour estimer la sensibilité du couple paramètre/unité à l'exutoire du bassin versant et pointer par là les unités du bassin les plus sensibles pour la modélisation des débits et/ou des concentrations à l'exutoire du bassin. C'est la définition que nous donnons dans cette étude au terme « analyse spatiale de sensibilité ».

Pour les modèles dont la sortie n'est pas une valeur unique mais une chronique de valeur, comme c'est le cas dans notre étude (évolution des débits et des concentrations modélisées à l'exutoire du bassin au cours de l'événement pluvieux), il faut définir un critère résumant cette chronique par une seule valeur. On utilise pour cela des fonctions nommée par la suite « fonctions objectif », généralement utilisées en calibration. Une revue des fonctions objectifs classiquement utilisées pour les débits ou les concentrations en sortie de modèle est réalisée ci-après.

☞ Une analyse de sensibilité est donc traditionnellement conduite avant l'analyse d'incertitude pour définir les paramètres pour lesquels il faut soigner la détermination des distributions de probabilité en vue de l'analyse d'incertitude.

Les analyses locales ne sont valables que pour de petites variations des valeurs de paramètres et ne gèrent pas les possibles relations de dépendance entre paramètres.

Les analyses globales, basées sur la méthode de Monte Carlo, permettent une analyse à travers la gamme entière des valeurs prises par les paramètres et permettent de prendre en compte leurs interdépendances éventuelles. L'analyse de Monte Carlo associée à une régression linéaire multiple est la plus complète des méthodes, celle que nous choisissons.

La transformation des données par les rangs avant la régression permet de limiter l'impact de la non-linéarité des modèles sur les résultats de l'analyse.

Il faut répéter l'analyse de sensibilité pour une taille croissante d'échantillon de jeux de paramètres pour situer la limite de répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité.

**L'analyse de sensibilité globale par analyse de Monte Carlo associée à une régression multiple nécessite de résumer la chronique (de débit ou de concentration) modélisée à l'exutoire du bassin versant en une seule valeur afin d'utiliser cette valeur comme variable à expliquer dans la régression linéaire multiple. Plusieurs fonctions objectif permettent de résumer des chroniques de débit ou de concentration.**

## 4.2 Revue de fonctions objectif

La fonction objectif doit rendre compte de la qualité d'une modélisation, elle doit donc être choisie suivant les caractéristiques de la sortie que l'on cherche à reproduire. La question se pose principalement pour les modélisations continues : en hydrologie par exemple, il faut déterminer si l'on vise la bonne modélisation des pics ou du débit de base, ou des deux.

### 4.2.1 Fonctions objectif utilisées en hydrologie

Les performances d'un modèle sont estimées grâce à des indices statistiques, dont on trouve plusieurs exemples définis par Loague et Green (1991) et repris par Vanclooster et al. (2000). Legates et McCabe (1999) proposent une excellente revue des fonctions objectifs utilisées en hydrologie dont nous retenons l'essentiel.

Notons que les critères d'erreur cumulés comparant un paramètre de la distribution des observations et des prévisions (souvent la moyenne, mais aussi la variance) ou comparant les prévisions (observations) individuelles à la moyenne des prévisions (observations) (voir Janssen et Heuberger, 1995) ne sont pas retenues ici dans la mesure où nous cherchons à modéliser l'évolution des débits et des concentrations et pas seulement des grandeurs intégratrices comme le volume total ou la masse totale passée à l'exutoire pendant un événement ruisselant. Seules les fonctions permettant la comparaison individuelle des prévisions et des observations, c'est-à-dire leur comparaison pour chaque pas de calcul du modèle, sont retenus.

La fonction la plus classique, s'appliquant à une large gamme de sorties de modèles (débits mais aussi concentrations, etc.), est la somme des moindres carrés (Equation 2-13).

$$RMSE = \frac{100}{\bar{O}} \sqrt{\frac{\sum (P_i - O_i)^2}{n}} \quad \text{Equation 2- 13}$$

avec  $P_i$  prévision du modèle au pas de calcul  $i$

$O_i$  observation au pas de calcul  $i$

$\bar{O}$  moyenne des  $O_i$

$n$  nombre de pas de calcul

La fonction étant normée, elle ne dépend pas du nombre d'observations sur lequel le critère est calculé. Cependant, on ne possède pas pour cette fonction de références concernant les valeurs associées à une bonne modélisation, au contraire du critère de Nash et Sutcliffe (1970).

Le coefficient d'efficacité de Nash et Sutcliffe (Equation 2-14) est couramment utilisé dans le contexte de l'hydrologie et quantifie le gain en qualité de prédiction du jeu de paramètres par rapport à la moyenne des observations.

$$Nash = 1 - \frac{\sum_i (P_i - O_i)^2}{\sum_i (O_i - \bar{O})^2} \quad \text{Equation 2- 14}$$

avec  $P_i$  prévision du modèle au pas de calcul  $i$

$O_i$  observation au pas de calcul  $i$

$\bar{O}$  moyenne des  $O_i$

Nash varie de  $]-\infty ; 1]$ . Si le critère est inférieur à zéro, cela signifie que la moyenne des observations est une meilleure prédiction que le modèle. Il est surtout utilisé lorsque l'on cherche à reproduire les pics de débit car du fait du carré, il est plus

sensible aux erreurs extrêmes. Un critère de Nash égal à 0,8 et plus atteste d'une bonne modélisation des débits. Comme la fonction est normée elle ne dépend pas du nombre d'observations sur lequel le critère est calculé. Perrin (2000) propose d'appliquer le critère de Nash sur la racine carrée des débits afin d'obtenir un critère qui favorise un peu moins les pics et un peu plus les étiages. Mais cette transformation est surtout pertinente pour une modélisation continue où l'on cherche à reproduire à la fois les pics et les étiages, alors que cette étude concerne la modélisation événementielle.

L'index d'agrément de Willmott et al. (1985) est proche du critère de Nash dans son expression et peut être vu comme une somme des moindres carrés standardisée. Il varie entre 0 mais 1, comme le coefficient de détermination  $R^2$ , mais le sens physique de ce critère reste difficile à interpréter (Legates et McCabe, 1999, Janssen et Heuberger, 1995). Ce critère étant sensible aux erreurs extrêmes du fait du carré, on peut utiliser son équivalent en valeur absolue (Equation 2-15).

$$AIOA = 1 - \frac{\sum_i |P_i - O_i|}{\sum_i (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)} \quad \text{Equation 2- 15}$$

avec  $P_i$  prévision du modèle au pas de calcul  $i$

$O_i$  observation au pas de calcul  $i$

$\bar{O}$  moyenne des  $O_i$

Du fait de son utilisation très courante en hydrologie et de l'abondance dans la littérature de références permettant de déterminer à priori des valeurs seuils de la fonction correspondant à de bonnes modélisations, nous utilisons le critère de Nash et Sutcliffe comme fonction objectif pour les débits.

Le critère RMSE et le critère de Nash sont également couramment utilisés dans le contexte de la modélisation de concentrations.

#### 4.2.2 Fonctions objectif utilisées en qualité des eaux

Comme précédemment, c'est la mesure de distance (comparaison des observations et prédictions au niveau individuel) qui reste la plus pratique à utiliser pour comparer des chroniques (courbe d'évolution d'une variable dans le temps).

Vanclouster et al., 2000 proposent l'utilisation : (i) de la somme des moindres carrés RMSE, (ii) du critère de Nash, (iii) de la différence moyenne  $\sum (O_i - P_i)/n$  entre  $O_i$  observation au pas de calcul  $i$  et  $P_i$  prévision du modèle au pas de calcul  $i$ .

Ducheyne et Feyen (1999) et Janssen et Heuberger (1995) proposent l'erreur moyenne normalisée  $\sum \frac{|P_i - O_i|}{\sum O_i}$ . Cependant, nous cherchons avant tout un critère dont

nous pouvons interpréter à priori la valeur en terme de qualité de modélisation des concentrations. Nous avons vu que c'était le cas pour le critère de Nash calculé sur des débits. En revanche, son utilisation est problématique dans le cas de modélisations moins performantes que ne peut l'être la modélisation des débits. Le critère de Nash prend alors des valeurs inférieures à zéro. Nous évitons donc de l'employer pour la modélisation des concentrations à Rouffach, du moins tant que les hypothèses sur les processus dominants dans le transfert des pesticides ne sont pas validées.

Le critère de Theil proposé par Smith et Rose (1995) est donc plus facilement manipulable dans notre contexte car sa valeur est bornée par 0 et 1. Nous utilisons son

complémentaire (1-Theil) pour disposer d'une fonction qui varie dans le même sens que le critère de Nash (Equation 2-16).

$$Theil = 1 - \frac{\sqrt{\sum_i (O_i - P_i)^2}}{\sqrt{\sum_i O_i^2} + \sqrt{\sum_i P_i^2}} \quad \text{Equation 2- 16}$$

avec  $P_i$  prévision du modèle au pas de calcul  $i$   
 $O_i$  observation au pas de calcul  $i$

Legates and McCabe (1999) reprennent ce critère pour les modélisation de qualité de l'eau. C'est celui que nous retenons pour les concentrations.

Avant toute investigation quantitative, l'analyse de sensibilité offre donc une approche qualitative du problème d'incertitude sur les sorties du modèle, en permettant de déterminer les paramètres auxquels le modèle est le plus sensible et qui seront donc les plus influents dans le transfert d'incertitude sur les prévisions du modèle (Dubus, 2002; Guyonnet et al., 1999).

👉 Seules les fonctions permettant la comparaison individuelle des prévisions et des observations, c'est-à-dire leur comparaison pour chaque pas de calcul du modèle, sont pertinentes dans la mesure où nous cherchons à modéliser l'évolution des débits et des concentrations et pas seulement des grandeurs intégratrices comme le volume total ou la masse totale passée à l'exutoire pendant un événement ruisselant.

Parmi les fonctions utilisées en hydrologie, le coefficient d'efficacité de Nash et Sutcliffe est le plus utilisé, le plus facile à interpréter et les références abondent dans la littérature, permettant de déterminer a priori des valeurs seuils de la fonction correspondant à de bonnes modélisations.

Parmi les fonctions utilisées en qualité des eaux, le critère de Theil est facilement manipulable en l'absence de références sur les valeurs correspondant à une bonne modélisation car sa valeur est bornée par 0 et 1. Nous pouvons donc tester toutes les seuils de valeur possibles entre 0 et 1 pour retenir les jeux de paramètres correspondant à de bonnes modélisations.

**Notre souci de pouvoir connaître a priori les valeurs de critère correspondant à de bonnes modélisation, ou du moins pouvoir explorer toutes les valeurs possibles du critère (ce qui n'est pas le cas si le critère varie sur une large gamme de valeurs, notamment  $]-\infty ; 1]$ ), correspond à l'utilisation que l'on en fait dans l'analyse d'incertitude, où des jeux de paramètres sont retenus comme bons modèles du système sur la base de valeur seuil de la fonction critère utilisée, valeurs seuils qu'il faut déterminer a priori.**

### 4.3 Revue des méthodes d'analyse d'incertitude

Il existe différentes méthodes pour la quantification des incertitudes sur les paramètres d'entrée (Freissinet et al., 1999) mais toutes ces méthodes sont critiquables et elles-même soumises à incertitude (Dubus et al., 2003). Donnons les avantages et les inconvénients de chacune de ces techniques. Il y a deux méthodes principales pour traiter les incertitudes sur les paramètres : les développements de Taylor, principalement du premier ordre, et les méthodes basées sur l'analyse de Monte Carlo (Zhang et al., 1993, Kuczera et Parent, 1998).

#### 4.3.1 Développements de Taylor

Les développements de Taylor du premier et du second ordre consistent à faire un développement de Taylor de l'équation utilisée dans le modèle (sortie =f(paramètres)) pour exprimer analytiquement la variance de la sortie à partir de la variance de chaque paramètre. L'avantage de cette méthode est de nécessiter peu de temps de calcul puisque l'on fait tourner le modèle une seule fois (Mowrer, 2000).

Mais les inconvénients de la méthode sont nombreux. Il faut d'abord avoir accès au code du modèle pour la mettre en œuvre. Ensuite, il s'avère que cette méthode sous-estime l'incertitude par rapport aux méthodes empiriques basées sur une analyse de Monte Carlo (Mowrer, 2000). Enfin, elle ne convient pas aux fonctions non linéaires (Freissinet et al., 1999).

De plus, l'application des développements de Taylor est limitée aux modèles simples continus et aux variations locales des paramètres, la qualité des approximations diminuant au-delà d'un coefficient de variation de la valeur du paramètre de 10-20% (Zhang et al., 1993). Or on ne peut pas considérer les modèles hydrologiques comme des modèles linéaires (Kuczera et Parent, 1998). Nous choisissons donc d'utiliser une méthode basée sur l'analyse de Monte Carlo, qui est capable de prendre en compte la non-linéarité des modèles.

#### 4.3.2 Analyse de Monte Carlo

##### 4.3.2.1 Concept

Qu'est-ce qu'une analyse de Monte Carlo ? C'est la réponse au problème mathématique complexe qui est le suivant : quelle est la distribution des valeurs de la sortie du modèle connaissant la distribution des valeurs des paramètres en entrée du modèle ? (McMahon et al., 2001) La méthode de Monte Carlo propose d'approcher la réponse mathématique exacte, ardue voire impossible à mettre en œuvre si le nombre de paramètres à prendre en compte dépasse quelques unités, en échantillonnant l'espace des paramètres d'après la distribution de chacun d'eux et en faisant tourner le modèle pour chaque jeu de paramètres échantillonné. L'estimation de la distribution des valeurs de la sortie du modèle est d'autant plus proche de la réponse mathématique que le nombre d'itérations réalisé est plus grand : c'est ce que l'on appelle le critère de convergence.

Les avantages de la méthode de Monte Carlo pour l'analyse de sensibilité et l'analyse d'incertitudes (Dubus et al., 2002) résident dans sa robustesse et sa facilité de mise en œuvre (Mowrer, 2000). C'est une méthode générique applicable à tous les modèles, conceptuellement simple, transparente et compréhensible par les non-spécialistes. Le succès de cette méthode se traduit par l'abondance des cas d'application dans la littérature.

Mener une analyse de Monte Carlo présente cependant quelques inconvénients qu'il convient de présenter ici. Cette analyse peut nécessiter un long temps de calcul si

le nombre d'itérations (nombre de fois où le calcul du modèle est lancé) est grand (Mowrer, 2000). La méthode nécessite également beaucoup de données pour l'attribution d'une fonction de densité de probabilité (pdf) correcte à chaque paramètre choisi (Guyonnet et al., 1999, 2003).

#### 4.3.2.2 Définition des fonctions densité de probabilité des paramètres

La méthode de Monte Carlo échantillonne l'espace défini par les distributions des paramètres du modèle et en déduit la distribution de la sortie du modèle. Cela nécessite de rechercher la distribution de chaque paramètre, qui représente raisonnablement les données disponibles sur les valeurs de paramètres (mesures de terrain, bibliographie, jugement d'expert).

Pour les paramètres mesurables, différentes distributions peuvent être testées sur les données à l'aide de tests statistiques, le plus souvent le test de Kolmogorov-Smirnov (Zhang et al., 1993). Une fois la distribution choisie les paramètres de la loi sont déduits des  $n$  mesures disponibles du paramètre du modèle. Zhang et al. (1993) proposent une équation pour définir le nombre  $n$  nécessaire pour assurer un niveau donné d'incertitude sur les sorties du modèle  $\Delta X$  (déviation maximum tolérable sur la moyenne estimée). Si l'opérateur possède un échantillonnage des valeurs de paramètres suffisamment grand (plus de 30 valeurs du paramètre) il peut déduire la fonction densité de probabilité de ces paramètres par un test statistique. S'il y a trop peu d'observations, le test n'est pas envisageable et il vaut mieux utiliser une distribution simple a priori, les paramètres de la loi étant estimés à partir de l'échantillon disponible (McMahon et al., 2001). McMahon et al. (2001) proposent un guide pour la définition des distributions de probabilité des paramètres des modèles. Les distributions les plus employées sont la distribution normale, lognormale (pour la conductivité hydraulique notamment), uniforme, triangulaire et logtriangulaire.

Cependant tous les paramètres ne sont pas mesurables.

Pour tenir compte des corrélations entre paramètres on peut également choisir une distribution lognormale multivariée représentant plusieurs paramètres (Zhang et al., 1993). Les corrélations entre paramètres sont rarement prises en compte dans le sens où même une loi multinormale (sans parler de distributions plus complexes que la loi normale) est complexe à manipuler.

#### 4.3.2.3 Echantillonnage de l'espaces des paramètres

Historiquement l'échantillonnage dans l'espace des paramètres était purement aléatoire. Mais cet échantillonnage traditionnel de Monte Carlo nécessite un nombre d'itérations important pour atteindre la convergence des résultats. C'est pour limiter cet inconvénient la technique du Latin Hypercube Sampling, développée par McKay et al. (1979), est de plus en plus utilisée (Dubus *et al.*, 2000 et McMahon *et al.*, 2001). L'espace des paramètres est bien couvert avec moins d'échantillons pour le LHS par rapport au random sampling (Sieber et Uhlenbrook, 2005, Yu et al., 2001).


Dans la technique LHS les pdf sont divisées en  $x$  intervalles de probabilités égales, c'est-à-dire que la distribution est divisée en segments d'aires égales. Cette méthode peut donc être appliquée aux distributions uniformes. Chaque segment de chaque distribution est échantillonné sans remise de sorte que chaque segment n'intervient que dans une seule itération. Pour  $p$  paramètres et  $n$  runs (taille de l'échantillon) le nombre d'intervalles exploré est donc de  $x=n^{1/p}$ . (McKay et al., 1979 ; Sieber et Uhlenbrook, 2005).



Reste à savoir quelle méthode adopter pour échantillonner l'espace des paramètres. L'échantillonnage aléatoire (« random sampling ») sélectionne au hasard dans chaque distribution tandis que le Latin Hypercube Sampling est une méthode d'échantillonnage stratifiée qui divise chaque distribution en intervalles de probabilités égales et sélectionne une valeur dans chaque intervalle. La méthode LHS permet de réduire le nombre d'itérations à réaliser pour atteindre la convergence des résultats de l'analyse de Monte Carlo (McMahon et al., 2001, Dubus et al., 2000).

#### 4.3.2.4 Répétabilité des résultats d'une analyse de Monte Carlo

Pour estimer la répétabilité des résultats des analyses de Monte Carlo et du Latin Hypercube, Yu et al. (2001) calculent la moyenne et l'écart-type de la fonction objectif en sortie du modèle pour chaque analyse, plusieurs analyses étant répétées, correspondant à un nombre d'itérations croissant. On peut donc représenter graphiquement l'évolution de la moyenne et de l'écart-type de la fonction objectif en fonction du nombre d'itérations. La répétabilité est assurée à partir du nombre d'itération au-delà duquel la moyenne et l'écart-type ne varient plus. Ce nombre est fixé à 1000 pour la simulation de Monte Carlo et 100 pour la simulation du Latin Hypercube. Pour savoir si l'on a atteint la convergence on peut examiner la distribution des valeurs de la sortie du modèle : des irrégularités dans la distribution cumulée suggèrent une convergence non atteinte et demandent l'augmentation du nombre d'itérations (McMahon et al., 2001).

 La méthode de Monte Carlo seule consiste en l'échantillonnage de l'espace des paramètres défini par leur distribution de probabilité et en la construction de la distribution de probabilité de la sortie du modèle avec toutes les simulations correspondant à tous les jeux de paramètres testés.

Elle présente pour l'analyse de sensibilité et l'analyse d'incertitudes présente les avantages suivants:

- facilité de mise en œuvre;
- méthode générique applicable à tous les modèles;
- méthode conceptuellement simple, transparente;
- littérature abondante sur le sujet car la méthode a du succès;
- la méthode ne nécessite pas de modification du code du modèle.

Cependant, l'inconvénient majeur de la méthode de Monte Carlo seule réside dans la définition a priori des fonctions densité de probabilité des paramètres du modèle, dont dépend directement la distribution de probabilité déduite en sortie du modèle.

**Si l'on ne peut pas définir a priori de manière très précise les distributions de probabilité des paramètres du modèle, il convient alors d'utiliser les méthodes bayésiennes, qui ne retiennent pas tous les jeux de paramètres échantillonnés pour construire la distribution de probabilité en sortie du modèle, pour sélectionner uniquement les jeux correspondant à des modélisations correctes du système étudié.**

---

### 4.3.3 Méthodes basées sur une analyse de Monte Carlo

#### 4.3.3.1 Concept des méthodes bayésiennes

Warren-Hicks et Butcher (1996) donnent une définition claire de ce qui sépare l'approche bayésienne de l'approche classique dans la statistique inférentielle, approches qui utilisent pourtant le même outil, l'analyse de Monte Carlo.

Dans l'approche classique, la vraisemblance calculée pour chaque itération de l'analyse est considérée comme une fonction des données observées, le paramètre  $\beta$  étant fixe mais sa valeur étant inconnue. Les données observées constituent la variable aléatoire à partir de laquelle  $\beta$  est estimé. Les calculs de probabilité se font sur les données observées et la vraisemblance traduit la fréquence d'occurrence d'un événement dans une répétition d'essais. L'estimateur de  $\beta$  dans cette approche classique est donc le maximum de vraisemblance, celui qui rend les données observées les plus probables.

L'approche Bayésienne considère au contraire  $\beta$  comme une variable aléatoire. Les calculs de probabilité se font sur  $\beta$ . La vraisemblance traduit dans l'approche bayésienne un degré de confiance apporté à  $\beta$  basé sur les informations existantes (données observées). Elle donne la distribution du paramètre  $\beta$ .

Dans l'application classique de la méthode de Monte Carlo, le set de modèles acceptables est défini a priori et les réalisations du modèle propagent cette incertitude d'entrée à travers le modèle non-linéaire pour construire l'incertitude sur la sortie du modèle. Les méthodes bayésiennes proposent au contraire de ne faire aucune hypothèse restrictive a priori sur les modèles acceptables (jeux de paramètres acceptables) et de définir si le modèle est acceptable ou non après chaque réalisation (Beven, 2005). L'incertitude sur la sortie du modèle n'est construite qu'à partir des jeux de paramètres acceptés a posteriori.

La définition a posteriori des jeux acceptables simplifie donc largement l'attribution des distributions de probabilité a priori aux paramètres du modèle. Beven et Binley (1992) recommandent d'attribuer des distributions uniformes aux paramètres du modèle. Muleta et Nicklow (2005) considèrent d'ailleurs qu'une distribution uniforme (ou triangulaire) est suffisante pour une problématique d'analyse de sensibilité, la gamme de valeurs prises par chaque paramètre ayant plus d'influence que la fonction de densité de probabilité sur les résultats de l'analyse de sensibilité. En ce qui concerne l'analyse d'incertitude, une distribution uniforme permet de ne faire aucune hypothèse a priori sur les paramètres du modèle, en dehors des bornes minimale et maximale de la distribution. Chaque valeur a alors la même chance d'être tirée lors de l'échantillonnage et on ne restreint pas a priori les combinaisons possibles entre les valeurs des différents paramètres : tous les recoins de l'espace des paramètres sont échantillonnés. Libre à nous par la suite d'écarter certains des jeux formés s'ils ne satisfont pas le critère de vraisemblance choisi. On peut également faire l'hypothèse d'indépendance des lois de probabilité des différents paramètres avec les méthodes bayésiennes. Elle ne fait qu'engendrer une exploration plus dense des zones de l'espace des paramètres correspondant à des jeux extrêmes, lesquels seront de toute manière écartés par le filtre de la vraisemblance du jeu.

Le choix de distributions indépendantes uniformes appelle certes un nombre important d'échantillons pour bien couvrir les zones de l'espace des paramètres caractéristiques du système ; en tout cas plus grand que si l'on disposait de connaissances a priori. Mais nous considérons que dans une optique de recherche, avec les moyens informatiques disponibles, ce coût supplémentaire en temps d'investigation est tout à fait acceptable au vu de la simplicité d'investigation qu'elle permet.

---

La méthode GLUE (Generalised Likelihood Uncertainty Estimation) est une méthode bayésienne de plus en plus utilisée.

#### 4.3.3.2 Méthode GLUE

La méthode GLUE de Beven et Binley (1992) est une technique développée à partir du Generalised Sensitivity Analysis (GSA) de Spear et Hornberger (in Freer et al., 1996). C'est une technique basée sur l'analyse de Monte Carlo et qui permet la combinaison de différents jeux d'observation (en utilisant le principe de Bayes) pour estimer l'incertitude sur les prévisions du modèle et mettre à jour la distribution a priori attribuée aux paramètres d'entrée (Lamb et Myrabo, 1998). Cette méthode prend en compte le problème de l'équifinalité introduit par Beven : pour reproduire les données observées, différents jeux de paramètres et différentes structures de modèles sont acceptables (Beven and Freer, 2001).

La méthode GLUE décrite (pour la première fois) par Beven et Binley (1992) associe une vraisemblance à chaque jeu de paramètres de l'échantillon constitué dans l'analyse de Monte Carlo. Cette valeur de vraisemblance traduit la probabilité pour le jeu d'être un simulateur du système. La valeur de vraisemblance est généralement la valeur d'une fonction objectif calculée sur la base de la sortie modélisée avec ce jeu. Pour que cette valeur puisse être assimilée à une probabilité, il est nécessaire de la mettre à l'échelle à l'aide d'une constante pour que la somme des vraisemblances des différents jeux soit égale à l'unité. En pratique, il s'agit, après avoir éliminer les jeux dont les performances sont vraiment médiocres (on les éliminent en leur attribuant une vraisemblance nulle) de sommer les valeurs de la fonction objectif pour les différents jeu et de diviser chacune d'elles par cette somme.

On obtient ainsi ce qui pourrait s'apparenter à une distribution de probabilité des jeux de paramètres. La simplicité de cette méthode tient à ce que les éventuelles interactions entre paramètres sont implicitement reflétées dans les valeurs de vraisemblance des paramètres : les paramètres ne sont jamais vus indépendamment les uns des autres mais toujours ensembles sous forme de jeux (Freer et al., 1996). La performance des jeux inclut donc implicitement les interactions et insensibilités de chaque paramètre. Les combinaisons non caractéristiques du système auront une vraisemblance faible et seront naturellement écartées au cours de l'analyse. La méthode classique de calibration est un cas extrême de cette procédure où le jeu optimal de paramètres a une vraisemblance de 1 et où tous les autres ont une vraisemblance nulle.

La distribution des sorties du modèle permet de construire la distribution de cumulative des valeurs de la sortie du modèle pour chaque pas de temps de calcul et d'en déduire les 2,5<sup>ème</sup> et 97,5<sup>ème</sup> quantiles. Ces quantiles fournissent les limites de l'intervalle d'incertitude à 95% autour de la sortie du modèle (Freer et al., 1996).

Lorsque de nouvelles informations sur le fonctionnement du système étudié (de nouvelles mesures de la ou les variables en sortie) sont disponibles, les poids accordés à chaque jeu sont mis à jour en utilisant l'équation de Bayes (Beven et Binley, 1992, Freer et al., 1996). La technique de « mise à jour » de la vraisemblance par l'équation de Bayes est principalement appliquées à des modélisations continues. Son application est compromise dans le cas de modélisations événementielles. Chaque nouvelle vraisemblance calculée ne prend en effet en compte que l'événement considéré alors que les vraisemblances calculées pour des modélisations continues après chaque ajout de nouvelles observations prennent en compte toutes les données depuis le début de la période d'observation. Dans le cas de la modélisation événementielle, la valeur de vraisemblance n'est donc pas simplement corrigée par l'ajout de nouvelles observations

---

aux anciennes, mais complètement recalculée pour les nouvelles observations indépendamment des anciennes.

Idéalement, plus on ajoute d'informations, plus on réduit le nombre de jeux caractéristiques du système, jusqu'à ce que la période d'observation soit suffisamment large pour avoir couvert les différentes caractéristiques du système. Idéalement toujours, toute nouvelle information sera alors redondante avec les informations déjà acquise et ne fera pas varier le nombre de jeux retenus comme caractéristiques du système, qui atteindra alors un seuil. Mais cela reste du domaine de la théorie, car même sans envisager des problèmes de saisonnalité dans le fonctionnement du système (Beven et Binley, 1992), chaque nouvelle donnée observée (mesurée) introduira une part artificielle de variabilité sur le comportement du système due aux erreurs de mesures, limitant la possibilité d'atteindre le seuil théorique de jeux retenus comme caractéristiques du système. C'est là la **première limite** de la méthode.

Sa **deuxième limite** est de ne prendre en compte que les incertitudes sur les paramètres d'entrée pour estimer l'incertitude sur la variable de sortie après transfert dans le modèle. L'existence possible d'observations en dehors de l'intervalle d'incertitude estimé dans la phase de validation est la marque même de la non prise en compte des incertitudes dues aux erreurs dans la structure du modèle ou dans les données d'entrée.

La **troisième limite** de la méthode GLUE réside dans la dépendance des résultats vis-à-vis de la fonction objectif choisie et du seuil de vraisemblance considéré pour l'acceptation d'un jeu de paramètres, qui commandent l'amplitude de l'intervalle d'incertitude calculé.

Enfin, la méthode GLUE utilisant un échantillonnage uniforme dans l'hypercube, elle nécessite des moyens informatiques importants dès lors que l'on explore un espace de paramètres à grandes dimensions. C'est sa **quatrième** limite.

Pour pallier ce problème d'exploration des espaces de paramètres à grandes dimensions, un algorithme d'exploration, nommé algorithme de Metropolis, a été développé il y a une dizaine d'années.


#### 4.3.3.3 Algorithme Metropolis

Proposé par Kuczera et Parent (1998) dans le cadre de l'analyse d'incertitude des modèles conceptuels à l'échelle du bassin versant, l'algorithme Metropolis propose une exploration plus fiable de l'espace des paramètres avec un nombre d'échantillons plus faible. L'algorithme s'inspire des chaînes de Markov, qui échantillonnent l'espace des paramètres en fonction de la valeur de vraisemblance associée à chaque zone de l'espace (chaque jeu). L'algorithme permet donc d'intégrer au fur et à mesure du processus d'exploration de l'espace des paramètres les informations issues des jeux de paramètres déjà échantillonnés.

Cependant, Beven et Freer (2001) font remarquer que pour une surface avec de nombreux optimums locaux le gain des chaînes de Markov n'est pas flagrant en terme de temps de calcul pour la détermination de la surface réponse. D'autre part, l'échantillonnage de l'espace des paramètres par l'algorithme de Metropolis est nettement plus complexe à mettre en œuvre qu'un échantillonnage uniforme.

D'autres méthodes d'analyse d'incertitude existent mais leur utilisation est peu répandue. On citera l'utilisation de la logique floue (Freissinet et al., 1998), qui se rapproche de la méthode analytique des développements de Taylor et convient mieux que cette dernière aux fonctions non linéaires (Freissinet et al., 1999). Les méthodes hybrides utilisent à la fois de vraies distributions de probabilités pour les paramètres

biens renseignés du modèle et la logique floue pour les autres (Guyonnet et al., 2003, Chen et al., 2003). Finalement, nous choisissons d'analyser l'incertitude sur les débits et les concentrations, issus des modèles que nous utilisons, avec une méthode basée sur une analyse de Monte Carlo et inspirée des méthodes bayésiennes. Nous choisissons donc d'attribuer des distributions uniformes indépendantes aux paramètres des modèles, pour les analyses de sensibilité et d'incertitude des modèles, et de calculer la vraisemblance des jeux de paramètres, échantillonnés par le Latin Hypercube Sampling, en utilisant les fonctions objectifs choisies dans le chapitre II - 4.2.1 et 4.2.2, à savoir le critère de Nash pour les débits (équation 2-16) et le critère de Theil (équation 2-18) pour les concentrations.

 La méthode d'analyse d'incertitude choisie est elle-même sujette à incertitude. Peuvent influencer les résultats de l'analyse d'incertitude: la taille de l'échantillon de jeux de paramètres tiré de l'espace des paramètres, la méthode d'échantillonnage choisie, les distributions de probabilité définissant l'espace des paramètres, la fonction objectif choisie pour définir la vraisemblance d'un jeu de paramètres, le seuil de vraisemblance défini, au-delà duquel un jeu sera retenu comme caractérisant le système, les erreurs de mesures sur les variables observées du système, intégrant une part artificielle de variabilité sur le comportement du système.

Parmi ces limites, le problème majeur est de définir un seuil pour l'acceptation ou le rejet d'un jeu de paramètres. Généralement, il n'y a pas de frontière claire entre les modèles acceptables et les autres (Beven, 2005). Il nous faut donc définir une démarche pour le choix des seuils de critères de Nash et de Theil.

Enfin, les méthodes bayésiennes sont principalement appliquées à des modélisations continues et non événementielles ce qui compromet l'application de la technique de « mise à jour » de la vraisemblance par l'équation de Bayes proposée par Beven et Binley (1992). Chaque nouvelle vraisemblance calculée ne prend en compte que l'événement considéré alors que les vraisemblances calculées pour des modélisations continues après chaque ajout de nouvelles observations prennent en compte toutes les données depuis le début de la période d'observation. Nous devons donc développer une méthode de combinaison des vraisemblances d'un jeu pour différents événements observés.

Nos solutions pour le choix des seuils de critères et la combinaison des vraisemblances sont présentées dans le chapitre III.

Les processus dominants de mobilisation de produits phytosanitaires à la parcelle sont encore mal connus et la relation entre le stock dans le sol et la concentration dans la lame ruisselante est complexe. De plus, la seule détermination fiable des stock dans le sol consiste au dosage de la substance, sur chaque parcelle et répété dans le temps, ce qui est trop coûteux dans notre contexte d'étude. Nous optons donc pour une modélisation conceptuelle avec calage de la concentration dans la lame ruisselante à la parcelle. Nous envisageons de modéliser les trois évolutions possibles de cette concentration : constance dans le temps et variation avec le débit produit par la parcelle, nécessitant un seul paramètre, la concentration dans la lame ruisselante, et décroissance ou croissance exponentiellement dans le temps dans le temps, avec trois paramètres à l'instar du modèle de Horton pour les capacités d'infiltration (décroissance).

Le transfert de l'eau dans les biefs du réseau hydrographique est le processus hydrologique dominant à l'échelle du bassin.

Concernant la détermination de la concentration en molécules dissoutes dans le ruissellement de surface à l'exutoire du bassin versant, l'état actuel des connaissances sur les processus dominants est limité. Il semble cependant que le fonctionnement hydrologique du bassin versant soit dominant et que le transfert des pesticides dans le réseau hydrographique soit conservatif.

Les données disponibles sur le bassin dans le contexte de l'application d'une stratégie d'échantillonnage ne permettent donc qu'une approche conceptuelle du transfert des pesticides à l'exutoire du bassin versant, avec le calage des paramètres chimiques du modèle.

Le but de la stratégie d'échantillonnage est donc de retrouver les valeurs de paramètres chimiques qui seraient calées avec toutes les concentrations observées à l'exutoire du bassin, mais en ne calant ces valeurs que sur quelques concentrations : les concentrations les plus informatives pour le modèle. Décrite de cette manière, la notion de points informatifs pour le modèle s'éclaire : ce sont les points (les instants de mesure des concentrations) qui permettent de réduire au maximum l'incertitude sur les concentrations modélisées.

La question est de savoir quel nombre (minimal) d'instant de mesure sont nécessaires pour restreindre au maximum (ou du moins très fortement) l'incertitude sur les concentrations : de ce nombre dépend la pertinence de la stratégie, qui doit répondre à une contrainte de limitation des coûts d'analyse.

Mais une fois défini ce pool d'instant de mesure suffisants pour contraindre l'incertitude sur les concentrations modélisées, toute mesure supplémentaire ne ferait, par définition, pas grandement varier les valeurs de paramètres chimiques calées, et donc les chémogrammes modélisés.

La stratégie fournit donc par définition la meilleure interpolation des concentrations, avec une incertitude faible, que peut proposer le modèle d'après sa structure. Reste à savoir si cette interpolation est correcte. Dans le cas contraire, le modèle et sa stratégie ne peuvent pas être utilisés pour estimer à moindre frais l'évolution des concentrations à l'exutoire du bassin durant un événement pluvieux.

La modélisation des concentrations nécessite de se baser sur une modélisation correcte des débits à l'exutoire du bassin versant. Il faut donc dans un premier temps analyser la capacité des modèles utilisés, que nous devons également présenter puisqu'ils ne correspondent pas à des modèles existants connus, à modéliser les débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Une validation robuste des capacités des modèles en la matière nécessite leur analyse complète, par une analyse de sensibilité préliminaire à une analyse d'incertitude. Les moyens utilisés pour l'analyse de sensibilité et l'analyse d'incertitude des modèles, ainsi que leur mise en œuvre pratique, sont présentés dans le chapitre III suivant, ainsi que les modèles que nous utilisons dans cette étude, les résultats de ces analyses et les résultats de la validation des modèles pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

# CHAPITRE 3 : METHODES ET MODELE

<b><u>1 LE COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)</u></b>	<b>159</b>
1.1 CAMPAGNES DE TERRAIN 2005 ET 2006	159
1.2 ORIGINE DU RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE	159
1.3 BASSINS VERSANTS CONTRIBUTIFS	161
<b><u>2 LES DONNEES</u></b>	<b>166</b>
2.1 RECUEIL DES DONNEES	166
2.1.1 INSTRUMENTATION DES PARCELLES EXPERIMENTALES	166
2.1.2 INSTRUMENTATION DE L'EXUTOIRE DU BASSIN DE ROUFFACH POUR LA MESURE DES DEBITS	167
2.1.3 INSTRUMENTATION DE L'EXUTOIRE DU BASSIN DE ROUFFACH POUR LA MESURE DES CONCENTRATION	167
2.1.4 MESURE DE LA PLUIE SUR LE BASSIN DE ROUFFACH	168
2.2 PRESENTATION SYNTHETIQUE DES DONNEES	168
2.2.1 SELECTION DES EVENEMENTS UTILISES DANS L'ETUDE	168
2.2.2 CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES EVENEMENTS SELECTIONNES	169
2.2.3 CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE DES EVENEMENTS SUR LA BASE DE LEURS CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES	171
2.2.4 HYDROGRAMMES ET CHEMOGRAMMES DES EVENEMENTS RETENUS	174
2.2.5 TEMPS DE TRANSFERT ET REPARTITION SPATIALE DES MOLECULES	175
2.3 INCERTITUDES SUR LES DONNEES	180
2.3.1 ERREURS SUR LES DEBITS ENREGISTRES	180
2.3.2 ERREURS SUR LES CONCENTRATIONS ANALYSEES	181
2.3.3 INCERTITUDE SUR LES INTRANTS	182
2.4 MISE EN FORME DES DONNEES DANS UNE OPTIQUE DE MODELISATION	184
2.4.1 MISE EN FORME DES HYDROGRAMMES	184
2.4.2 MISE EN FORME DES CHEMOGRAMMES	185
<b><u>3 MODELISATION DES DEBITS ET DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES A L'EXUTOIRE DU BASSIN</u></b>	<b>187</b>
3.1 APPROCHE GLOBALE CONCEPTUELLE : LE MODELE GR5	187
3.1.1 PROCESSUS MODELISES	187
3.1.2 MISE EN EQUATION DES PROCESSUS	188
3.2 APPROCHE SEMI-DISTRIBUEE CONCEPTUELLE: LE MODELE FLOWT	190
3.2.1 PROCESSUS MODELISES	190
3.2.2 MISE EN EQUATION DES PROCESSUS	190
3.2.3 PARAMETRISATION DE FLOWT	192
3.2.4 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE FLOWT	192



3.2.5	DECOUPAGE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	193
-------	---	-----

#### **4 METHODES D'ANALYSE DES MODELES** **196**

<b>4.1</b>	<b>MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE MONTE CARLO</b>	<b>196</b>
4.1.1	ANALYSE DE MONTE CARLO DE GR5	196
4.1.2	ANALYSE DE MONTE CARLO DE FLOWT	197
<b>4.2</b>	<b>MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE</b>	<b>198</b>
4.2.1	PREMIERE TACHE : CALCUL DES VALEURS DES CRITERES	198
4.2.2	REGRESSION LINEAIRE MULTIPLE	198
4.2.2.1	Deuxième tâche : transformation des valeurs par les rangs	198
4.2.2.2	Troisième tâche : régression multiple sur les rangs	198
4.2.2.3	Quatrième tâche : calcul des critères statistiques de qualité du modèle de régression	199
4.2.3	FICHIER DE SORTIE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE	199
<b>4.3</b>	<b>METHODE D'ANALYSE D'INCERTITUDE DEVELOPPEE</b>	<b>200</b>
4.3.1	CONCEPT DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE DEVELOPPEE	200
4.3.2	REPETABILITE DES RESULTATS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE	201
4.3.2.1	Densité d'échantillonnage de l'espace des paramètres	201
4.3.2.2	Echantillonnage en deux étapes «prescreening»	204
	«zoom»	204
4.3.2.3	Informations contenues dans les événements de calibration	205
4.3.3	SEPARATION DE L'UTILISATION DU CRITERE DE NASH ET DU CRITERE DE THEIL	205
4.3.4	MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE	207
4.3.4.1	Première tâche : calcul des valeurs de critère	207
4.3.4.2	Deuxième tâche : sélection des jeux à l'étape de «prescreening»	207
4.3.4.3	Troisième tâche : échantillonnage «zoom» de l'espace des paramètres	208
4.3.4.4	Quatrième étape : deuxième analyse de Monte Carlo et répétition des tâches 1 à 3	208

#### **5 ANALYSES DE SENSIBILITE DES MODELES** **209**

<b>5.1</b>	<b>RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE POUR GR5</b>	<b>209</b>
5.1.1	ANALYSE DE SENSIBILITE LOCALE	209
5.1.2	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : SEED NUMBER	212
5.1.3	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : FONCTION OBJECTIF	213
5.1.4	REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE : TAILLE D'ECHANTILLON	217
5.1.5	PARAMETRES SENSIBLES	223
5.1.5.1	Valeurs de fonction objectifs atteintes	223
5.1.5.2	Paramètres sensibles	224
<b>5.2</b>	<b>RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DE FLOWT</b>	<b>227</b>
5.2.1	ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT	227
5.2.2	ANALYSE DE SENSIBILITE SPATIALE DE FLOWT	232
5.2.2.1	Paramètres sensibles pour la modélisation des débits	232
5.2.2.2	Paramètres sensibles pour la modélisation des concentrations	235
5.2.2.3	Influence du découpage du bassin versant sur les résultats de l'analyse de sensibilité spatiale	237

5.2.2.4	Influence des paramètres hydrologiques dans la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin	238
5.2.2.5	Influence des routes pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin	238
5.2.2.6	Influence des routes pour la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin	238

## **6 CAMPAGNES DE TERRAIN SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)** **239**

### **6.1 RELEVÉ DES ÉTATS DE SURFACE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH EN 2005** **240**

6.1.1	RECONNAISSANCE DE TYPES D'ÉTAT DE SURFACE	240
6.1.2	TYPES D'ÉTAT DE SURFACE IDENTIFIÉS SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH	241
6.1.3	VARIABILITÉ SPATIALE ET TEMPORELLE DES ÉTATS DE SURFACE	242

### **6.2 CAMPAGNE D'OCTOBRE 2005 DE MESURE D'INFILTRATION SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC LA MÉTHODE BEERKAN** **243**

6.2.1	CHOIX DES SITES DE MESURES	243
6.2.2	VALEURS MESURÉES	243

### **6.3 CAMPAGNE 2006 DE MESURE D'INFILTRATION SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC LA MÉTHODE DE SIMULATION DE PLUIE ET RELEVÉ DES TYPES D'ÉTAT DE SURFACE** **243**

6.3.1	DESCRIPTION DE LA MÉTHODE	243
6.3.2	MISE EN ŒUVRE DES SIMULATIONS DE PLUIE	243
6.3.2.1	Choix des emplacements de mesure	243
6.3.3	RÉSULTATS DES SIMULATIONS DE PLUIE	243
6.3.3.1	Hydrogrammes obtenus par les simulations de pluie	243
6.3.3.2	Dynamique du ruissellement	243
6.3.3.3	Biais dans la mesure de l'intensité de pluie	243
6.3.3.4	Biais dans la mesure du volume ruisselé	243
6.3.3.5	Observations d'ordre général	243
6.3.3.6	Estimation de $I_f$ et $H_{mcr}$ sur les parcelles par méthode inverse	243
	Calibration de $I_f$	243
	Calibration de $H_{mcr}$	243
6.3.3.7	Conclusions	243

## **7 PARAMÉTRISATION DES MODÈLES** **243**

### **7.1 PARAMÉTRISATION DE FLOWT** **243**

7.1.1	TYOLOGIE ET GAMMES DE VARIATION DE $H_{MCR}$ ET $I_f$ (ET $T_c$ ) SUR LES PARCELLES	243
7.1.1.1	Regroupement des 7 types d'EdS a priori	243
7.1.1.2	Gammes de variation des paramètres	243
	« Super » type 1	243
	« Super » type 2	243
	« Super » type 3	243
	Temps de concentration	243
7.1.2	GAMMES DE VARIATION DE $T_c$ ET $H_{MCR}$ (ET $I_f$ ) SUR LES ROUTES	243
7.1.2.1	Travaux antérieurs	243
7.1.2.2	Gammes de variation des paramètres	243

7.1.3	VARIABILITE TEMPORELLE	243
7.2	PARAMETRISATION DE GR5	243
<b>8</b>	<b><u>ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES</u></b>	<b>243</b>
<b>8.1</b>	<b>EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION</b>	<b>243</b>
<b>8.2</b>	<b>JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS POUR GR5</b>	<b>243</b>
8.2.1	TRAITEMENT DU PARAMETRE <i>EIS</i>	243
8.2.2	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.2.2.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.2.2.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
8.2.3	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
8.2.3.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.2.3.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
<b>8.3</b>	<b>JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS POUR FLOWT</b>	<b>243</b>
8.3.1	ELIMINATION DES PARCELLES 45 A 64	243
8.3.2	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.3.2.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.3.2.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
8.3.3	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
8.3.3.1	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»	243
8.3.3.2	Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»	243
<b>8.4</b>	<b>VALIDATION ET COMPARAISON DE LA MODELISATION DES DEBITS A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH AVEC GR5 ET FLOWT</b>	<b>243</b>
8.4.1	DELIMITATION 2005 DU BASSIN VERSANT	243
8.4.2	DELIMITATION 2006 DU BASSIN VERSANT	243
<b>8.5</b>	<b>IMPORTANCE DES ROUTES</b>	<b>243</b>

FIGURE 3- 1 ROUTES CONTRIBUTIVES ET PARCELLES POTENTIELLEMENT CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) – RESEAUX OBSERVES EN 2005 ET EN 2006.	160
FIGURE 3- 2 OBSTACLES A LA CONNEXION PARCELLE/ROUTE : TALUS ET CONNEXIONS ENHERBEES CONCAVES. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 AVANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	161
FIGURE 3- 3 OBSTACLE AU TRANSFERT DU RUISSELLEMENT A L'EXUTOIRE DU BASSIN : ROUTE CONCAVE PIEGEANT LE RUISSELLEMENT. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 APRES L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	162
FIGURE 3- 4 OBSTACLE MODIFIANT LA DELIMITATION DU BASSIN VERSANT. CAMPAGNES DE TERRAIN DES 29 JUIN 2005 ET 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	163
FIGURE 3- 5 EXEMPLE DE PARCELLE CONNECTEE AU RESEAU DE TRANSFERT ET EFFECTIVEMENT CONTRIBUTIVE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT (PRODUCTION DE RUISSELLEMENT). CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	164
FIGURE 3- 6 CONTRIBUTION MAJEURE DES TRACES DE ROUE A LA PRODUCTION DU RUISSELLEMENT SUR UNE PARCELLE CONNECTEE AU RESEAU DE TRANSFERT. CAMPAGNE DE TERRAIN DU 29 JUIN 2006 PENDANT L'ORAGE. BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	164
FIGURE 3- 7 BACS REPARTITEURS DE VOLUME DU PROTOCOLE RESEAU NATIONAL TRANSFERT INSTALLES A L'EXUTOIRE DES DEUX PLACETTES EXPERIMENTALES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	166
FIGURE 3- 8 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005.	171
FIGURE 3- 9 REPRESENTATION DU VOLUME TOTAL RUISSELE V <sub>TOT</sub> [M <sup>3</sup> ] EN FONCTION DE LA QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) P <sub>TOT</sub> [MM] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005.	171
FIGURE 3- 10 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 3 (DEFINIE POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005).	173
FIGURE 3- 11 REPRESENTATION DU DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] EN FONCTION DE L'INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES I <sub>MAX</sub> [MM/6MN] POUR LES EVENEMENTS DES ANNEES 2003 A 2005 AVEC ELIMINATION DE L'EVENEMENT 280803 DE LA REGRESSION LINEAIRE.	173
FIGURE 3- 12 REPARTITION SPATIALE DES PARCELLES CONCERNEES PAR L'EPANDAGE (EN NOIR) PARMI LES PARCELLES POTENTIELLEMENT CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (EN GRIS).	177
FIGURE 3- 13 SURFACE DE CHAQUE PARCELLE POTENTIELLEMENT CONTRIBUTIVE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) (RESEAUX 2005 ET 2006) ET NUMERO DU PROPRIETAIRE DE CHAQUE PARCELLE.	183
FIGURE 3- 14 INTERPOLATION AUX PAS DE TEMPS DE MESURE DE LA PLUIE DES DEBITS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004.	185
FIGURE 3- 15 INTERPOLATION AUX PAS DE TEMPS DE MESURE DE LA PLUIE DES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004.	186
FIGURE 3- 16 SCHEMA DE CONCEPT DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL A RESERVOIR GR5. D'APRES EDIJATNO ET MICHEL (1989) ET MANTILLA-MORALES (1995).	189
FIGURE 3- 17 SCHEMA DE CONCEPT DU MODULE CHIMIQUE DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL A RESERVOIR GR5.	189
FIGURE 3- 18 SCHEMA DE CONCEPT DU MODELE HYDROLOGIQUE CONCEPTUEL SEMI-DISTRIBUE FLOWT.	191
FIGURE 3- 19 NUMEROS DONNES AUX PARCELLES ET AUX ROUTES CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	193
FIGURE 3- 20 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE FLOWT : STRUCTURE PRINCIPALE (NOYAU NOIR) ET MACROSTRUCTURE DE LANCEMENT EN BOUCLE (BLEU).	194
FIGURE 3- 21 REGROUPEMENT DES UNITES ROUTES ET PARCELLES EN UNITES SUPERIEURES POUR LES DECOUPAGES N°4 ET N°5, DECOUPAGES LES MOINS FINS DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	195
FIGURE 3- 22 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE GR5 : STRUCTURE PRINCIPALE (NOYAU NOIR) ET MACROSTRUCTURE DE LANCEMENT EN BOUCLE (BLEU).	197

FIGURE 3- 23 ÉVOLUTION DE LA SURFACE REPONSE EN FONCTION DU NOMBRE D'ÉCHANTILLONS PRIS DANS L'ESPACE DES PARAMETRES POUR L'ÉVENEMENT DE 08 JUILLET 2004 POUR LE COUPLE DE PARAMETRES A (EN ABCISSE), EIS (EN ORDONNEE), AVEC ECHELLES LOGARITHMIQUES.(PAGE SUIVANTE). .....	202
FIGURE 3- 24 CHOIX DE LA VALEUR DU SEUIL DE NASH IMPOSE POUR L'ÉTAPE DE «PRESSCREENING» (1 <sup>ÈRE</sup> EXPLORATION DE L'ESPACE DES PARAMETRES). .....	204
FIGURE 3- 25 ÉTAPES DE LA SELECTION DES JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES ACCEPTABLES A LA FOIS POUR LA MODELISATION DES DEBITS ET LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS SUR LES ZONES DU CHEMOGRAMMES IDENTIFIEES COMME ETANT DOMINEES PAR LES PROCESSUS HYDROLOGIQUES. ....	207
FIGURE 3- 26 VARIATION DE L'HYDROGRAMME MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS DU MODELE GR5 POUR L'ÉVENEMENT 110604.....	209
FIGURE 3- 27 VARIATION DU GRAPHIQUE DU TAUX DE VARIATION DU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC GR5 $(Q-Q_{REF})/Q_{REF}$ (ADIMENSIONNEL) POUR CHAQUE PAS DE TEMPS EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS POUR L'ÉVENEMENT 110604. ....	210
FIGURE 3- 28 VARIATION DU GRAPHIQUE DE L'INDICE DE SENSIBILITE $(Q-Q_{REF})/(P-P_{REF})$ POUR CHAQUE PAS DE TEMPS EN FONCTION DE LA VALEUR DU PARAMETRE EIS DU MODELE GR5 POUR L'ÉVENEMENT 110604. ....	210
FIGURE 3- 29 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 070903 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	233
FIGURE 3- 30 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 280803 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	233
FIGURE 3- 31 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 110604 ET POUR LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	234
FIGURE 3- 32 CARTE SYNTHESE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES DEBITS AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 ET 040603.....	234
FIGURE 3- 33 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 070903 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	235
FIGURE 3- 34 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 280803 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	236
FIGURE 3- 35 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ÉVENEMENT 110604 ET LES DEUX DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT N°2 ET N°3. ....	236
FIGURE 3- 36 CARTE DES COUPLES DE PARAMETRE/UNITE SENSIBLES POUR LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 ET 040603.....	237
FIGURE 3- 37 DESCRIPTEURS D'ÉTAT DE SURFACE CHOISIS A PRIORI A L'ÉCHELLE DE 1 M <sup>2</sup> AU SEIN D'UN INTERRANG DE VIGNE. ....	240
FIGURE 3- 38 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ÉTAT DE SURFACE OBSERVES LE 30 JUIN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE).....	242
FIGURE 3- 39 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ÉTAT DE SURFACE OBSERVES LE 30 AOUT 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE). .	243
FIGURE 3- 40 REPARTITION DES TYPES 1 A 6 D'ÉTAT DE SURFACE OBSERVES LE 06 OCTOBRE 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET INDICATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION PAR TYPE (FAIBLE EN BLEU, MOYENNE EN JAUNE/ORANGE ET FORTE EN ROUGE). .	243

FIGURE 3- 41 CARTOGRAPHIE DES VALEURS DE $K_s$ EN MM/H MESUREES PAR LA METHODE BEERKAN POUR LES 56 MESURES REALISEES SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN OCTOBRE 2005.....	243
FIGURE 3- 42 CARACTERISATION DE LA CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE A SATURATION DES TYPES D'ETAT DE SURFACE IDENTIFIES EN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)..	243
FIGURE 3- 43 INSTRUMENTATION DES PLACETTES DE MESURE DANS LE CADRE DE LA CAMPAGNE DE SIMULATION DE PLUIE MENEES LES 4, 5 ET 6 JUILLET 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), D'APRES L'INSTRUMENTATION DE ARMAND ET AL. (2007, SOUMIS).....	243
FIGURE 3- 44 DEFINITION DE L'INFILTRABILITE APPARENTE MESUREE POUR LA PLACETTE SOUMISE A LA SIMULATION DE PLUIE.....	243
FIGURE 3- 45 EXEMPLE DE REPARTITION DES DIFFERENTES ZONES DE PRODUCTION DE RUISSELLEMENT AU SEIN D'UN TERRANG DE VIGNE.....	243
FIGURE 3- 46 FORME SYNTHETIQUE DES HYDROGRAMMES OBTENUS A L'EXUTOIRE DES PLACETTES DE MESURE LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE DU 4 AU 6 JUILLET 2006 A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 47 ANALYSE DE LA DYNAMIQUE DU RUISSELLEMENT OBSERVEE LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE DU 4 AU 6 JUILLET 2006 A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 48 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 30 JUIN 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 49 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 30 AOUT 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 50 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 6 OCTOBRE 2005 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 51 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 29 JUIN 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 52 REPARTITION SPATIALE DES "SUPER" TYPES 1, 2 ET 3 AU 12 SEPTEMBRE 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 53 (A) $EIS=f(C)$ , (B) $EIS=f(B)$ , (C) $C=f(B)$ POUR L'EVENEMENT 110604 POUR 20 000 PARAMETRES TIRES PAR METHODE LHS DANS L'ESPACE DES PARAMETERS DEFINIS PAR LES DISTRIBUTIONS DE LA TABLE 3- 16.....	243
FIGURE 3- 54 (A) $EIS=f(C)$ , (B) $EIS=f(B)$ , (C) $C=f(B)$ POUR L'EVENEMENT 110604 POUR 20 000 PARAMETRES TIRES PAR METHODE LHS DANS L'ESPACE DES PARAMETERS DEFINIS PAR LES DISTRIBUTIONS DE LA TABLE 3- 53.....	243
FIGURE 3- 55 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 2 (RESEAU 2005).....	243
FIGURE 3- 56 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 3 (RESEAU 2005).....	243
FIGURE 3- 57 JEUX DE PARAMETRES HYDROLOGIQUES RETENUS ET VALEURS DE LA FONCTION CRITERE ATTEINTES A L'ISSUE D'UNE PRE-ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE HYDROLOGIQUE 4 (RESEAU 2005) (PAGE SUIVANTE).....	243
FIGURE 3- 58 HYETOGGRAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE 4 CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN AVEC PRISE EN COMPTE DES PARCELLES 45 A 64.....	243
FIGURE 3- 59 HYETOGGRAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE D'INTENSITE MOYENNE (CLASSE 3) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN AVEC PRISE EN COMPTE DES PARCELLES 45 A 64. (PAGE SUIVANTE).....	243
FIGURE 3- 60 HYETOGGRAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE LA CLASSE D'INTENSITE FORTE (CLASSE 4) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN SANS LES PARCELLES 45 A 64.....	243
FIGURE 3- 61 HYETOGGRAMMES, HYDROGRAMMES OBSERVES ET HYDROGRAMMES MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS DE	

LA CLASSE D'INTENSITE MOYENNE (CLASSE 3) CORRESPONDANT A LA DELIMITATION 2005 DU BASSIN SANS LES PARCELLES 45 A 64. ....	243
FIGURE 3- 62 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 160905 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 63 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 080704C AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243
FIGURE 3- 64 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 280803 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 65 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 66 HYDROGRAMMES MODELISES POUR LES EVENEMENTS 020604 ET 130704 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
FIGURE 3- 67 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 050406 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 68 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240906 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 69 HYDROGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 250906 AVEC LES JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS DANS L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 ET FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
FIGURE 3- 70 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 (CLASSE 2) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES.....	243
FIGURE 3- 71 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 21 JUILLET 2004 (CLASSE 3) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES. ....	243
FIGURE 3- 72 HYDROGRAMMES MODELISES AVEC LES 27 JEUX DE PARAMETRES RETENUS LORS DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH POUR L'EVENEMENT DU 11 JUN 2004 (CLASSE 4) (A) AVEC LES ROUTES SEULES, (B) AVEC TOUTES LES UNITES HYDROLOGIQUES.....	243

TABLE 3- 1 CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES 32 EVENEMENTS PRIS EN COMPTE DANS L'ETUDE (EVENEMENT DU 08 JUILLET 2004 DEDOUBLE : PREMIER PIC NEGLIGE, PICS N°2 (B) ET 3 (C) SEPARES). IMAX [MM/6MN] INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES, PTOT [MM] QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE), QMAX [M <sup>3</sup> /H] DEBIT MAXIMAL ET VTOT [M <sup>3</sup> ] VOLUME TOTAL RUISSELE.....	170
TABLE 3- 2 REPARTITIONS DES EVENEMENTS DE 2003, 2004 ET 2005 PARMIS LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES PAR UNE CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE SUR LA BASE DES VARIABLES INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].....	172
TABLE 3- 3 CARACTERISTIQUES DES CLASSES HYDROLOGIQUES DE 2003-2005 DEFINIES PAR 4 VARIABLES HYDROLOGIQUES : (I) INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	172
TABLE 3- 4 REPARTITIONS DES EVENEMENTS DE 2006 PARMIS LES TROIS CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES PAR UNE CLASSIFICATION HIERARCHIQUE ASCENDANTE SUR LA BASE DES VARIABLES INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	174
TABLE 3- 5 CARACTERISTIQUES DES CLASSES HYDROLOGIQUES DE 2006 DEFINIES PAR 4 VARIABLES HYDROLOGIQUES : (I) INTENSITE MAXIMALE DE PLUIE SUR 6 MINUTES IMAX [MM/6MN], QUANTITE TOTALE DE PLUIE (BRUTE) PTOT [MM], DEBIT MAXIMAL [M <sup>3</sup> /H] ET VOLUME TOTAL RUISSELE VTOT [M <sup>3</sup> ].	174
TABLE 3- 6 TEMPS DE TRANSFERT EN MINUTES DES MOLECULES DE DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET DU DEBIT POUR CHACUN DES 32 EVENEMENTS CONSIDERES DANS L'ETUDE.	175
TABLE 3- 7 DATES D'EPANDAGE CONNUES SUR LES PARCELLES IDENTIFIEES COMME CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT ET INDICE (A, B, C, D, E, F, G, H) DES CARTES DE REPARTITION SPATIALE DES PARCELLES CONCERNEES PAR L'EPANDAGE.	176
TABLE 3- 8 EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MAXIMALES PAR EVENEMENT AU COURS DE LA SAISON, EN FONCTION DES DATES D'EPANDAGES CONNUES SUR LES PARCELLES IDENTIFIEES COMME CONNECTEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT.	178
TABLE 3- 9 LIMITES DE QUANTIFICATION DES CONCENTRATIONS DE TOUTES LES MOLECULES ANALYSEES DANS LES EAUX A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH PAR L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE.	181
TABLE 3- 10 RESULTATS DES ENQUETES INTRANTS DES ANNEES 2003 A 2006 : UN « OUI » FIGURE SI LE PROPRIETAIRE A FOURNI LES DATES ET MASSES DE PRODUITS COMMERCIAUX EPANDUS POUR L'ANNEE ENQUETEE.	182
TABLE 3- 11 NOMBRE D'UNITES HYDROLOGIQUES POUR LE RESEAU DE ROUTES ET DE PARCELLES CONTRIBUTIVES A L'EXUTOIRE 2005 ET POUR LE RESEAU 2006, POUR CHAQUE NIVEAU DE DECOUPAGE DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).	196
TABLE 3- 12 STRUCTURE DU FICHIER DE SORTIE DU PROGRAMME D'ANALYSE DE SENSIBILITE.	199
TABLE 3- 13 FORME DE LA MATRICE DES VALEURS DE NASH CALCULEES POUR CHAQUE SIMULATION ET CHAQUE EVENEMENT DE CALIBRATION.	204
TABLE 3- 14 REPARTITION DE L'ENSEMBLE DES 32 EVENEMENTS DE L'ETUDE EN EVENEMENTS DE CALIBRATION ET EVENEMENTS DE VALIDATION, POUR LES RESEAUX 2005 ET 2006 : UN EVENEMENT DE VALIDATION EST CHOISI PAR CLASSE HYDROLOGIQUE ET LES EVENEMENTS POSSEDANT LE PLUS D'ANALYSES SONT UTILISES EN CALIBRATION.	206
TABLE 3- 15 JEU DE REFERENCE POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE LOCALE DU MODELE GR5 SUR L'EVENEMENT I10604.	209
TABLE 3- 16 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.	211
TABLE 3- 17 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES CHIMIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.	211
TABLE 3- 18 DISTRIBUTIONS DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES POUR LES ESSAIS 1 ET 2 DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE GR5.	212
TABLE 3- 19 PARAMETRES HYDROLOGIQUES RANGES PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECREISSANTE (POUR LA MODELISATION DU DEBIT) POUR CHAQUE « SEED NUMBER » TESTE, DISTRIBUTION DES PARAMETRES DE L'ESSAI N°1.	212
TABLE 3- 20 PARAMETRES HYDROLOGIQUES RANGES PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECREISSANTE (POUR LA MODELISATION DU DEBIT) POUR CHAQUE « SEED NUMBER » TESTE, POUR L'ESPACE DES PARAMETRES N°2.	213



TABLE 3- 21 PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECREISSANTE (FACE AU DEBIT) POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE, FONCTION RMSE .....	214
TABLE 3- 22 PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 PAR ORDRE DE SENSIBILITE DECREISSANTE (FACE AU DEBIT) POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE, FONCTION AIOA.....	214
TABLE 3- 23 COEFFICIENTS DE LA REGRESSION MULTIPLE (SUR LES DEBITS MODELISES) ASSOCIES A CHAQUE PARAMETRE HYDROLOGIQUE DE GR5 POUR CHAQUE EVENEMENT TESTE ET LA FONCTION OBJECTIF AIOA. ....	214
TABLE 3- 24 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), AVEC LE CRITERE RMSE. ....	215
TABLE 3- 25 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), AVEC LE CRITERE NASH, CALCULE SUR LA RACINE DES DEBITS (NASHRAC).....	216
TABLE 3- 26 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR LES EVENEMENTS 020604 (FAIBLE INTENSITE), 280803 (INTENSITE MOYENNE) ET 110604 (INTENSITE FORTE).....	219
TABLE 3- 27 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 020604 (INTENSITE FAIBLE) .....	220
TABLE 3- 28 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 280803 (INTENSITE MOYENNE).....	221
TABLE 3- 29 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'EVENEMENT 110604 (INTENSITE FORTE).....	222
TABLE 3- 30 VALEURS MINIMALES ET MAXIMALES DE LA FONCTION OBJECTIF POUR LES QUATRE SORTIES DE MODELE ETUDIEES POUR L'ECHANTILLON LE PLUS GRAND DE JEUX DE PARAMETRES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT CHOISI COMME REFERENCE POUR CHACUNE DES CLASSES HYDROLOGIQUES DEFINIES. ....	224
TABLE 3- 31 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DE GR5 AU DEBIT MODELISE A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ECHANTILLON LE PLUS LARGE DE JEUX DE PARAMETRES TESTES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES ET LES DEUX EVENEMENTS EXTREMES (7 EVENEMENTS AU TOTAL). ....	224
TABLE 3- 32 TABLEAU RESUME DES RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUES DE GR5 AUX CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA MODELISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) POUR L'ECHANTILLON LE PLUS LARGE DE JEUX DE PARAMETRES TESTES (160XNOMBRE DE PARAMETRES) POUR LES QUATRE CLASSES HYDROLOGIQUES IDENTIFIEES ET DEUX EVENEMENTS EXTREMES (7 EVENEMENTS) : LES PARAMETRES SENSIBLES SONT LISTES DANS L'ORDRE DE SENSIBILITE DECREISSANTE (COEFFICIENTS SRRC DECREISSANTS), LEUR NUMERO REMPLAÇANT LEUR NOM. ...	226
TABLE 3- 33 DISTRIBUTION DE PROBABILITE DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES ET CHIMIQUE DU MODELE FLOWT UTILISES POUR L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE ET L'ANALYSE DE SENSIBILITE SPATIALE DE FLOWT. ....	227
TABLE 3- 34 REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT POUR UNE TAILLE CROISSANTE D'ECHANTILLON (5, 10, 20, 40, 80 ET 160 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT 070903, ISSU DE LA CLASSE 2 DU RESEAU 2005 ET POUR L'EVENEMENT 280803, ISSU DE LA CLASSE 3 DU RESEAU 2005. ....	228
TABLE 3- 35 REPETABILITE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE GLOBALE DE FLOWT POUR UNE TAILLE CROISSANTE D'ECHANTILLON (5, 10, 20, 40, 80 ET 160 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES) POUR L'EVENEMENT 110604, ISSU DE LA CLASSE 4 DU RESEAU 2005.....	229
TABLE 3- 36 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DU DEBIT MODELISE AUX PARAMETRES DE FLOWT POUR 20 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES POUR LES 4 FONCTIONS OBJECTIFS NASHRAC, VTOT, QMAX, ET IQMAX, POUR LES EVENEMENTS DU RESEAU 2005 070903 (CLASSE 2), 280803 (CLASSE 3) ET 110604 (CLASSE 4).....	230

TABLE 3- 37 RESULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE DU DEBIT MODELISE AUX PARAMETRES DE FLOWT POUR 20 FOIS LE NOMBRE DE PARAMETRES POUR LA FONCTION OBJECTIF NASHRAC, POUR LES EVENEMENTS DU RESEAU 2005 210805 (CLASSE 1), 020604 ET 070903 (CLASSE 2), 280803 (CLASSE 3) ET 110604 (CLASSE 4), 240804 ET 040603. ....	231
TABLE 3- 38 VALEURS DE R <sup>2</sup> TRADUISANT LA VALIDITE GLOBALE DU METAMODELE DE REGRESSION, POUR LES ANALYSES DE SENSIBILITE SPATIALES DE FLOWT POUR LES EVENEMENTS 070903, 280803, 110604, POUR LES DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) N°2 ET N°3. ....	232
TABLE 3- 39 VALEURS DE R <sup>2</sup> TRADUISANT LA VALIDITE GLOBALE DU METAMODELE DE REGRESSION POUR FLOWT, POUR LES ANALYSES DE SENSIBILITE SPATIALES DES EVENEMENTS 070903, 280803, 110604, POUR LES DECOUPAGES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) N°2 ET N°3. ...	235
TABLE 3- 40 RECONNAISSANCE DE 8 TYPES D'ETAT DE SURFACE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN FONCTION DE 4 DESCRIPTEURS, POURCENTAGE DE SURFACE, POURCENTAGE DE VEGETATION, HAUTEUR MOYENNE DES BOSSES DE TERRAIN ET GRANULOMETRIE. ....	241
TABLE 3- 41 VALEURS DES QUATRE DESCRIPTEURS D'ETAT DE SURFACE ET DU Ks MESURE PAR LA METHODE BEERKAN (MM/S) POUR LES 56 MESURES REALISEES SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN OCTOBRE 2005. ....	243
TABLE 3- 42 DESCRIPTION DES TYPES D'ETAT DE SURFACE DEFINIS SUR LE BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2005 ET DEFINITION POUR CHAQUE TYPE DE LA GAMME DE CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE A SATURATION MESUREE PAR LA METHODE BEERKAN SUR CHAQUE UNITE .....	243
TABLE 3- 43 NOM (NUMERO DE L'UNITE PARCELLE ET TYPE D'INTERRANG CONCERNE) ET CARACTERISTIQUES (TYPE D'ETAT DE SURFACE, MACROPOROSITE APPARENTE, CLASSEMENT INCORRECT AVEC LA METHODE BEERKAN EN 2005) DES UNITES CHOISIES POUR LES MESURES DE CAPACITE D'INFILTRATION PAR SIMULATION DE PLUIE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2006. ....	243
TABLE 3- 44 TEMPS DE CONCENTRATION ESTIMES SUR LES PARCELLES LORS DES SIMULATIONS DE PLUIE REALISEES A ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) EN 2006. ....	243
TABLE 3- 45 RESULTATS DE CALAGE DE LA VALEUR DE If SUR LES PLACETTES DE SIMULATION DE PLUIE. ....	243
TABLE 3- 46 RESULTATS DE CALAGE DE LA VALEUR DE Hmcr SUR LES PLACETTES DE SIMULATION DE PLUIE. ....	243
TABLE 3- 47 ESTIMATION DE LA CAPACITE D'INFILTRATION EN MM/H DE CHAQUE TYPE D'ETAT DE SURFACE IDENTIFIE SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 48 DESCRIPTION DES TROIS "SUPER" TYPES RETENUS POUR LA PARAMETRISATION DANS LE MODELE FLOWT DES CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES DES PARCELLES DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 49 BORNES MINIMUM ET MAXIMUM DES GAMMES DE VALEUR DE If ET Hmcr SUR LES PARCELLES POUR LE « SUPER »TYPE 1 ET MOYENNE ET VARIANCE DE L'ECHANTILLON AYANT PERMIS DE DETERMINER CES BORNES PAR LE TEST DE MANN_WILCOXON. ....	243
TABLE 3- 50 ASSOCIATION DE CHAQUE EVENEMENT OBSERVE EN 2005 ET 2006 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) A L'UNE DES 5 CARTES DE REPARTITION SPATIALE DES « SUPER » TYPES. ....	243
TABLE 3- 51 « SUPER »TYPES CONSIDERES SUR LES PARCELLES DU RESEAU 2005 POUR LES EVENEMENTS OBSERVES EN 2003 ET 2004 SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 52 RESTRICTION DES GAMMES DE VALEUR DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES EIS ET B DU MODELE GR5 SELON LES OBSERVATIONS DES SURFACES REPONSES DES EVENEMENTS 020604, 070903, 280803, 040604 ET 240804. ....	243
TABLE 3- 53 DISTRIBUTIONS DE PROBABILITE RESTREINTES DES PARAMETRES HYDROLOGIQUES DU MODELE GR5 UTILISEES POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE DE GR5. ....	243
TABLE 3- 54 EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 POUR LA DELIMITATION 2005 DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 55 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreening» PAR CLASSE HYDROLOGIQUE (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). ....	243
TABLE 3- 56 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreening» POUR PLUSIEURS CLASSES HYDROLOGIQUES (EVENEMENTS 2003 A 2005) POUR UN SEUIL DE VALEUR DE NASH DE 0,60	

SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 57 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR LES CLASSES HYDROLOGIQUES 2 ET 3 (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 58 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR LA CLASSE HYDROLOGIQUE 4 (EVENEMENTS 2003 A 2005) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 59 EVENEMENTS DE CALIBRATION ET DE VALIDATION POUR L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES AVEC GR5 POUR LA DELIMITATION 2006 DU BASIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 60 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreenING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243
TABLE 3- 61 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 62 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506 NI 090506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR GR5 A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 63 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreenING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2003 A 2005 (SANS LES 5 EVENEMENTS LIMITANTS) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). .....	243
TABLE 3- 64 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2003 A 2005 (SANS LES 6 EVENEMENTS LIMITANTS) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	243
TABLE 3- 65 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «PREScreenING» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE). .....	243
TABLE 3- 66 NOMBRE DE JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ETAPE DE «ZOOM» POUR L'ENSEMBLE DES EVENEMENTS DE CALIBRATION DE 2006 (SANS 080506 NI 090506) EN FONCTION DU SEUIL IMPOSE POUR LA VALEUR DE NASH SUR LES DEBITS MODELISES PAR FLOWT A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) .....	243

$P_{nette} = P\left(\frac{s}{A}\right)^2$	EQUATION 3-1 .....	188
$\Delta s = P\left[1 - \left(\frac{s}{A}\right)^2\right] - \text{perco}\left(s - \frac{A}{40}\right)^3 \cdot \Delta t$	EQUATION 3-2 .....	188
$\Delta\left(\frac{r}{B}\right) = -\left(\frac{r}{B}\right)^2$	EQUATION 3-3 .....	188
$c_{sup} = \frac{S_{sup}}{\text{prop.s}} \quad c_{inf} = \frac{S_{inf}}{(1 - \text{prop})s + A}$	EQUATION 3-4 .....	188
<i>soit pour t<sub>0</sub></i> $c_{sup} = \frac{Si_{sup}}{\text{prop.eis.A}} \quad c_{inf} = \frac{Si_{inf}}{((1 - \text{prop})eis + 1)A}$		
$M_d = 0.01 \cdot \text{diff}(c_{sup} - c_{inf})\left(\frac{s}{A}\right)^2$	EQUATION 3-5 .....	188
$\Delta S_{SUP} = -0.01 \text{ CLIN E}\left(\frac{r}{ro}\right) \frac{r}{ro} C_{SUP}$	EQUATION 3-6 .....	188
$I(t) = I_f + (I_o - I_f) \cdot \exp(-\alpha \cdot t)$	EQUATION 3-7 .....	190
$I(T90) = I_f + (I_o - I_f) \cdot (1 - x)$	EQUATION 3-8 .....	190
$\alpha = -\frac{\ln(1 - x)}{T90}$	EQUATION 3-9 .....	190
$Hmcr = 240096I^6 - 237180I^5 + 92349I^4 - 18123I^3 + 1910I^2 - 107.27I + 2.9463$	EQUATION 3-10 .....	192
$Tc = L * I^{-1/2} * n^{1/3}$	EQUATION 3-11 .....	192
$L_p(\theta y) = L(\theta y) \cdot L_0(\theta) / C$	EQUATION 3-12 .....	200
$L_p(\theta y) = (L_{y_n}(\theta y_n) * \dots * L_{y_1}(\theta y_1) * 1) / C$	EQUATION 3-13 .....	201



## 1 LE COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)

Suite à la conclusions du chapitre II-1.1.4 quant à la nécessité d'affiner la détermination des routes et des parcelles contributives à l'exutoire, dans une optique de modélisation spatialisée des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, nous présentons les campagnes de terrain menées dans ce but en 2005 et 2006.

### 1.1 Campagnes de terrain 2005 et 2006

Lors de campagnes de terrain effectuées en routine sur le bassin de Rouffach (relevé des échantillons d'eau à l'exutoire les 29 juin 2005 et 25 juillet 2005) et d'autres campagnes ponctuelles (relevé des états de surface des parcelles du bassin, notamment lors du 29 juin 2006), nous avons pu assister à des événements pluvieux de forte intensité. **Deux relevés des chemins de l'eau** au sein du bassin de Rouffach ont donc été réalisés, un pour l'année 2005 et un pour l'année 2006 (annexe 2). Lors de l'événement du 29 juin 2006 nous avons pu identifier parmi les parcelles ruisselantes celles effectivement connectées au réseau de transfert (le ruissellement de la parcelle rejoint la route) et quelques parcelles non connectées à la route (le ruissellement de la parcelle ne rejoint pas la route) et relever les caractéristiques des connexions parcelle/route associées. Nous avons donc pu constituer lors de l'événement du 29 juin 2006 un **catalogue des configurations de la zone de contact parcelle/route** identifiées comme court-circuitant l'écoulement issu des parcelles. Il figure en annexe 2 sous forme de fiches illustrées et ces fiches peuvent être utilisées pour d'autres bassins versants du vignoble alsacien.

En complément, des relevés systématiques de la configuration de la zone de contact parcelle/route ont été effectués pour chaque parcelle du bassin de Rouffach par temps sec courant juillet 2006. Par comparaison avec les fiches méthodologiques établies, nous avons identifié les parcelles non connectées au réseau de transfert et les parcelles potentiellement contributives à l'exutoire.

Il faut ici bien distinguer le terme **parcelles potentiellement contributives** (à l'exutoire), qui désigne les **parcelles connectées au réseau de routes** contribuant à l'exutoire, du terme **parcelles effectivement contributives** à l'exutoire, qui désigne les parcelles potentiellement contributives qui **ruissellent** lors d'un événement pluvieux. La carte des parcelles potentiellement contributives présentée Figure 3- 1<sup>1</sup> est donc pérenne (si les caractéristiques de la connexion parcelle/route ne sont pas modifiées) mais, parmi elles, seules les parcelles effectivement ruisselantes lors d'un événement pluvieux seront contributives au ruissellement enregistré à l'exutoire du bassin versant. La cartographie des parcelles effectivement contributives varie donc d'un événement à l'autre en fonction de l'intensité de pluie et de la capacité d'infiltration de la parcelle. Nous explicitons les différents constats réalisés lors de ces campagnes de terrain dans la suite.

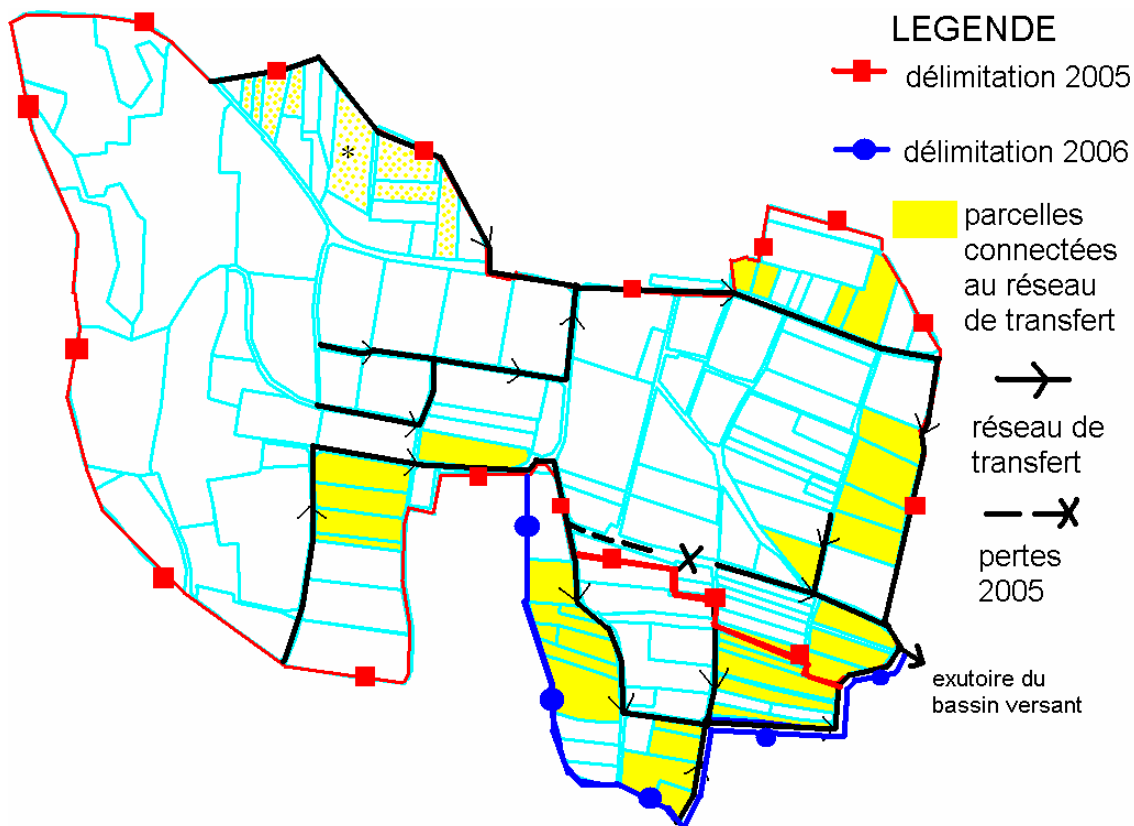
### 1.2 Origine du ruissellement à l'exutoire

Le **premier constat** qui ressort des observations concerne le réseau de transfert. Celui-ci est constitué non par des biefs mais par des **routes d'exploitation** de ce milieu

---

<sup>1</sup> Dans la suite du chapitre et les chapitres suivants, les termes « délimitation (du bassin) 2005 » (ou 2006), « réseau 2005 » (ou 2006), ou « réseau », font référence à l'ensemble des routes contributives et parcelles potentiellement contributives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, tel que définis dans la Figure 2-1. C'est le réseau observé en 2005 qui est pris en compte pour les années 2003 et 2004.

fortement anthropisé. Le « **réseau hydrographique** » est actif uniquement lors d'un événement pluvieux et le bassin est caractérisé par une réponse « nerveuse ».



\* Les parcelles à pois sont les parcelles dont la connexion à l'exutoire n'a pas pu être rejetée avec certitude sur la base des observations de terrain.

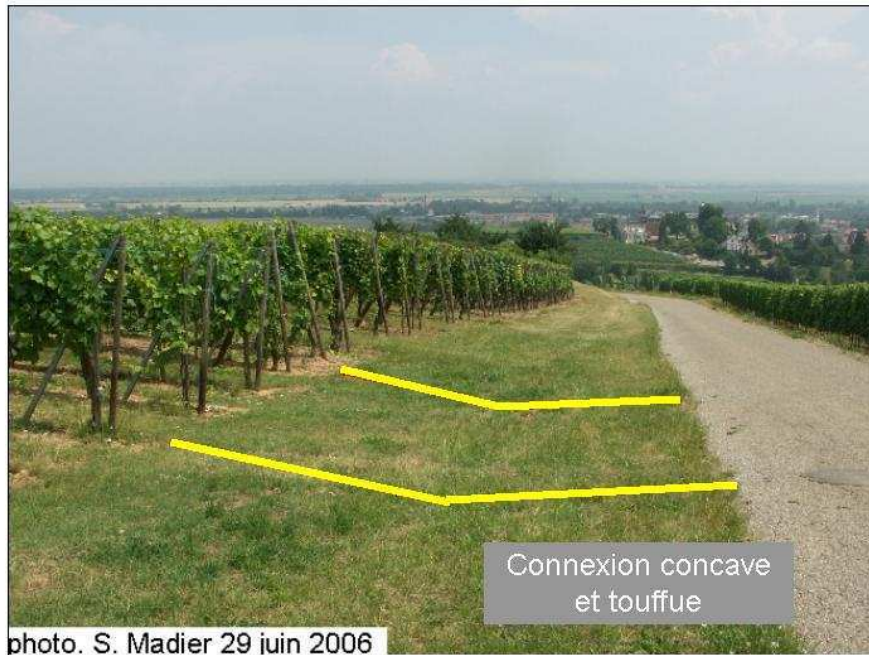
**Figure 3- 1 Routes contributives et parcelles potentiellement contributives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) – réseaux observés en 2005 et en 2006.**

La nappe phréatique est relativement profonde au droit du piémont. Sur plusieurs parcelles, des mesures de teneur en eau du sol après simulation de pluie montrent des teneurs en eau finale voisines de 30% seulement. Le ruissellement observé n'est donc pas du à une saturation du sol. Enfin, l'absence de fossé drainant et de structure favorisant l'apparition d'un écoulement hypodermique dans la proche surface (couche d'argile, semelle de labour) écarte une possible contribution de cette source à l'écoulement total. Il semble donc que la seule source de ruissellement de surface au sein du bassin soit un ruissellement hortonien sur les routes et les parcelles.

Rappelons que les routes, pour la plupart imperméables, ont une capacité d'infiltration nulle. Elles sont donc susceptibles de jouer un rôle important dans la production du ruissellement de surface, comme nous l'avons souligné chapitre II-1.2. La **contribution des parcelles**, quant à elle, dépend de la **capacité d'infiltration** sur ces parcelles mais également de la nature de sa **connexion** avec le réseau de routes, comme nous l'expliquons ci-après.

### 1.3 Bassins versants contributifs

Le **deuxième constat** concerne la **connexion des parcelles** au réseau de transfert : toutes les parcelles en bordure du réseau n'y sont pas connectées. Deux **obstacles** interviennent fréquemment (Figure 3- 2) : les **talus** (les parcelles sont en hauteur par rapport à la route) et les **connexions enherbées, concaves**. Ces dernières piègent le ruissellement potentiellement issu des parcelles, le dirigent parallèlement au réseau de transfert et infiltrent ce ruissellement.

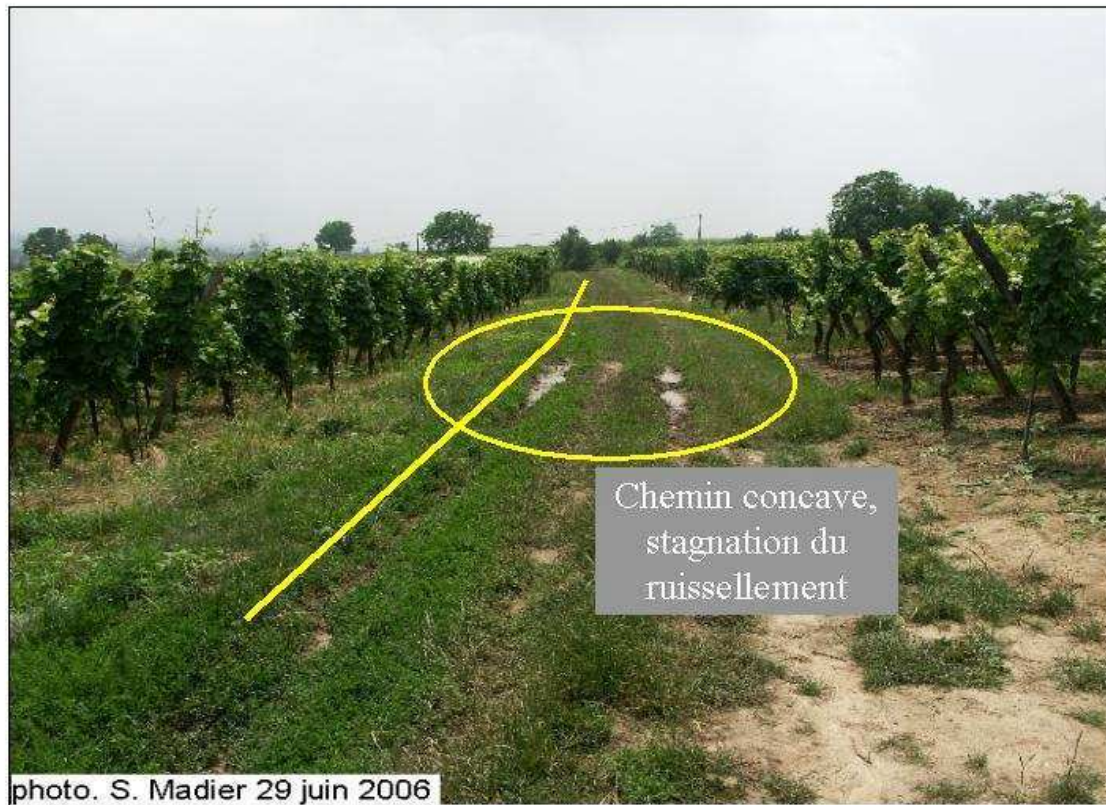


**Figure 3- 2** Obstacles à la connexion parcelle/route : talus et connexions enherbées concaves. Campagne de terrain du 29 juin 2006 avant l'orage. Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).



## 1. Le comportement hydrologique du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)

Le **troisième constat** concerne la différence entre le « réseau hydrographique » et le réseau de routes d'exploitation. Si les routes d'exploitation constituent le support du réseau hydrographique, **toutes ne contribuent pas à l'exutoire** (Figure 3- 3). Certaines, concaves, piègent le ruissellement, d'autres débouchent sur des zones de forte infiltration, ou des aires de perte du ruissellement (bosquet d'arbres).



**Figure 3- 3** *Obstacle au transfert du ruissellement à l'exutoire du bassin : route concave piégeant le ruissellement. Campagne de terrain du 29 juin 2006 après l'orage. Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).*

Le **dernier constat** concerne la **délimitation variable du bassin versant hydraulique** (Figure 3- 4). Le réseau de transfert, et donc la délimitation du bassin versant hydraulique, peut varier au cours du temps à la faveur de **perturbations locales**, souvent **d'origine anthropique**. Ainsi, en 2005, un agglomérat de terre et de graviers déposé sur une portion de route à pente faible (<1%) entraîne une déviation du ruissellement, qui se perd dans un fossé végétalisé débouchant sur un bosquet d'arbres, ne contribuant pas de ce fait à l'exutoire. Les parcelles drainées par la partie du réseau de routes en amont de ce point sont donc exclues du bassin versant hydraulique. En 2006, cet agglomérat disparaît, laissant l'écoulement se poursuivre naturellement sur la route et élargissant le bassin versant hydraulique.

L'identification des parcelles non connectées au réseau de transfert est réalisée essentiellement par temps sec, sur les critères de non connexion identifiés pendant l'orage du 29 juin 2006. L'identification du réseau de routes de transfert est en revanche réalisée sous pluie, par trois fois. Il est impossible de dater précisément l'apparition de la perturbation présentée Figure 3- 4, donc de dater la transition entre le réseau observé les 29 juin et 25 juillet 2005 et celui observé le 29 juin 2006. Nous considérons dans la suite de l'étude que la **délimitation 2005** du bassin observée le 29 juin et le 25 juillet 2005 est **valable pour toute l'année 2005** et que le **réseau 2006** observé le 29 juin

2006 est **valable pour toute l'année 2006**. Pour les années 2003 et 2004, au vu des délimitations de Domange (2005), nous considérons dans la suite de l'étude que le **réseau 2005 est valable pour les années 2003 et 2004**.

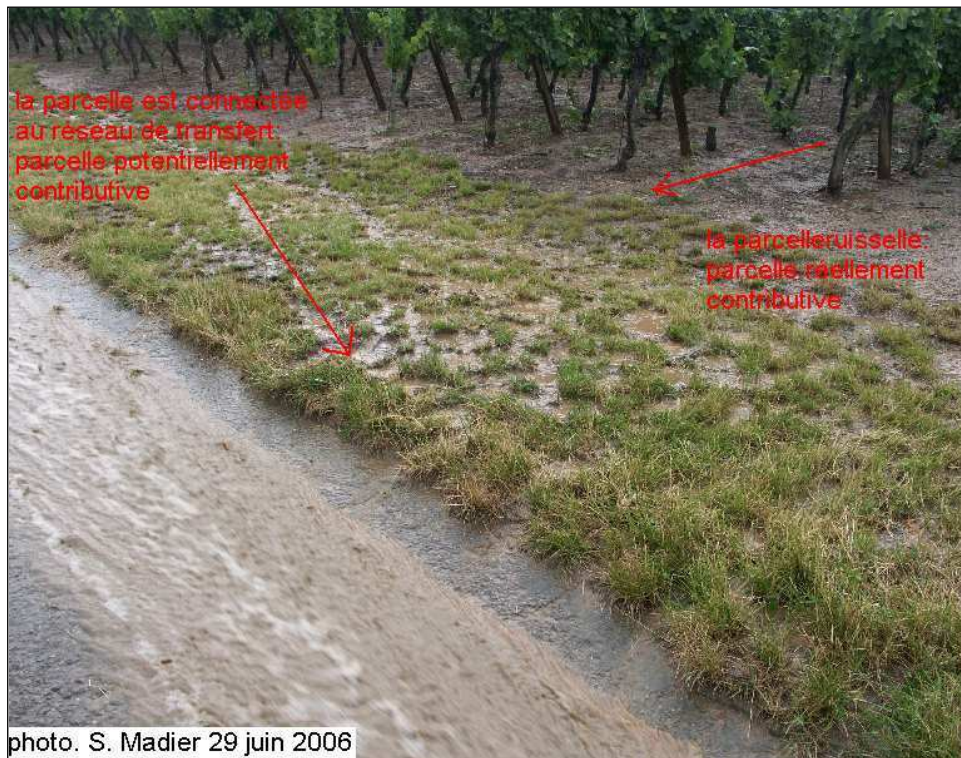


**Figure 3- 4** *Obstacle modifiant la délimitation du bassin versant. Campagnes de terrain des 29 juin 2005 et 29 juin 2006 pendant l'orage. Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).*

Enfin, seules les parcelles ruisselant pendant un événement, parmi celles qui sont connectées au réseau de transfert, sont réellement contributives à l'exutoire pour cet événement (Figure 3- 5) et nous observons souvent une contribution majeure des traces de roue au ruissellement produit par une parcelle (Figure 3- 6).



1. Le comportement hydrologique du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)



**Figure 3- 5 Exemple de parcelle connectée au réseau de transfert et effectivement contributive à l'exutoire du bassin versant (production de ruissellement). Campagne de terrain du 29 juin 2006 pendant l'orage. Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 3- 6 Contribution majeure des traces de roue à la production du ruissellement sur une parcelle connectée au réseau de transfert. Campagne de terrain du 29 juin 2006 pendant l'orage. Bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

☞ Les campagnes de terrain des 29 juin 2005, 25 juillet 2005 et 29 juin 2006 permettent de préciser la délimitation du bassin versant hydraulique à Rouffach par le relevé des routes et des parcelles potentiellement contributives à l'exutoire du bassin.

Des fiches méthodologiques pour la détermination des chemins de l'eau et des parcelles potentiellement contributives à l'exutoire d'autres bassins versants viticoles (alsaciens) sont proposées en annexe 2.

Une conclusion importante apparaît avec la définition de deux délimitations hydrauliques du bassin versant de Rouffach, une pour l'année 2005 (et par extension pour les années 2003 et 2004) et une pour l'année 2006: la délimitation du bassin versant hydraulique n'est pas pérenne et peut varier à la faveur de petites perturbations d'origine anthropique.

Le ruissellement de surface est essentiellement d'origine hortonienne et les routes d'exploitation, imperméables, qui supportent le réseau hydrographique peuvent jouer un rôle important dans la production du volume ruisselé à l'exutoire du bassin. Parmi les parcelles connectées au réseau hydrographique, seules les parcelles ruisselant lors d'un événement contribuent effectivement au volume total ruisselé à l'exutoire, et la distribution des parcelles ruisselantes peut varier d'un événement à l'autre.

**Nous déterminons donc la capacité d'infiltration des parcelles et quantifions l'importance des routes dans la génération des débits par une modélisation spatialisée des débits à l'exutoire du bassin versant. Si la contribution des parcelles doit s'avérer faible, et donc difficile à détecter, pour certains événements, cela laissera augurer des difficultés dans l'étude des transferts de pesticides à l'exutoire du bassin puisque nous considérons les parcelles comme source principale de pollution.**

**Le comportement hydraulique du bassin de Rouffach, bien que particulier, semble être partagé par les bassins versants viticoles alsaciens, d'après la description de Bezler (2002) du comportement hydrologique du bassin versant de Guebwiller. Ce constat va dans le sens d'une transposabilité des résultats acquis dans le cadre de notre étude sur le bassin versant de Rouffach.**

**Nous présentons maintenant l'instrumentation et les données acquises sur le site d'étude. Ce sont ces données (pluie, débit et concentrations en diuron, glyphosate et AMPA à l'exutoire) qui servent de base à l'étude des transferts de pesticides. C'est pourquoi nous apportons un soin particulier à la caractérisation des erreurs potentielles sur ces données, en lien avec l'instrumentation utilisée, et à leur mise en forme dans un objectif de modélisation, en lien avec les problèmes engendrés par la résolution temporelle de la pluie et l'échelle d'observation des processus mentionnés dans le chapitre II-3.**



## 2 LES DONNEES

### 2.1 Recueil des données

#### 2.1.1 Instrumentation des parcelles expérimentales

Depuis avril 2004, nous disposons à l'exutoire des deux parcelles expérimentales, signalées Figure 2-1, des mesures intégratives du volume ruisselé et de la masse de pesticides exportés. Ces mesures sont réalisées grâce aux bacs répartiteurs de volume du Protocole Réseau National Transfert proposé par l'ITV France (Institut Technique de la Vigne et du Vin) et la DGAL (Direction Générale de l'Alimentation) et dont le bassin de Rouffach est le site d'accueil en Alsace. Constitué de 3 bacs en série de contenance 68L chacun, ce dispositif, présenté Figure 3- 7, permet la collecte d'un volume ruisselé de 7548 litres au maximum, grâce à un système de répartition du volume, un dixième du volume seulement se déversant d'un bac à l'autre.



**Figure 3- 7 Bacs répartiteurs de volume du Protocole Réseau National Transfert installés à l'exutoire des deux placettes expérimentales du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

La concentration finale mesurée dans chaque bac contenant de l'eau et la connaissance du volume ruisselé associé à chaque bac permettent de calculer la masse de pesticide exportée pour l'événement pluvieux. Les erreurs sur le calcul de masse via cette méthode de mesure et de calcul ont été estimées par Madier (2004).

Concernant la mesure des flux en infiltration au niveau des mêmes placettes, Domange (2005) a conclu que les bougies poreuses en céramique utilisées pour le suivi des flux dans le sol engendraient un biais important dans la mesure de flux de pesticides, la rendant inexploitable.

Les données recueillies au niveau des deux parcelles expérimentales ne fournissent donc pas d'information sur la dynamique du ruissellement et du transfert des produits phytosanitaires. Elles ne sont donc pas utilisées dans la suite de l'étude.

### 2.1.2 Instrumentation de l'exutoire du bassin de Rouffach pour la mesure des débits

L'exutoire du bassin est équipé depuis avril 2003 d'un **canal Venturi**, assurant une relation univoque entre hauteur d'eau et débit. La gamme de débit varie de 18,9 à 893,6 m<sup>3</sup>/h et le débit nominal est de 720 m<sup>3</sup>/h. La mesure de hauteur d'eau se fait par **bulle à bulle** dans une gamme de 0 à 1 m, avec une précision de 1 mm. Le **débitmètre** mesure le débit au **pas de temps de 30 secondes**. Après **linéarisation**, les débits sont enregistrés dans la centrale d'acquisition associée au débitmètre, fournissant les hydrogrammes des événements pluvieux considérés dans cette étude. La présentation synthétique des hydrogrammes utilisés dans cette étude figure dans le chapitre suivant III-2.2. La dégradation des données de débits par linéarisation et numérisation pour limiter la mémoire d'enregistrement est discutée dans le chapitre III-2.3.

Un nettoyage soigneux et une remise en place correcte du dispositif de prélèvement sont assurés à chaque passage sur le terrain, environ une fois par semaine entre avril et septembre de 2005 à 2006 (contre deux fois par semaine en 2003 et 2004 à cause des relevés de mesures d'infiltration aux parcelles, non poursuivies en 2005/2006). Le volume total passé en mètres cubes depuis le début de l'année, calculé par le débitmètre, est lu à chaque passage sur le terrain afin de vérifier les calculs de volume passé à partir des débits linéarisés enregistrés. Une remise à zéro de l'incrémentement du volume pour le déclenchement du préleveur est normalement réalisée à chaque passage également. L'heure de remise à zéro ou l'absence de cette remise à zéro est consignée dans le cahier de terrain car elle a son importance dans le calcul des instants de prélèvement des échantillons d'eau.

Il est à noter à ce sujet que les **instants de prélèvement d'eau** ne sont **pas enregistrés** par le préleveur automatique et que nous devons les replacer dans le temps via le calcul du volume passé à partir de l'hydrogramme enregistré, sachant qu'un prélèvement a lieu tous les 8 m<sup>3</sup> passés. La concordance entre les volumes passés entre deux passages sur le terrain, calculé et lu sur le débitmètre, ainsi que la concordance entre les nombres de prélèvements, calculé et récolté sur le terrain, assurent la validité des résultats obtenus.

### 2.1.3 Instrumentation de l'exutoire du bassin de Rouffach pour la mesure des concentration

Un préleveur fixe réfrigéré, protégé dans un réservoir d'eau potable à proximité du canal Venturi (température constante de + 4°C), avec carrousel de 24 bouteilles de 0,9 L en verre et tuyau de prélèvement de 12 m en PVC est associé à la mesure de débit. Le volume de prélèvement est fixé à 300 mL. L'**échantillonnage** est réalisé à **volume passé constant** plutôt qu'à pas de temps constant, afin de disposer d'un échantillonnage dense autour du pic de débit. Le pas de volume pour l'échantillonnage est fixé à **8m<sup>3</sup>**. C'est le résultat de la division entre le volume total ruisselé pour un événement pluvieux intense estimé par Domange (2005) et les 24 flacons que peuvent contenir le préleveur automatique.

Chaque prélèvement est réparti pour son stockage dans **2 flaconnages** pour des questions d'adsorption de certaines molécules sur le verre ou sur le plastique: (i) 50 mL dans un flacon en **polyéthylène** de 100 ou 500mL (suivant disponibilité), (ii) 50 mL dans un flacon en **verre** de 100mL. Les flacons sont conservés au congélateur jusqu'à leur analyse. Les concentrations en pesticides de ces échantillons sont déterminées à l'**Institut Pasteur de Lille** selon un protocole détaillé dans le chapitre III-2.3.2.

La présentation synthétique des chémodigrammes utilisés dans cette étude figure dans le chapitre suivant III-2.2. La question de la différence de résolution temporelle

entre l'observation des concentrations et celle des débits est discutée dans le chapitre III-2.4.

#### 2.1.4 Mesure de la pluie sur le bassin de Rouffach

La **station** météorologique de « Rouffach-Hohrain » est située sur bassin de Rouffach (Figure 2-1). Les **mesures d'intensité de pluie en millimètres au pas de temps de 6 minutes** sont fournies chaque fin de mois par Météo France, permettant de construire les hyètoigrammes des événements pluvieux considérés dans cette étude. L'exutoire du bassin versant n'étant instrumenté que depuis avril 2003 pour la mesure des débits et des concentrations, nous ne prenons en compte les données de pluie qu'à partir de cette date. La station acquiert également des données sur la température et l'humidité de l'air, le rayonnement solaire et la vitesse du vent.

Une modélisation hydrologique précise nécessite une estimation précise des précipitations notamment dans l'espace. Pour les petits bassins **une seule station de mesure suffit** généralement (Garen et al., 1999). Nous considérons donc que les données de cette station unique sont suffisantes pour un objectif de modélisation pluie-débit à l'échelle du bassin versant.

La présentation synthétique des données de pluie figure dans le chapitre suivant III-2.2. Quant à la question, soulevée dans le chapitre II-3, de la variabilité temporelle de la pluie et de l'adéquation entre les pas de temps de mesure de la pluie et du débit dans un objectif de modélisation, elle fait l'objet du chapitre III-2.4.

L'exutoire du bassin versant de Rouffach est instrumenté depuis Avril 2003 pour la mesure en continu des débits et le prélèvement automatique d'échantillons d'eau à volume passé fixe. Les conclusions de notre étude posent cette instrumentation de l'exutoire du bassin versant comme un prérequis. Nous disposons donc des hydrogrammes, chémogrammes et hyètoigrammes des événements ruisselants observés à l'exutoire de Rouffach depuis avril 2003 pour réaliser cette étude. Une présentation synthétique de ces données est proposée dans le chapitre suivant.

## 2.2 Présentation synthétique des données

Parmi les événements pluvieux enregistrés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach entre avril 2003 et octobre 2006, seuls les événements correspondant à 3 concentrations observées au minimum ont été pris en compte dans l'étude. Les événements comptant 2, 1 ou aucune analyse ont été considérés comme insuffisamment informatifs du point de vue de l'évolution des concentrations à l'exutoire durant un événement pluvieux. Notre but n'étant pas d'établir un bilan annuel des masses de pesticides exportées, nous avons donc négligé ces petits événements.

### 2.2.1 Sélection des événements utilisés dans l'étude

Compte tenu de la méthode de prélèvement à volume fixe égal à  $8 \text{ m}^3$ , les événements pris en compte dans l'étude correspondent donc à un volume total transféré à l'exutoire du bassin durant l'événement de  $24 \text{ m}^3$  au minimum. Les événements du 10 août 2004 et du 17 août 2004 ( $100804$  et  $170804^2$ ) constituent une exception avec des volumes totaux inférieurs à  $24 \text{ m}^3$  : une erreur dans la

<sup>2</sup> Au fil des chapitres, la date des événements en Jour/Mois/Année figure souvent sous le code JJMMAA pour alléger le texte.

programmation du débitmètre avait en effet déclenché un prélèvement tous les 0.8 m<sup>3</sup> passés durant cette période.

Il est à noter également que la période allant de avril 2005 à mi-juillet 2005 n'a pas pu être échantillonnée à cause d'une avarie au niveau du préleveur automatique. Enfin, les prélèvements des événements de 2005 n'ont pas tous fait l'objet d'un envoi en analyse, faute de crédits, et ce sont un prélèvement sur 2 en moyenne qui ont été analysés en 2005, d'où une densité d'échantillonnage apparente plus faible que pour les autres événements.

Au total, ce sont 32 événements qui sont pris en compte pour cette étude, dans la période allant d'avril 2003 à octobre 2006. Les hydrogrammes et chémogrammes enregistrés pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA pour ces 32 événements sont présentés en annexe 3.

### 2.2.2 Caractéristiques hydrologiques des événements sélectionnés

Les caractéristiques hydrologiques des 32 événements pris en compte peuvent être résumées à l'aide de 4 variables hydrologiques : (i) intensité maximale de pluie sur 6 minutes  $I_{max}$  [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute)  $P_{tot}$  [mm], débit maximal  $Q_{max}$  [m<sup>3</sup>/h] et volume total ruisselé  $V_{tot}$  [m<sup>3</sup>]. Les valeurs de ces variables sont présentées dans la Table 3- 1 pour chaque événement, dans l'ordre chronologique.

On constate que ces événements recouvrent une gamme large de réponses du bassin versant de Rouffach aux pluies, dont l'intensité maximale ne dépasse jamais 6 mm sur 6 minutes. Les volumes totaux ruisselés sont en effet compris entre 13 et 250 m<sup>3</sup> et les débits entre 20 et 230 m<sup>3</sup>/h, avec une pointe à 450 et 350 m<sup>3</sup>/h pour les événements du 04 juin 2003 et du 21 juillet 2003.

Cependant, la largeur des gammes de valeur observées n'exclut pas une certaine homogénéité des réponses, comme l'illustre la Figure 3- 8. Nous observons en effet une relation linéaire assez forte ( $R^2$  0.75) entre le débit maximal pour l'événement et l'intensité maximale de pluie. Nous ne retrouvons pas cette relation entre le volume total ruisselé et la quantité totale de pluie (Figure 3- 9). Les événements de l'année 2006 ne figurent pas sur ce graphique en raison du changement de la délimitation hydraulique du bassin versant de Rouffach entre l'année 2005 et l'année 2006. De plus, les événements de 2006 ne sont pas assez nombreux pour réaliser une régression.

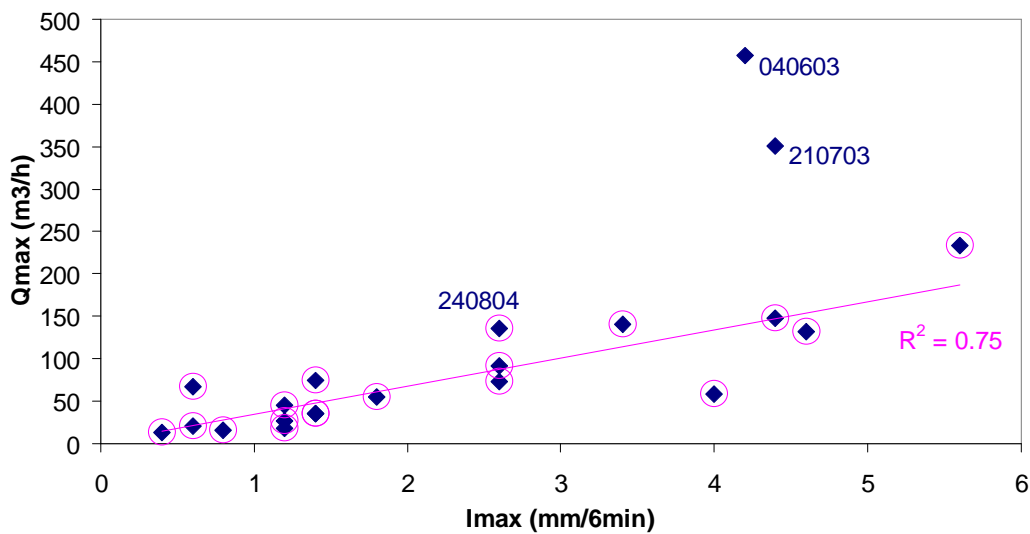
La seconde information délivrée par la Figure 3- 8 est le comportement à part des deux premiers événements enregistrés, 040603 et 210703. Ce comportement est-il du à une troisième délimitation du bassin versant à cette date, à un problème de mesure alors que le réglage du débitmètre à l'exutoire n'était pas encore définitif, ou à une autre cause ? Nous ne pouvons pas trancher cette question et il apparaît nécessaire de traiter ces deux événements à part.



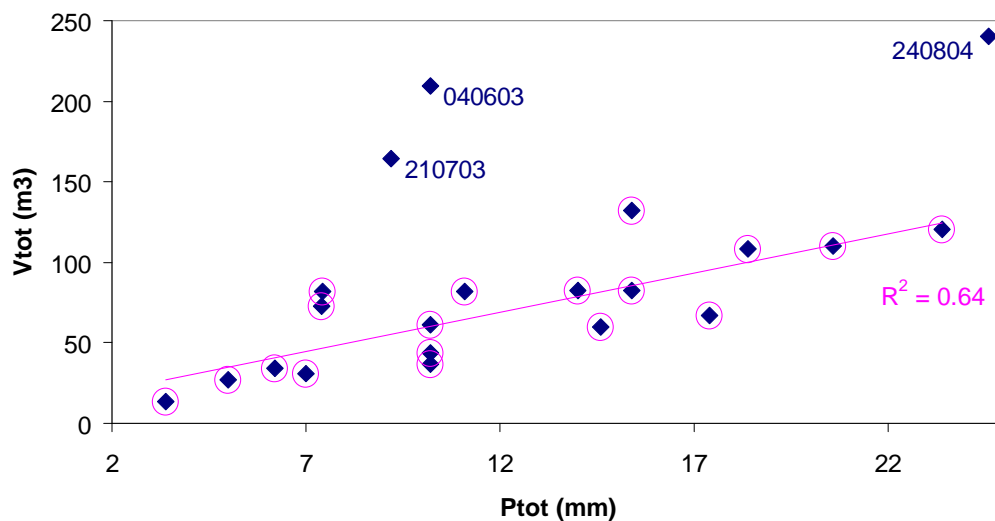
DATE	PTOT	IMAX	QMAX	VTOT
04/06/2003	10,20	4,20	456,90	209,56
21/07/2003	9,20	4,40	351,30	164,54
28/08/2003	10,20	4,00	58,60	36,99
30/08/2003	10,20	1,40	36,00	43,56
07/09/2003	20,60	2,60	92,20	109,89
03/10/2003	10,20	1,40	35,90	60,99
07/10/2003	5,00	0,40	13,20	27,25
08/10/2003	11,10	1,40	74,50	81,58
02/06/2004	15,40	1,20	18,00	82,46
11/06/2004	15,40	5,60	233,70	132,27
08/07/2004 (b)	5,40	2,20	66,00	23,26
08/07/2004 (c)	8,60	4,40	148,00	59,37
13/07/2004	7,40	4,60	131,60	72,87
21/07/2004	7,00	3,40	140,20	30,61
22/07/2004	6,20	2,60	73,60	34,32
10/08/2004	12,6	2,4	44,9	44,71
17/08/2004	3,40	0,80	16,30	13,31
24/08/2004	24,60	2,60	135,40	240,22
25/07/2005	18,40	1,20	44,70	108,28
01/08/2005	23,40	1,80	54,50	120,38
21/08/2005	8,80	1,40	54,80	49,63
11/09/2005	17,40	0,60	20,80	66,72
16/09/2005	14,60	1,20	26,50	60,24
01/10/2005	7,43	0,60	66,70	81,84
05/04/2006	13,00	0,40	16,70	83,02
10/04/2006	17,00	0,40	18,30	133,50
08/05/2006	4,20	0,40	17,20	54,57
09/05/2006	22,80	1,00	68,60	250,34
04/08/2006	17,00	2,60	96,10	101,16
18/09/2006	10,80	1,20	41,60	56,52
24/09/2006	12,00	2,40	58,20	48,64
25/09/2006	14,60	1,60	107,00	114,61

**Table 3- 1 Caractéristiques hydrologiques des 32 événements pris en compte dans l'étude (événement du 08 juillet 2004 dédoublé : premier pic négligé, pics n°2 (b) et 3 (c) séparés). I<sub>max</sub> [mm/6 mn] intensité maximale de pluie sur 6 minutes, P<sub>tot</sub> [mm] quantité totale de pluie (brute), Q<sub>max</sub> [m<sup>3</sup>/h] débit maximal et V<sub>tot</sub> [m<sup>3</sup>] volume total ruisselé.**

De façon générale, comme dans notre étude l'une des deux approches de modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach est globale, il est nécessaire de regrouper les événements par classes hydrologiques qui seront traitées à part les unes des autres par le modèle global. En effet, nous avons souligné dans le chapitre III-1 que si le réseau de routes contributives à l'exutoire du bassin était le même d'un événement à l'autre (pour une délimitation donnée du bassin), la distribution des parcelles contributives en revanche pouvait fortement varier, en fonction de l'intensité de pluie et de la capacité d'infiltration des parcelles. Dans une approche globale du système, il convient donc d'autoriser une paramétrisation du système différente suivant l'étendue de l'aire contributive. Comme nous ne la connaissons pas, nous classons les événements d'après les quatre caractéristiques hydrologiques de la Table 3- 1.



**Figure 3- 8 Représentation du débit maximal [m<sup>3</sup>/h] en fonction de l'intensité maximale de pluie sur 6 minutes Imax [mm/6mn] pour les événements des années 2003 à 2005.**



**Figure 3- 9 Représentation du volume total ruisselé Vtot [m<sup>3</sup>] en fonction de la quantité totale de pluie (brute) Ptot [mm] pour les événements des années 2003 à 2005.**

### 2.2.3 Classification hiérarchique ascendante des événements sur la base de leurs caractéristiques hydrologiques

Les 32 événements considérés ont donc fait l'objet d'une classification hiérarchique ascendante (grâce au logiciel STATLAB) basée sur 4 variables hydrologiques : (i) intensité maximale de pluie sur 6 minutes Imax [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute) Ptot [mm], débit maximal [m<sup>3</sup>/h] et volume total ruisselé Vtot [m<sup>3</sup>]. Les événements de 2003 à 2005 étant associés à la délimitation du bassin versant observée en 2005, contrairement aux événements de 2006 qui correspondent à la délimitation élargie observée en 2006, les événements de 2006 sont traités à part des événements de 2003 à 2005.

Etant données une variance intraclasse de 14,7% et une variance interclasse de 85,3%, les événements de 2003 à 2005 sont répartis dans la Table 3- 2 entre quatre classes hydrologiques. Trois événements extrêmes sont placés hors classe, les 4 juin 2003, 21 juillet 2003 et 24 août 2004. Néanmoins, si l'on ne considère les valeurs des quatre variables hydrologiques que pour le premier pic de l'événement 240804 (**nommé 240804a**), celui-ci peut être classé parmi les événements de la classe 3. Les caractéristiques des classes hydrologiques définies dans la Table 3- 2 figurent dans la Table 3- 3.

	code de l'événement
classe 1	300803, 031003, 071003, 081003, 170804, <b>210805</b> , 011005
classe 2	<b>070903</b> , <b>020604</b> , 100804, 250705, 010805, 110905, 160905
classe 3	<b>280803</b> , 080704b, 210704, 220704
classe 4	<b>110604</b> , 080704c, 130704
événements extrêmes	<b>040603</b> , 210703 <b>240804</b>

**Table 3- 2 Répartitions des événements de 2003, 2004 et 2005 parmi les quatre classes hydrologiques définies par une classification hiérarchique ascendante sur la base des variables intensité maximale de pluie sur 6 minutes  $I_{max}$  [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute)  $P_{tot}$  [mm], débit maximal [ $m^3/h$ ] et volume total ruisselé  $V_{tot}$  [ $m^3$ ].**

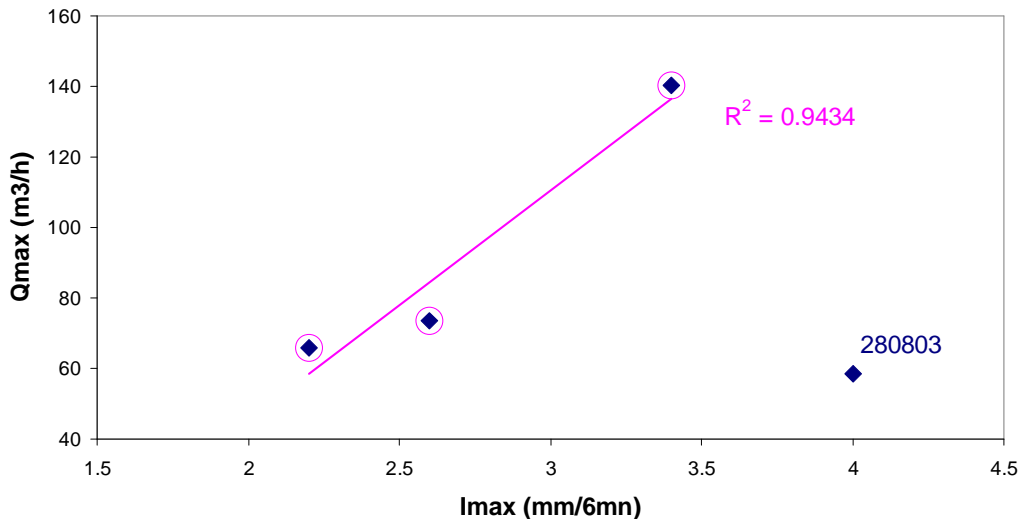
En gras dans la table figurent les événements que nous retenons comme événements représentatifs de chaque classe. Les événements choisis sont ceux qui correspondent au maximum d'analyses chimiques réalisées pour un événement dans la classe.

		PTOT	IMAX	QMAX	VTOT
classe 1	moyenne	8.0	1.1	42.5	51.2
	variance	7.2	0.2	484.5	575.4
classe 2	moyenne	17.5	1.6	43.1	84.7
	variance	11.7	0.5	564.2	712.8
classe 3	moyenne	7.2	3.1	84.6	31.3
	variance	3.3	0.5	1058.6	26.7
classe 4	moyenne	10.5	4.9	171.1	88.2
	variance	12.4	0.3	2004.2	1002.8
04/06/2003	moyenne	9.7	4.3	404.1	187.1
21/07/2003	variance	0.3	0.0	2787.8	506.7
24/08/2004		24.6	2.6	135.4	240.2

**Table 3- 3 Caractéristiques des classes hydrologiques de 2003-2005 définies par 4 variables hydrologiques : (i) intensité maximale de pluie sur 6 minutes  $I_{max}$  [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute)  $P_{tot}$  [mm], débit maximal [ $m^3/h$ ] et volume total ruisselé  $V_{tot}$  [ $m^3$ ].**

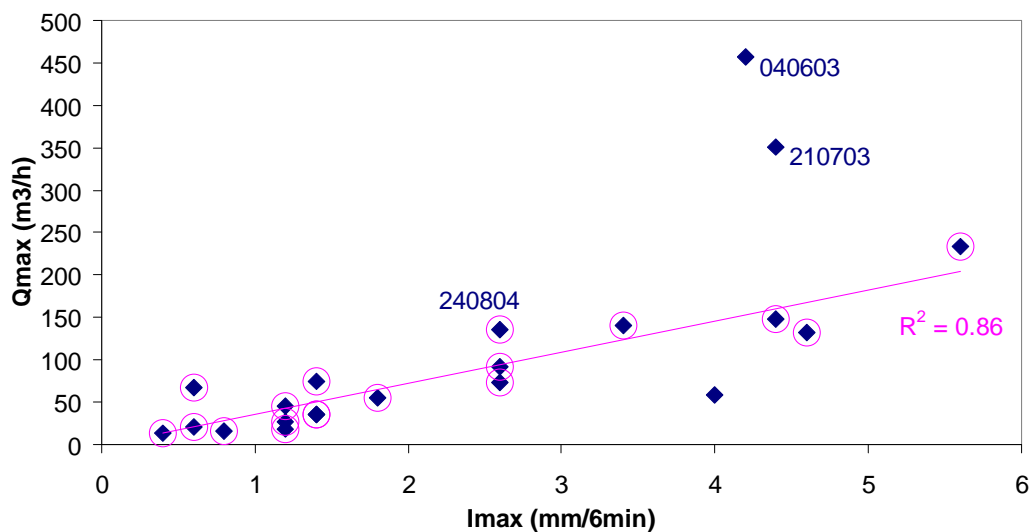
Les caractéristiques des **classes hydrologiques** (année 2003 à 2005) nous permettent de caractériser chaque classe selon la **nomenclature** suivante : (**classe 1**) événements de très faible intensité, (**classe 2**) événements de faible intensité, (**classe 3**) événements d'intensité moyenne et (**classe 4**) événements de forte intensité.

Les quatre classes hydrologiques sont donc définies pour être homogènes du point de vue des quatre variables hydrologiques utilisées. Du moins, l'hétérogénéité intraclasse (variance intraclasse de 14,7%) est beaucoup moins forte que l'hétérogénéité interclasse (variance interclasse de 85,3%). Cependant, l'observation en détail de la classe 3 via la Figure 3- 10 révèle le comportement à part de l'événement du 28 août 2003 (280803).



**Figure 3- 10 Représentation du débit maximal [m<sup>3</sup>/h] en fonction de l'intensité maximale de pluie sur 6 minutes Imax [mm/6mn] pour les événements de la classe hydrologique 3 (définie pour les événements des années 2003 à 2005).**

Nous n'interprétons pas ce comportement à part ici. Nous voulons cependant revenir sur la Figure 3- 8 et montrer que lorsque l'événement 280803 est écarté de la régression linéaire, la relation linéaire entre le débit maximal pour l'événement et l'intensité maximale de pluie devient indubitable ( $R^2$  0.86, Figure 3- 11).



**Figure 3- 11 Représentation du débit maximal [m<sup>3</sup>/h] en fonction de l'intensité maximale de pluie sur 6 minutes Imax [mm/6mn] pour les événements des années 2003 à 2005 avec élimination de l'événement 280803 de la régression linéaire.**

Concernant les événements de l'année 2006, étant données une variance intraclasse de 19,6% et une variance interclasse de 80,4%, ils sont répartis dans trois classes hydrologiques. Un événement extrême est placé hors classe, le 09 mai 2006. Les caractéristiques des classes hydrologiques définies dans la Table 3- 4 figurent dans la Table 3- 5.

	code de l'événement
classe 1	050406, 100406, 080506
classe 2	180906, 240906
classe 3	040806, 250906
extrême	90506

**Table 3- 4 Répartitions des événements de 2006 parmi les trois classes hydrologiques définies par une classification hiérarchique ascendante sur la base des variables intensité maximale de pluie sur 6 minutes  $I_{max}$  [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute)  $P_{tot}$  [mm], débit maximal [ $m^3/h$ ] et volume total ruisselé  $V_{tot}$  [ $m^3$ ].**

		PTOT	IMAX	QMAX	VTOT
classe 1	moyenne	11.4	0.4	17.4	90.4
	variance	28.6	0.0	0.4	1065.3
classe 2	moyenne	11.4	1.8	49.9	52.6
	variance	0.4	0.4	68.9	15.5
classe 3	moyenne	15.8	2.1	101.6	107.9
	variance	1.4	0.3	29.7	45.2
09/05/2006		22.8	1.0	68.6	250.3

**Table 3- 5 Caractéristiques des classes hydrologiques de 2006 définies par 4 variables hydrologiques : (i) intensité maximale de pluie sur 6 minutes  $I_{max}$  [mm/6mn], quantité totale de pluie (brute)  $P_{tot}$  [mm], débit maximal [ $m^3/h$ ] et volume total ruisselé  $V_{tot}$  [ $m^3$ ].**

Les caractéristiques des **classes hydrologiques de 2006** nous permettent de caractériser chaque classe selon la **nomenclature** suivante : **(classe 1) événements de faible intensité, (classe 2) événements d'intensité moyenne et (classe 3) événements de forte intensité.**

A ces résultats synthétiques sur les hydrogrammes et hyétogrammes utilisés, il faut ajouter leurs représentations graphiques, ainsi que celle des chémogrammes correspondants.

#### 2.2.4 Hydrogrammes et chémogrammes des événements retenus

Les hydrogrammes et chémogrammes pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA des 32 événements utilisés dans cette étude sont présentés en annexe 3.

La recherche, préliminaire à l'étude du transfert des pesticides, d'une éventuelle corrélation entre les débits et les concentrations pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA, ou entre le logarithme des débits et le logarithme des concentrations, a été réalisée. Les graphiques correspondants figurent en annexe 4.

Notre conclusion est qu'il n'y a pas de corrélation significative entre les concentrations et les débits, ni pour les valeurs simples ni pour leur logarithme.

Afin de rechercher une éventuelle influence dominante des processus hydrologiques dans l'évolutions des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA à

l'exutoire du bassin versant de Rouffach, nous tentons de mettre en relation les temps de transfert des molécules avec leur répartition spatiale.

### 2.2.5 Temps de transfert et répartition spatiale des molécules

Le temps de transfert présenté dans la Table 3- 6 est la différence entre l'instant de la concentration maximale mesurée et l'instant de démarrage de l'événement.

DATE	Temps de transfert (Tc=concentration, Tq=débit) en minutes					
	diuron		glyphosate		AMPA	
	Tc	Tq	Tc	Tq	Tc	Tq
04/06/2003	27	13	17	13	14	13
21/07/2003	149	2	149	2	5	2
28/08/2003	56	12	82	12	32	12
30/08/2003	107	308	84	308	84	308
07/09/2003	98	43	98	43	98	43
03/10/2003	39	44	207	44	53	44
07/10/2003	161	151	161	151	210	151
08/10/2003	39	91	39	91	100	91
02/06/2004	297	398	297	398	297	398
11/06/2004	103	13	103	13	156	13
08/07/2004 (b)	32	21	90	21	90	21
08/07/2004 (c)	<b>97</b>	62	<b>67</b>	62	<b>67</b>	62
13/07/2004	<b>36</b>	8	<b>158</b>	8	<b>36</b>	8
21/07/2004	<b>28</b>	14	<b>14</b>	14	<b>18</b>	14
22/07/2004	<b>24</b>	13	<b>24</b>	13	<b>16</b>	13
10/08/2004	5	16	26	16	5	16
17/08/2004	84	98	84	98	124	98
24/08/2004	113	108	113	108	132	108
25/07/2005	110	144	179	144	140	144
01/08/2005	102	105	42	105	82	105
21/08/2005	104	98	139	98	139	98
11/09/2005	82	223	150	223	150	223
16/09/2005	95	254	95	254	95	254
01/10/2005	32	122	175	122	175	122
05/04/2006	<b>454</b>	524	<b>246</b>	524	<b>346</b>	524
10/04/2006	<b>168</b>	96	<b>168</b>	96	<b>168</b>	96
08/05/2006	133	133	61	133	103	133
09/05/2006	39	140	74	140	39	140
04/08/2006	62	169	113	169	93	169
18/09/2006	44	71	86	71	44	71
24/09/2006	21	18	31	18	54	18
25/09/2006	35	100	35	100	35	100

**Table 3- 6 Temps de transfert en minutes des molécules de diuron, glyphosate et AMPA à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) et du débit pour chacun des 32 événements considérés dans l'étude.**

Le temps de transfert calculé pour les molécules doit être mis en perspective avec les évolutions des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA telles qu'on peut les observer dans l'annexe 3. En effet, les événements où le temps de transfert des molécules est beaucoup plus grand que le temps de transfert du débit (210703, 110604 et 130704 notamment) correspondent à des remontées de concentration en fin

d'événement alors que la concentration a déjà atteint un premier pic, plus faible, en cours d'événement.

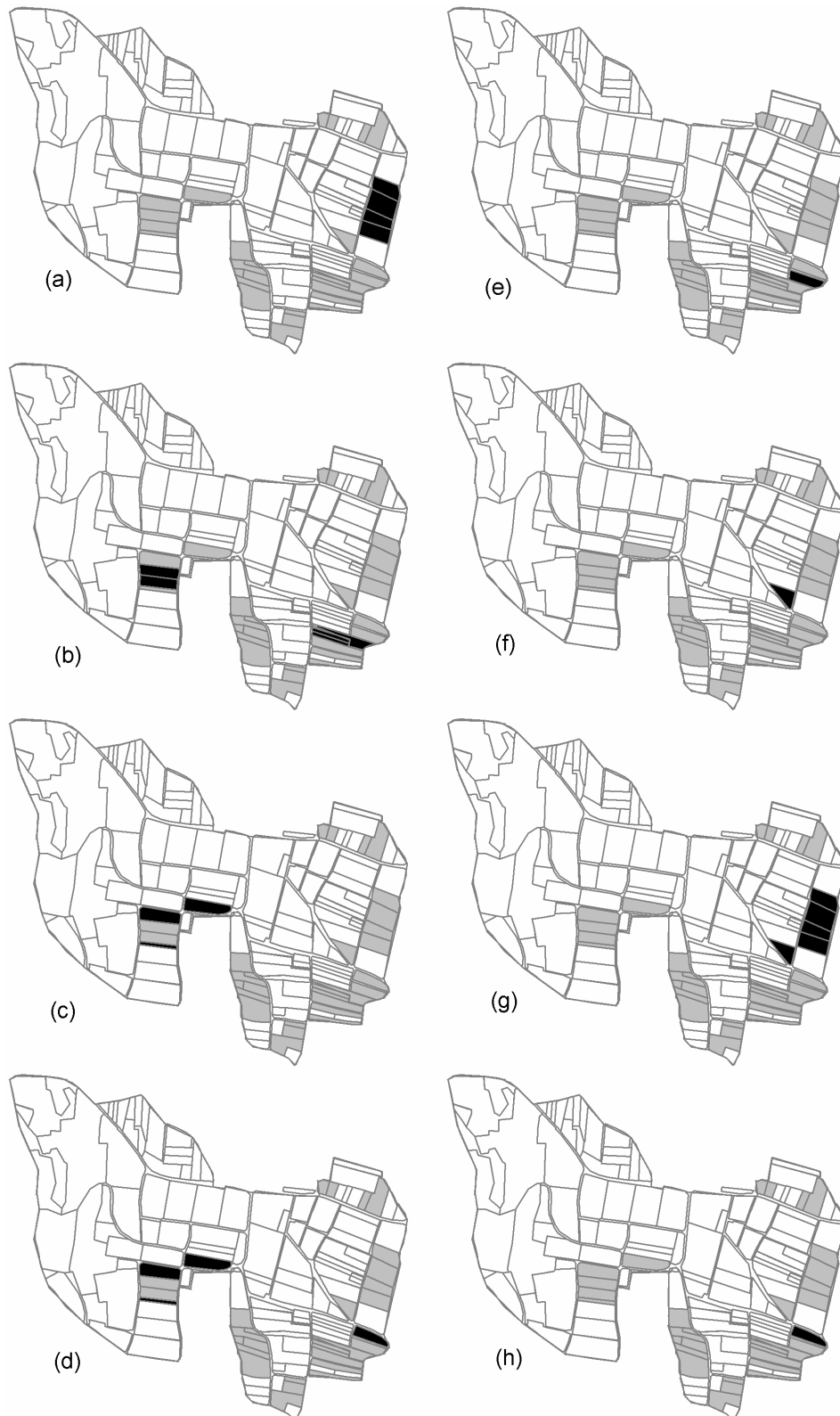
Les temps de transfert Table 3- 6 sont à mettre en relation avec la répartition spatiale des intrants (diuron, glyphosate, AMPA) pour les dates d'épandage connues. Les dates d'épandage connues sur les parcelles identifiées comme connectées à l'exutoire du bassin versant et les indices (a, b, c, d, e, f, g, h) des cartes de répartition spatiale correspondantes des parcelles concernées par l'épandage sont présentés dans la Table 3- 7. Les cartes de répartition spatiale des intrants (a, b, c, d, e, f, g, h) sont présentées Figure 3- 12.

date d'application connue*		schéma d'application sur parcelles connectées	
diuron	glyphosate	diuron	glyphosate
01/04/2004	14/04/2003	c	a
30/04/2004	28/04/2003	e	b
28/04/2005	01/08/2003	e	a
mars-06	01/04/2004	c	d
28/04/2006	20/04/2004	e	g
05/06/2006	30/04/2004	g	e
22/06/2006	26/07/2004	g	g
	15/03/2005		c
	29/04/2005		e
	20/05/2005		g
	06/06/2005		f
	12/08/2005		h
	mars-06		c
	02/05/2006		g
	05/05/2006		g

\*(sur parcelles connectées)

**Table 3- 7 Dates d'épandage connues sur les parcelles identifiées comme connectées à l'exutoire du bassin versant et indice (a, b, c, d, e, f, g, h) des cartes de répartition spatiale des parcelles concernées par l'épandage.**

On peut constater dans la Table 3- 6 que les deux événements successifs 210704 et 220704, qui appartiennent tous les deux à la même classe hydrologique 3 (Table 3- 2) et devraient donc correspondre aux mêmes aires contributives, et qui de surcroît correspondent au même schéma d'épandage, au vu de leur proximité dans le temps, ne possèdent pas les mêmes rapports entre les temps de transfert ( $T_c$ , en gras) des trois molécules. Le pic de concentration de glyphosate notamment intervient beaucoup plus tôt que le pic de concentration de diuron pour l'événement 210704, alors qu'ils interviennent en même temps pour l'événement 220704. De même pour la classe des événements forts, les événements 080704c et 130704, qui correspondent également au même schéma d'épandage, ne possèdent pas les mêmes rapports entre les temps de transfert ( $T_c$ , en gras) des trois molécules. Le pic de glyphosate intervient avant le pic de diuron pour l'événement 080704c, alors que c'est l'inverse pour l'événement 130704. Nous faisons le même genre de constat pour les événements consécutifs 050406 et 100406, qui tous deux appartiennent à la classe des événements faibles du réseau 2006.



**Figure 3- 12 Répartition spatiale des parcelles concernées par l'épandage (en noir) parmi les parcelles potentiellement connectées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (en gris).**



Les données d'épandage disponibles s'avèrent insuffisantes pour mettre en évidence d'éventuelles relations entre le temps de transfert des molécules et la répartition spatiale des intrants. Il apparaît d'ailleurs dans l'évolution, au cours de la saison, des concentrations maximales atteintes lors d'un événement, des sauts de concentration (en gras dans la Table 3- 8) non explicables par la contribution à l'exutoire de davantage de parcelles ou par un nouvel épandage.

date	concentration maximale		
	diuron	glyphosate	AMPA
04/06/2003	11.0	9.9	4.8
21/07/2003	2.8	<b>86.0</b>	23.0
28/08/2003	0.4	17.0	14.0
30/08/2003	0.4	9.1	6.4
07/09/2003	0.3	9.7	7.9
03/10/2003	0.4	2.0	4.1
07/10/2003	0.5	1.8	1.5
08/10/2003	0.3	1.7	1.9
02/06/2004	0.6	12.0	6.9
11/06/2004	2.0	13.0	6.0
09/07/2004	0.6	4.3	2.6
10/07/2004	0.8	7.1	3.2
13/07/2004	0.9	8.7	2.7
21/07/2004	0.7	<b>70.0</b>	5.6
22/07/2004	0.4	51.0	7.3
10/08/2004	0.3	34.0	8.7
17/08/2004	0.2	12.0	5.2
24/08/2004	<b>5.4</b>	22.0	7.8
25/07/2005	2.0	63.0	8.5
01/08/2005	<b>8.8</b>	37.0	6.7
21/08/2005	1.6	5.7	12.0
11/09/2005	2.5	22.0	4.0
16/09/2005	4.0	7.8	2.5
01/10/2005	1.9	3.4	2.1
05/04/2006	0.1	1.3	0.6
10/04/2006	<b>9.0</b>	<b>27.0</b>	4.8
08/05/2006	32.0	26.0	5.2
09/05/2006	19.0	40.0	5.1
04/08/2006	0.5	28.0	5.5
18/09/2006	0.4	2.5	1.7
24/09/2006	0.7	2.0	1.5
25/09/2006	0.3	1.5	1.2

\_\_\_\_\_ dates d'application connues  
sur les parcelles  
connectées

**Table 3- 8 Evolution des concentrations maximales par événement au cours de la saison, en fonction des dates d'épandages connues sur les parcelles identifiées comme connectées à l'exutoire du bassin versant.**

Enfin, il n'y a pas non plus de règles apparentes quant à la relation entre le débit et le pic de concentration au cours d'un événement. Ainsi, pour les événements successifs 071003 et 081003 qui appartiennent à la classe d'événements 1 du réseau 2005, les pics de concentration en diuron et en glyphosate (Table 3- 6) interviennent au niveau du pic de débit (annexe 3) pour 071003 alors qu'ils interviennent en tout début d'événement pour 081003. Pour les événements 020604 et 110604, qui correspondent au même schéma d'épandage, les pics de diuron et de glyphosate interviennent pour le premier pic de débit pour 020604, et en fin d'événement pour 110604. Or, vu l'emplacement des parcelles ayant reçu ces molécules (du moins celles que nous connaissons), toutes proches de l'exutoire du bassin, et vu l'appartenance de l'événement 110604 à la classe des événements les plus forts, nous n'expliquons pas la remontée de concentration en fin d'événement.

☞ La largeur des gammes de valeurs des caractéristiques hydrologiques des 32 événements observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach entre avril 2003 et octobre 2006 n'exclut pas une certaine homogénéité du comportement du bassin puisqu'il existe une relation linéaire forte entre l'intensité maximale de pluie et le débit maximal enregistrés.

Quatre classes hydrologiques sont définies pour les événements correspondant au réseau 2005 : (classe 1) événements de très faible intensité, (classe 2) événements de faible intensité, (classe 3) événements d'intensité moyenne et (classe 4) événements de forte intensité. Les événements 040703 et 210703 sont traités à part et l'événement 280803 s'avère se comporter différemment des autres événements de la classe 3 (débit maximum enregistré trop faible).

Trois classes sont définies pour les événements correspondant au réseau 2006 : (classe 1) événements de faible intensité, (classe 2) événements d'intensité moyenne et (classe 3) événements de forte intensité.

Nous ne pouvons pas établir de règles d'évolution des concentrations en fonction des hydrogrammes enregistrés.

De plus, nos connaissances sur les intrants ne permettent pas d'expliquer les temps de transfert des molécules de diuron, glyphosate et AMPA observés pour les différents événements, essentiellement à cause du fait que toutes les parcelles potentiellement contributives à l'exutoire du bassin versant ne sont pas renseignées.

**Le comportement des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA ne s'explique pas directement avec l'hydrogramme enregistré. Il faut rechercher des effets dynamiques plus complexes qui peuvent engendrer ces comportements. Mais notre but n'est pas d'expliquer les concentrations que de les interpoler. Nous utilisons comme interpolateur des concentrations mesurées pour la détermination avec peu d'analyses de l'évolution des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA à l'exutoire du bassin. Dans l'optique de cette modélisation (et de sa validation) et conformément aux conclusions du chapitre II, nous estimons maintenant les erreurs potentielles sur les données d'entrée.**

---

## 2.3 Incertitudes sur les données

### 2.3.1 Erreurs sur les débits enregistrés

Les débits enregistrés dans le débitmètre sont découpés en hydrogrammes. Le découpage des données en événements est aisé dans le sens où le débit de base du bassin est nul (bassin sec, intermittent). Si la mesure est réalisée sur le terrain toutes les 30 secondes, les valeurs de débit sont cependant enregistrées à un pas de temps plus grand et non constant. Le débitmètre possède en effet un algorithme de compactage des données qui linéarise par morceau les données de débit mesurées au pas de 30 secondes.

Seuls les points de rupture de pente sont enregistrés, une rupture de pente étant considérée lorsque l'écart entre deux débits mesurés successivement dépasse un seuil de linéarisation  $S_L = \text{précision} * \text{PEQ}$ , avec PEQ la pleine échelle de débit en  $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  (égale à  $812,4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ). Il est donc légitime, au vu de l'algorithme de compactage des données de débit, de réaliser une **interpolation linéaire par trapèze** des débits enregistrés pour calculer le volume passé pour un pas de temps donné. La précision est imposée par l'utilisateur mais ne doit pas être meilleure que la précision de mesure : cela correspondrait à donner une importance aux oscillations aléatoires autour de la valeur vraie, dues à la précision de la mesure. La précision de mesure est donnée par la somme de la résolution (de  $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) et de la précision intrinsèque de l'appareil (garantie à 0,1% de la pleine échelle de débit). La précision de linéarisation doit donc être supérieure à 0,1%.

La linéarisation des débits engendre une erreur sur le volume passé calculé à partir des débits enregistrés, par rapport au volume passé calculé directement par le débitmètre, qui préside au déclenchement du préleveur automatique. Cette erreur engendre une incertitude sur le placement dans le temps des concentrations analysées. On peut calculer l'erreur sur le volume passé (et donc l'erreur sur l'instant de prélèvement) grâce à des équations de propagation d'erreur depuis les mesures jusqu'aux moments calculés (moment d'ordre zéro ici) comme celles qui sont proposées par Brooks et Wise (2005). Cependant, en terme d'estimation de la qualité d'une modélisation et vu la forte précision de la mesure, l'erreur sur les données de débit et de concentration due à cette source nous est apparue négligeable par rapport à l'erreur engendrée par le décalage dans le temps des hydrogrammes et chémogrammes observés avec le hétérogramme.

En effet, les horloges du débitmètre à l'exutoire du bassin et du pluviomètre géré par Météo France peuvent accuser un décalage de quelques minutes l'une par rapport à l'autre. Grayson et al. (1992) soulignent également l'indépendance des horloges de leur station météorologique et de leur débitmètre, qui peut générer des décalages entre hétérogrammes et hydrogrammes enregistrés allant jusqu'à 8 minutes dans leur étude. Pour être plus précis, Météo France assure une remise à l'heure universelle régulière de la station du Hohrain. La remise à l'heure du débitmètre est en revanche moins fréquente (de une fois par mois à une fois tous les 3 mois en 2004/2005, plus fréquente en 2006). La prise de retard de l'horloge du débitmètre est estimée à 15 secondes en 9 jours puis 25 secondes en 15 jours de sorte que nous considérons une prise de retard du débitmètre par rapport au pluviomètre entre deux synchronisations de environ 1 minute par mois. Le décalage entre le hétérogramme et l'hydrogramme est donc inférieur ou égal à 3 minutes pour les événements considérés dans cette étude.

Compte tenu du pas de temps de calcul de la modélisation, égal au pas de mesure de pluie (6 minutes), cette source d'erreur est finalement négligée du point de vue de l'estimation des performances de modélisation.

### 2.3.2 Erreurs sur les concentrations analysées

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire « eaux et environnement » de l'Institut Pasteur de Lille (France) certifié par les ministères français chargés de la santé et de l'environnement.

Le protocole d'analyse du glyphosate et de l'AMPA pour les eaux est le suivant : l'eau est filtrée (si nécessaire), un ajout de tampon puis dérivant (FMOC -Cl, fluorenemethoxycarbonyl) est réalisé, cette molécule se greffant à la molécule de glyphosate. Ce complexe est ensuite analysé par chromatographie liquide avec une détection par spectrométrie de masse triple quadripôle (LC MS MS). La méthode est en cours d'accréditation.

Pour le diuron, l'analyse est réalisée par extraction en phase liquide solide puis injection en LC MS MS, l'ensemble étant couplé en ligne. Cette méthode répond à toutes les exigences de la norme XP T 90-210 de l'organisme français de la qualité (COFRAC).

Les analyses portent sur la phase dissoute. Le volume limite pour l'analyse est de 20 ml. Pour toutes les analyses de ruissellement et en raison de la charge des échantillons en matières en suspension, un filtre en fibres de verre de 45µm est utilisé pour la filtration préliminaire dans le cas de l'analyse en phase dissoute. Table 3- 9 les limites de quantification pour les molécules analysées sont proposées.

Molécule	Limite de quantification en µg/L
Diuron	0.02
Glyphosate (+ AMPA)	0.1
Terbuthylazine	0.02
Glufosinate-ammonium	0.1
Simazine	0.02
Oryzalin	0.1
Norflurazon	<=0.1
Isoxaben	<=0.1
Pyrimethanil	<=0.1
Cymoxanil	0.05
Krésoxym-méthyl	0.1
Carbendazime	0.05
Azoxystrobine	<=0.1
Tetraconazole	<=0.1
Penconazole	<=0.1
Thiodicarbe	<=0.1

**Table 3- 9 Limites de quantification des concentrations de toutes les molécules analysées dans les eaux à l'exutoire du bassin versant de Rouffach par l'Institut Pasteur de Lille.**

Les erreurs relatives à l'analyse en laboratoire ne sont pas prises en compte. Domange (2005) a réalisé une étude complète des sources d'erreurs sur les concentrations dues à la chaîne d'acquisition (prélèvement, transport, stockage) avant analyse. Il se concentre sur les phénomènes de volatilisation, de dégradation et d'adsorption des molécules. Les deux sources principales d'erreur dans la chaîne d'acquisition sont le stockage dans le congélateur durant plusieurs mois avant analyse et le passage à travers le tube de prélèvement en PVC au niveau du préleveur automatique.

L'erreur due au stockage peut être réduite en limitant le temps de stockage avant l'analyse (fractionnement d'expédition) pour limiter les transformations possibles dans l'eau. Cependant, Domange (2005) conclut que, pour les molécules que nous étudions, le diuron, le glyphosate et l'AMPA, la concentration dans le prélèvement à l'exutoire du bassin versant ne diminue pas au cours de la chaîne d'acquisition. Nous considérons donc qu'il n'y a pas d'erreur sur les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA analysées.

Pour finir, l'incertitude sur l'instant de prélèvement liée à la durée du prélèvement automatique est négligée.

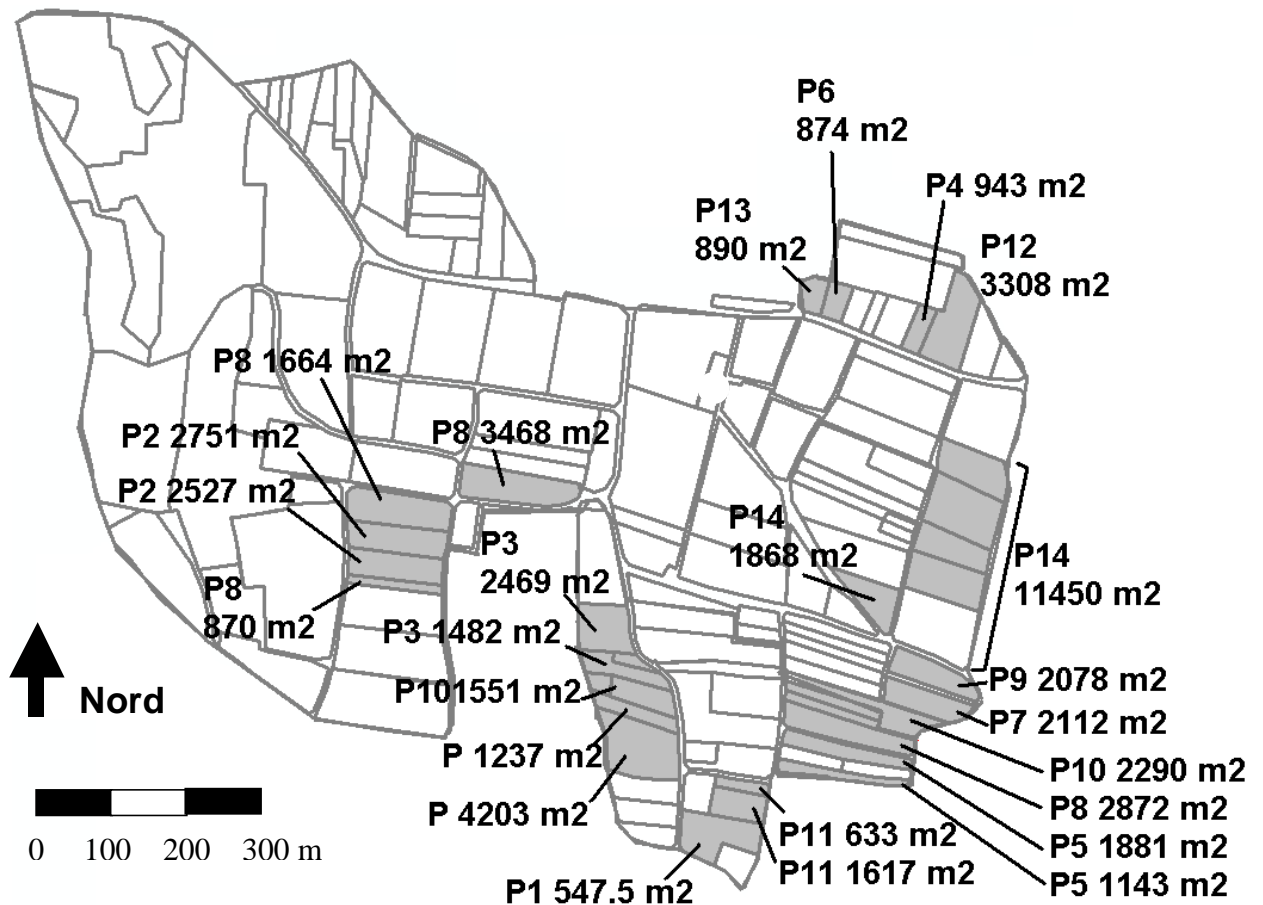
### 2.3.3 Incertitude sur les intrants

Pour mettre en relation les concentrations et flux observés à l'exutoire du bassin versant avec les intrants, des enquêtes ont été réalisées en 2003, 2004, 2005 et 2006 auprès des exploitants pour connaître les quantités de pesticides épandues et leur date d'épandage (réponse des propriétaires par année).

propriétaires	2003	2004	2005	2006
P1	oui	oui	oui	oui
P2	oui	oui		
P3	oui	oui		
P4				
P5	oui	oui		
P6				
P7	oui	oui	oui	oui
P8	oui	oui		oui
P9	oui	oui		
P10				
P11				
P12		oui		
P13		oui		
P14	oui	oui	oui	oui
Taux de réponse	74%	92%	66%	44%

**Table 3- 10 Résultats des enquêtes intrants des années 2003 à 2006 : un « oui » figure si le propriétaire a fourni les dates et masses de produits commerciaux épandus pour l'année enquêtée.**

Le taux de réponse des exploitants est fourni en pourcentage de la surface potentiellement contributive à l'exutoire du bassin versant de Rouffach et qui correspond à la somme des surfaces des parcelles potentiellement contributives, à savoir 23523 m<sup>2</sup> pour le réseau 2005 et 56728.5 m<sup>2</sup> pour le réseau 2006 (Figure 3- 13). La variation de la délimitation hydraulique du bassin en 2006, qui a été constatée après l'enquête 2006, inclus de nouvelles parcelles non enquêtées dans la surface contributive à l'exutoire et provoque de ce fait une chute du taux de réponses par rapport à l'enquête 2005.



**Figure 3- 13 Surface de chaque parcelle potentiellement contributive à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) (réseaux 2005 et 2006) et numéro du propriétaire de chaque parcelle.**

Les résultats de ces enquêtes nous permettent de connaître les masses épandues en grammes par hectare aux dates d'épandage sur les parcelles où nous avons obtenu une réponse. Cependant, la couverture incomplète des parcelles connectées en 2005 et surtout en 2006 limite l'utilité de ces enquêtes. Mais surtout, il est quasiment impossible de déduire de cette valeur le stock disponible au ruissellement pour un événement pluvieux donné. Car en dehors des problèmes d'estimation de la diminution du stock de départ, l'estimation du stock initial à la date d'épandage est elle même problématique : (i) on ne peut pas quantifier exactement dans chaque parcelle la surface traitée ni la surface réellement contributive au ruissellement, (ii) la dérive durant le traitement mis en évidence par Domange (2005) peut apporter un surplus de molécules ou de nouvelles molécules sur une parcelle voisine, (iii) pour les molécules non appliquées directement sur le sol il faudrait tenir compte d'un facteur de lessivage foliaire, empirique. Ces données issues d'enquête ne peuvent donc être exploitées que qualitativement (présence ou absence de telle molécule à telle date sur telle parcelle). D'ailleurs, nous avons conclu dans le chapitre II-2.2 que les concentrations dans la lame ruisselante à l'exutoire des parcelles durant un événement pluvieux ne pouvaient pas être estimées à partir des données d'intrants disponibles.

☞ L'échantillonnage dense des débits et la précision de la mesure permettent de négliger l'erreur sur les valeurs de débit et sur le placement dans le temps des instants de prélèvement.

L'algorithme de compactage des données de débit par linéarisation implique l'interpolation des débits par la méthode des trapèzes pour le calcul du volume passé à l'exutoire du bassin.

Le décalage temporel entre hyètoگرامme et hydroگرامme, du à la non synchronisation des deux horloges, n'excède pas trois minutes. Nous le négligeons donc devant le pas de modélisation, égal à six minutes.

Les erreurs sur les concentrations relatives à l'analyse en laboratoire et les erreurs sur les instants de prélèvements dues à la durée de prélèvement sont négligées.

Les erreurs sur les concentrations relatives à la dégradation potentielle des molécules au cours de la chaîne d'acquisition ont été quantifiées par Domange (2005). Il s'avère que cette erreur est nulle pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA.

En plus de la quantification des erreurs sur les variables observées à l'exutoire du bassin, a été pointée dans le chapitre II la nécessité d'harmoniser ces données avec la résolution temporelle de la pluie, qui fixe le pas de calcul des modèles. C'est l'objet du chapitre suivant.

## 2.4 Mise en forme des données dans une optique de modélisation

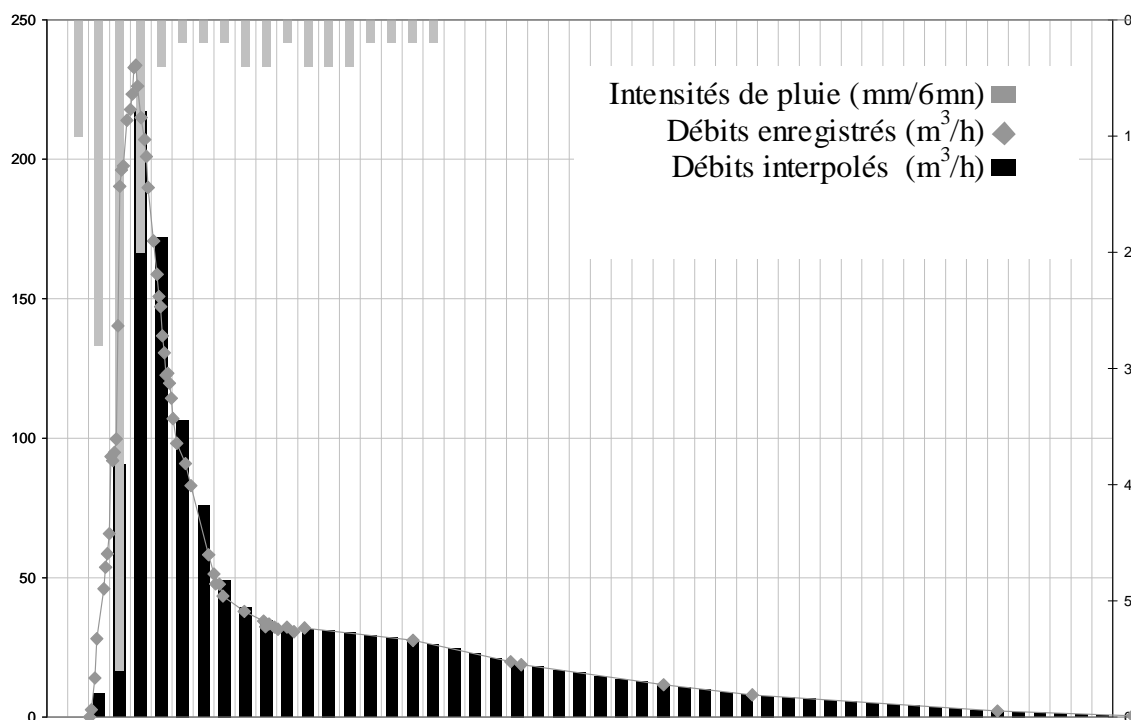
### 2.4.1 Mise en forme des hydrogrammes

Dans les bassins qui répondent rapidement à la pluie comme celui de Rouffach, la résolution de la pluie (spatiale et temporelle) est cruciale pour la qualité de la simulation. Si la résolution temporelle de la pluie est trop large, il se peut que l'on observe des débits (en mm/h) plus importants que la pluie tombée enregistrée (Grayson et al., 1992) car la dynamique réelle de la pluie aura été lissée sur le pas de temps de mesure, trop grand et cela pose un problème de taille pour l'évaluation future des performances des modélisations. Pour pallier à ce problème il est nécessaire de comparer ce qui est comparable.

Comme on ne saurait faire des hypothèses hasardeuses sur l'évolution de l'intensité de pluie au sein des 6 minutes du pas de mesure, nous préférons lisser les hydrogrammes observés pour pouvoir les comparer aux hydrogrammes calculés sur la base des hyètoگرامmes enregistrés au pas de temps de 6 minutes.

En pratique, il s'agit de calculer les volumes passés à l'exutoire pour chaque pas de mesure de la pluie par interpolation linéaire trapèze des débits enregistrés ( $m^3/6mn$  correspondant aux dimensions d'un débit). Les fiches des programmes de mise en forme des hydrogrammes sont présentées en annexe 5. Les débits mis en forme ( $m^3/6mn$  transformé en  $m^3/h$ ) sont donc constants sur le pas de mesure de la pluie (6mn) (Figure 3- 14).

L'autre avantage de cette mise en forme est de permettre le des fonctions objectifs telles que le Nash puisque les débits modélisés et observés seront donnés aux mêmes instants, ceux de la pluie.



**Figure 3- 14 Interpolation aux pas de temps de mesure de la pluie des débits observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement du 11 juin 2004.**

De même, les valeurs de concentration doivent être mises en forme aux pas de temps de la pluie (pas de temps de calcul) pour permettre la comparaison des chéмоgrammes observé et modélisé.

#### 2.4.2 Mise en forme des chéмоgrammes

Comme elle nécessite une analyse en laboratoire, la mesure de concentration en pesticide ne peut pas être réalisée en continu. L'échantillonnage est donc discret et la densité d'échantillonnage est contrainte par l'instrumentation en place et le coût d'analyse, 24 échantillons prélevés pour un événement pluvieux étant un maximum. Les valeurs de concentrations ne sont donc pas disponibles à tous les instants de mesure de débit. En réalité, les instants de prélèvement d'eau pour l'analyse des concentrations ne concordent même pas avec des instants de débits enregistrés. Contrairement à Domange (2005) qui associait une valeur de concentration à un débit enregistré, nous reconstituons les chéмоgrammes en calculant l'instant exact de prélèvement par interpolation linéaire en trapèze des débits enregistrés, un prélèvement ayant lieu pour un volume passé de  $8 \text{ m}^3$ . La valeur de concentration analysée est donc associée à une valeur de débit interpolée. Le programme de remplacement dans le temps des échantillons prélevés est présenté en annexe 5.

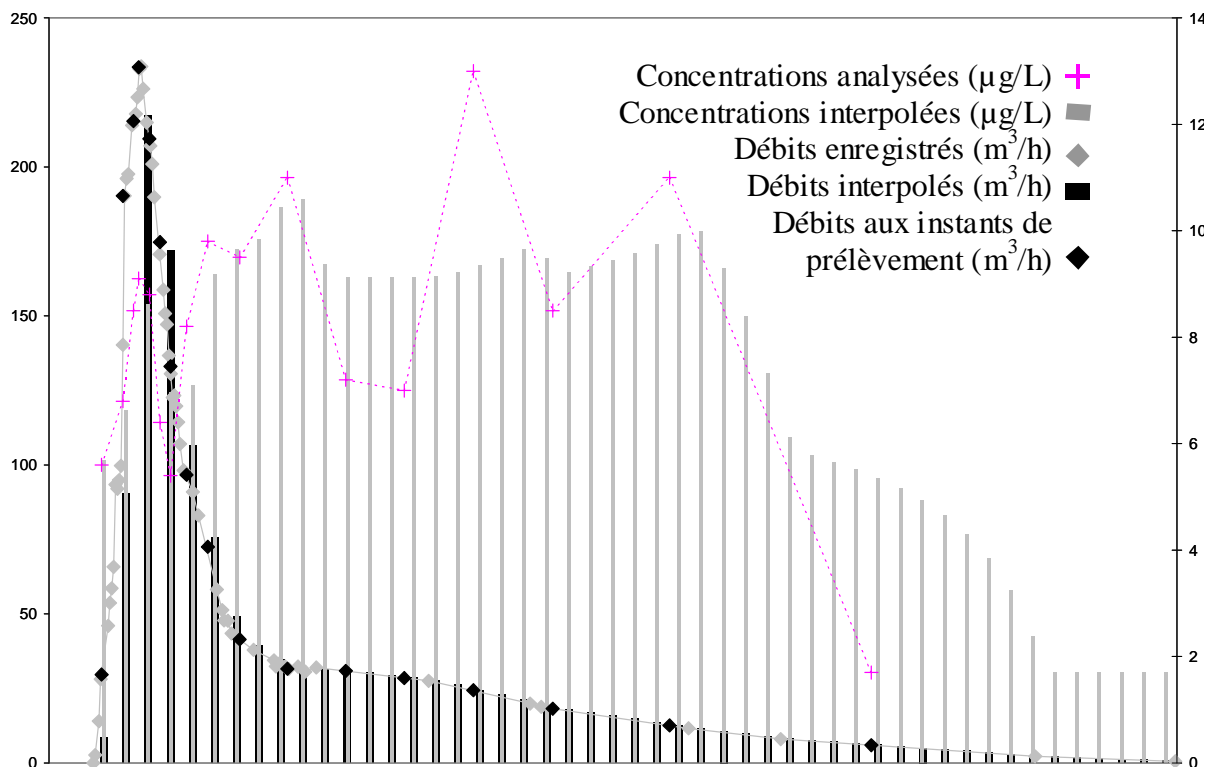
La mise en forme pour la modélisation de ces données brutes correspond, comme pour les débits, au lissage des données disponibles sur le pas de calcul de 6 minutes. Nous calculons donc la masse de pesticide transférée à l'exutoire durant le pas de temps de la pluie ( $\text{g}/6\text{mn}$  correspondant aux dimensions d'un flux) et nous la divisons par le volume passé correspondant calculé précédemment (en  $\text{m}^3/6\text{mn}$ ) pour en déduire la concentration moyenne observée sur le pas de temps de calcul.

Les données de concentration étant disponibles à une fréquence plus faible que les mesures de débit il faut choisir une méthode de calcul de flux pour le pas de temps 6



minutes de la pluie parmi les méthodes existantes (Salles et al., 2006, Schleppe et al., 2006). La méthode classique consiste à interpoler linéairement les concentrations mesurées aux pas de mesure du débit. Nous calculons alors le flux instantané pour chaque instant de mesure du débit et nous intégrons cette courbe de flux instantanés pour obtenir une masse transitée à l'exutoire pour une durée donnée.

Nous intégrons alors la courbe de flux instantanés de la même manière que précédemment pour la courbe des débits observés, pour chaque pas de temps de mesure de la pluie, afin d'obtenir une masse transitée à l'exutoire sur 6mn. En divisant cette masse par les volumes ( $m^3/6mn$ ) obtenus précédemment dans la mise en forme des débits, nous obtenons la concentration, constante, pour chaque pas de mesure de la pluie (6mn) (Figure 3- 15 pour l'événement du 11 juin 2004). Le programme de mise en forme des concentrations figure en annexe 5.



**Figure 3- 15 Interpolation aux pas de temps de mesure de la pluie des concentrations en glyphosate observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement du 11 juin 2004.**

Les erreurs sur les variables de sortie du système (débit et concentration en diuron, glyphosate et AMPA à l'exutoire du bassin versant de Rouffach) ont donc été estimées et les variables sont mises en forme pour pouvoir être comparées aux variables de sortie des modèles utilisés. Les deux modèles conceptuels utilisés, global et distribué, sont présentés dans la suite.

### 3 MODELISATION DES DEBITS ET DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES A L'EXUTOIRE DU BASSIN

Les conclusions du chapitre II nous ont menés à utiliser de nouveaux modèles, aucun des modèles de transfert de pesticide existant ne correspondant à la fois à notre échelle d'étude, aux processus de transfert que nous retenons et à la mise en équation des processus adaptée aux données disponibles sur le bassin versant de Rouffach pour leur paramétrisation. L'effort de paramétrisation devant demeurer raisonnable, vu le contexte (semi-opérationnel) où les modèles sont susceptibles d'être utilisés, nous avons opté pour des approches conceptuelles des processus dominants de transfert. Deux approches de modélisation sont retenues dans ce contexte, toujours d'après les conclusions du chapitre II, et nous présentons ici les deux modèles qui matérialisent ces approches.

#### 3.1 Approche globale conceptuelle : le modèle GR5

##### 3.1.1 Processus modélisés

La famille des modèles GR est une famille de modèles conceptuels globaux, à réservoirs, développés historiquement par Claude Michel au CEMAGREF depuis 1989 sur la base du principe de parcimonie (Bertoni, 2001) c'est-à-dire de la modélisation à l'aide d'un nombre minimum de paramètres. Le premier modèle de la série, GR2, utilise ainsi seulement 2 paramètres, caractérisant chacun un réservoir, le réservoir sol, qui intervient dans la fonction de production, et le réservoir eau gravitaire, appelé ici réservoir de routage, qui intervient dans la fonction de transfert. Le modèle suivant GR3 décrit par Michel (1983) pour sa version continue, introduit un hydrogramme unitaire et son paramètre C (durée de l'hydrogramme en pas de temps de calcul, soit en jours dans la version continue). L'hydrogramme unitaire règle le temps d'accès de la pluie nette au réservoir de routage en un décalage progressif entre « l'apparition de la pluie brute et l'introduction de la pluie nette qui en résulte dans le réservoir (de routage) pour produire, au même moment, le débit » (Edijatno et Michel, 1989). Une version horaire de GR3 ne prenant pas en compte l'évapotranspiration existe également.

Mantilla-Morales et al. (1994) ont ajouté, dans GR5, un troisième réservoir « nappe » associé à 2 paramètres, de percolation entre le réservoir sol et le réservoir nappe et de vidange entre le réservoir nappe et le réservoir de routage, pour prendre en compte les relations entre la nappe et le réseau hydrographique. Un module chimique a également été ajouté pour prendre en compte le transport de nitrates. L'hypothèse de base de ce modèle est que la variation des concentrations en soluté durant un événement pluvieux est réglée par des facteurs hydrologiques, il n'est donc pas spécifique d'un élément chimique particulier et nous l'appliquons à la modélisation de l'évolution des concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin versant durant un événement pluvieux, en neutralisant les modules biogéochimiques du modèle initial.

L'architecture du modèle hydrologique repose donc sur trois réservoirs et un hydrogramme unitaire (Figure 3- 16) : (i) le réservoir sol commande la répartition entre pluie brute et pluie nette, (ii) le réservoir de routage qui reçoit les débits routés selon l'hydrogramme unitaire, (iii) le réservoir nappe qui reçoit la lame d'eau percolée depuis le réservoir sol et contribue à la lame d'eau à l'exutoire du bassin versant par le paramètre de vidange.

Le module chimique Figure 3- 17 repose sur le réservoir sol qui est découpé en deux parties, une couche supérieure qui détermine la concentration de soluté dans la lame d'eau ruisselante et la couche inférieure qui détermine la concentration dans la

couche profonde du sol et qui interagit avec la couche de surface par des phénomènes de diffusion.

### 3.1.2 Mise en équation des processus

Les équations du modèle hydrologique sont les suivantes : (équation 3-1) calcul de la pluie nette transférée vers le réservoir de routage en mm, (équation 3-2) calcul de la variation du niveau d'eau dans le réservoir sol en mm, (équation 3-3) calcul du débit sortant du réservoir de routage en mm.

$$P_{nette} = P \left( \frac{s}{A} \right)^2 \quad \text{Equation 3-1}$$

avec  $P$  pluie brute indiquée en variable d'entrée du modèle (mm),  $s$  hauteur d'eau dans le réservoir sol (mm),  $A$  capacité du réservoir sol (mm).

$$\Delta s = P \left[ 1 - \left( \frac{s}{A} \right)^2 \right] - perco \left( s - \frac{A}{40} \right)^3 . \Delta t \quad \text{Equation 3-2}$$

avec  $perco$  taux de percolation entre le réservoir sol et le réservoir nappe en mm par pas de calcul  $\Delta t$  (ici 6mn).

$$\Delta \left( \frac{r}{B} \right) = - \left( \frac{r}{B} \right)^2 \quad \text{Equation 3-3}$$

avec  $r$  hauteur d'eau dans le réservoir de routage en mm et  $B$  capacité du réservoir de routage en mm.

Les équations du module chimique sont les suivantes : (équation 3-4) calcul de la concentration dans les couches du réservoir sol, (équation 3-5) calcul de la masse de soluté transférée dans la lame d'eau ruisselante à chaque pas de temps en g.ha<sup>-1</sup>, (équation 3-6) calcul de la masse de soluté échangée entre les deux couches du réservoir sol en g.ha<sup>-1</sup>.

$$c_{sup} = \frac{S_{sup}}{prop.s} \quad c_{inf} = \frac{S_{inf}}{(1-prop)s + A} \quad \text{Equation 3-4}$$

$$\text{soit pour } t_0 \quad c_{sup} = \frac{Si_{sup}}{prop.eis.A} \quad c_{inf} = \frac{Si_{inf}}{((1-prop)eis + 1)A}$$

avec  $c$  en µg.L<sup>-1</sup>,  $Si_{sup}$  et  $Si_{inf}$  stock initial de molécules respectivement dans la couche supérieure et dans la couche inférieure du réservoir sol (g.ha<sup>-1</sup>),  $prop$  proportion de la couche supérieur de sol par rapport au réservoir sol (adimensionnel) et  $eis$  hauteur d'eau initiale dans le réservoir sol (mm).

$$M_d = 0.01.cdif(c_{sup} - c_{inf}) \left( \frac{s}{A} \right)^2 \quad \text{Equation 3-5}$$

$$\Delta S_{sup} = - 0.01 \quad clin \quad e \left( \frac{r}{ro} \right) \frac{r}{ro} \quad c_{sup} \quad \text{Equation 3-6}$$

avec  $e=0$  if  $r/ro < 0.05$

$$e = \exp\left(1 - \frac{r}{ro}\right) \text{ si } 0.05 ro \leq r \leq ro$$

$$e = 1 \quad \text{if } r > ro$$

avec  $ro$  et  $clin$  coefficient de la fonction de désorption (mm) et  $cdif$  coefficient de diffusion en mm (par pas de calcul, ici 6mn).

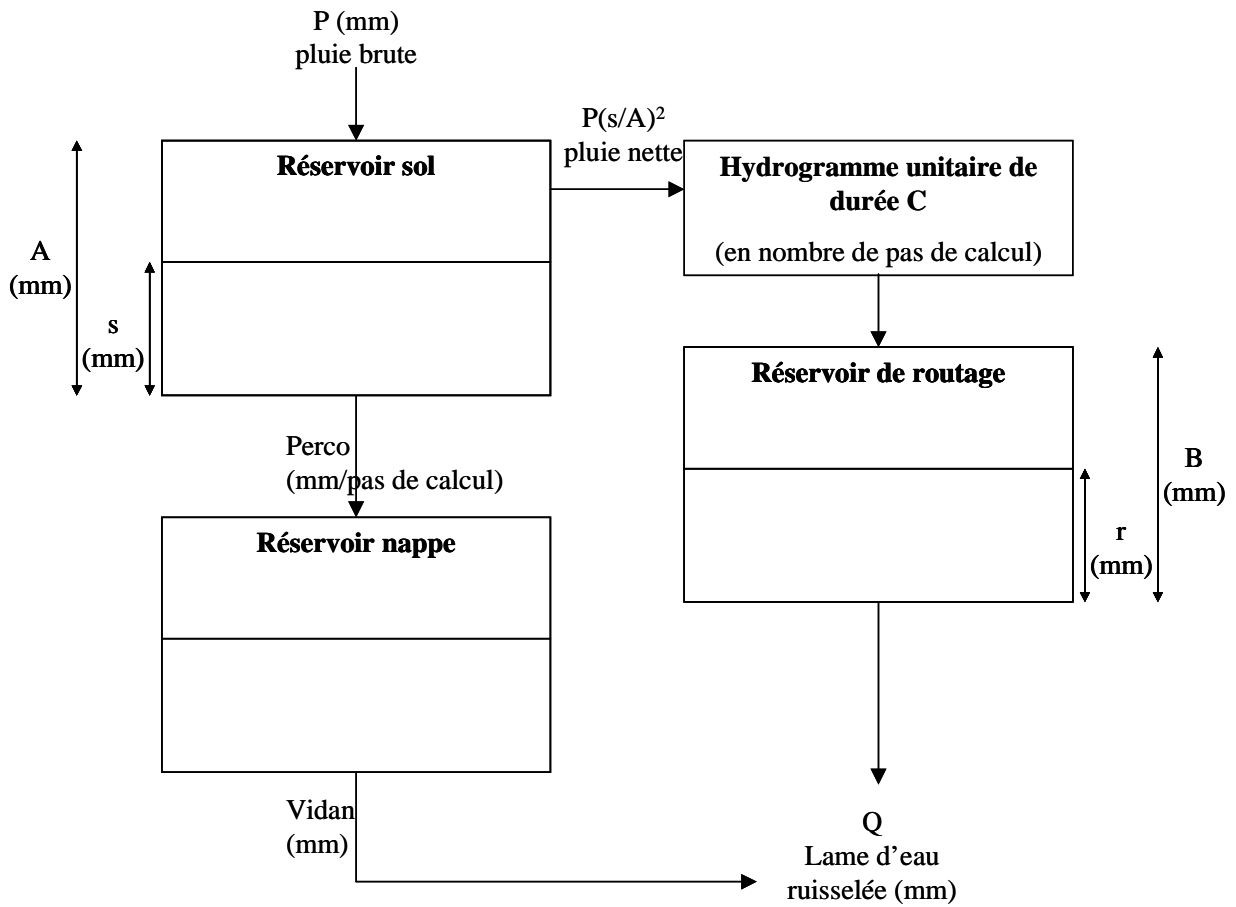


Figure 3- 16 Schéma de concept du modèle hydrologique conceptuel à réservoir GR5. D'après Edijatno et Michel (1989) et Mantilla-Morales (1995).

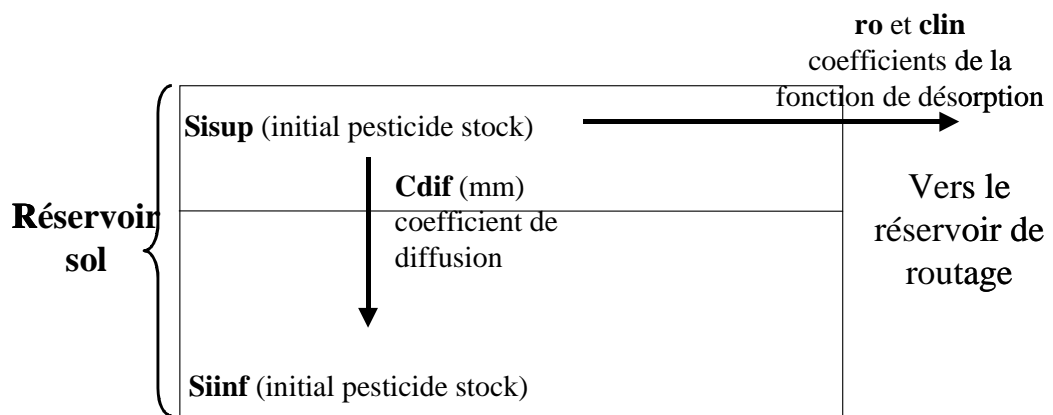


Figure 3- 17 Schéma de concept du module chimique du modèle hydrologique conceptuel à réservoir GR5.

### 3.2 Approche semi-distribuée conceptuelle: le modèle FlowT

Le développement du modèle FlowT est lié au fonctionnement particulier des petits bassins versants viticoles à l'échelle de l'événement pluvieux, tel que nous l'avons décrit dans le chapitre III-1, et à la nécessité de disposer d'une approche distribuée pour explorer le système.

Initialement codé en Visual Basic par Pralong (2005) avec plus de processus que dans la version actuelle, nous avons modifié les processus pris en compte et converti le code en langage MATLAB (MATrix LABoratory, langage adapté au calcul matriciel) afin d'optimiser le temps de calcul et de disposer d'une structure beaucoup plus maniable pour la mise en œuvre des analyses de Monte Carlo.

#### 3.2.1 Processus modélisés

Suite aux conclusions du chapitre II, trois processus sont pris en compte dans le modèle FlowT.

Le **processus de production du ruissellement** de surface est le ruissellement Hortonien.

Le **processus de transfert** du ruissellement de surface sur les routes achemine la lame ruisselante à l'exutoire du bassin versant.

Le **processus de production du polluant** consiste au passage des molécules depuis le sol vers la lame ruisselante à une concentration constante au cours de l'événement, ou variable avec le débit à l'exutoire de la parcelle, ou (dé)croissant exponentiellement au cours de l'événement.

Les molécules « produites » à la parcelle sont transférées à l'exutoire du bassin versant via le transfert de la lame ruisselante, de manière conservatrice, sans processus de dégradation ni de rétention dans le réseau hydrographique.

En plus de ces trois processus, un processus de la version initiale de FlowT et conservé dans notre version induit un retard au ruissellement par **stockage dans le microrelief du sol**. Un processus d'interception de la pluie brute par la végétation des interrangs de vigne est également conservée dans un premier temps, mais sera éliminée après l'analyse de sensibilité du modèle.

Le modèle étant semi-distribué, le bassin est découpé en unités hydrologiques fonctionnelles qui se déversent les unes dans les autres selon une hiérarchie précise issue des observations de terrain concernant les chemins d'écoulement et les parcelles connectées. Les équations suivantes sont décrites au niveau de l'unité.

#### 3.2.2 Mise en équation des processus

La **production du ruissellement** de surface est conceptualisée par le modèle d'infiltration de Horton.

$$I(t) = I_f + (I_o - I_f) \exp(-\alpha.t) \quad \text{Equation 3-7}$$

Les trois paramètres de production du ruissellement sont donc  $I_o$ , capacité d'infiltration initiale [mm/min],  $I_f$  capacité d'infiltration finale [mm/min] et  $\alpha$ , paramètre de forme.

$T90$  remplace le paramètre  $\alpha$  de l'équation de Horton.  $T90$  est le temps de réponse à 90% [min] tel que, avec  $x$  égal à 0.9

$$I(T90) = I_f + (I_o - I_f)(1 - x) \quad \text{Equation 3-8}$$

$$\alpha = -\frac{\ln(1 - x)}{T90} \quad \text{Equation 3-9}$$

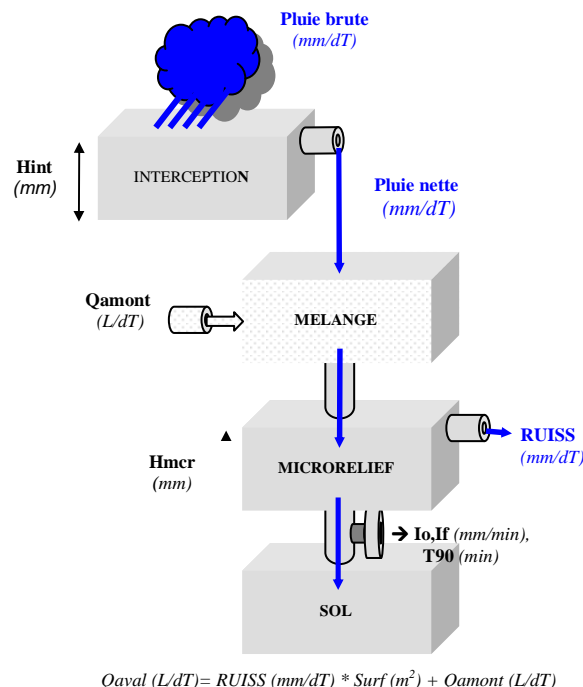
Le **stockage dans le microrelief** du sol d'une part du volume d'eau produit est contrôlé par un seul paramètre,  $H_{mcr}$  [mm], hauteur d'eau stockée dans le microrelief de l'unité.

L'interception d'une partie de la pluie brute est contrôlée par un seul paramètre,  $H_{int}$  [mm], hauteur d'interception au niveau de l'unité.

Dans la lame d'eau ruisselée sur une unité, la **concentration en produit phytosanitaire** est paramétrée par un seul paramètre  $Txdep$  [mg/L], le taux de passage des molécules du stock sol vers la lame ruisselante, dans le cas d'une concentration constante dans le temps à l'exutoire de la parcelle ou variant avec le débit. Dans le cas d'une concentration à l'exutoire de la parcelle diminuant dans le temps, il faut trois paramètres,  $Txdep_0$ , concentration initiale,  $Txdep_{fin}$  concentration finale et un paramètre de forme, à l'instar du modèle d'infiltration de Horton. De même dans le cas d'une concentration à l'exutoire de la parcelle augmentant au cours de l'événement pluvieux.

Enfin, **le transfert** de la lame ruisselée est assurée au niveau de chaque unité par le temps de transfert  $T_c$  (multiple de  $dT$ , pas de temps de calcul) qui décale de  $T_c$  dans le temps la contribution d'une unité en aval.

On peut donc proposer le schéma de concept du modèle FlowT (Figure 3- 18).



Débit à l'aval de l'unité, décalé du temps de transfert  $T_c$  (min) sur l'unité

**Figure 3- 18 Schéma de concept du modèle hydrologique conceptuel semi-distribué FlowT.**

Les processus de production sont décrits au niveau de chaque unité hydrologique (Figure 3- 18). Pour chacune, trois réservoirs hydrologiques sont reliés entre eux par lois de débordement et de vidange (réservoir interception, réservoir microrelief, réservoir sol). Un quatrième réservoir dit de « mélange » est ajouté pour intégrer aux calculs les eaux de ruissellement provenant des unités en amont. Le volume d'eau sortant d'une unité et calculé pour le pas de temps de calcul  $dT$  est décalé du temps de transfert  $T_c$  sur l'unité pour devenir le débit en aval de l'unité, reçu en amont de l'unité suivante. Le code du modèle FlowT est proposé en annexe 6.

### 3.2.3 Paramétrisation de FlowT

Les processus hydrologiques de production (l'infiltration, le stockage dans le microrelief et l'interception par la végétation du sol) sont ainsi contrôlés sur chaque unité par 5 paramètres : (i) ***Io***, capacité d'infiltration initiale [mm/min], ***If*** capacité d'infiltration finale [mm/min] et ***T90***, temps de réponse à 90% [min] correspondant aux trois paramètres du modèle de Horton pour l'infiltration, (ii) ***Hmcr*** [mm], hauteur de stockage dans le microrelief et (iii) ***Hint*** [mm], hauteur d'interception par la végétation de l'interrang.

***Hmcr*** sur les routes est estimé via l'équation polynomiale empirique ci-dessous (Pralong, 2005)

$$Hmcr = 240096I^6 - 237180I^5 + 92349I^4 - 18123I^3 + 1910I^2 - 107.27I + 2.9463$$

**Equation 3- 10**

avec *I* pente moyenne de l'unité, dans le sens d'écoulement.

Le temps de transfert ***Tc*** (multiple de *dT*, pas de temps de calcul égal à 6 minutes dans notre étude) sur les routes est estimé via une relation empirique (équation 3-11) établie sur la base des relations de Manning-Strickler (Pralong, 2005) :

$$Tc = L * I^{-1/2} * n^{1/3}$$

**Equation 3- 11**

avec *L* et *I* respectivement longueur de l'unité et pente moyenne dans le sens de l'écoulement, et *n* coefficient de Manning.

L'infiltration sur les routes est considérée nulle. L'estimation des gammes de valeurs des autres paramètres hydrologiques (***Hmcr***, ***Io***, ***If***, ***T90*** et ***Tc*** sur les parcelles) fait l'objet de campagnes de mesures, dont les résultats sont fournis dans le chapitre III-7. Enfin, ***Txdep*** est considéré nul sur les routes et compris entre 0 et 0,1 mg/L sur les parcelles. Un tableau des valeurs prises par les différents paramètres sur les différentes unités du bassin versant est proposé dans le chapitre consacré à la paramétrisation des modèles, le chapitre III-7. Dans la suite, nous proposons un organigramme de référence pour la mise en œuvre de FlowT.

### 3.2.4 Organigramme d'utilisation de FlowT

Nous proposons dans ce chapitre une vue synthétique de la mise en œuvre du modèle FlowT (en noir dans la Figure 3- 20) ainsi que de la macrostructure construite pour lancer FlowT en boucle (en bleu dans la Figure 3- 20) dans le cadre d'une analyse de Monte Carlo. En effet, l'analyse de Monte Carlo du modèle appelle la programmation d'une macrostructure, qui communique avec les fichiers d'entrée et de sortie du modèle.

Le modèle FlowT nécessite deux fichiers d'entrée : le fichier donnant les valeurs de pluie au cours du temps (pluie.txt) et le fichier donnant la structure du bassin versant (BV.txt) c'est-à-dire la hiérarchisation des unités, l'aire de chaque unité et les valeurs des paramètres sur chaque unité. Comme le fichier des pluies (pluie.txt) se termine en général avant le fichier des débits enregistrés par le débitmètre (Qobserve.txt), et que les calculs de FlowT<sup>3</sup> s'arrêtent à la fin du fichier de pluie, il faut le rallonger<sup>4</sup> pour que les calculs aient lieu du début de la pluie jusqu'à la fin de l'hydrogramme enregistré.

Lorsque le modèle est lancé en boucle dans une analyse de Monte Carlo, un jeu de paramètre est testé à chaque lancement du modèle (chaque simulation), fournissant

<sup>3</sup> FlowT.mat ou FlowTPol6min.mat

<sup>4</sup> interpolationpluie.mat ou interpolationpluie6min.mat

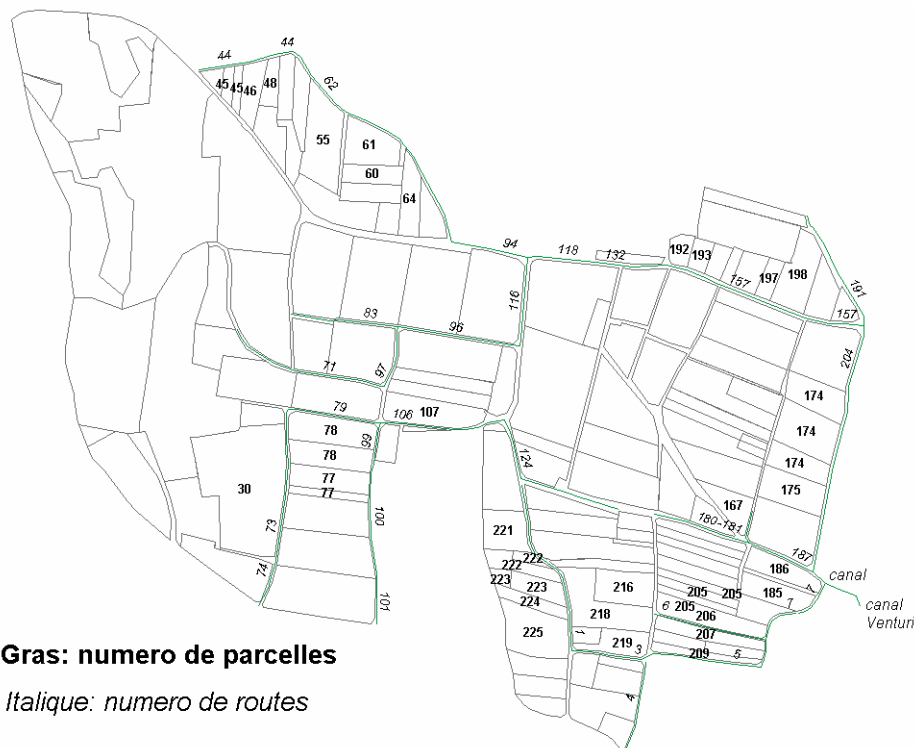
un hydrogramme (et un chémogramme) modélisé à l'exutoire du bassin versant. La macrostructure orchestrant le lancement en boucle de FlowT utilise le fichier des jeux de paramètre à tester (parvar.dat) en entrée et enregistre les hydrogrammes (et chémogrammes) modélisés pour chaque jeu dans le fichier de sortie (out.dat).

Pour « coller » à chaque simulation le jeu de paramètres à tester dans le fichier BV.txt, la macrostructure utilise le programme fonction\_BV.mat. En réalité, le programme fonction\_BV.mat construit le fichier BV.txt à chaque simulation, en tirant les informations sur la hiérarchisation des unités et l'aire de chaque unité du fichier BVinit.txt et les valeurs des paramètres sur chaque unité du fichier parvar.dat. De plus, le programme fonction\_BV.mat convertit le paramètre Tc, donné en secondes par mètre dans parvar.dat, en un multiple du pas de calcul (6 min), unité utilisée dans FlowT.mat. Le fichier annexe.txt est utilisé pour cette conversion.

Un exemple pour chaque fichier d'entrée est proposé en annexe 7. Les codes des programmes de la macrostructure sont référencés dans le chapitre suivant III-4. Les indications méthodologiques sur la construction des fichiers d'entrée de FlowT et de la macrostructure sont données dans le guide de l'utilisateur de FlowT, annexe 8, qui renseigne également sur la structure des programmes en .mat.

### 3.2.5 Découpage du bassin versant de Rouffach

Nous présentons le découpage du bassin versant de Rouffach utilisé dans cette étude, pour la délimitation 2005 et pour la délimitation 2006. Dans ce découpage, chaque parcelle X représente une unité hydrologique ainsi que chaque tronçon de route associé à une (seule) parcelle. Les parcelles correspondant à un enherbement un interrang sur deux sont divisées en deux unités X(1) et X(2). Les routes Y sont divisées en autant de tronçons que de parcelles bordant la route (une parcelle étant connectée à un tronçon) : Y(1), Y(2), etc. On peut se reporter à la carte Figure 3- 19 pour visualiser le numéro (X ou Y) des différentes parcelles ou routes considérées.



**Figure 3- 19 Numéros donnés aux parcelles et aux routes contributives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



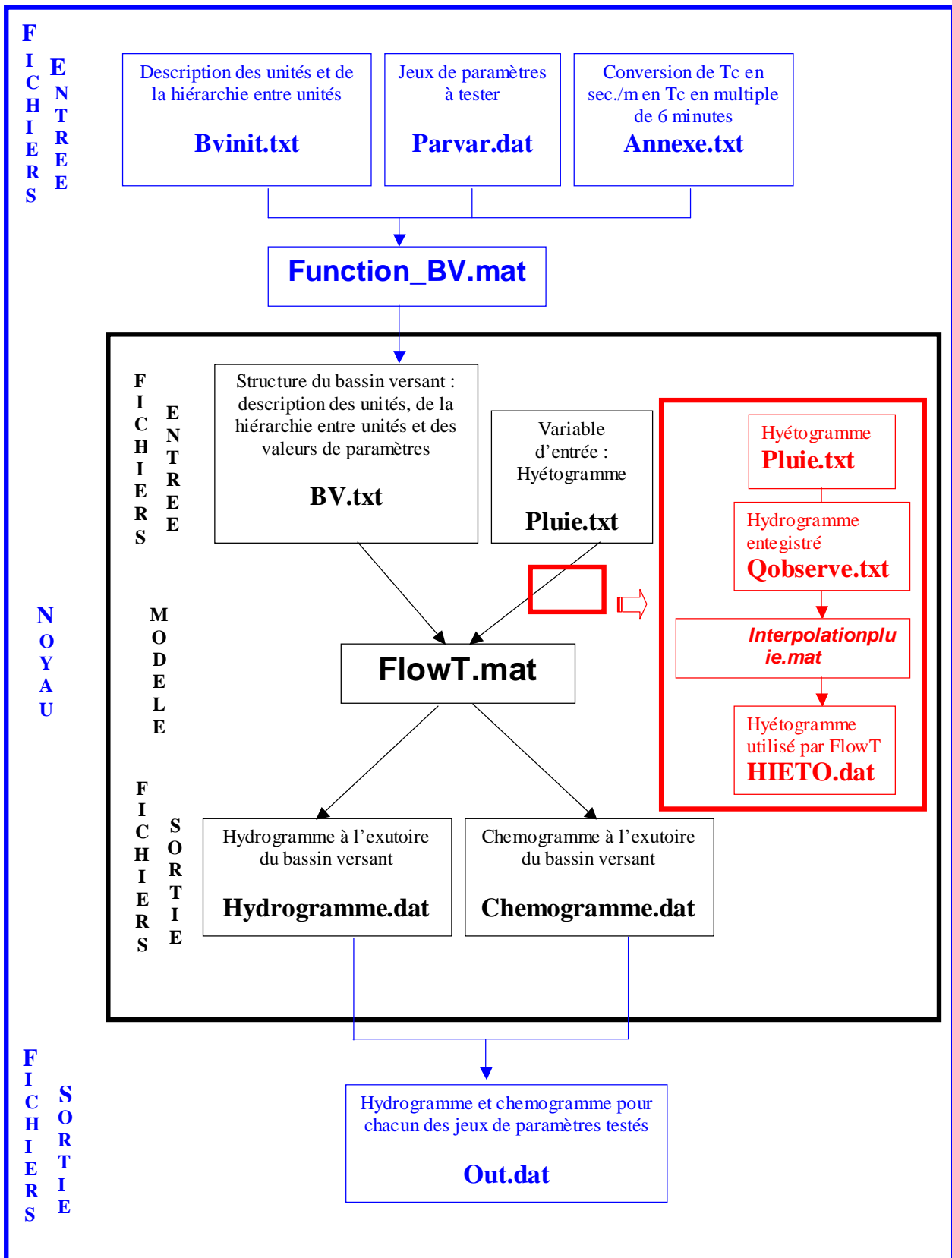


Figure 3- 20 Organigramme d'utilisation de FlowT : structure principale (noyau noir) et macrostructure de lancement en boucle (bleu).

Le niveau de raffinement du découpage du bassin versant en unités hydrologiques doit être étudié lorsqu'on utilise un modèle semi-distribué. C'est pourquoi nous testons plusieurs niveaux de découpage<sup>5</sup> du bassin versant avec FlowT : (i) la subdivision no.1 considère chaque parcelle (ou moitié de parcelle pour les enherbées 1 interrang sur 2) et chaque tronçon de route associé à une parcelle (dans lequel la parcelle se déverse) individuellement, (ii) la subdivision no.2 considère chaque parcelle (ou moitié de parcelle pour les enherbées 1 interrang sur 2) individuellement et regroupe les tronçons de route appartenant à une même route (chaque route a sa couleur dans la Figure 3- 21), (iii) la subdivision no.3 regroupe les parcelles bordant la même route (routes définies dans la subdivision no.2), (iv) les subdivisions no.4 et no.5 regroupent parcelles et routes en une même supraunité, définie par une couleur (noir, gris, gris clair) (subdivision no.4) ou un cadre (subdivision no.5) dans la Figure 3- 21.

Voir la Figure 3- 19 pour les divisions 1,2 et 3.

Voir la Figure 3- 21 pour les divisions 4 et 5.



**Figure 3- 21 Regroupement des unités routes et parcelles en unités supérieures pour les découpages n°4 et n°5, découpages les moins fins du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Le nombre d'unités est rappelé Table 3- 11 pour chaque subdivision pour chacun des deux réseaux (2005 et 2006).

<sup>5</sup> Les termes « niveau de découpage », « division », « subdivision » font tous référence à la notion de découpage du bassin versant en unités hydrologiques, plus ou moins larges.

subdivision	Réseau 2005	Réseau 2006
No.1	81	144
No.2	50	91
No.3	30	51
No.4	12	22
No.5	11	15

**Table 3- 11 Nombre d'unités hydrologiques pour le réseau de routes et de parcelles contributives à l'exutoire 2005 et pour le réseau 2006, pour chaque niveau de découpage du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les routes et parcelles considérés restent les mêmes, seul leur découpage ou leur regroupement en unités hydrologiques change. Les indications méthodologiques pour le découpage d'un bassin versant et la hiérarchisation des unités sont fournies dans le guide de l'utilisateur de FlowT, annexe 8.

Nous venons donc de présenter les deux modèles conceptuels utilisés dans cette étude :

- Le modèle global GR5, avec 13 paramètres (7 paramètres hydrologiques et 6 paramètres chimiques) ;

- Le modèle semi-distribué FlowT, avec 7 paramètres (6 paramètres hydrologique et 1 paramètre chimique, qui peut être décliné en 3 paramètres chimiques suivant l'hypothèse retenue sur l'évolution dans le temps des concentration en substance dans la lame ruisselante à l'exutoire des parcelles), chaque paramètre ayant une valeur propre sur les X unités que comptent le bassin (X est égal à 50 pour le découpage n°2 du réseau 2005).

Un guide d'utilisation de FlowT est également fourni annexe 8.

Un guide de paramétrisation de ces modèles est fourni chapitre III-7.

Le chapitre suivant détaille les méthodes d'analyse de ces modèles utilisées dans notre étude et fournit un guide de mise en œuvre de ces méthodes.

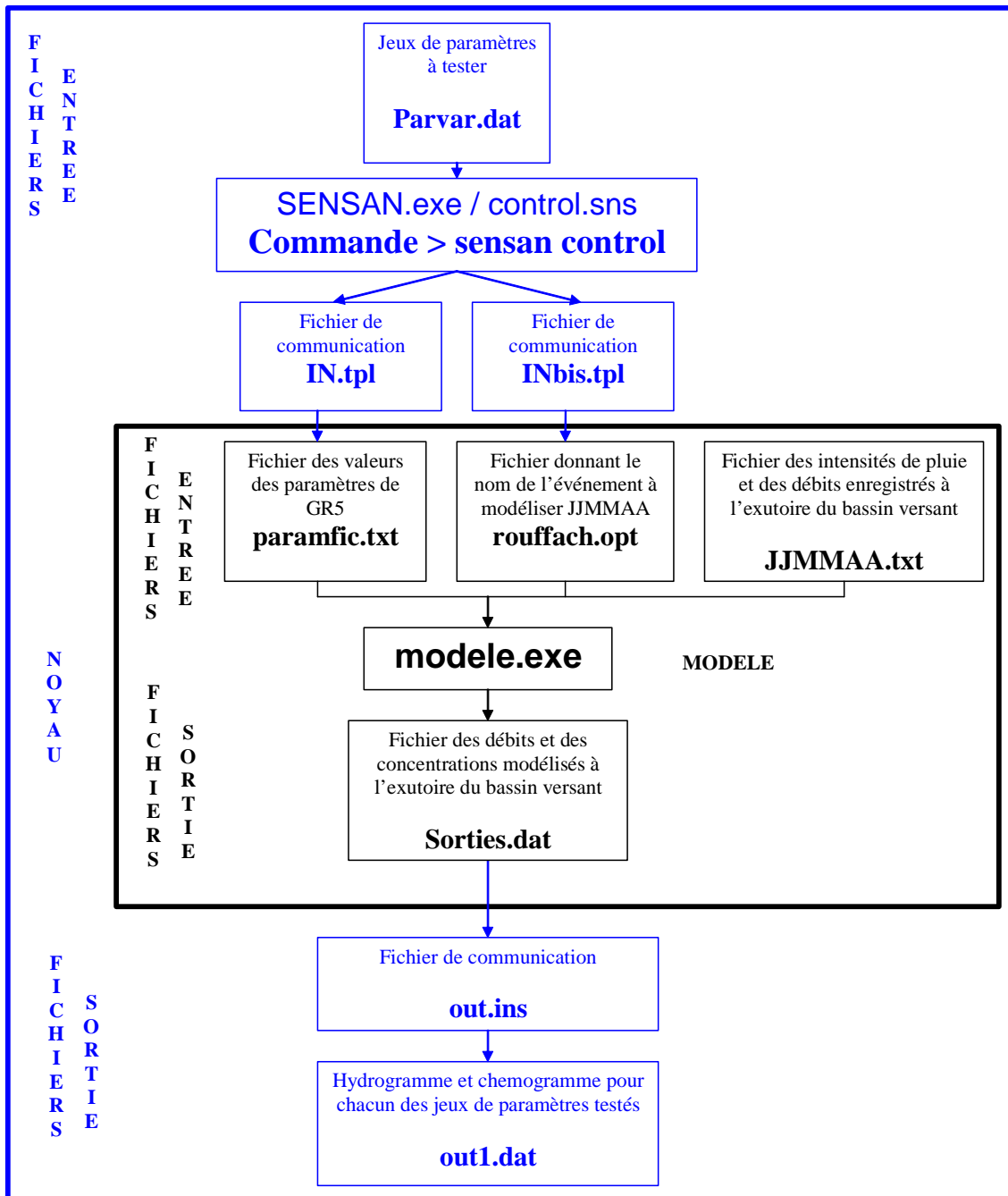
## 4 METHODES D'ANALYSE DES MODELES

### 4.1 Mise en œuvre de l'analyse de Monte Carlo

L'analyse de Monte Carlo sert de base à l'analyse de sensibilité globale et à l'analyse d'incertitude choisies dans le chapitre II-4. Il s'agit de lancer les modèles plusieurs fois avec différents jeux de paramètres tirés dans l'espace des paramètres définis par les distributions de probabilité qu'on leur attribue. D'après les conclusions du chapitre II, nous utilisons la technique d'échantillonnage du Latin Hypercube Sampling, afin de limiter le nombre d'itérations nécessaires à la convergence des résultats, et nous attribuons des distributions uniformes aux paramètres du modèle.

#### 4.1.1 Analyse de Monte Carlo de GR5

Pour GR5, l'échantillonnage LHS est réalisé avec SIMLAB, développé par le Joint Research Centre (Tarantola, 2000), tandis que le lancement en boucle utilise le logiciel SENSAN (Doherty, 2000) qui communique avec GR5 par des fichiers texte d'entrée et de sortie. L'organigramme d'utilisation de GR5 est présenté Figure 3- 22.



**Figure 3- 22 Organigramme d'utilisation de GR5 : structure principale (noyau noir) et macrostructure de lancement en boucle (bleu).**

Un guide d'utilisation de GR5 et de la macrostructure permettant le lancement en boucle du modèle pour plusieurs jeux de paramètres (analyse de Monte Carlo) est fourni en annexe 11.

#### 4.1.2 Analyse de Monte Carlo de FlowT

La macrostructure pour la mise en œuvre du lancement en boucle de FlowT a été présentée dans le chapitre III-3.2.4. Elle s'appuie sur des programmes (.mat) construits pour l'occasion. Un guide d'utilisation de FlowT et de la macrostructure permettant le lancement en boucle du modèle pour plusieurs jeux de paramètres (analyse de Monte Carlo) est fourni en annexe 8.

---

## 4.2 Mise en œuvre de l'analyse de sensibilité

D'après les conclusions du chapitre II-4, nous utilisons la méthode classique d'analyse de Monte Carlo couplée à une régression linéaire multiple, avec transformation préalable des variables par les rangs pour pallier l'effet de la non linéarité du modèle. Pour résumer en une valeur la chronique obtenue en sortie du modèle (variation du débit ou d'une concentration avec le temps) nous choisissons le critère de Nash-Sutcliff pour les débits et le critère Theil pour les concentrations (équations 2-14 et 2-16). Trois versions du critère Theil sont calculées, une pour chaque molécule étudiée (diuron, glyphosate, AMPA). L'analyse de sensibilité des modèles GR5 et FlowT est réalisée par les programmes présentés en annexe 12. Ces programmes utilisent plusieurs fonctions que nous avons programmées pour assurer les quatre tâches de l'analyse de sensibilité.

### 4.2.1 Première tâche : calcul des valeurs des critères

L'analyse de sensibilité pour les débits se fait par régression linéaire multiple entre les valeurs du critère de Nash obtenues pour les jeux de paramètre testé et les valeurs de chaque paramètre hydrologique. En réalité, c'est le Nash sur la racine des débits qui est calculé pour l'analyse de sensibilité. L'analyse de sensibilité pour les concentrations se fait par régression linéaire multiple entre les valeurs du critère de Theil obtenues pour les jeux de paramètres testés et les valeurs de chaque paramètre chimique et de chaque paramètre hydrologique. Le critère RMSE (équation 2-13) est également utilisé dans l'analyse de sensibilité de GR5 pour tester l'influence du critère choisi sur les résultats de l'analyse. Chacun des critères est calculé d'après sa formule à partir du fichier sortie de l'analyse de Monte Carlo<sup>6</sup> et des valeurs de débit (ou de concentration) observées. La fonction de calcul du critère<sup>7</sup> est présentée en annexe 12.

Une régression multiple est ensuite réalisée entre les valeurs de critère pour chaque jeu de paramètre testé (variable à expliquer) et les valeurs des paramètres de chaque jeu testé (variables explicatives).

### 4.2.2 Régression linéaire multiple

#### 4.2.2.1 Deuxième tâche : transformation des valeurs par les rangs

Pour pallier l'effet de la non linéarité des modèles la régression multiple n'est pas réalisée directement sur les valeurs du critère et des paramètres mais sur les rangs de ces valeurs. La transformation des valeurs par les rangs, telle qu'elle est décrite dans le chapitre II-4.1.3.2, est mise en œuvre dans la fonction d'analyse de sensibilité<sup>8</sup> dont le code est présenté en annexe 12.

#### 4.2.2.2 Troisième tâche : régression multiple sur les rangs

La régression multiple sur les rangs ainsi calculés est réalisée dans la fonction d'analyse de sensibilité dont le code est présenté en annexe 12. Le coefficient du métamodèle (modèle de régression) pour une variable explicative transformée par les rangs, nommé Standardised Rank Regression Coefficient (SRRC), correspond à l'indice de sensibilité de la variable.

---

<sup>6</sup> out1.dat pour GR5 et out.dat pour FlowT

<sup>7</sup> Nash\_Q.mat ou Theil\_conc.mat

<sup>8</sup> SA.mat

#### 4.2.2.3 Quatrième tâche : calcul des critères statistiques de qualité du modèle de régression

Nous accompagnons la régression multiple du calcul de plusieurs critères statistiques pour vérifier la qualité locale et globale du métamodèle<sup>9</sup>. Le coefficient de détermination  $R^2$  mesure la validité globale du métamodèle et doit être supérieur à 0.7 (Christiaens et Feyen., 2002). Trois autres statistiques sont calculées pour vérifier la validité globale du métamodèle : (i) F – la statistique de Fisher pour la régression, (ii) p – la probabilité associée, qui doit être faible pour que le test soit significatif ( $<10^{-4}$ ), (iii) la racine de la moyenne du carré des écarts RMSE. Pour assurer en même temps la validité locale du modèle de régression, la régression est menée pas à pas, avec aucun paramètre inclus dans le métamodèle au départ et ajout de paramètres pas à pas jusqu'à ce que tous les paramètres significatifs aient été inclus dans le métamodèle (les autres paramètres en étant exclus). La statistique de Fisher F teste au niveau local si le coefficient attribué au  $i^{\text{ème}}$  paramètre dans le métamodèle,  $\beta_i$ , est nul ; p\_value est la probabilité associée : (i) la valeur maximum de p\_value pour l'entrée d'un paramètre dans le métamodèle est de 0.05, (ii) la valeur minimum pour ressortir un paramètre du métamodèle est de 0.10.

Nous complétons l'analyse de la pertinence du métamodèle par l'analyse des erreurs résiduelles  $e_i$ . Etant donnée la définition d'un point marginal,  $2 < \left| \frac{e_i}{\sigma} \right| < 4$  où  $e_i = \text{observé}_i - \text{modélisé}_i$  et  $\sigma$  écart-type des  $e_i$ , moins de 5% de points marginaux (% marginal) sont acceptés parmi les points sur lesquels est menée la régression. Le pourcentage de points extrêmes  $\left| \frac{e_i}{\sigma} \right| > 4$  est également calculé (% extra).

Enfin, nous accompagnons la valeur de SRRC des bornes inférieure et supérieure de l'intervalle d'incertitude à 95% autour de cette valeur.

Le calcul des critères statistiques est réalisé dans la fonction d'analyse de sensibilité dont le code est présenté en annexe 12. L'ensemble de ces critères, ainsi que les valeurs de l'indice de sensibilité SRRC et l'indication des paramètres retenus par le métamodèle (modèle de régression) sont rassemblés dans le fichier de sortie de l'analyse de sensibilité.

#### 4.2.3 Fichier de sortie de l'analyse de sensibilité

La structure du fichier de sortie du programme d'analyse de sensibilité est présentée Table 3- 12.

	inmodel	pvalue	SRRC	intervalle SRRC 95%		stats R2,F,p,error	% marginal	% extra
				borne min	borne max			
param 1	1	2.18E-05	-6.89	-10.80	-2.99	88.38%	3%	0%
param 2	0	8.14E-01	<b>0.31</b>	0.18	0.43	78.59		
etc.	etc.	etc.	etc.	etc.	etc.	1.39E-14		
param x	1	5.27E-05	<b>0.79</b>	0.66	0.91	13.38		

**Table 3- 12 Structure du fichier de sortie du programme d'analyse de sensibilité.**

<sup>9</sup> Le terme métamodèle désigne le modèle de régression  $Y = \text{cste} + a_1X_1 + \dots + a_nX_n$

Le fichier ne comprend pas les parties en gris de la Table 3- 12. La première colonne du fichier indique pour chaque paramètre utilisé dans la régression multiple (chaque ligne) s'il est retenu dans le métamodèle (1) ou non (0). Pour les paramètres retenus dans le métamodèle, la troisième colonne du fichier indique la valeur de du coefficient associé dans le métamodèle (ou indice de sensibilité) SRRC (en gras dans la Table 3- 12<sup>10</sup>). Les colonnes 4 et 5 fournissent les bornes minimum et maximum de l'intervalle d'incertitude à 95% autour des ces valeurs de SRRC. La deuxième colonne donne la probabilité de la statistique de Fisher au niveau local (pour chaque paramètre) et la colonne 6 donne les valeurs des 4 critères mesurant la validité globale du métamodèle avec, de la ligne 1 à 4, le coefficient de détermination R<sup>2</sup>, la statistique de Fisher pour la régression F, la probabilité associée p et la racine de la moyenne du carré des écarts (error). Enfin, le pourcentage de points marginaux et de points extrêmes dans la régression multiple sont donnés respectivement en colonne 7 et 8.

La fonction d'analyse de sensibilité et le corps de programme sont sensiblement les mêmes pour GR5 et FlowT, ainsi que la structure du fichier de sortie. Cependant, quelques spécificités de chacun des deux modèles différencient un peu la mise en œuvre de l'analyse de sensibilité dans les deux cas. Elles sont présentées dans l'annexe 13.

### 4.3 Méthode d'analyse d'incertitude développée

#### 4.3.1 Concept de l'analyse d'incertitude développée

Le chapitre II.4 se terminait avec la réflexion suivante «les méthodes bayésiennes sont principalement appliquées à des modélisations continues et non événementielles ce qui compromet l'application de la technique de « mise à jour » de la vraisemblance par l'équation de Bayes proposée par Beven et Binley (1992), car chaque nouvelle vraisemblance calculée ne prend en compte que l'événement considéré alors que les vraisemblances calculées pour des modélisations continues après chaque ajout de nouvelles observations prennent en compte toutes les données depuis le début de la période d'observation. »

Nous avons donc développé notre propre adaptation, basée sur l'analyse de Monte Carlo et inspirée de la méthode GLUE.

Dans les statistiques bayésiennes, une fonction de vraisemblance est utilisée pour quantifier la probabilité d'occurrence d'un jeu de paramètres. La fonction de vraisemblance est souvent assimilée à une fonction objectif. Les fonctions de vraisemblance utilisées pour l'analyse d'incertitude sont les mêmes que pour l'analyse de sensibilité : (i) le critère de Nash-Sutcliffe pour les débits, (ii) trois versions du critère Theil pour les concentrations, une pour chaque molécule étudiée (AMPA, diuron, glyphosate).

Dans le cas de la modélisation continue, l'équation de Bayes (Equation 3-12) (Freer et al., 1996) est utilisée pour combiner les différentes valeurs de la fonction objectif, obtenue à chaque fois pour l'intervalle de temps de calibration rallongé des dernières données.

$$L_p(\theta|y) = L(\theta|y)L_0(\theta) / C$$

**Equation 3- 12**

où C est une constante de mise à l'échelle choisie de manière à ce que L<sub>p</sub>(θ|y) soit égal à 1, L<sub>p</sub>(θ|y) est la vraisemblance à posteriori du modèle (un modèle est ici un

<sup>10</sup> a partir de la deuxième ligne, la première ligne de la colonne 3 correspondant à la constante du modèle de régression.

jeu de paramètres)  $\theta$ ,  $L(\theta|y)$  est la valeur de vraisemblance calculée avec le jeu de données  $y$  et  $L_0(\theta)$  est la vraisemblance a priori (=1) pour le premier jeu de données.

En considérant  $n$  jeux de données l'Equation 3-12 devient l'Equation 3-13.

$$L_p(\theta|y) = (L_{y_n}(\theta|y_n) * \dots * L_{y_1}(\theta|y_1) * 1) / C \quad \text{Equation 3- 13}$$

Mais dans le cas d'une modélisation événementielle, où les jeux de données correspondent à  $n$  événements de calibration différents, on peut remettre en cause la pertinence de cette valeur a posteriori de la vraisemblance d'un jeu, qui est plutôt la combinaison de  $n$  vraisemblances sur  $n$  événements de calibration.

En effet, soient  $y_1, y_2, y_3$  et  $y_4$  quatre événements de calibration et  $\theta_1$  et  $\theta_2$  deux jeux de paramètres (deux « modèles »). Nous supposons que  $L_{y_1}(\theta_1|y_1)=0,89$ ,  $L_{y_2}(\theta_1|y_2)=0,80$ ,  $L_{y_3}(\theta_1|y_3)=0,85$ ,  $L_{y_4}(\theta_1|y_4)=0,82$ ,  $L_{y_1}(\theta_2|y_1)=0,81$ ,  $L_{y_2}(\theta_2|y_2)=0,82$ ,  $L_{y_3}(\theta_2|y_3)=0,84$ ,  $L_{y_4}(\theta_2|y_4)=0,86$ . Ces valeurs mènent a une vraisemblance "a posteriori" ou combinée (Equation 3-13) de 0,51 et 0,49 pour  $\theta_1$  et  $\theta_2$  respectivement. Mais nous rejetons l'idée que  $\theta_1$  est un jeu de paramètres meilleur que  $\theta_2$ . Clairement  $\theta_1$  ajuste mieux les événements 1 et 3 et  $\theta_2$  ajuste mieux les événements 2 et 4. Nous considérons donc que  $\theta_1$  et  $\theta_2$  sont deux paramètres acceptables de vraisemblance égale.

Dans notre contexte de calibration événementielle nous préférons donc définir un seuil pour l'acceptation d'un jeu de paramètre pour chacun des  $L_{y_i}(\theta|y_i)$ . Nous évitons ainsi de sélectionner des jeux de paramètres qui produisent une valeur acceptable de  $L_{p_i}(\theta|y_i)$  par combinaison de bonnes valeurs de  $L_{y_i}(\theta|y_i)$  pour une majorité d'événements de calibration  $i$ , mais qui ne mènent qu'à une valeur médiocre de  $L_{y_j}(\theta|y_j)$  pour un ou plusieurs événements  $j$ .

Avec notre méthode de seuil à respecter pour chaque événement de calibration, un jeu de paramètres accepté assure obligatoirement une valeur de  $L_{y_i}(\theta|y_i)$  supérieure au seuil imposé pour chacun des événements de calibration. Nous associons à chacun des jeux retenus la même probabilité d'occurrence (distribution uniforme).

#### 4.3.2 Répétabilité des résultats de l'analyse d'incertitude

##### 4.3.2.1 Densité d'échantillonnage de l'espace des paramètres

Il a été expliqué dans le chapitre II.3 que la surface réponse d'un modèle, c'est-à-dire l'évolution de la fonction objectif dans l'espace des paramètres du modèle, variait en fonction de la fonction objectif utilisée. La représentation de cette surface réponse varie également en fonction de la taille de l'échantillon pris dans l'espace des paramètres. Il s'agit donc d'échantillonner l'espace des paramètres avec une densité suffisante pour que l'essentiel de la structure de la surface réponse soit défini. Figure 3-23 est représentée l'évolution d'une coupe de la surface réponse (pour le couple  $A/eis$  du modèle GR5) pour 1296 à 20736 jeux et la fonction objectif Nash sur les débits pour l'événement du 08 juillet 2004.

La coupe de la surface réponse est présentée en échelle log ( $\log(eis)=f(\log(A))$ ) pour les gammes de variation initiales des paramètres de GR5 (Table 3- 16). C'est pourquoi il ne faut pas donner d'importance à la partie de la surface réponse correspondant aux très faibles valeurs des paramètres  $A$  et  $eis$  (forme en « banane »)



pour se concentrer sur la deuxième partie, qui possède la forme d'une droite horizontale et traduit l'insensibilité du paramètre  $A$  par rapport au paramètre  $eis$ .

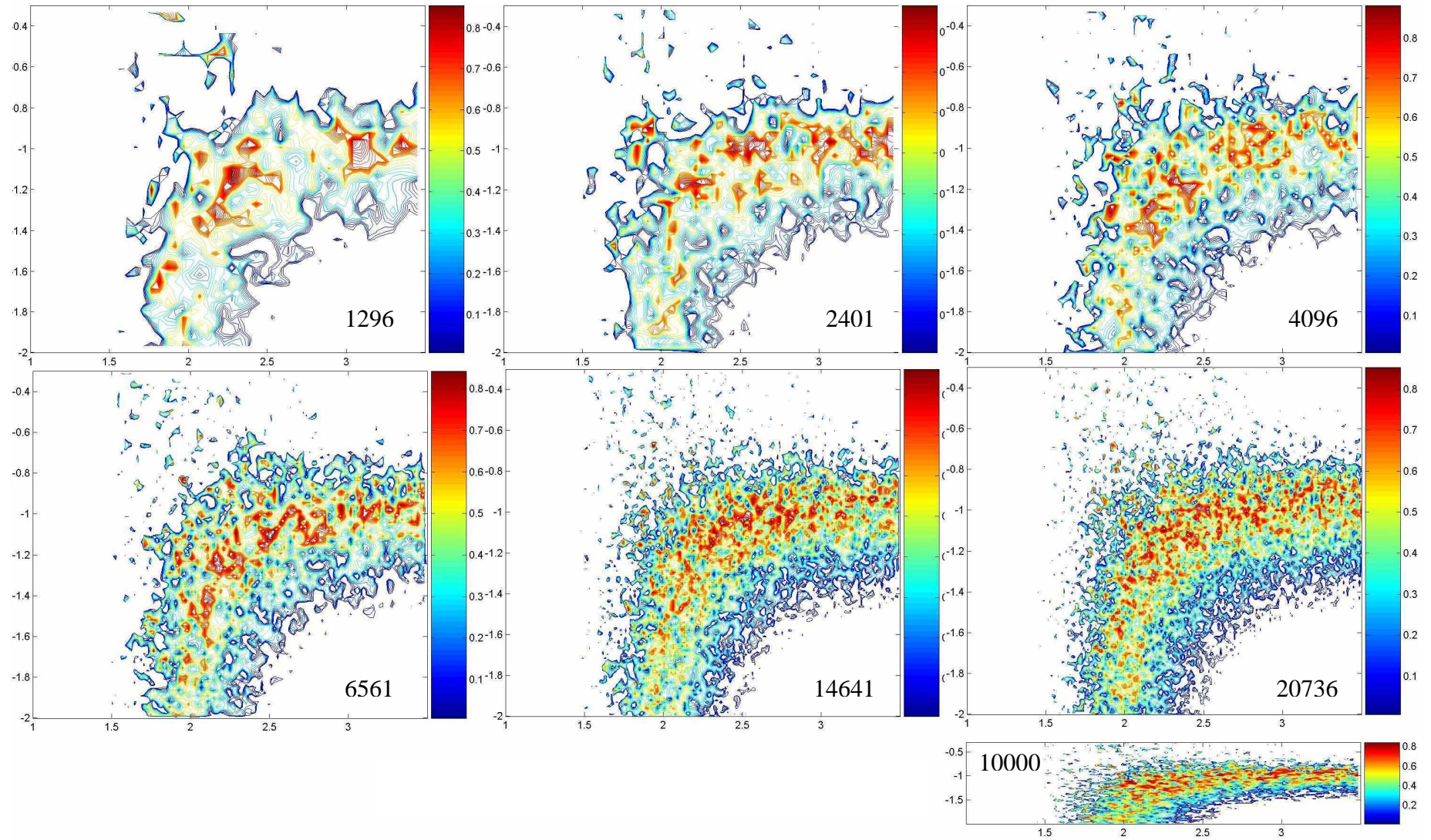
Nous verrons dans le chapitre III-5 que la discontinuité apparente de la surface réponse est due à une gamme trop large des valeurs prises par le paramètre  $B$  et que la restriction des gammes initiales de  $B$  et  $eis$  rendent les zones de bonnes modélisation (rouges) homogènes.

Nous pouvons cependant conclure dès à présent que la surface réponse de GR5 est finement représentée pour 6561 jeux de paramètres et au-delà.

En pratique nous travaillons avec 20000 jeux pour l'espace des paramètres de GR5 et 40000 jeux pour l'espace des paramètres de FlowT. Ces valeurs sont choisies pour des raisons pratiques : elles correspondent au nombre maximal de modélisations permettant l'achèvement des calculs pour tous les événements étudiés en une nuit (du moins pour GR5), en satisfaisant également les critères de mise en œuvre.

***Figure 3- 23 Evolution de la surface réponse en fonction du nombre d'échantillons pris dans l'espace des paramètres pour l'événement de 08 juillet 2004 pour le couple de paramètres  $A$  (en abscisse),  $eis$  (en ordonnée), avec échelles logarithmiques.(Page suivante).***

Face à l'éventuel problème d'optimums multiples présenté dans le chapitre II-3, nous proposons une exploration de l'espace des paramètres en deux étapes : (i) une étape de «prescreening» pour localiser les zones de bonne modélisation, (ii) une étape de «zoom» dans ces zones pour identifier les optimums de ces zones. Cette procédure en deux étapes permet d'accélérer la découverte des optimums dans un espace très grand. En assurant une densité d'échantillonnage importante (plusieurs dizaines de milliers de jeux) nous espérons atteindre l'exhaustivité, pourvu que le seuil de sélection des jeux de paramètres à l'étape de « prescreening » ne soit pas trop discriminant.



#### 4.3.2.2 Echantillonnage en deux étapes

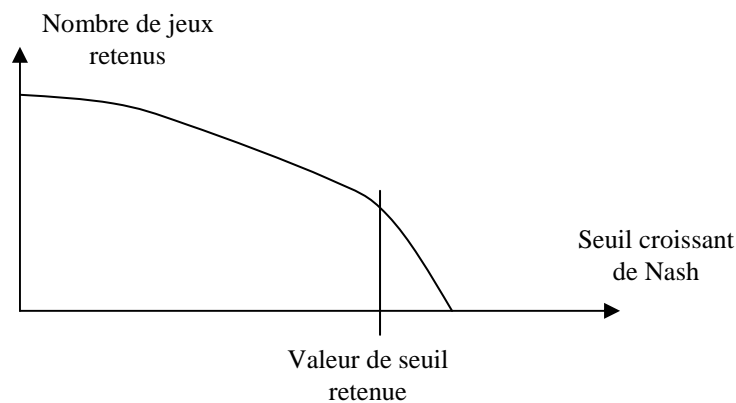
##### «prescreening»

Nous échantillonnons l'espace des paramètres hydrologiques par LHS à hauteur de 20000 jeux pour GR5 et 40000 jeux pour FlowT. Le critère de Nash est calculé pour chaque simulation sur les débits et cela pour chaque événement de calibration. La matrice des valeurs de Nash (voir sa forme Table 3- 13, les parties en gris ne figurent ici que pour la compréhension) est alors analysée comme suit : (i) un seuil de valeur du critère est imposé et les jeux de paramètres hydrologiques fournissant une valeur supérieure ou égale à ce seuil pour tous les événements de calibration à la fois sont retenus, (ii) l'opération est répétée pour plusieurs seuils de Nash.

	valeur de Nash calculé sur les débits						
	40603	210703	280803	300803	70903	...	011005bis
jeu 1							
jeu 2							
etc.							
jeu n							

**Table 3- 13 Forme de la matrice des valeurs de Nash calculées pour chaque simulation et chaque événement de calibration.**

L'évolution du nombre de jeux retenus en fonction du seuil est ensuite analysée pour localiser la valeur de seuil en deçà de laquelle le nombre de jeux retenus chute (Figure 3- 24).



**Figure 3- 24 Choix de la valeur du seuil de Nash imposé pour l'étape de «prescreening» (1<sup>ère</sup> exploration de l'espace des paramètres).**

##### «zoom»

Dans cette deuxième exploration de l'espace des paramètres, l'échantillonnage est réalisé autour de chacun des jeux retenus à l'étape précédente, plus précisément dans l'hypercube définit par +/- 20% des valeurs des paramètres retenus.

La densité d'exploration de chaque hypercube est de 500 jeux en général, parfois moins si le nombre de jeux retenus à l'étape de «prescreening» est trop grand (le nombre total de simulations doit rester inférieur à 20000 et 40000 pour GR5 et FlowT respectivement). Comme pour l'étape de «prescreening», le critère de Nash est calculé

---

pour chaque simulation sur les débits et cela pour chaque événement de calibration et la matrice des valeurs de Nash est alors analysée de la même manière. Le choix du seuil de Nash suit également les règles de la Figure 3- 24.

#### 4.3.2.3 Informations contenues dans les événements de calibration

La répétabilité des résultats de l'analyse d'incertitude évolue également avec le nombre d'événements utilisés pour la calibration. Chaque jeu apporte des informations sur le système jusqu'à ce que l'ensemble des événements décrive la totalité du comportement du système. Tout événement de calibration supplémentaire n'apportera alors que des informations redondantes avec les informations déjà disponibles et aura un pouvoir de discrimination des jeux nul. En théorie donc, la répétabilité des résultats de l'analyse d'incertitude est atteinte pour un certain nombre d'événements en calibration, au delà duquel le pool de jeux retenus n'est plus modifié. Mais ce n'est que la théorie car, en pratique, chaque événement apportant son lot d'erreurs de mesures, chaque événement apportera des informations « fictives » sur le comportement du système via ces erreurs. On n'atteindra donc jamais la constance du pool de jeu retenus : il variera en marge quelque soit le nombre d'événements utilisés en calibration.

Nous n'étudions donc pas la répétabilité des résultats de l'analyse d'incertitude fonction du nombre d'événements en calibration et prenons le parti de garder un maximum d'événements pour la calibration afin d'être certain de couvrir la totalité du comportement du bassin, en privilégiant les événements les plus complets et les plus riches en analyses de concentrations. Les événements de 2006 correspondants à un réseau de routes et de parcelles différent des autres événements sont traités à part.

L'ensemble des événements de l'étude, présentés dans le chapitre III.1, est réparti entre événements de calibration et événements de validation (Table 3- 14).

#### 4.3.3 Séparation de l'utilisation du critère de Nash et du critère de Theil

Wagener et al. (2003) encouragent l'utilisation de plusieurs fonctions objectif pour améliorer la discrimination des jeux de paramètres dans la calibration. Si Wagener et al. (2003) proposent d'utiliser une combinaison de fonctions objectifs pour une seule sortie du modèle, on peut aussi combiner plusieurs sorties du modèle, avec une seule fonction objectif par sortie (Gupta et al., 1998, Anderton et al., 2002).

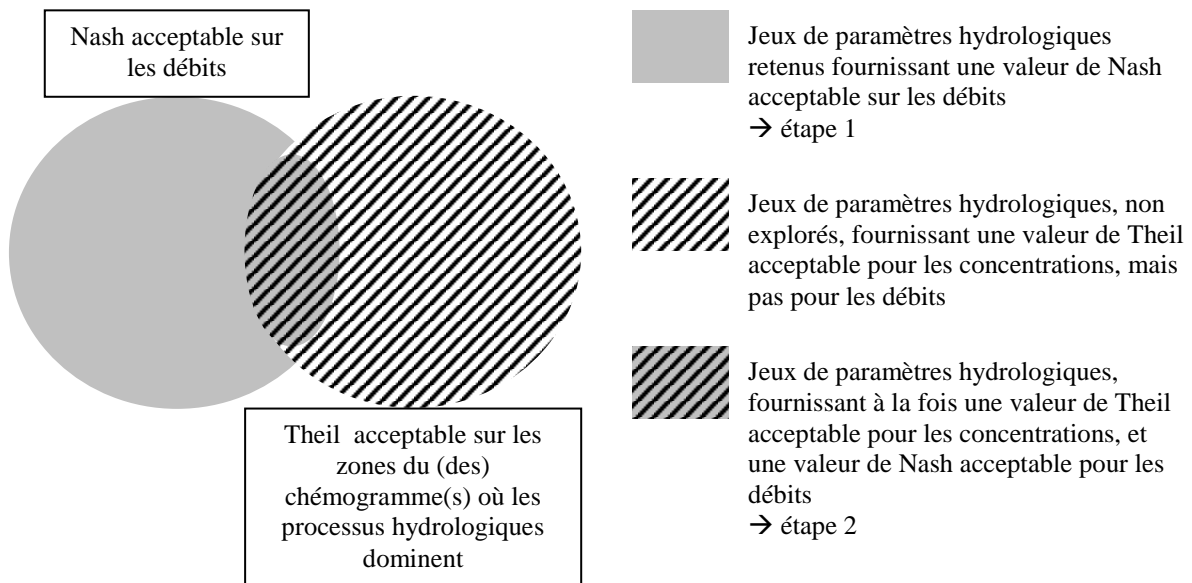
Les jeux retenus pour un événement de calibration devraient donc satisfaire les 4 fonctions objectif retenues, le critère de Nash pour les débits modélisés à l'exutoire du bassin et le critère de Theil pour les concentrations de chacune des trois molécules, AMPA, diuron et glyphosate. Cependant, nous ne savons pas a priori laquelle des trois hypothèses chimiques de FlowT (variation temporelle de  $T_{xdep}$  à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement) permet effectivement de modéliser les concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin versant de Rouffach au cours d'un événement ruisselant, ni si l'hypothèse à retenir est la même pour les trois molécules étudiées. De même, nous ne savons pas a priori si le modèle GR5 est capable de reproduire ces concentrations. Nous pouvons en revanche espérer que ces deux modèles permettront de modéliser correctement les débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. On ne doit donc pas éliminer un jeu de paramètres hydrologiques simplement parce qu'il a été associé à un jeu de paramètres chimiques mauvais.

Réseau 2005			Réseau 2006		
Événement	Classe hydro	Nb. analyses	Événement	Classe hydro	Nb. analyses
calibration			calibration		
040603	Extrême	24	100406	1	13
300803	1	3	080506	1	7
070903	2	8	090506	Extrême	15
031003	1	8	040806	3	12
071003	1	3	180906	2	7
081003	1	10	validation		
020604	2	10	050406	1	8
110604	4	17	240906	2	6
080704bis	3	2	250906	3	16
130704	4	4			
210704	3	3			
220704	3	3			
100804	2	6			
240804	Extrême	22			
250705	2	10			
010805	2	10			
210805	1	4			
110905	2	3			
011005	1	6			
Validation					
210703	Extrême	21			
280803	3	4			
080704ter	4	3			
170804	1	4			
160905	2	3			

**Table 3- 14 Répartition de l'ensemble des 32 événements de l'étude en événements de calibration et événements de validation, pour les réseaux 2005 et 2006 : un événement de validation est choisi par classe hydrologique et les événements possédant le plus d'analyses sont utilisés en calibration.**

Nous procédons donc en deux étapes pour : (i) sélectionner avec le critère de Nash sur les débits les jeux de paramètres hydrologiques acceptables, et (ii) modéliser sur la base des jeux hydrologiques retenus les chémogrammes à l'exutoire du bassin. Nous pourrions alors resélectionner, parmi le pool de jeux hydrologiques retenus, et sélectionner, parmi les gammes de valeurs des paramètres chimiques, ceux qui donnent une modélisation acceptable du chémogramme, s'il y a modélisation acceptable. Les étapes de la sélection des paramètres hydrologiques sont résumées Figure 3- 25.

Les jeux de paramètres hydrologiques qui, associés à certaines valeurs de paramètres chimiques, permettent une bonne modélisation des chémogrammes ne sont pas explorés en dehors du pool de jeux retenus comme acceptables pour la modélisation des débits, car ils correspondraient à une bonne modélisation pour de mauvaises raisons (compensation des défauts de structure des modèles, voir chapitre II.3).



**Figure 3- 25 Etapes de la sélection des jeux de paramètres hydrologiques acceptables à la fois pour la modélisation des débits et la modélisation des concentrations sur les zones du chémogrammes identifiées comme étant dominées par les processus hydrologiques.**

#### 4.3.4 Mise en œuvre de l'analyse d'incertitude

D'après la description chapitre III-4.3.1 du concept d'analyse d'incertitude que nous avons développé et la description chapitre III-4.3.2.2 de la procédure d'exploration de l'espace des paramètres en deux étapes, le programme de mise en œuvre de l'analyse d'incertitude présenté annexe 14 doit réaliser quatre tâches à partir des fichiers<sup>11</sup> de sortie de l'analyse de Monte Carlo.

##### 4.3.4.1 Première tâche : calcul des valeurs de critère

Le choix des jeux de paramètres hydrologiques se fait dans une première étape sur la base des valeurs de Nash calculées sur les débits modélisés et atteintes pour chaque jeu sur les différents événements de calibration. Le critère de Nash est calculé d'après sa formule à partir du fichier sortie de l'analyse de Monte Carlo, et des valeurs de débits observées. La fonction de calcul du critère<sup>12</sup> est la même que pour l'analyse de sensibilité et est rappelée dans l'annexe 14.

Cette première tâche produit une matrice de valeurs de Nash dont chaque ligne correspond à un jeu de paramètres hydrologiques testé et chaque colonne correspond à un événement de calibration. Cette matrice (Table 3- 13) devient l'objet des traitements suivants décrits ci-après.

##### 4.3.4.2 Deuxième tâche : sélection des jeux à l'étape de «prescreening»

Il faut tout d'abord déterminer les seuils de Nash pour lesquels sont déterminés les jeux retenus. Considérant que les jeux retenus ne peuvent pas avoir une valeur de Nash inférieure à 0,50, les valeurs de seuils testées ont donc été prises entre 0,5 et 0,95 avec un pas de 0,05. Pour chaque ligne de la matrice, il suffit de tester si les valeurs de Nash pour les événements de calibration utilisés sont toutes supérieures ou égales au seuil

<sup>11</sup> out.dat et out1.dat de FlowT et de GR5 respectivement

<sup>12</sup> Nash\_Q.mat

imposé. Si tel est le cas le jeu correspondant à la ligne est retenu. La fonction qui assure cette tâche<sup>13</sup> est présentée en annexe 14. Cette fonction fournit en sortie le nombre de jeux retenus et la matrice des numéros de ligne des jeux (colonne 1) et des valeurs de Nash atteintes avec ces jeux pour les x événements de calibration utilisés (colonnes 2 à x+1). Pour chaque seuil de Nash testé, le nombre de jeux retenus est identifié, et le seuil de Nash utilisé à l'étape de «prescreening» est le plus haut assurant un nombre de jeux retenus supérieur à 10.

#### 4.3.4.3 Troisième tâche : échantillonnage «zoom» de l'espace des paramètres

Dans la seconde étape de «zoom» de l'analyse d'incertitude, l'espace des paramètres est rééchantillonné autour des jeux de paramètres retenus à la première étape. La troisième tâche du programme d'analyse d'incertitude est donc de construire le nouveau fichier des jeux à tester<sup>14</sup> à partir du fichier initial (utilisé pour l'échantillonnage «prescreening») et des numéros des jeux retenus après la première étape de «prescreening». Concrètement, il s'agit de sélectionner dans le fichier de jeux de paramètres testés initial les lignes correspondant aux numéros des jeux retenus. Chaque ligne extraite sert de base à la définition de l'hypercube à échantillonner autour de chaque jeu : +/- 20% des valeurs de paramètres du jeu retenu. Chaque hypercube est ensuite échantillonné séparément selon la technique de Latin Hypercube Sampling.

La fonction qui assure cette tâche<sup>15</sup> est présentée en annexe 14.

#### 4.3.4.4 Quatrième étape : deuxième analyse de Monte Carlo et répétition des tâches 1 à 3

La deuxième analyse de Monte Carlo est menée avec le nouveau fichier de paramètres à tester selon la même procédure que celle décrite dans le chapitre III-4.1. Les tâches 1 et 2 sont ensuite répétées sur la base des nouveaux fichiers<sup>16</sup> de sortie de la deuxième analyse de Monte Carlo, en remplaçant le nombre minimal de jeu retenus pour le seuil choisi, 10 dans l'étape de «prescreening», par 0 pour cette étape de «zoom». La tâche 3 est répétée avec, pour cette étape de «zoom», la sélection des jeux retenus définitivement à l'issue de l'analyse d'incertitude. C'est l'ensemble de ces jeux qui doit être utilisé pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin.

Le programme d'analyse d'incertitude est sensiblement le même pour GR5 et pour FlowT. Cependant, quelques spécificités de mise en œuvre existent : elles sont présentées en annexe 13.

**A l'issue de ce chapitre III-4 fournissant un guide de mise en œuvre des méthodes d'analyse de sensibilité et d'incertitude de GR5 et de FlowT, l'utilisateur potentiel des modèles devrait pouvoir être en mesure de mener l'analyse d'incertitude sur les débits (et concentrations) modélisées à l'exutoire de son bassin versant. Il est à noter que l'analyse de sensibilité peut ne pas être réitérée dans la mesure où elle dépend plutôt du modèle que du bassin sur lequel il est utilisé. Les résultats des analyses de sensibilité de GR5 et FlowT sont d'ailleurs présentés dans le chapitre suivant.**

<sup>13</sup> jeux\_retenus.mat

<sup>14</sup> parvar.dat

<sup>15</sup> parvar\_validation.mat

<sup>16</sup> out1.dat et out.dat



## 5 ANALYSES DE SENSIBILITE DES MODELES

### 5.1 Résultats de l'analyse de sensibilité pour GR5

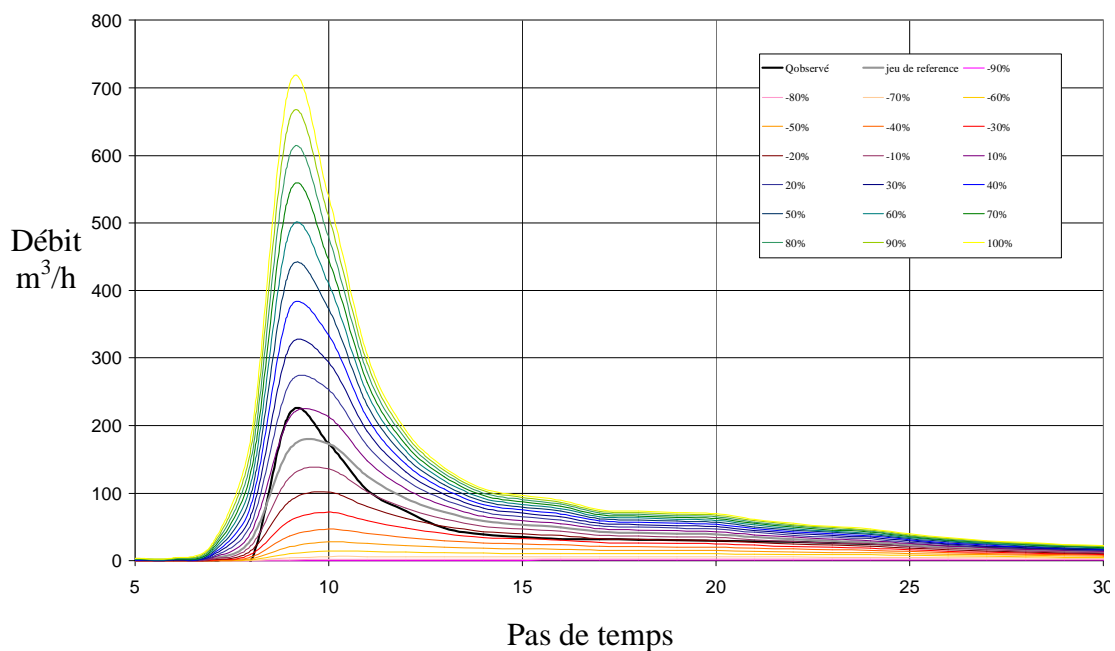
#### 5.1.1 Analyse de sensibilité locale

Une analyse de sensibilité locale est menée en préalable à l'analyse globale pour fournir une image de l'influence de chaque paramètre hydrologique du modèle sur la forme de l'hydrogramme modélisé. L'analyse est menée sur l'événement du 11 juin 2004 (événement bien marqué, caractéristique des événements d'intensité forte et associé à 17 analyses chimiques), à partir d'un jeu de référence non calé (Table 3- 15) grâce au logiciel PEST (Doherty, 2000).

A	B	C	perco	vidan	eis	eir
660	0.714	0.835	539	2.10-5	0.14	10-5

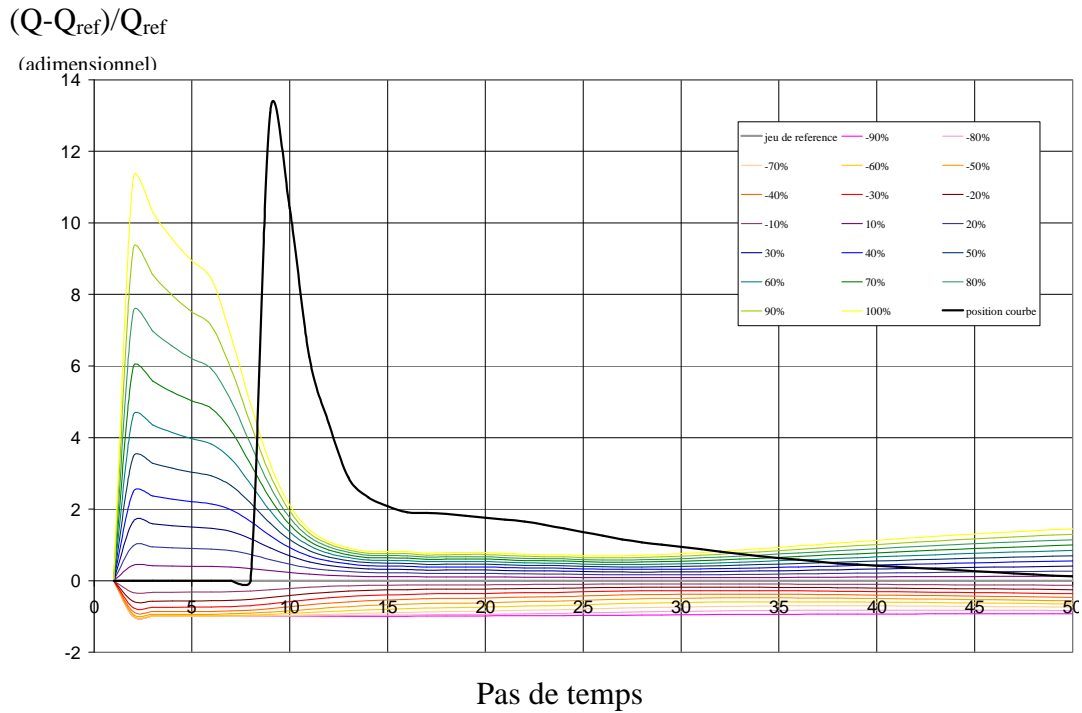
**Table 3- 15 Jeu de référence pour l'analyse de sensibilité locale du modèle GR5 sur l'événement 110604.**

Nous faisons varier indépendamment chaque paramètre de  $-90\%$  (et non  $-100\%$  pour ne pas imposer une valeur nulle) à  $+100\%$  de sa valeur de référence, avec un pas de  $10\%$ . L'effet de chaque paramètre sur l'hydrogramme est fourni sous forme de trois graphiques : (i) variation de l'hydrogramme modélisé en fonction de la valeur du paramètre (Figure 3- 26), (ii) graphique du taux de variation du débit modélisé par rapport au débit modélisé de référence (jeu de référence)  $(Q-Q_{ref})/Q_{ref}$  (adimensionnel) pour chaque pas de temps (un graphique par valeur du paramètre testée)(Figure 3- 27), et (iii) graphique de l'indice de sensibilité  $(Q-Q_{ref})/(P-P_{ref})$ , avec P valeur du paramètre et  $P_{ref}$  valeur du jeu de référence, pour chaque pas de temps, Figure 3- 28 (un graphique par valeur du paramètre testée).

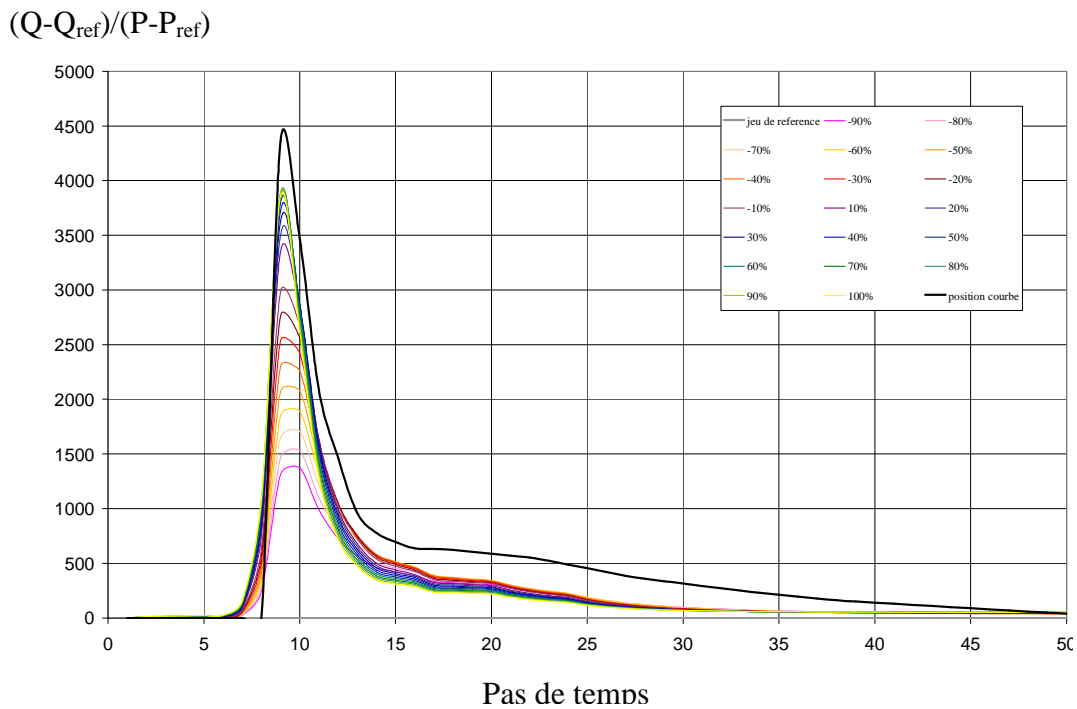


**Figure 3- 26 Variation de l'hydrogramme modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en fonction de la valeur du paramètre eis du modèle GR5 pour l'événement 110604.**





**Figure 3- 27** Variation du graphique du taux de variation du débit modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) avec GR5  $(Q-Q_{ref})/Q_{ref}$  (adimensionnel) pour chaque pas de temps en fonction de la valeur du paramètre eis pour l'événement 110604.



**Figure 3- 28** Variation du graphique de l'indice de sensibilité  $(Q-Q_{ref})/(P-P_{ref})$  pour chaque pas de temps en fonction de la valeur du paramètre eis du modèle GR5 pour l'événement 110604.

Les graphiques (i) permettent d'appréhender les paramètres qui ont l'influence la plus forte sur la forme générale de l'hydrogramme modélisé tandis que les graphiques (iii) permettent de pointer facilement les zones particulières de la courbe commandées par le paramètre.

Notre premier constat est que les paramètres *eis* (adimensionnel, entre 0 et 1) et *B* (mm), teneur en eau initiale du réservoir sol et capacité du réservoir de routage, sont ceux qui possèdent les plus fortes valeurs d'indice de sensibilité, pour l'événement 110604, de -90% à +100% autour du jeu de référence. Ils commandent tous deux le pic de débit, et *B* influe également sur la décrue.

Le paramètre *A*, capacité du réservoir sol (mm), peu influencer fortement si on lui associe une valeur trop grande, mais la variation du débit modélisé avec *A* n'est pas linéaire et reste faible autour du jeu de référence (-90% à 60%). Le paramètre *perco*, taux de percolation vers le réservoir nappe, influe peu sur toute la gamme de variation (-90% à +100%).

Les paramètres *C*, durée de l'hydrogramme unitaire, et *eir*, teneur initiale en eau du réservoir de routage, apparaissent peu sensibles et leurs valeurs plausibles tournent respectivement autour de un pas de temps de calcul (6 mn) et de 0 mm (pas d'eau dans le réservoir de routage au début de l'événement pluvieux).

Ces résultats nous ont guidé dans la recherche, pour l'ensemble des événements traités, des bornes des gammes de valeurs possibles pour les paramètres hydrologiques de GR5. Rappelons que la fonction densité de probabilité choisie pour tous les paramètres (PDF) est uniforme. Ces gammes de valeur sont présentées Table 3- 16 et Table 3- 17 et sont utilisées par la suite dans l'analyse de sensibilité globale.

Paramètres Hydrologiques	Gamme	PDF
<i>A</i> , capacité du réservoir sol (mm)	10-5000	uniforme
<i>B</i> , capacité du réservoir de routage (mm)	0.01-10	uniforme
<i>C</i> , durée de l'hydrogramme unitaire (en nombre de pas de temps)	0.5-2	uniforme
<i>perco</i> , taux de percolation (mm)	1-1000	uniforme
<i>vidan</i> , taux de drainage (mm)	1e-06-1e-04	uniforme
<i>eis</i> , teneur en eau initiale du sol (% de <i>A</i> )	0.01-0.5	uniforme
<i>eir</i> , teneur en eau initiale réservoir de routage (% de <i>B</i> )	1e-06-1e-04	uniforme

**Table 3- 16 Distribution de probabilité des paramètres hydrologiques du modèle GR5 utilisées pour l'analyse de sensibilité globale de GR5.**

Paramètres Chimiques	Gamme	PDF
<i>ro</i> , seuil de la fonction de désorption (mm)	0.001-0.1	uniforme
<i>clin</i> , coeff. linéaire de la fonction de désorption	0.001-1.0	uniforme
<i>cdif</i> , coefficient de diffusion entre les couches superficielle et profonde du sol ( $\mu$ )	1-1000	uniforme
<i>prop</i> , proportion volumique couche profonde	0.06-1	uniforme
<i>sisup</i> , stock initial pesticides en surface (g/ha)	0.001-10	uniforme
<i>siinf</i> , stock initial pesticides en profondeur (g/t)	0.001-10	uniforme

**Table 3- 17 Distribution de probabilité des paramètres chimiques du modèle GR5 utilisées pour l'analyse de sensibilité globale de GR5.**

☞ Les résultats des analyses de sensibilité locales et les essais de modélisation associés nous permettent de fixer des gammes de variation initiales pour les valeurs des paramètres hydrologiques et chimiques de GR5 (Table 3- 16 et Table 3- 17). Ces valeurs sont celles utilisées dans l'analyse de sensibilité globale du modèle. Nous rappelons que les distributions de probabilités retenues pour les paramètres du modèle sont uniformes, conformément aux conclusions du chapitre II.

5.1.2 Répétabilité de l'analyse de sensibilité globale : seed number

Comme il a été spécifié dans le chapitre II-3, les résultats de l'analyse de sensibilité peuvent varier avec le point de départ (« seed number ») choisi pour l'échantillonnage LHS de l'espace des paramètres, défini par les distributions de chaque paramètre fournies dans la Table 3- 18.

Un essai de répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité globale aux paramètres hydrologiques des débits modélisés est mené pour un échantillonnage de 1000 jeux dans l'espace des paramètres pour l'événement du 11 juin 2004. La fonction objectif calculée sur les débits est RMSE (Equation 2-13).

Les paramètres sont présentés Table 3- 19 et Table 3- 20 dans l'ordre de sensibilité décroissante pour chaque « seed number » testé, avec la valeur du coefficient de détermination  $R^2$  de la régression multiple pour juger de la qualité de la régression.

	essai1				essai2		
	min	max	pdf		min	max	pdf
A	10	5000	uniforme	A	50	2000	uniforme
B	0.01	1	uniforme	B	0.01	10	uniforme
C	0.5	1.5	uniforme	C	0.5	1.5	uniforme
perco	1	1000	uniforme	perco	1	500	uniforme
vidan	1.00E-06	1.00E-04	uniforme	vidan	1.00E-06	1.00E-05	uniforme
eis	0.01	0.7	uniforme	eis	0.01	0.5	uniforme
eir	1.00E-06	1.00E-04	uniforme	eir	1.00E-06	1.00E-05	uniforme

**Table 3- 18 Distributions des paramètres hydrologiques pour les essais 1 et 2 de l'analyse de sensibilité globale de GR5.**

	essai1				
	seed1	seed2	seed3	seed4	seed5
	123456789	234567891	45986731	97563281	2147483647
1	EIS	EIS	EIS	EIS	EIS
2	A	A	A	A	A
3	VIDAN	VIDAN	VIDAN	VIDAN	VIDAN
4	PERCO	PERCO	PERCO	PERCO	PERCO
5	B	B	B	B	B
6	C	C	C	EIR	C
7	EIR	EIR	EIR	C	EIR
$R^2$	0.77	0.79	0.79	0.79	0.79

**Table 3- 19 Paramètres hydrologiques rangés par ordre de sensibilité décroissante (pour la modélisation du débit) pour chaque « seed number » testé, distribution des paramètres de l'essai n°1.**

Les paramètres sensibles sont les mêmes pour tous les « seed number » testés, à savoir *eis*, *A* et *vidan*, en gras dans la Table 3- 19. L'ordre peut varier pour les paramètres les moins sensibles, notamment *C* et *eir* en lignes 6 et 7 de la table, mais l'ordre des paramètres peu sensibles nous importe peu.

Afin de vérifier que ces résultats ne sont pas dus à des valeurs extrêmes prises par *eis*, *A* et *vidan*, ou une étendue trop faible de la gamme des valeurs permises aux autres paramètres, l'essai est répété avec des gammes de variation restreintes pour *A*, *eis* et *vidan*, et étendues pour *B* (Table 3- 18, essai 2). Les résultats correspondants sont présentés dans la Table 3- 20. Le constat est le même que pour l'essai n°1 : *eis*, *A* et *vidan* sont les paramètres les plus sensibles (en gras dans la Table 3- 20) et l'ordre des paramètres les plus sensibles ne varie pas avec le « seed number » choisi pour l'échantillonnage LHS, ni avec la variation des gammes de valeurs des paramètres (dans la mesure des valeurs acceptables définies dans le chapitre précédent).

	essai2					
	seed1	seed2	seed3	seed4	seed5	seed6
	1234567	12345678	123456789	345678912	678912345	1234567891
1	<b>EIS</b>	<b>EIS</b>	<b>EIS</b>	<b>EIS</b>	<b>EIS</b>	<b>EIS</b>
2	<b>A</b>	<b>A</b>	<b>A</b>	<b>A</b>	<b>A</b>	<b>A</b>
3	<b>VIDAN</b>	<b>VIDAN</b>	<b>VIDAN</b>	<b>VIDAN</b>	<b>VIDAN</b>	<b>VIDAN</b>
4	PERCO	PERCO	PERCO	PERCO	PERCO	PERCO
5	C	EIR	B	C	EIR	B
6	EIR	C	C	EIR	B	EIR
7	B	B	EIR	B	C	C
R <sup>2</sup>	0.69	0.69	0.67	0.66	0.70	0.68

**Table 3- 20 Paramètres hydrologiques rangés par ordre de sensibilité décroissante (pour la modélisation du débit) pour chaque « seed number » testé, pour l'espace des paramètres n°2.**

Nous pouvons donc avancer une deuxième conclusion à savoir que le résultat de l'analyse de sensibilité globale de GR5 sur les débits ne varie pas avec l'étendue des gammes de valeurs de paramètres présentées dans la Table 3- 18.

Dans toute la suite du travail, que ce soit pour l'analyse de sensibilité ou l'analyse d'incertitude, le « seed number » pour l'échantillonnage LHS de l'espace des paramètres est fixé à la valeur suivante : 123456789.

Sauf indication contraire, les distributions considérées pour chaque paramètre, définissant l'espace des paramètres dans lequel est menée l'analyse, seront celles des Table 3- 16 et Table 3- 17.

👉 Les résultats de l'analyse de sensibilité globale ne varient pas avec l'étendue des gammes de valeurs de paramètres testées.

### 5.1.3 Répétabilité de l'analyse de sensibilité globale : fonction objectif

Il a été également mentionné dans le chapitre II-3 que les résultats de l'analyse de sensibilité globale pouvaient varier avec la fonction objectif choisie.

Deux fonctions objectif sont donc testées dans un premier temps, sur les débits, toujours avec un échantillon de 1000 jeux tirés dans l'espace des paramètres par LHS : RMSE (Equation 2-13) et AioA (Equation 2-15).

Par la même occasion, l'analyse n'est pas répétée uniquement pour le 11 juin 2004 mais également pour d'autres événements appartenant aux classes hydrologiques définies dans le chapitre III-1 : (i) un autre événement de la classe 4 (événements d'intensité forte), 080704, (ii) un événement de la classe 3 (événements d'intensité moyenne), 210704, (iii) les deux événements extrêmes 040603 et 240804.

Les paramètres sont présentés Table 3- 21 et Table 3- 22 pour RMSE et AIoA respectivement, dans l'ordre de sensibilité décroissante pour chaque événement testé, avec la valeur du coefficient de détermination  $R^2$  de la régression multiple pour juger de la qualité de la régression.

	RMSE				
	040603	080704	110604	210704	240804
1	EIS	EIS	EIS	EIS	EIS
2	A	A	A	A	A
3	VIDAN	VIDAN	VIDAN	B	VIDAN
4	PERCO	C	PERCO	VIDAN	PERCO
5	C	PERCO	B	C	B
6	B	B	C	PERCO	C
7	EIR	EIR	EIR	EIR	EIR
R <sup>2</sup>	0.30	0.67	0.62	0.69	0.66

**Table 3- 21 Paramètres hydrologiques de GR5 par ordre de sensibilité décroissante (face au débit) pour chaque événement testé, fonction RMSE**

	AioA				
	040603	080704	110604	210704	240804
1	EIS	EIS	EIS	EIS	EIS
2	VIDAN	VIDAN	VIDAN	A	VIDAN
3	A	A	A	VIDAN	A
4	B	PERCO	B	B	B
5	PERCO	B	PERCO	C	PERCO
6	C	C	EIR	EIR	EIR
7	EIR	EIR	C	PERCO	C
R <sup>2</sup>	0.72	0.84	0.78	0.88	0.76

**Table 3- 22 Paramètres hydrologiques de GR5 par ordre de sensibilité décroissante (face au débit) pour chaque événement testé, fonction AioA.**

Globalement, le résultat est toujours le même : le trio de tête des paramètres sensibles est *eis*, *A*, *vidan*, avec une exception pour l'événement 210704 dans l'essai avec RMSE, qui inclus aussi *B*, sans doute très proche de *vidan*. On note cependant que l'ordre de ces trois paramètres peut varier d'un événement à l'autre et d'une fonction objectif à l'autre. En effet, si l'on observe les coefficients de la régression multiple, qui servent d'indice de sensibilité (en valeur absolue), présentés dans le Table 3- 23, on constate que *eis* possède le coefficient le plus fort, loin devant *A* et *vidan* qui ont des coefficients proches. Ceci explique que les rangs de *A* et *vidan* peuvent être intervertis, sans remettre en cause la répétabilité des résultats. Car, comme annoncé dans le chapitre II-3, plus que la valeur de l'indice de sensibilité et le rang exact de chaque paramètre, c'est la définition du groupe de tête qui importe dans l'analyse de sensibilité.

	cte	A	B	C	perco	vidan	eis	eir	R <sup>2</sup>
04/06/03	1368	-0.241	-0.228	-0.026	-0.209	-0.405	-0.645	0.021	0.723
08/07/04	1209	-0.203	-0.061	0.024	-0.064	-0.256	-0.863	0.006	0.840
11/06/04	1209	-0.208	-0.125	-0.006	-0.031	-0.231	-0.826	0.013	0.779
21/07/04	1035	-0.103	0.036	0.017	-0.004	-0.091	-0.931	0.009	0.876
24/08/04	1247	-0.267	-0.110	0.011	-0.054	-0.313	-0.769	0.012	0.759

**Table 3- 23 Coefficients de la régression multiple (sur les débits modélisés) associés à chaque paramètre hydrologique de GR5 pour chaque événement testé et la fonction objectif AioA.**

En revanche, la qualité de la régression, résumée par  $R^2$ , est manifestement meilleure avec AioA (supérieure à 0.70 pour tous les événements, elle atteint 0.88 pour 210704), alors qu'elle tend à être insuffisante avec RMSE (inférieure à 0.70 pour tous les événements, elle est descend à 0.30 pour 040603).

Pour pousser plus loin l'investigation, les résultats de l'analyse de sensibilité sont aussi produits (pour une densité d'échantillonnage de 1000 jeux toujours) pour la fonction objectif Nashrac (critère de Nash et Sutcliffe sur la racine des débits) et avec l'ensemble des critères de qualité calculés pour la régression multiple, tels qu'ils ont été décrits dans le chapitre III-4.2. La démarche complète telle que présentée dans le chapitre III-4.2, et utilisée pour toutes les analyses suivantes, ne considère pas tous les paramètres hydrologiques comme appartenant au modèle de régression (analyses présentées précédemment), mais sélectionne les paramètres appartenant au modèle de régression pas à pas. Les coefficients  $R^2$  présentés pour la fonction objectif RMSE peuvent donc varier par rapport à la Table 3- 23. Les résultats pour RMSE et Nashrac sont présentés dans les Table 3- 24 et Table 3- 25 respectivement. Rappelons que Table 3- 12 est présenté le format des fichiers de sortie du programme d'analyse de sensibilité.

	RMSE							
	inmodel	pvalue	SRRC	interval. SRRC 95%		stats	%	nb
				borne min	borne max			
40603								
A	1	9.47E-26	-12.03	-66.90	42.84	33.46%	1.96%	0
B	0	7.89E-01	0.26	0.22	0.31	140.15		
C	0	5.72E-02	0.08	0.04	0.13	0.00E+00		
perco	1	6.64E-04	0.25	0.20	0.30	69872.63		
vidan	1	8.97E-24	0.42	0.38	0.47			
eis	1	1.29E-59						
eir	0	8.90E-01						
110604								
A	1	5.31E-31	41.31	-3.28	85.90	64.92%	5.89%	0
B	1	1.39E-04	0.21	0.18	0.25	412.40		
C	0	4.86E-01	-0.07	-0.10	-0.03	0.00E+00		
perco	1	5.26E-06	-0.08	-0.12	-0.05	36863.19		
vidan	1	6.00E-11	0.12	0.08	0.15			
eis	1	1.85E-231	0.75	0.71	0.78			
eir	0	5.94E-01						
240804								
A	1	2.98E-60	-136.38	-169.88	-102.87	67.49%	6.16%	0
B	0	5.04E-01	0.30	0.26	0.33	772.39		
C	0	4.02E-01	0.24	0.20	0.27	0.00E+00		
perco	0	1.01E-01	0.71	0.68	0.74	34101.88		
vidan	1	2.47E-40						
eis	1	1.32E-228						
eir	0	1.82E-01						

**Table 3- 24 Résultats de l'analyse de sensibilité globale des paramètres hydrologiques du modèle GR5 au débit modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), avec le critère RMSE.**


Les paramètres non inclus dans le modèle de régression et les paramètres du modèle de régression correspondant à un coefficient de sensibilité SRRC faible (<0.10) ne sont pas retenus dans le groupe de paramètres sensibles du modèle.

Nashrac								
	inmodel	pvalue	SRRC	interval. SRRC 95%		stats R2,F,p,error	% marginal	nb extra
				borne min	borne max			
40603								
A	1	7.10E-41	1370.79	1319.04	1422.54	52.76%	2.77%	0
B	1	1.38E-07	-0.29	-0.33	-0.25	248.83		
C	0	3.21E-01	-0.11	-0.15	-0.07	0.00E+00		
perco	1	4.25E-19	-0.19	-0.23	-0.15	49647.57		
vidan	1	6.38E-64	-0.37	-0.41	-0.33			
eis	1	5.50E-101	-0.49	-0.53	-0.45			
eir	0	9.23E-01						
110604								
A	1	6.17E-34	1234.57	1193.13	1276.01	62.93%	4.38%	2
B	1	8.93E-03	-0.23	-0.27	-0.19	473.12		
C	0	5.15E-01	-0.05	-0.08	-0.01	0.00E+00		
perco	0	7.91E-01	-0.21	-0.25	-0.18	38928.87		
vidan	1	1.92E-29	-0.71	-0.75	-0.68			
eis	1	5.14E-211						
eir	0	8.55E-01						
240804								
A	1	1.63E-58	1313.39	1267.76	1359.02	63.27%	6.07%	0
B	1	2.91E-02	-0.31	-0.35	-0.28	383.78		
C	0	2.50E-01	-0.04	-0.08	0.00	0.00E+00		
perco	1	1.65E-02	-0.04	-0.08	-0.01	38602.42		
vidan	1	2.89E-57	-0.31	-0.34	-0.27			
eis	1	2.85E-183	-0.64	-0.68	-0.61			
eir	0	6.57E-01						

**Table 3- 25 Résultats de l'analyse de sensibilité globale des paramètres hydrologiques du modèle GR5 au débit modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), avec le critère Nash, calculé sur la racine des débits (Nashrac).**

Les conclusions restent les mêmes, à savoir que la fonction densité de probabilité choisie n'influe quasiment pas sur le groupe de paramètres sensibles retenus. L'influence éventuelle ne se manifeste qu'à la marge, pour les paramètres les moins sensibles du groupe (coefficients SRRC les plus faibles), une petite variation de la valeur de SRRC pouvant alors faire passer le paramètre au-dessus ou au-dessous du seuil de 0.1 et faire varier le rang du paramètre.

La qualité de la modélisation est en fait similaire pour les deux fonctions objectif. Nous faisons donc le choix de la fonction objectif RMSE pour la suite de l'analyse de sensibilité de GR5 que ce soit pour les débits modélisés ou pour les concentrations.

 Les résultats de l'analyse de sensibilité globale ne varient pas avec la fonction objectif utilisée. Pour l'analyse de sensibilité globale de GR5, c'est la fonction RMSE (Equation 2-13) qui est utilisée.

#### 5.1.4 Répétabilité de l'analyse de sensibilité globale : taille d'échantillon

Le dernier facteur susceptible de faire varier les résultats de l'analyse de sensibilité est la taille de l'échantillon utilisé pour la régression multiple. Nous avons vu dans le chapitre II-3 que la répétabilité des résultats était atteinte selon certains auteurs à partir d'un nombre de jeux échantillonnés dans l'espace des paramètres égal à 5 fois (5x) le nombre de paramètres.

Pour tester cette hypothèse et au besoin définir un nouveau seuil de répétabilité de l'analyse (nécessairement supérieur à 5x si la répétabilité n'est pas atteinte à ce seuil), l'analyse est menée pour 6 tailles croissantes d'échantillon : 5x, 10x, 20x, 40x, 80x et 160x le nombre de paramètres soumis à l'analyse.

Seuls les paramètres hydrologiques sont soumis à l'analyse de sensibilité des débits modélisés (7 paramètres), contre l'ensemble des paramètres du modèle GR5 (hydrologiques et chimiques) pour l'analyse de sensibilité des concentrations en pesticides modélisées à l'exutoire du bassin versant (13 paramètres). Le nombre de jeux échantillonnés dans l'espace des paramètres pour les 6 répétitions est donc de : (i) 35, 70, 140, 280, 560 et 1120 pour les débits, (ii) 65, 130, 260, 520, 1040, 2080 pour les concentrations.

D'autre part, l'analyse est répétée pour chaque classe hydrologique définie dans le chapitre III-1, avec : (i) 210805 pour la classe des événements d'intensité très faible (classe 1), (ii) 070903 et 020604 pour la classe des événements d'intensité faible (classe 2), (iii) 280803 pour la classe des événements d'intensité moyenne (classe 3), (iv) 110604 pour la classe des événements d'intensité forte (classe 4) et (v) 040603 et 240804 pour les événements extrêmes, hors classe.

L'analyse de sensibilité des concentrations modélisées est menée pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA.

Nous ne montrons ici que les tableaux des événements représentatifs des classes 2, 3 et 4, respectivement 020604, 280803 et 110604, en laissant de côté la classe d'intensité très faible et les événements extrêmes (hors classe).





	20604									280803									110604								
	inmodel	pvalue	SRRC	interval. incertitude 95%		stats	% marginal	% extra	inmodel	pvalue	SRRC	interval. incertitude 95%		stats	% marginal	% extra	inmodel	pvalue	SRRC	interval. incertitude 95%		stats	% marginal	% extra			
				borne min	borne max							borne min	borne max							borne min	borne max				borne min	borne max	
						R2,F,p,error																					
5x																											
A	1	2.18E-05	-6.89	-10.80	-2.99	88.38%	3%	0%	1	2.32E-02	-1.07	-4.62	2.47	86.20%	9%	0%	1	1.48E-02	-0.04	-5.80	5.71	63.61%	9%	0%			
B	0	8.14E-01	0.31	0.18	0.43	78.59			0	1.07E-01	0.16	0.02	0.29	99.93			0	9.96E-01	0.28	0.06	0.49	27.97					
C	0	5.19E-01	0.29	0.16	0.41	1.39E-14			0	9.01E-01	0.90	0.77	1.04	1.73E-14			0	9.67E-01	0.73	0.51	0.94	9.45E-08					
perco	0	7.37E-02	0.79	0.66	0.91	13.38			0	6.95E-01				15.40			0	5.09E-01				40.60					
vidan	1	5.27E-05							0	3.58E-01							0	8.36E-01									
eis	1	7.65E-14							1	6.21E-15							1	1.12E-07									
eir	0	7.07E-01							0	4.29E-01							0	4.52E-01									
10x																											
A	1	2.95E-05	-9.68	-16.82	-2.54	77.39%	6%	0%	1	2.10E-03	3.68	-2.79	10.15	83.67%	9%	0%	1	6.44E-05	-6.55	-14.94	1.84	68.71%	4%	0%			
B	0	4.69E-01	0.27	0.15	0.40	75.29			1	1.07E-02	0.16	0.06	0.27	112.76			0	4.02E-01	0.31	0.16	0.45	48.32					
C	0	4.38E-01	0.23	0.11	0.35	0.00E+00			0	4.88E-01	-0.13	-0.23	-0.03	0.00E+00			0	2.76E-01	0.17	0.03	0.31	1.11E-16					
perco	0	1.49E-01	0.77	0.65	0.89	97.91			0	6.55E-01	0.87	0.76	0.97	70.69			0	2.99E-01	0.71	0.57	0.85	135.47					
vidan	1	3.94E-04							0	2.28E-01							1	2.11E-02									
eis	1	1.08E-19							1	5.06E-26							1	5.68E-15									
eir	0	9.98E-01							0	2.09E-01							0	3.39E-01									
20x																											
A	1	2.67E-12	-32.91	-43.87	-21.96	79.83%	4%	0%	1	6.62E-03	20.54	8.71	32.38	77.72%	8%	1%	1	2.85E-05	11.69	-5.94	29.33	62.32%	6%	0%			
B	0	9.35E-01	0.31	0.23	0.39	179.39			1	8.87E-04	0.11	0.03	0.20	117.73			1	1.12E-02	0.24	0.13	0.35	44.33					
C	0	6.96E-01	0.35	0.27	0.43	0.00E+00			0	6.29E-01	-0.14	-0.22	-0.06	0.00E+00			0	5.27E-01	-0.14	-0.25	-0.03	0.00E+00					
perco	0	7.32E-01	0.81	0.73	0.89	339.16			1	2.01E-03	-0.13	-0.21	-0.05	377.36			1	1.83E-02	-0.13	-0.23	-0.02	642.89					
vidan	1	8.33E-15							0	8.61E-02	0.86	0.78	0.95				1	4.87E-02	0.11	0.00	0.22						
eis	1	4.49E-44							1	2.52E-44							1	6.68E-28	0.75	0.65	0.86						
eir	0	8.66E-01							0	2.45E-01							0	8.43E-01									
40x																											
A	1	1.46E-19	-58.73	-76.67	-40.79	75.15%	6%	0%	1	5.06E-09	10.60	-5.50	26.71	74.02%	4%	1%	1	1.66E-11	-1.61	-25.12	21.90	57.31%	6%	0%			
B	0	8.82E-01	0.30	0.24	0.36	207.89			1	2.66E-04	0.19	0.13	0.25	262.11			0	2.43E-01	0.28	0.20	0.36	92.29					
C	0	3.31E-01	0.07	0.01	0.12	0.00E+00			0	1.08E-01	-0.11	-0.17	-0.05	0.00E+00			0	2.41E-01	-0.08	-0.16	0.00	0.00E+00					
perco	1	2.98E-02	0.25	0.19	0.31	1653.15			0	5.97E-02	0.85	0.79	0.91	1721.99			1	4.74E-02	0.09	0.01	0.17	2839.82					
vidan	1	4.33E-15	0.81	0.75	0.87				0	2.24E-01							1	2.66E-02	0.72	0.65	0.80						
eis	1	2.45E-78							1	1.99E-81							1	2.23E-49									
eir	0	7.51E-01							0	7.96E-01							0	2.39E-01									
80x																											
A	1	1.56E-40	-104.69	-129.14	-80.24	80.10%	6%	0%	1	6.81E-14	33.31	8.26	58.35	79.12%	6%	0%	1	3.30E-17	16.70	-16.49	49.89	63.33%	6%	0%			
B	1	2.31E-02	0.28	0.24	0.31	445.87			1	4.09E-14	0.15	0.11	0.19	419.73			1	1.10E-03	0.22	0.17	0.28	191.36					
C	0	8.03E-01	-0.04	-0.08	-0.01	0.00E+00			0	8.83E-01	-0.15	-0.19	-0.11	0.00E+00			0	8.90E-01	-0.08	-0.14	-0.03	0.00E+00					
perco	1	3.30E-04	0.07	0.03	0.11	5257.93			1	3.05E-02	-0.04	-0.08	0.00	5517.01			1	4.20E-03	-0.07	-0.12	-0.02	9686.76					
vidan	1	4.27E-44	0.29	0.25	0.33				1	6.34E-04	0.07	0.03	0.11				1	1.69E-07	0.14	0.09	0.19						
eis	1	1.54E-170	0.78	0.74	0.82				1	4.61E-183	0.86	0.82	0.90				1	5.65E-111	0.74	0.69	0.79						
eir	0	8.47E-01							0	2.12E-01							0	9.88E-01									
160x																											
A	1	8.79E-62	-178.44	-201.90	-154.98	83.44%	4%	0%	1	3.20E-25	63.10	30.26	95.94	80.98%	5%	0%	1	5.31E-31	41.31	-3.28	85.90	64.92%	6%	0%			
B	0	4.09E-01	0.26	0.23	0.29	1015.54			1	4.20E-22	0.14	0.11	0.16	948.34			1	1.39E-04	0.21	0.18	0.25	412.40					
C	0	4.48E-01	0.06	0.04	0.09	0.00E+00			0	5.70E-01	-0.13	-0.15	-0.10	0.00E+00			0	4.86E-01	-0.07	-0.10	-0.03	0.00E+00					
perco	1	8.95E-06	0.32	0.30	0.35	9130.93			1	2.40E-06	-0.06	-0.09	-0.04	19993.67			1	5.26E-06	-0.08	-0.12	-0.05	36863.19					
vidan	1	1.32E-87	0.79	0.76	0.82				1	2.00E-09	0.08	0.05	0.10				1	6.00E-11	0.12	0.08	0.15						
eis	1	4.34E-276							1	0.00E+00	0.86	0.83	0.89				1	1.85E-231	0.75	0.71	0.78						
eir	0	8.75E-01							0	3.55E-01							0	5.94E-01									

**Table 3- 26 Résultats de l'analyse de sensibilité globale des paramètres hydrologiques de GR5 au débit modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements 020604 (faible intensité), 280803 (intensité moyenne) et 110604 (intensité forte).**






		110604																							
		Diuron						Glyphosate						AMPA											
		inmodel	pvalue	SRRC	interval incertitude 95%		stats	%	%extra	inmodel	pvalue	SRRC	interval incertitude 95%		stats	%	%extra	inmodel	pvalue	SRRC	interval incertitude 95%		stats	%	%extra
					borne min	borne max	R2,F,p,erro	marginal					borne min	borne max	R2,F,p,erro	marginal					borne min	borne max	R2,F,p,erro	marginal	
					5x								5x								5x				
A	1	1 E-04	50.84	38.28	63.40	74.48%	6%	0%	1	2 E-04	50.61	37.88	63.34	73.80%	5%	0%	1	1 E-04	50.73	38.14	63.32	74.35%	5%	0%	
B	1	1 E-04	-0.29	-0.43	-0.15	23.77			1	3 E-04	-0.29	-0.43	-0.14	22.93			1	2 E-04	-0.29	-0.43	-0.14	23.60			
C	0	6 E-01	0.28	0.14	0.42	9 E-15			0	4 E-01	0.27	0.13	0.41	2 E-14			0	5 E-01	0.28	0.14	0.42	1 E-14			
perco	0	9 E-01	-0.52	-0.67	-0.38	102.43			0	8 E-01	-0.55	-0.70	-0.40	105.19			0	8 E-01	-0.53	-0.68	-0.39	102.98			
vidan	0	3 E-01	-0.40	-0.53	-0.26				0	3 E-01	-0.38	-0.52	-0.24				0	3 E-01	-0.39	-0.53	-0.26				
eis	1	2 E-09	0.36	0.23	0.50				1	9 E-10	0.38	0.22	0.50				1	1 E-09	0.36	0.23	0.50				
eir	0	7 E-01	-0.17	-0.31	-0.04				0	7 E-01	-0.17	-0.32	-0.03				0	7 E-01	-0.17	-0.31	-0.04				
ro	1	3 E-07	0.20	0.06	0.34				1	9 E-07	0.23	0.08	0.37				1	4 E-07	0.21	0.07	0.35				
clin	1	2 E-06							1	3 E-06							1	2 E-06							
cdfif	1	1 E-02							1	2 E-02							1	2 E-02							
prop	0	5 E-01							0	2 E-01							0	4 E-01							
sisup	1	6 E-03							1	3 E-03							1	5 E-03							
siinf	0	3 E-01							0	5 E-01							0	4 E-01							

**Table 3- 29 Résultats de l'analyse de sensibilité globale des paramètres hydrologiques et chimiques de GR5 aux concentrations en diuron, glyphosate et AMPA modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 110604 (intensité forte).**

Plus l'échantillon est grand, plus les candidats à l'entrée dans le modèle de régression sont nombreux. C'est pourquoi les paramètres du modèle de régression (« inmodel »=1) possédant un coefficient non significatif ( $SRRC < 0,10$ ) sont exclus du groupe des paramètres sensibles (en italique dans les Table 3- 26 à Table 3- 29). La validité globale du métamodèle de régression pour la sensibilité des débits modélisés est assurée avec un coefficient de détermination  $R^2$  supérieur à 0,7 (0,6 pour le 110604). Nous considérons que la validité du métamodèle de régression pour les concentrations modélisées (diuron, glyphosate, AMPA) est assurée également, avec un  $R^2$  supérieur à 0,6.

La répétabilité des résultats est assurée pour 20 fois le nombre de paramètres soumis à l'analyse de sensibilité, quelle que soit la classe hydrologique ou la molécule testée. Les résultats pour les autres molécules testées et les événements extrêmes, ou d'intensité très faible, ne sont pas montrés ici mais les conclusions restent les mêmes.

 La répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité globale de GR5 est assurée à partir d'une taille d'échantillon égale à 20 fois le nombre de paramètres testés.

### 5.1.5 Paramètres sensibles

#### 5.1.5.1 Valeurs de fonction objectifs atteintes

Afin de vérifier que les métamodèles de régression ont été établis dans un espace de paramètres qui contient effectivement des zones de bonne modélisation, nous avons déterminé les gammes de valeurs (bornes minimale et maximale) prises par la fonction objectif utilisée.

La fonction objectif utilisée pour l'analyse de sensibilité est RMSE (Equation 2-13). Cependant, sa valeur absolue n'est pas facilement interprétable au sens où nous ne connaissons pas pour ce critère de seuil de valeur (universellement) reconnu comme gage d'une bonne modélisation. De tels seuils existent par contre pour le critère de Nash et Sutcliffe : une valeur de Nash supérieure à 0,8 indique généralement une bonne modélisation des débits.

C'est pourquoi les gammes de valeur atteintes lors de l'analyse de sensibilité, pour l'échantillon le plus grand (160x le nombre de paramètres testés) sont données Table 3- 30 pour le critère Nashrac (Nash, Equation 2-14, calculé sur la racine des débits)  $[-\infty; 1]$  et pour le complémentaire du critère de Theil (Equation 2-16)  $[0; 1]$  pour les concentrations : ce sont les critères choisis pour l'analyse d'incertitude.

Les valeurs maximales atteintes par les fonctions objectif montrent que l'analyse de sensibilité a été menée avec un panel de jeux de paramètres pouvant produire de bonne modélisation (fonction objectif  $> 0,8$  dans 75% des cas). Seules les simulations en concentration pour la classe des événements d'intensité très faible (210805) sont décevantes, justifiant l'exclusion de cette classe dans la suite de l'analyse de GR5.

160 x number of parameters							
	20604	40603	70903	110604	210805	240804	280803
<i>Nashrac (discharge)</i>							
min	-330.09	-21.71	-94.82	-30.64	-107.74	-63.75	-115.82
max	0.58	0.95	0.82	0.94	0.84	0.91	0.86
<i>Theil (concentration of Diuron)</i>							
min	0	0	0	0	0	0	0
max	0.76	0.92	0.92	0.78	0.39	0.71	0.9
<i>Theil (concentration of Glyphosate)</i>							
min	0	0	0	0	0	0	0
max	0.87	0.88	0.84	0.89	0.49	0.81	0.82
<i>Theil (concentration of AMPA)</i>							
min	0	0	0	0	0	0	0
max	0.88	0.89	0.87	0.88	0.43	0.85	0.93

**Table 3- 30 Valeurs minimales et maximales de la fonction objectif pour les quatre sorties de modèle étudiées pour l'échantillon le plus grand de jeux de paramètres (160xnombre de paramètres) pour l'événement choisi comme référence pour chacune des classes hydrologiques définies.**

5.1.5.2 Paramètres sensibles

Même si la répétabilité des résultats est atteinte pour 20x le nombre de paramètres, les résultats sont analysés pour l'échantillonnage de l'espace des paramètres le plus dense dont nous disposons (160x). Les résultats pour chaque classe hydrologique sont présentés pour les débits (Table 3- 31) et les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA (Table 3- 32).

	160x RMSE															
	210805 (classe 1)							280803 (classe 3)								
	inmodel	pvalue	SRRC	lower bound	upper bound	stats	% marginal	% extra	inmodel	pvalue	SRRC	lower bound	upper bound	stats	% marginal	% extra
A	1	1.E-50	-119.98	-155.45	-84.51	72.84%	6%	0%	1	3.E-25	63.10	30.26	95.94	80.98%	5%	0%
B	1	3.E-02	0.25	0.22	0.28	747.63			1	4.E-22	0.14	0.11	0.16	948.34		
C	0	3.E-01	-0.03	-0.06	0.00	0.E+00			0	6.E-01	-0.13	-0.15	-0.10	0.E+00		
perco	0	1.E-01	0.24	0.21	0.27	28516.90			1	2.E-06	-0.06	-0.09	-0.04	19993.67		
vidan	1	5.E-48	0.76	0.73	0.79				1	2.E-09	0.08	0.05	0.10			
eis	1	1.E-278							1	0.E+00	0.86	0.83	0.89			
eir	0	2.E-01							0	4.E-01						
20604 (classe 2) / 110604 (classe 4)																
A	1	9.E-62	-178.44	-201.90	-154.98	83.44%	4%	0%	1	5.E-31	41.31	-3.28	85.90	64.92%	6%	0%
B	0	4.E-01	0.26	0.23	0.29	1015.54			1	1.E-04	0.21	0.18	0.25	412.40		
C	0	4.E-01	0.06	0.04	0.09	0.E+00			0	5.E-01	-0.07	-0.10	-0.03	0.E+00		
perco	1	9.E-06	0.32	0.30	0.35	9130.93			1	5.E-06	-0.08	-0.12	-0.05	36863.19		
vidan	1	1.E-87	0.79	0.76	0.82				1	6.E-11	0.12	0.08	0.15			
eis	1	4.E-276							1	2.E-231	0.75	0.71	0.78			
eir	0	9.E-01							0	6.E-01						
70903 (classe 2) / 40603 (événement extrême)																
A	1	4.E-56	-101.76	-130.62	-72.90	81.59%	5%	0%	1	9.E-26	-12.03	-66.90	42.84	33.46%	2%	0%
B	0	1.E-01	0.21	0.19	0.24	1235.31			0	8.E-01	0.26	0.22	0.31	140.15		
C	0	6.E-01	-0.05	-0.07	-0.02	0.E+00			0	6.E-02	0.08	0.04	0.13	0.E+00		
perco	1	4.E-04	0.17	0.14	0.19	19331.62			1	7.E-04	0.25	0.20	0.30	69872.63		
vidan	1	1.E-35	0.85	0.82	0.87				1	9.E-24	0.42	0.38	0.47			
eis	1	0.E+00							1	1.E-59						
eir	0	4.E-01							0	9.E-01						
280803 (classe 3) / 240804 (événement extrême)																
A	1	3.E-25	63.10	30.26	95.94	80.98%	5%	0%	1	3.E-60	-136.38	-169.88	-102.87	67.49%	6%	0%
B	1	4.E-22	0.14	0.11	0.16	948.34			0	5.E-01	0.30	0.26	0.33	772.39		
C	0	6.E-01	-0.13	-0.15	-0.10	0.E+00			0	4.E-01	0.24	0.20	0.27	0.E+00		
perco	1	2.E-06	-0.06	-0.09	-0.04	19993.67			0	1.E-01	0.71	0.68	0.74	34101.88		
vidan	1	2.E-09	0.08	0.05	0.10				1	2.E-40						
eis	1	0.E+00	0.86	0.83	0.89				1	1.E-228						
eir	0	4.E-01							0	2.E-01						

**Table 3- 31 Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres hydrologiques de GR5 au débit modélisé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'échantillon le plus large de jeux de paramètres testés (160xnombre de paramètres) pour les quatre classes hydrologiques et les deux événements extrêmes (7 événements au total).**


La valeur du coefficient de détermination  $R^2$  est jugée suffisamment forte (supérieure à 80% pour les événements des classes 2 et 3 qui regroupent la majorité des événements de l'étude) pour assurer la validité du métamodèle de régression. Seul le  $R^2$  sur l'événement extrême 040603 est insuffisant.

Comme souligné précédemment, les paramètres inclus dans le métamodèle de régression (« inmodel »=1) mais dont le coefficient SRRC est non significatif (<0,1) sont exclus du groupe de paramètres sensibles.

Les paramètres hydrologiques sensibles pour la modélisation des débits sont les mêmes pour toutes les classes hydrologiques, avec une petite variation des résultats pour la classe 3 (280803). *eis*, teneur initiale en eau du réservoir sol (proportion de la capacité maximale du réservoir sol *A*) est le plus sensible des paramètres, complété par *A* [mm] et par le taux de vidange du réservoir nappe dans le réservoir de routage *vidan* [mm] (ou *B*, capacité du réservoir de routage, en mm, pour le 280803). Le pourcentage de points marginaux (5%) correspond à la limite haute acceptable et il n'y a aucun point extrême.

Les résultats pour les concentrations modélisées sont fournis sous forme de résumé pour limiter la taille des tableaux, les résultats fournis pour la répétabilité de l'analyse ayant donné un aperçu des critères de qualité atteint pour la régression multiple sur les concentrations. Les paramètres sensibles sont fournis dans l'ordre de sensibilité décroissante pour chaque classe hydrologique (événements représentatifs des classes) et chaque molécule. C'est le numéro associé à chaque paramètre qui apparaît dans le tableau et non son nom (pour des commodités de programmation de cette mise en forme des résultats). Le tableau des correspondances nom/numéro des paramètres est fourni.

Le  $R^2$  (voir les événements 020604, 280803 et 110604 pour les trois molécules diuron, glyphosate and AMPA dans la Table 3- 27 à Table 3- 29) est considéré suffisamment grand pour assurer la validité globale du métamodèle. Les paramètres sensibles aux concentrations modélisées sont les mêmes pour les trois molécules et toutes les classes hydrologiques. Les deux paramètres hydrologiques *eis*, teneur initiale en eau du réservoir sol (proportion de la capacité maximale du réservoir sol *A*) et *A* [mm] et le paramètre chimique *ro* [mm], seuil de la fonction de désorption pour l'adoption d'un modèle de désorption linéaire ou exponentiel, constituent le trio de tête des paramètres sensibles. Suivent le paramètre hydrologique *B*, capacité du réservoir de routage [mm] et les deux paramètres chimiques *clin*, coefficient linéaire de la fonction de désorption [mm] et *sisup*, stock initial de pesticide dans la couche superficielle du réservoir sol [g/ha]. Le pourcentage de points marginaux (5%) correspond à la limite haute acceptable et il y a moins de 1% de points extrêmes.

 Les paramètres sensibles dans la modélisation des débits à l'exutoire du bassin avec GR5 sont *eis*, *A* et *vidan*.

Les paramètres sensibles dans la modélisation des concentrations (de toutes les molécules) à l'exutoire du bassin avec GR5 sont *eis*, *A*, *ro*, et dans une moindre mesure *B*, *clin* et *sisup*.



événements							
	20604	40603	70903	110604	210805	240804	280803
160x							
AMPA							
1°	8	6	6	6	8	6	6
2°	6	8	8	8	6	1	8
3°	1	1	1	1	1	8	1
4°	9	9	9	9	9	9	9
5°	2	2	2	2	2	2	2
6°	12	12	12	12	12	12	12
7°	0	0	0	0	0	0	0
8°	0	0	0	0	0	0	0
9°	0	0	0	0	0	0	0
10°	0	0	0	0	0	0	0
11°	0	0	0	0	0	0	0
12°	0	0	0	0	0	0	0
13°	0	0	0	0	0	0	0
Diuron							
1°	8	6	6	6	8	6	6
2°	6	8	8	8	6	1	8
3°	1	1	1	1	1	8	1
4°	9	9	9	9	9	9	9
5°	2	2	2	2	2	2	2
6°	12	12	12	12	12	12	12
7°	0	0	0	0	0	0	0
8°	0	0	0	0	0	0	0
9°	0	0	0	0	0	0	0
10°	0	0	0	0	0	0	0
11°	0	0	0	0	0	0	0
12°	0	0	0	0	0	0	0
13°	0	0	0	0	0	0	0
Glyphosate							
1°	8	6	6	6	6	6	6
2°	6	8	8	8	8	1	8
3°	1	1	1	1	1	8	1
4°	9	9	9	9	9	9	9
5°	2	2	2	2	2	2	2
6°	12	12	12	12	12	12	12
7°	0	0	0	0	0	0	0
8°	0	0	0	0	0	0	0
9°	0	0	0	0	0	0	0
10°	0	0	0	0	0	0	0
11°	0	0	0	0	0	0	0
12°	0	0	0	0	0	0	0
13°	0	0	0	0	0	0	0

correspondance	
nom	numero
A	1
B	2
C	3
perco	4
vidan	5
eis	6
eir	7
ro	8
clin	9
cdif	10
prop	11
sisup	12
siinf	13

**Table 3- 32 Tableau résumé des résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres hydrologiques et chimiques de GR5 aux concentrations en diuron, glyphosate et AMPA modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'échantillon le plus large de jeux de paramètres testés (160xnombre de paramètres) pour les quatre classes hydrologiques identifiées et deux événements extrêmes (7 événements) : les paramètres sensibles sont listés dans l'ordre de sensibilité décroissante (coefficients SRRC décroissants), leur numéro remplaçant leur nom.**

## 5.2 Résultats de l'analyse de sensibilité de FlowT

La modélisation distribuée mène à la multiplication du nombre de paramètres du modèle par le nombre d'unités qui découpent le bassin versant. Mais chacun de ces paramètres, ou plutôt chaque couple paramètre/unité, risque d'avoir une influence faible à l'exutoire du fait de la taille relativement faible de chaque unité. Nous menons donc une analyse de sensibilité préalable des paramètres appliqués à l'ensemble du bassin versant, ou analyse de sensibilité globale<sup>17</sup>. Les paramètres non sensibles appliqués à l'ensemble du bassin seront a fortiori non sensibles appliqués à une seule unité. Cette analyse de sensibilité globale permet donc de réduire le nombre de paramètres à faire varier dans l'analyse de sensibilité spatiale. Sont présentées Table 3- 33 les gammes de valeurs des paramètres utilisées dans les analyses de sensibilité globale et spatiale.

		Tc		Hint		Hmcr		lo		lf		T90		Txdep	
		sec/m		mm		mm		(i)		mm/min		min		mg/L	
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
analyse de sensibilité globale	coefficient multiplicatif	0	2	0	2	0	2	1	50	0	2	0	5	0	1
analyse de sensibilité spatiale	routes	0	15			0	6	1	50			0	5		
	routes herbe	0	15	0	3	0	6	1	50	0	0.1	0	5		
	parcelles	0	30	0	3	0	6	1	50	0	1.7	0	5	0	1

(i) multiple de lf, (ii) adimensionnel

**Table 3- 33 Distribution de probabilité des paramètres hydrologiques et chimique du modèle FlowT utilisés pour l'analyse de sensibilité globale et l'analyse de sensibilité spatiale de FlowT.**

### 5.2.1 Analyse de sensibilité globale de FlowT

L'analyse de sensibilité menée avec GR5 a montré que le point le plus important quant à la répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité était la taille de l'échantillon utilisé pour l'analyse de Monte Carlo. C'est pourquoi nous répétons l'analyse pour six échantillons de taille croissante : 5, 10, 20, 40, 80 et 160 fois le nombre de paramètres du modèle (6 paramètres hydrologiques et un paramètre chimique). L'analyse est répétée pour 3 événements représentatifs des classes 2, 3 et 4 d'événements du réseau 2005 : l'événement du 07 septembre 2003 (070903, Table 3-34), l'événement du 28 août 2003 (280803, Table 3- 34) et l'événement du 11 juin 2004 (110604, Table 3- 35). Plus l'échantillon utilisé pour l'analyse de Monte Carlo est large, plus le nombre de paramètres inclus dans le modèle de régression (« inmodel » égal à 1) est grand. Mais il est possible d'éliminer encore des paramètres parmi ceux retenus dans le modèle de régression. En effet, les paramètres dont le coefficient SRRC est inférieur à 0.1 (en italique dans la table) ne sont pas significativement sensibles. Les paramètres inclus dans le modèle de régression et dont le coefficient SRRC est supérieur à 0.1 sont les paramètres retenus comme sensibles pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin avec FlowT.

<sup>17</sup> Le terme « analyse de sensibilité globale », où la sensibilité des paramètres est testée sur la globalité du bassin versant, est opposée dans ce chapitre à l' « analyse de sensibilité spatiale », où la sensibilité des paramètres est testée sur chaque unité hydrologique. Bien entendu, d'un point de vue méthodologique, les deux analyses sont globales, basées sur une analyse de Monte Carlo.

70903									280803										
Nashrac									Nashrac										
inmodel	pvalue	SRRC	intervalle incert. 95%		stats R2,F,p,error	% marginal	% extra			inmodel	pvalue	SRRC	intervalle incert. 95%		stats R2,F,p,error	% marginal	% extra		
			SRRC min	SRRC max									SRRC min	SRRC max					
10x									10x										
Tc	1	1.81E-02	68.81	53.38	84.25	16.34%	3.75%	0	Tc	1	4.36E-03	39.90	27.29	52.52	19.07%	2.50%	0		
Hint	1	4.47E-02	-0.25	-0.46	-0.04	4.95			Hint	0	1.65E-01	-0.30	-0.51	-0.10	9.07				
Hmcr	1	3.11E-02	-0.21	-0.42	-0.01	3.43E-03			Hmcr	0	5.14E-01	0.32	0.11	0.52	2.90E-04				
lo	0	4.12E-01	-0.23	-0.44	-0.02	469.61			lo	0	3.54E-01				448.37				
If	0	1.19E-01							If	1	2.86E-03								
T90	0	4.41E-01							Tps90%	0	1.04E-01								
20x									20x										
Tc	1	7.03E-03	94.32	71.57	117.07	9.73%	1.25%	0	Tc	1	1.08E-04	75.77	58.62	92.93	19.27%	1.88%	0		
Hint	0	3.95E-01	-0.21	-0.36	-0.06	5.61			Hint	0	8.84E-01	-0.28	-0.43	-0.14	18.74				
Hmcr	1	3.55E-02	-0.16	-0.31	-0.01	1.12E-03			Hmcr	0	7.75E-01	0.34	0.20	0.49	5.02E-08				
lo	0	3.96E-01	0.20	0.05	0.35	1975.00			lo	0	9.04E-01				1755.00				
If	1	9.02E-03							If	1	3.82E-06								
T90	0	5.22E-01							Tps90%	0	3.02E-01								
40x									40x										
Tc	1	1.08E-03	169.27	136.47	202.07	14.04%	1.25%	0	Tc	1	4.35E-08	138.75	110.95	166.55	19.59%	2.81%	0		
Hint	0	9.59E-01	-0.17	-0.28	-0.07	12.86			Hint	0	7.09E-01	-0.28	-0.38	-0.18	25.67				
Hmcr	1	7.96E-05	-0.21	-0.31	-0.11	1.03E-09			Hmcr	0	1.73E-01	0.31	0.21	0.41	6.88E-15				
lo	0	4.37E-01	0.21	0.10	0.31	7451.50			lo	0	6.87E-01	0.11	0.01	0.21	6948.15				
If	1	9.14E-05	0.12	0.02	0.22				If	1	2.30E-09								
T90	1	2.33E-02							Tps90%	1	3.51E-02								
80x									80x										
Tc	1	2.82E-07	376.71	333.49	419.92	15.51%	1.88%	0	Tc	1	2.97E-19	336.96	295.96	377.97	23.92%	3.91%	0		
Hint	0	3.90E-01	-0.19	-0.26	-0.12	38.90			Hint	0	6.10E-01	-0.32	-0.39	-0.25	66.67				
Hmcr	1	1.02E-10	-0.24	-0.31	-0.17	0.00E+00			Hmcr	1	4.02E-02	-0.07	-0.14	0.00	0.00E+00				
lo	0	4.78E-01	0.26	0.18	0.33	29022.19			lo	0	1.44E-01	0.34	0.27	0.41	26130.19				
If	1	7.96E-12							If	1	2.21E-21								
T90	0	8.91E-02							Tps90%	0	3.00E-01								
160x									160x										
Tc	1	3.19E-09	727.47	664.58	790.36	10.91%	2.03%	0	Tc	1	3.97E-24	672.17	611.21	733.13	16.30%	2.81%	0		
Hint	0	7.35E-01	-0.16	-0.21	-0.11	52.10			Hint	0	9.22E-01	-0.27	-0.32	-0.22	82.86				
Hmcr	1	1.34E-12	-0.19	-0.24	-0.14	0.00E+00			Hmcr	1	8.86E-03	-0.07	-0.12	-0.02	0.00E+00				
lo	0	2.10E-01	0.21	0.16	0.26	122015.52			lo	0	1.55E-01	0.28	0.23	0.33	114630.08				
If	1	2.94E-15							If	1	4.05E-27								
T90	0	2.81E-01							Tps90%	0	9.21E-01								

**Table 3- 34 Répétabilité de l'analyse de sensibilité globale de FlowT pour une taille croissante d'échantillon (5, 10, 20, 40, 80 et 160 fois le nombre de paramètres) pour l'événement 070903, issu de la classe 2 du réseau 2005 et pour l'événement 280803, issu de la classe 3 du réseau 2005.**

Les paramètres sensibles pour la modélisation des débits sont *Tc*, *Hmcr* et *If* pour les trois événements et pour toutes les tailles d'échantillon à partir de 10 fois le nombre de paramètres.

110604								
Nashrac								
	inmodel	pvalue	SRRC	intervall incert. 95%		stats R2,F,p,error	% marginal	% extra
				SRRC min	SRRC max			
10x								
Tc	1	5.49E-03	21.33	6.17	36.49	33.50%	5.00%	0
Hint	1	3.11E-02	0.27	0.08	0.45	12.76		
Hmcr	0	1.01E-01	-0.21	-0.40	-0.02	7.70E-07		
lo	0	8.96E-01	0.42	0.23	0.61	373.26		
If	1	4.35E-05						
Tps90%	0	4.53E-01						
20x								
Tc	1	1.41E-07	15.11	-0.33	30.55	34.59%	3.13%	0
Hint	0	5.70E-01	0.36	0.23	0.48	41.52		
Hmcr	0	1.60E-01	0.46	0.33	0.58	3.33E-15		
lo	0	7.35E-01				1421.96		
If	1	4.97E-11						
Tps90%	0	1.66E-01						
40x								
Tc	1	3.90E-10	61.04	34.16	87.93	28.54%	3.13%	0
Hint	0	9.16E-01	0.31	0.21	0.40	42.06		
Hmcr	1	9.74E-03	-0.12	-0.22	-0.03	0.00E+00		
lo	0	2.46E-01	0.44	0.34	0.53	6175.46		
If	1	7.12E-18						
Tps90%	0	1.68E-01						
80x								
Tc	1	2.05E-20	107.34	67.68	147.01	28.81%	3.28%	0
Hint	0	9.40E-01	0.32	0.26	0.39	85.80		
Hmcr	1	2.21E-03	-0.10	-0.17	-0.04	0.00E+00		
lo	0	1.88E-01	0.45	0.38	0.51	24451.77		
If	1	1.31E-35						
Tps90%	0	4.37E-01						
160x								
Tc	1	4.41E-36	228.03	170.68	285.38	25.93%	2.50%	0
Hint	0	2.10E-01	0.31	0.27	0.36	148.87		
Hmcr	1	1.61E-03	-0.08	-0.12	-0.03	0.00E+00		
lo	0	3.00E-01	0.41	0.36	0.46	101452.84		
If	1	6.33E-58						
Tps90%	0	3.42E-01						

**Table 3- 35 Répétabilité de l'analyse de sensibilité globale de FlowT pour une taille croissante d'échantillon (5, 10, 20, 40, 80 et 160 fois le nombre de paramètres) pour l'événement 110604, issu de la classe 4 du réseau 2005.**

Nous pouvons conclure que les paramètres *Tc*, *Hmcr* et *If* sont les paramètres sensibles pour la modélisation des débits et que la répétabilité des résultats de l'analyse d'incertitude globale est atteinte à partir d'une taille d'échantillon pour l'analyse de Monte Carlo égale à 10 fois le nombre de paramètres à tester.

Cependant, ces résultats, obtenus avec l'utilisation du critère de Nash (calculé sur la racine des débits), correspondent à un critère de validité global de la régression  $R^2$  compris entre 10% et 30%, ce qui est trop faible pour conclure à la validité globale de la régression. Face à ce critère faible malgré la transformation des valeurs de paramètres et de la fonction critère par les rangs avant régression, nous testons trois autres fonctions objectifs qui à elles trois traduisent les points remarquables de l'hydrogramme modélisé : (i)  $V_{tot}$ , volume total passé à l'exutoire du bassin durant l'événement, (ii)  $Q_{max}$ , débit maximum atteint à l'exutoire du bassin durant l'événement, et (iii)  $I_{qmax}$ , instant du pic de débit. Les résultats de l'analyse de sensibilité globale avec ces trois fonctions objectifs sont présentés Table 3- 36 pour une taille d'échantillon égale à 20 fois le nombre de paramètres. Comme précédemment, seuls les paramètres inclus dans le modèle de régression (« inmodel » = 1) dont le coefficient de sensibilité SRRC est supérieur à 0.1 (les autres figurent en italique dans la table) sont retenus comme paramètres sensibles. En regroupant les paramètres sensibles pour les trois fonctions  $V_{tot}$ ,  $Q_{max}$  et  $I_{qmax}$ , le trio de paramètres sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT reste *Tc*, *Hmcr* et *If*. De plus, les coefficients  $R^2$  associés à ces trois fonctions sont suffisamment forts pour conclure à la validité globale des modèles de régression (entre 68% et 92%).

taille échantillon: 20 x nombre paramètres																			
Nashrac										Vtot									
inmodel	pvalue	SRRC	intervall incert. 95%		stats	%	%	%	extra	inmodel	pvalue	SRRC	intervall incert. 95%		stats	%	%	extra	
			SRRC min	SRRC max	R2,F,p,error	marginal							SRRC min	SRRC max	R2,F,p,error	marginal			
70903										70903									
Tc	1	7.03E-03	94.32	71.57	117.07	9.73%	1.25%	0.00%		0	6.48E-01	168.62	161.05	176.20	84.43%	3.75%	1.25%		
Hint	0	3.95E-01	-0.21	-0.36	-0.06	5.61				0	3.06E-01	-0.89	-0.95	-0.83	425.72				
Hmcr	1	3.55E-02	-0.16	-0.31	-0.01	1.12E-03				1	1.38E-63	-0.20	-0.26	-0.14	0.00E+00				
lo	0	3.96E-01	0.20	0.05	0.35	1975.00				0	3.33E-01				338.47				
If	1	9.02E-03								1	1.44E-09								
T90	0	5.22E-01								0	9.00E-01								
280803										280803									
Tc	1	1.08E-04	75.77	58.62	92.93	19.27%	1.88%	0.00%		1	7.55E-20	195.90	184.17	207.64	75.99%	3.13%	0.63%		
Hint	0	8.84E-01	-0.28	-0.43	-0.14	18.74				0	8.48E-01	-0.42	-0.49	-0.34	164.58				
Hmcr	0	7.75E-01	0.34	0.20	0.49	5.02E-08				1	4.56E-44	-0.78	-0.86	-0.70	0.00E+00				
lo	0	9.04E-01				1755.00				0	7.50E-01	-0.24	-0.32	-0.16	525.32				
If	1	3.82E-06								1	1.00E-08								
T90	0	3.02E-01								0	5.36E-01								
110604										110604									
Tc	1	1.41E-07	15.11	-0.33	30.55	34.59%	3.13%	0.00%		0	2.55E-01	176.03	166.94	185.13	77.56%	3.13%	0.63%		
Hint	0	5.70E-01	0.36	0.23	0.48	41.52				0	3.34E-01	-0.76	-0.84	-0.69	271.34				
Hmcr	0	1.60E-01	0.46	0.33	0.58	3.33E-15				1	1.61E-45	-0.42	-0.50	-0.35	0.00E+00				
lo	0	7.35E-01				1421.96				0	9.32E-01				487.82				
If	1	4.97E-11								1	1.02E-21								
T90	0	1.66E-01								0	5.29E-01								
Qmax										lqmax									
inmodel	pvalue	SRRC	intervall incert. 95%		stats	%	%	%	extra	inmodel	pvalue	SRRC	intervall incert. 95%		stats	%	%	extra	
			SRRC min	SRRC max	R2,F,p,error	marginal						SRRC min	SRRC max	R2,F,p,error	marginal				
70903										70903									
Tc	1	6.03E-34	193.03	179.65	206.42	68.74%	3.13%	1.25%		1	2.89E-88	-7.69	-13.52	-1.86	92.06%	3.13%	1.25%		
Hint	0	4.39E-01	-0.71	-0.80	-0.62	114.36				0	6.77E-01	0.97	0.92	1.01	910.17				
Hmcr	1	1.42E-17	-0.44	-0.53	-0.35	0.00E+00				1	1.11E-07	0.13	0.08	0.17	0.00E+00				
lo	0	5.22E-01	-0.25	-0.34	-0.16	683.89				0	4.15E-01				172.62				
If	1	9.72E-08								0	6.34E-01								
T90	0	5.55E-01								0	6.46E-01								
280803										280803									
Tc	1	1.92E-34	203.20	192.64	213.75	80.56%	3.75%	0.63%		1	1.97E-68	-17.00	-24.70	-9.29	86.15%	3.75%	0.63%		
Hint	0	8.22E-01	-0.57	-0.64	-0.50	215.49				0	8.71E-01	0.92	0.86	0.98	488.11				
Hmcr	1	4.07E-46	-0.73	-0.80	-0.66	0.00E+00				1	2.33E-17	0.29	0.23	0.35	0.00E+00				
lo	0	9.04E-01	-0.23	-0.30	-0.16	425.33				0	8.34E-01				301.19				
If	1	1.83E-09								0	4.92E-01								
T90	0	8.91E-01								0	8.65E-01								
110604										110604									
Tc	1	5.67E-37	199.97	187.82	212.13	74.22%	3.75%	0.00%		1	6.14E-70	-7.11	-15.82	1.60	86.77%	6.88%	0.00%		
Hint	0	3.27E-01	-0.69	-0.77	-0.61	149.67				0	6.40E-01	0.93	0.88	0.99	341.14				
Hmcr	1	3.93E-17	-0.39	-0.47	-0.31	0.00E+00				1	6.59E-03	0.08	0.02	0.14	0.00E+00				
lo	0	8.70E-01	-0.40	-0.48	-0.32	564.15				0	8.76E-01	0.07	0.02	0.13	289.40				
If	1	3.73E-18								1	1.29E-02								
T90	0	8.05E-01								0	6.90E-01								

**Table 3- 36 Résultats de l'analyse de sensibilité du débit modélisé aux paramètres de FlowT pour 20 fois le nombre de paramètres pour les 4 fonctions objectifs Nashrac, Vtot, Qmax, et lqmax, pour les événements du réseau 2005 070903 (classe 2), 280803 (classe 3) et 110604 (classe 4).**

Dans la Table 3- 37 sont proposés les résultats d'analyse de sensibilité obtenus avec une taille d'échantillon égale à 20 fois le nombre de paramètres et avec la fonction critère Nashrac (Nash calculé sur la racine des débits), pour un nombre plus large d'événements correspondants au réseau 2005.

	inmodel	pvalue	SRRC	Nashrac		stats	% marginal	% extra
				intervalle d'incert. 95%				
				SRRC min	SRRC max	R2,F,p,error		
210805								
Tc	1	3.15E-08	99.68	84.96	114.41	49.34%	4.38%	0
Hint	0	7.71E-01	0.33	0.22	0.45	76.46		
Hmcr	1	1.84E-18	-0.57	-0.69	-0.46	0.00E+00		
Io	0	9.13E-01				1101.28		
If	0	1.55E-01						
T90	0	6.35E-01						
20604								
Tc	1	1.09E-05	89.46	72.19	106.73	30.36%	1.25%	0
Hint	0	3.29E-01	0.31	0.17	0.44	34.22		
Hmcr	1	4.78E-09	-0.42	-0.55	-0.28	4.64E-13		
Io	0	5.31E-01				1514.08		
If	0	6.96E-01						
T90	0	4.50E-01						
70903								
Tc	1	7.03E-03	94.32	71.57	117.07	9.73%	1.25%	0
Hint	0	3.95E-01	-0.21	-0.36	-0.06	5.61		
Hmcr	1	3.55E-02	-0.16	-0.31	-0.01	1.12E-03		
Io	0	3.96E-01	0.20	0.05	0.35	1975.00		
If	1	9.02E-03						
T90	0	5.22E-01						
280803								
Tc	1	1.08E-04	75.77	58.62	92.93	19.27%	1.88%	0
Hint	0	8.84E-01	-0.28	-0.43	-0.14	18.74		
Hmcr	0	7.75E-01	0.34	0.20	0.49	5.02E-08		
Io	0	9.04E-01				1755.00		
If	1	3.82E-06						
T90	0	3.02E-01						
110604								
Tc	1	1.41E-07	15.11	-0.33	30.55	34.59%	3.13%	0
Hint	0	5.70E-01	0.36	0.23	0.48	41.52		
Hmcr	0	1.60E-01	0.46	0.33	0.58	3.33E-15		
Io	0	7.35E-01				1421.96		
If	1	4.97E-11						
T90	0	1.66E-01						
240804								
Tc	1	3.06E-09	58.34	39.13	77.54	35.65%	1.88%	0
Hint	0	1.27E-01	0.41	0.28	0.54	28.81		
Hmcr	1	9.69E-07	-0.33	-0.46	-0.20	6.99E-15		
Io	0	5.18E-01	0.20	0.07	0.33	1407.88		
If	1	2.44E-03						
T90	0	5.02E-01						
40603								
Tc	1	1.72E-07	95.57	76.20	114.94	34.54%	1.88%	0
Hint	0	6.48E-01	0.36	0.23	0.49	27.43		
Hmcr	1	1.22E-08	-0.39	-0.52	-0.26	2.64E-14		
Io	0	7.03E-01	-0.15	-0.28	-0.02	1432.30		
If	1	2.05E-02						
T90	0	8.68E-01						

**Table 3- 37 Résultats de l'analyse de sensibilité du débit modélisé aux paramètres de FlowT pour 20 fois le nombre de paramètres pour la fonction objectif Nashrac, pour les événements du réseau 2005 210805 (classe 1), 020604 et 070903 (classe 2), 280803 (classe 3) et 110604 (classe 4), 240804 et 040603.**

Les paramètres *Hint*, *T90* et *Io* ne sont pas sensibles quelque soit l'événement considéré. Concernant *T90*, nous pouvons l'expliquer du fait de la gamme de valeurs

prises par  $T90$ .  $T90$  ne dépasse pas en effet 5 minutes, qui est inférieur à un pas de temps de calcul, ce qui limite donc beaucoup l'influence de ce paramètre. Par voie de conséquence, le paramètre  $I_0$  est donc peu influent également puisque la capacité d'infiltration atteint rapidement sa valeur finale  $I_f$  au cours de l'événement.

Concernant les résultats de sensibilité obtenus pour la modélisation des concentrations, les valeurs de  $R^2$  atteintes quelque soit l'événement considéré et quelque soit la taille d'échantillon avec laquelle nous travaillons est toujours très faible (inférieure à 10%) et les valeur de la fonction critère Theil qui sont atteintes restent très faibles (proches de 0). Nous n'excluons donc aucun paramètre chimique de l'analyse de sensibilité spatiale, qui est menée sur les paramètres  $T_c$ ,  $Hmcr$ ,  $I_f$  et  $Txdep$ .

### 5.2.2 Analyse de sensibilité spatiale de FlowT

L'analyse de sensibilité spatiale de FlowT est donc menée avec  $T_c$ ,  $Hmcr$ ,  $I_f$  et  $Txdep$ , variant sur chaque unité du bassin versant. Suite à la conclusion précédente sur la répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité, nous travaillons avec une taille d'échantillon égale à 10 fois le nombre de paramètres (ou plus exactement le nombre de couples paramètre/unité). L'analyse de sensibilité est répétée pour les cinq découpages du bassin versant envisagés dans le chapitre III-3.

#### 5.2.2.1 Paramètres sensibles pour la modélisation des débits

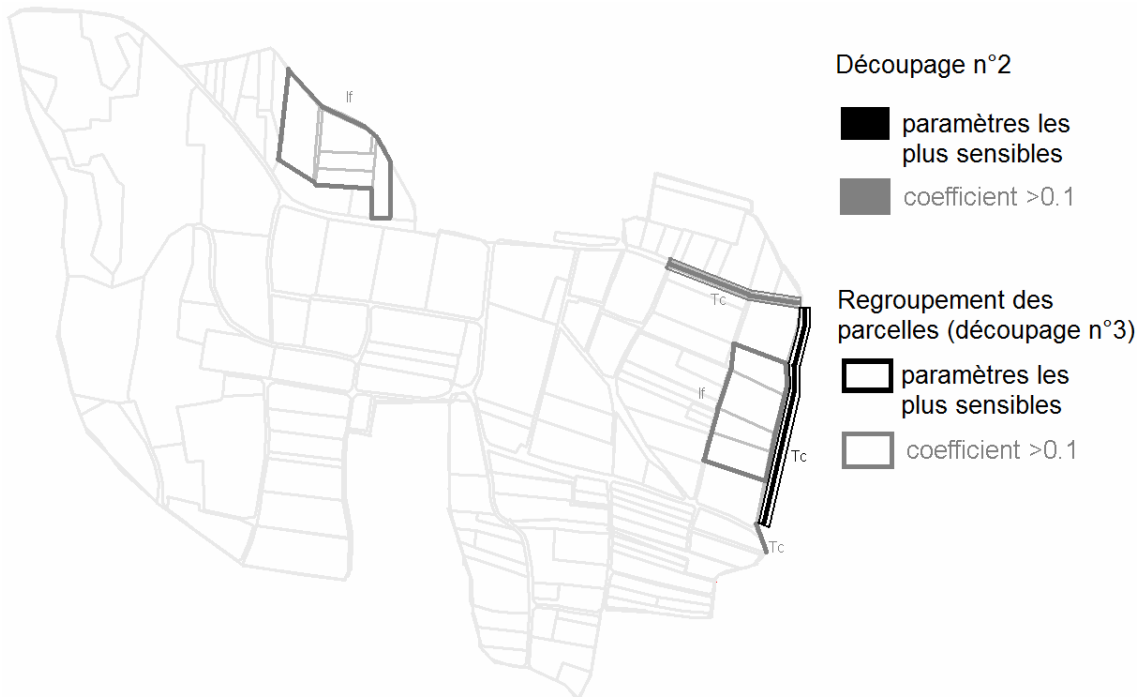
Les résultats bruts de l'analyse de sensibilité spatiale gardent la même forme que pour les analyses précédentes, avec les paramètres  $T_{c\_unité1}$ , ...,  $T_{c\_unité p}$ , ...,  $Txdep\_unité1$ , ...,  $Txdep\_unitép$ , à la place de  $T_c$ ,  $Hint$ ,  $Hmcr$ ,  $I_0$ ,  $I_f$ ,  $T90$ , et  $Txdep$ . Le nombre de lignes des tableaux correspondant étant beaucoup trop grand pour être présenté ici, nous avons synthétisé les résultats de ces tableaux sous forme de cartes représentant les couples paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin. Les paramètres retenus comme sensibles restent les paramètres inclus dans le modèle de régressions (« inmodel »=1) dont le coefficient de sensibilité SRRC est supérieur à 0,1.

Les cartes correspondant aux événements 070903, 280803 et 110603 sont présentées respectivement Figure 3- 29, Figure 3- 30 et Figure 3- 31. L'effet sur les résultats de l'analyse du regroupement des parcelles est illustré par la superposition sur les cartes des résultats pour les découpages n°2 et n°3 du bassin. La Figure 3- 32 montre la synthèse des résultats de l'analyse de sensibilité pour les débits modélisés, pour les événements 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 et 040603, et pour tous les paramètres retenus dans le modèle de régression (même ceux dont le coefficient de sensibilité SRRC est inférieur à 0,1).

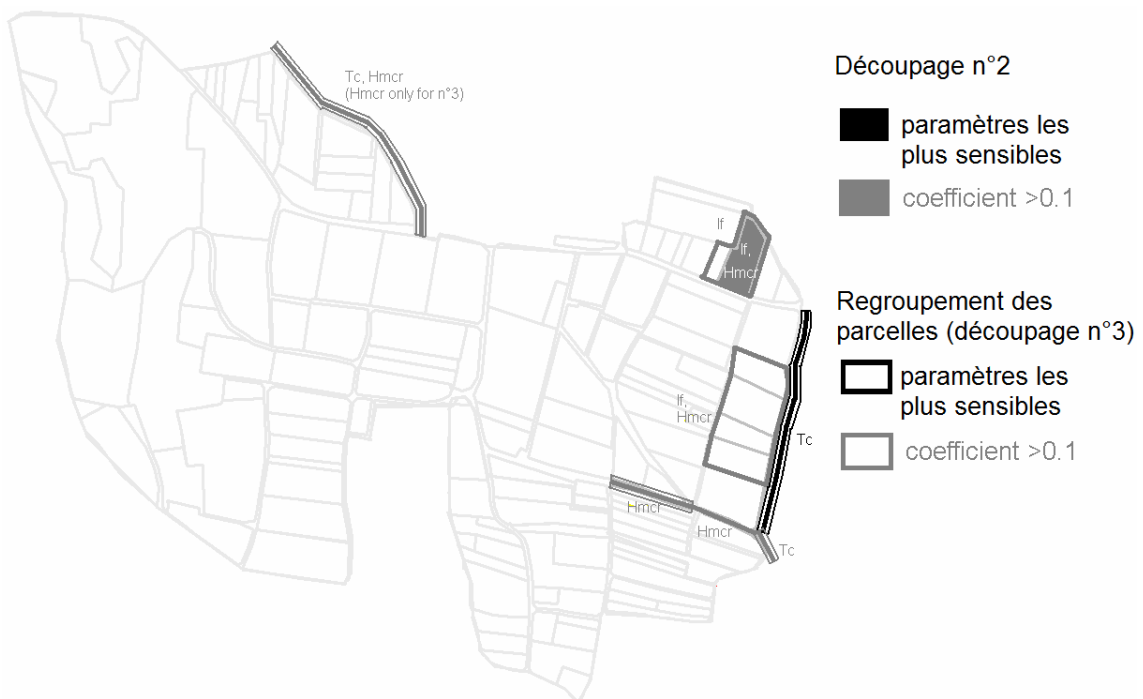
Nous avons retenu le coefficient de corrélation  $R^2$  pour résumer la validité du modèle de régression. Les valeurs de  $R^2$  atteintes pour les analyses de sensibilité des événements 070903, 280803 et 110604 pour les découpages n°2 et n°3 du bassin versant sont présentées dans la Table 3- 38.

	70903	280803	110604
découpage n°2	79%	43%	71%
découpage n°3	63%	41%	54%

**Table 3- 38 Valeurs de  $R^2$  traduisant la validité globale du métamodèle de régression, pour les analyses de sensibilité spatiales de FlowT pour les événements 070903, 280803, 110604, pour les découpages du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) n°2 et n°3.**

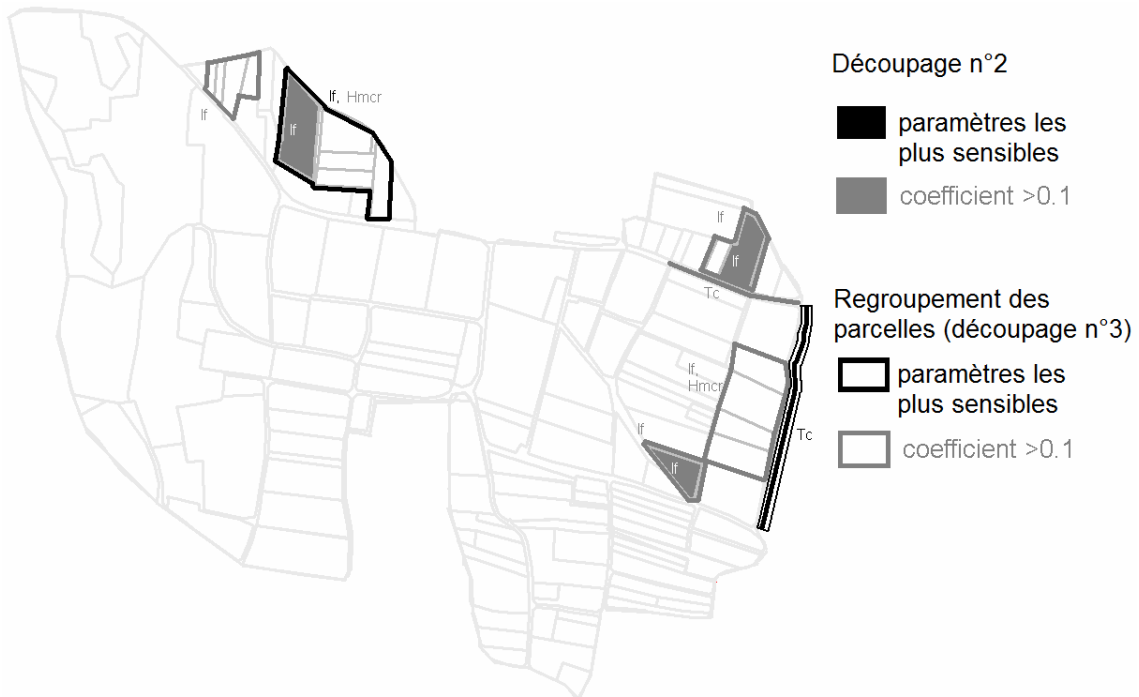


**Figure 3- 29** Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 070903 et pour les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.

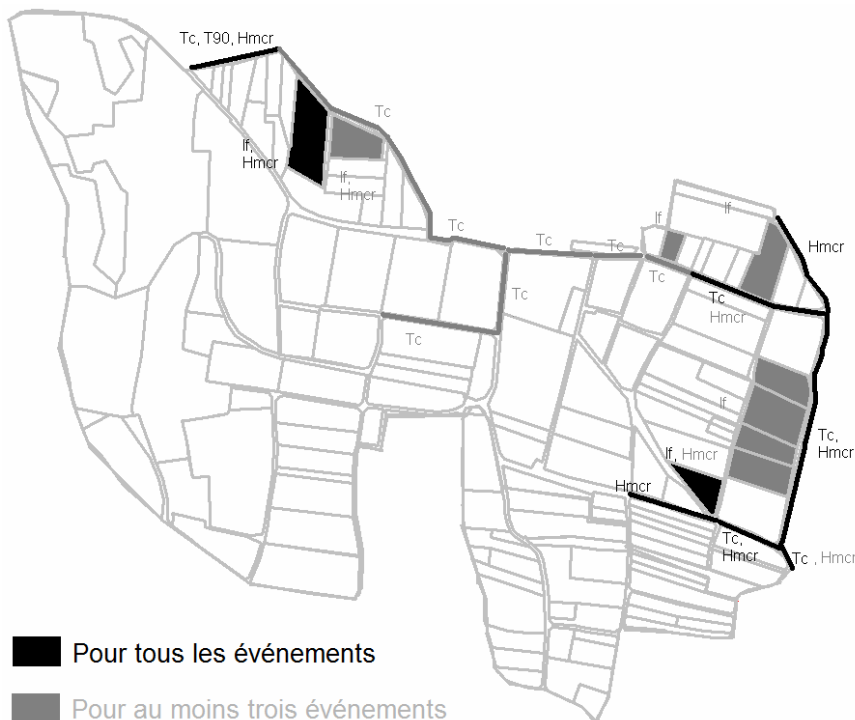


**Figure 3- 30** Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 280803 et pour les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.





**Figure 3- 31 Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 110604 et pour les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.**



**Figure 3- 32 Carte synthèse des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 et 040603.**

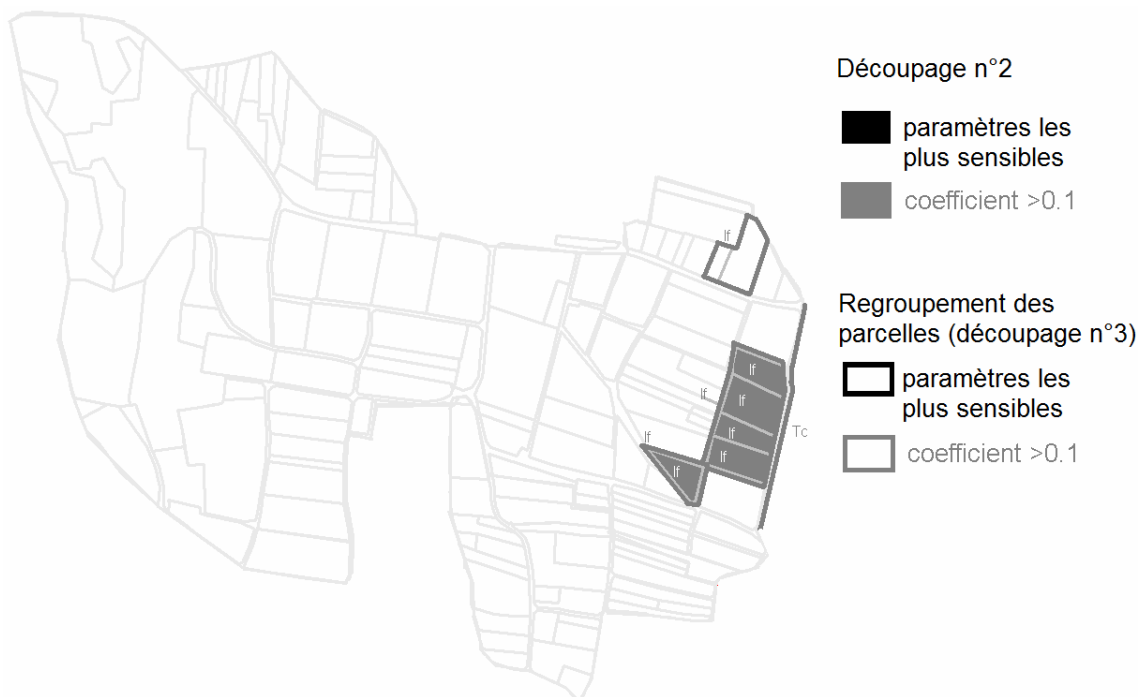
5.2.2.2 Paramètres sensibles pour la modélisation des concentrations

Comme précédemment, nous avons synthétisé les résultats bruts sous forme de cartes représentant les couples paramètre/unité sensibles pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin. Les paramètres retenus comme sensibles restent les paramètres inclus dans le modèle de régressions (« inmodel »=1) dont le coefficient de sensibilité SRRC est supérieur à 0,1.

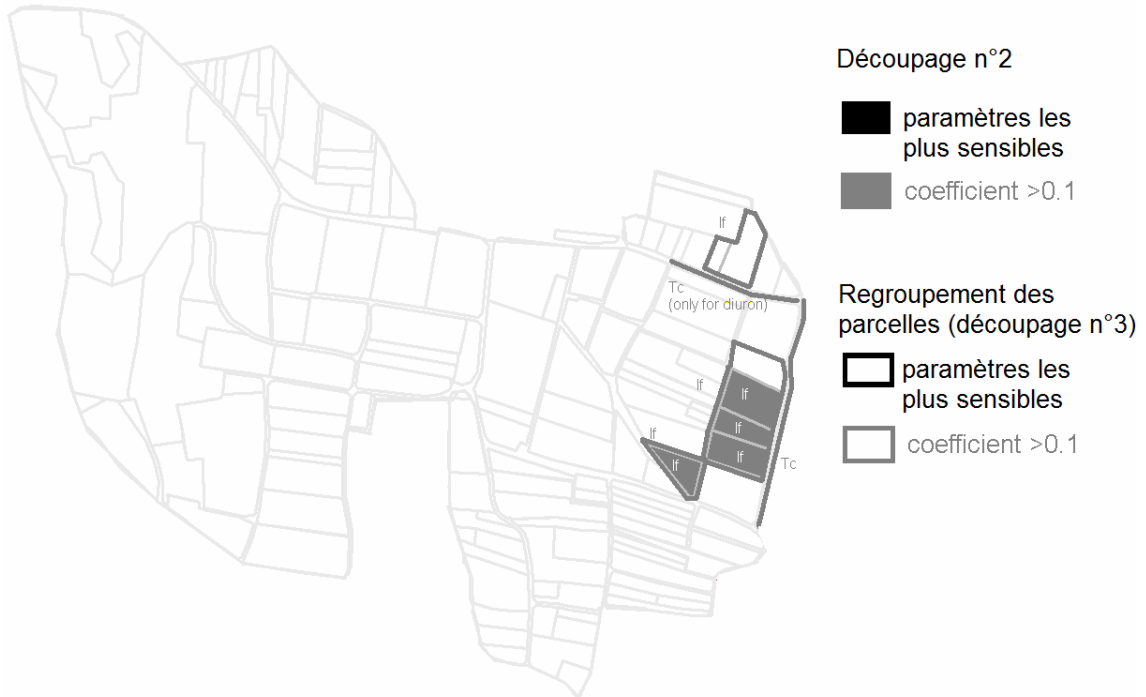
Les cartes correspondant aux événements 070903, 280803 et 110603 sont présentées respectivement Figure 3- 33, Figure 3- 34 et Figure 3- 35. L'effet sur les résultats de l'analyse du regroupement des parcelles est illustré par la superposition sur les cartes des résultats pour les découpages n°2 et n°3 du bassin. La Figure 3- 36 montre la synthèse des résultats de l'analyse de sensibilité pour les débits modélisés, pour les événements 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 et 040603, et pour tous les paramètres retenus dans le modèle de régression (même ceux dont le coefficient de sensibilité SRRC est inférieur à 0,1). Les valeurs de R<sup>2</sup> atteintes pour les analyses de sensibilité des événements 070903, 280803 et 110604 pour les découpages n°2 et n°3 du bassin versant sont présentées dans la Table 3- 39.

	70903			280803			110604		
	AMPA	glyphosate	diuron	AMPA	glyphosate	diuron	AMPA	glyphosate	diuron
découpage n°2	15%	16%	18%	14%	14%	15%	6%	23%	23%
découpage n°3	18%	18%	16%	14%	14%	12%	29%	36%	25%

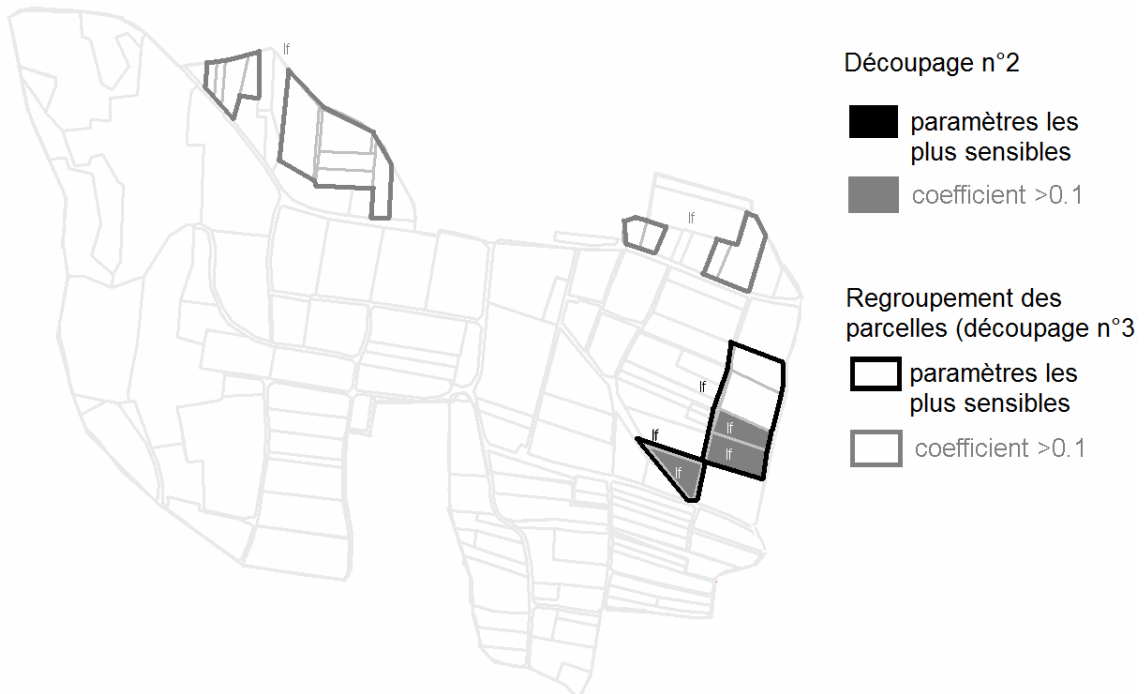
**Table 3- 39 Valeurs de R<sup>2</sup> traduisant la validité globale du métamodèle de régression pour FlowT, pour les analyses de sensibilité spatiales des événements 070903, 280803, 110604, pour les découpages du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) n°2 et n°3.**



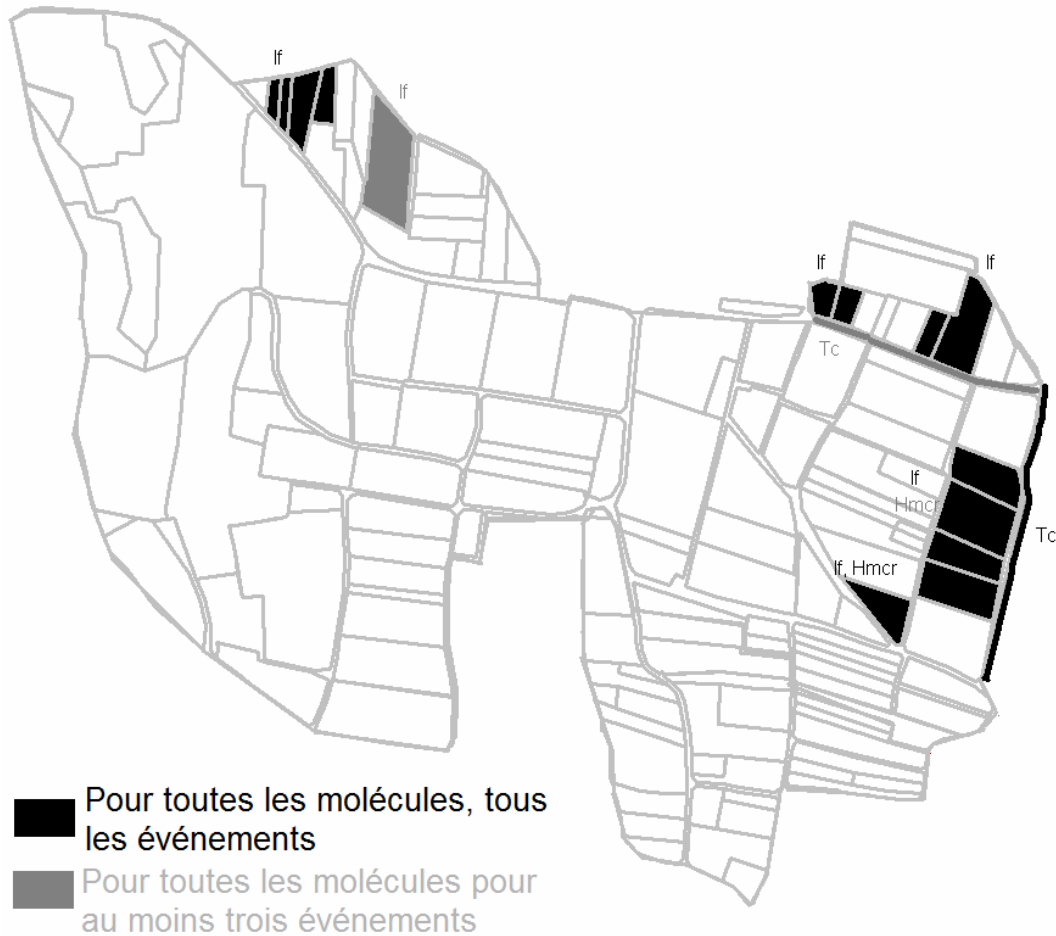
**Figure 3- 33 Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 070903 et les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.**



**Figure 3- 34 Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 280803 et les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.**



**Figure 3- 35 Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour l'événement 110604 et les deux découpages du bassin versant n°2 et n°3.**



**Figure 3- 36 Carte des couples de paramètre/unité sensibles pour la modélisation des concentrations en diuron, glyphosate et AMPA avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements 210805, 020604, 070903, 280803, 110604, 240804 et 040603.**

### 5.2.2.3 Influence du découpage du bassin versant sur les résultats de l'analyse de sensibilité spatiale

La surface de l'unité peut influencer les résultats de l'analyse de sensibilité spatiale. En effet, le regroupement des parcelles (découpage n°3) induit une augmentation de leur sensibilité dans la modélisation des débits et des concentrations à l'exutoire, comme en témoignent les exemples Figure 3- 29, Figure 3- 30 et Figure 3- 31 pour la modélisation des débits, ainsi que la Figure 3- 35 pour la modélisation des concentrations. Cependant, des unités à faible surface telles que les routes, proches de l'exutoire du bassin, peuvent avoir une sensibilité importante, voire plus importante que des groupes de parcelles dans le cas de la modélisation des débits (Figure 3- 32). Cette conclusion rejoint celle de Sieber et Uhlenbrook (2005) selon laquelle des zones ne participant que faiblement à l'aire totale du bassin peuvent avoir une sensibilité importante.

#### 5.2.2.4 Influence des paramètres hydrologiques dans la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin

Le paramètre hydrologique *If* sur les parcelles est le paramètre le plus sensible pour la modélisation des concentrations à l'exutoire (quelque soit la molécule), ce qui confirme les observations de Van Griensven et al. (2006) (« les paramètres hydrologiques sont les plus sensibles dans la modélisation des concentrations en polluants ») et de McIntyre et al. (2005) (« les paramètres hydrologiques influent fortement sur la modélisation des concentrations en nitrate et en ammonium »).

#### 5.2.2.5 Influence des routes pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin

Pour le découpage n°2 du bassin, nos deux principales conclusions sont les suivantes : (i) *Tc* sur la route n°204 (se reporter à la Figure 3- 19 pour le numéro des unités) contrôle la réponse du modèle pour tous les événements testés, (ii) *Tc* sur la route n°157 est également sensible pour tous les événements testés (excepté l'événement 280803). D'autres unités influencent, dans une moindre mesure, la modélisation des débits à l'exutoire. Ce sont : (i) certaines routes, avec *Tc* sur la route C pour les événements 070903, 280803 et 040603, *Hmcr* sur les routes n°180 et 187, pour les événements 280803 et 040603, ainsi que *Tc* sur la route n°62 pour les événements 280803 et 240804., (ii) certaines parcelles, avec *If* sur la parcelle n°167 pour les événements 110604, 040603 et 240804, *If* sur la parcelle n°198 pour les événements 280803 et 110604, et *If* sur la parcelle n°55 pour l'événement 110604.

Si les parcelles sont regroupées (découpage n°3), la route n°187 perd sa sensibilité, ainsi que la route n°157 pour les événements 110604 et 020604, tandis que *If* sur les groupes de parcelles n°45 à 46 et n°174 à 175 deviennent sensibles. Mais c'est la route n°204, avec le paramètre *Tc*, qui continue à dominer la modélisation des débits à l'exutoire du bassin.

#### 5.2.2.6 Influence des routes pour la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin

Les couples de paramètres les plus sensibles pour la modélisation des concentrations à l'exutoire sont *If* sur les parcelles n°167, 174 et 175 pour tous les événements, sur la parcelle n°174bis pour les événements 070903, 280803 et 240804 et sur la parcelle n°174ter pour l'événement 280803. Lorsque les parcelles ne sont pas regroupées, *Tc* sur la route n°204 est également sensible, mais il perd sa sensibilité lorsque les parcelles sont regroupées. *If* sur le groupe de parcelles n°174 à 175 domine alors la modélisation des concentrations à l'exutoire, quelque soit la molécule. D'autres groupes de parcelles (*If*) sont également sensibles, dans une moindre mesure : n°167, n°197 à 198 pour tous les événements testés, et le groupe de parcelles n°192 à 193 pour les événements 110604, 040603 et 240804.

☞ La répétabilité des résultats de l'analyse de sensibilité de FlowT est atteinte pour 10 fois le nombre de paramètres testés.

*Tc*, *Hmcr* et *If* sont les paramètres hydrologiques sensibles pour la modélisation des débits avec FlowT à l'exutoire du bassin (analyse de sensibilité globale).

☞ Lorsque l'on décline la sensibilité de ces paramètres par unité (analyse de sensibilité spatiale),  $T_c$  sur la route n°204 apparaît comme le couple paramètre/unité le plus sensible pour la modélisation de débits à l'exutoire du bassin avec FlowT.  $T_c$  sur les routes imperméables proches de l'exutoire du bassin sont les couples paramètre/unité sensibles pour la majorité des événements testés. Lorsque les parcelles sont regroupées en une seule unité,  $I_f$  sur ces groupes de parcelles gagne en sensibilité, mais  $T_c$  sur les routes imperméables proches de l'exutoire reste dominant.

Concernant la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin avec FlowT, le paramètre  $I_f$  sur les parcelles est dominant pour toutes les molécules, principalement pour la parcelle n°167 et pour le groupe de parcelles n°174 à 175.

**Le modèle FlowT nécessite un effort de paramétrisation ciblé sur les paramètres  $T_c$  sur les routes et  $I_f$  sur les parcelles. La paramétrisation de  $T_c$  sur les routes a déjà fait l'objet de travaux (Pralong, 2005) et les valeurs déterminées sont pérennes. Nous concentrons donc nos efforts sur la détermination de  $I_f$  sur les parcelles au cours de la saison, puisque cette valeur peut varier dans le temps. C'est l'objet des campagnes de terrain réalisées en 2005 et 2006 et présentées dans le chapitre suivant.**

## 6 CAMPAGNES DE TERRAIN SUR LE BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)

La paramétrisation de FlowT peut faire appel à des mesures de terrain puisque les paramètres de ce modèle conceptuel distribué ont un sens physique.

Compte tenu des résultats de l'analyse de sensibilité précédente, les paramètres  $T_c$  sur les routes, et  $I_f$  sur les parcelles, sont ceux que l'on doit estimer avec un maximum de soin car ce sont les paramètres sensibles dans la modélisation des débits et des concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin avec FlowT.

Nos efforts se concentrent donc dans la détermination des capacités d'infiltration des parcelles, par le biais de deux campagnes de mesures sur le bassin versant de Rouffach. Comme expliqué dans le chapitre II-3, la capacité d'infiltration des sols en surface présente une forte variabilité spatiale et temporelle. Or, la sensibilité des modèles distribués de transfert à ce paramètre, dont la mesure est locale, est particulièrement importante. La paramétrisation des modèles distribués nécessite donc une stratégie de spatialisation simple et rapide mais fiable.

Le problème consiste à appréhender cette répartition spatiale, assez finement pour réduire les incertitudes sur les sorties du modèle, mais de manière assez rapide pour pouvoir répéter l'opération dans le temps. Car la capacité d'infiltration dépend de la texture, constante dans le temps, mais aussi de la structure, fortement variable dans le temps à cause de facteurs naturels et/ou anthropiques (Descroix et al., 2002).

Les approches typologiques apparaissent les plus adaptées pour capturer l'essentiel de la variabilité spatiale des bassins versant anthropisés comme celui de Rouffach, sujet à des discontinuités fortes.

Nous proposons une approche typologique basée sur l'observation des Etats de Surface du sol (EdS) telle qu'elle est proposée par Auzet et al. (2000), considérant que

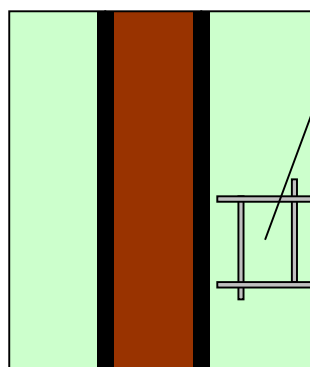
la reconnaissance des types intégrant les EdS permet de capturer l'essentiel de la structure spatiale de la variabilité de la capacité d'infiltration sur un bassin versant. L'approche typologique est bien adaptée aux bassins anthropisés caractérisés par des ruptures nettes dans l'organisation spatiale (Varado, 2004, Chahinian, 2004) et les EdS possèdent un lien pertinent avec la capacité d'infiltration du sol (Leonard et Andrieux, 1998 ; Auzet, 2000 ; Malet et al., 2003 ; Le Bissonnais et al., 2005). Nous avons adapté cette approche au cas particulier de la vigne, avec reconnaissance sur l'interrang de vigne de types spécifiques à cette culture. L'interrang nous semble l'unité réellement homogène dans le contexte alsacien (enherbement 1 rang sur 2 généralisé).

## 6.1 Relevé des états de surface sur le bassin versant de Rouffach en 2005

### 6.1.1 Reconnaissance de types d'état de surface

Une typologie d'états de surface (EdS<sup>18</sup>) est élaborée sur la base d'observations d'EdS couvrant l'ensemble du bassin de Rouffach réalisées les 30 juin, 30 août et 6 octobre 2005. Les descripteurs observés à l'échelle de placettes de 1 m<sup>2</sup> sur chaque type d'interrang (enherbé, désenherbé) de chacune des parcelles sont (Figure 3- 37) :

- Le pourcentage de la surface couverte par des croûtes, des agrégats libres entre eux (<2 mm et entre 2mm et 2 cm), de la végétation vivante, de la végétation sèche sur pied, des résidus (feuilles, brindilles, etc.),
- Les écarts moyen et maximum de hauteur entre les creux et les bosses du microrelief (mm)
- Les densités de fentes, de trous et de cailloux.



- Rang de vigne
- Interrang enherbé
- Interrang désenherbé

#### Descripteurs choisis a priori sur 1m<sup>2</sup> :

- % mottes < 2cm, % mottes > 2cm,
- % surface fermée
- % végétation vivante
- % résidus (feuilles, branchages, etc.),
- % végétation morte sur pied,
- % cailloux libres, % cailloux ancrés
- hauteur moyenne des bosses (mm)
- hauteur maximum des bosses (mm)
- densité de fente (faible : 1, moyen : 2, fort : 3)
- largeur moyenne des fentes (mm)
- largeur maximum des fentes (mm)
- densité de trous (faible : 1, moyen : 2, fort : 3)

**Figure 3- 37 Descripteurs d'état de surface choisis a priori à l'échelle de 1 m<sup>2</sup> au sein d'un interrang de vigne.**

Afin d'identifier des types d'EdS homogènes et les gammes de valeurs de capacités d'infiltration correspondantes, une classification hiérarchique ascendante sur l'ensemble des descripteurs observés a d'abord été tentée. Quelques mesures préliminaires d'infiltration par la méthode Beerkan (annexe 15) réalisées en octobre 2005 sur les classes obtenues pour le relevé d'EdS d'octobre nous ont montré

<sup>18</sup> EdS est utilisé dans la suite du texte comme abréviation d' « état de surface ».

l'inefficacité ici de la méthode statistique : elle accorde un poids identique à chaque descripteur alors que les regroupements pertinents demandent d'identifier les descripteurs sensibles dont une petite variation peut faire grandement varier la capacité d'infiltration. C'est pourquoi nous identifions des types directement des connaissances acquises sur le terrain. La mise en perspective du relevé d'EdS d'octobre avec les mesures préliminaires de cette période nous permet d'identifier les descripteurs significatifs du point de vue de la capacité d'infiltration et de les hiérarchiser.

### 6.1.2 Types d'état de surface identifiés sur le bassin versant de Rouffach

La mise en perspective du relevé d'EdS d'octobre et des premières mesures d'infiltrométrie permet de faire ressortir que (i) tous les descripteurs ne sont pas nécessaires dans le cas du bassin versant de Rouffach, certains n'étant pas discriminants (par exemple la densité de cailloux) et que (ii) la texture doit être prise en compte pour discriminer des placettes d'EdS semblables mais de comportement hydrodynamique différent. Les descripteurs pertinents retenus sont le pourcentage de surface fermée (0-33% : faible, 33-66% : moyen, 66-100% : fort), le pourcentage de végétation vivante (0-33% : faible, 33-66% : moyen, 66-100% : fort), la hauteur moyenne des bosses de terre en millimètres (0-10mm : faible, 15-30mm : moyen, >30mm : fort) et la granulométrie (classe 1: 30-45% de sable + 40-60% limon + 10-14% argile, classe 2: 45-65% de sable + 30-40% limon + 6-10% argile, classe 3: 15-20% de sable + 65% limon + 15-20% argile). Ces quatre descripteurs permettent de reconnaître 6 types d'état de surface, dont les descriptions sont fournies dans la Table 3- 40, sur le bassin versant de Rouffach pour les relevés d'état de surface du 30 juin 2005, du 30 août 2005 et du 6 octobre 2005 et deux types supplémentaires (7 et 8) pour les relevés de juin et d'août 2005.

type	description
1	peu de végétation, surface fermée étendue, pas de bosse <i>dés herbées non travaillées (dés herbage chimique) et traces de roues</i>
2	peu de végétation, surface fermée étendue, classe granulo 1 ou 2, bosses moyenne <i>dés herbées travaillées avec moins de 60% de limon et plus de 30% de sable</i>
3	beaucoup de végétation, surface peu fermée, pas de bosses, classe granulo 1ou 2 <i>en herbées avec moins de 60% de limon et plus de 30% de sable</i>
4	surface fermée moyennement étendue (33-66%) végétation moyennement abondante (33-66%)
5	beaucoup de végétation, surface peu fermée, pas de bosses, classe granulo 3 <i>en herbées avec plus de 60% de limon et moins de 20% de sable</i>
6	peu de végétation, surface fermée étendue, classe granulo 3, bosses moyennes <i>dés herbées travaillées avec plus de 60% de limon et moins de 20% de sable</i>
7	Plus de 35% de mottes libres, peu de végétation, bosses moyennes à hautes <i>dés herbées (fraîchement) travaillées</i>
8	Surface fermée faible ou moyenne, peu de végétation, mais beaucoup de résidus <i>et/ou de végétation sèche sur pied dés herbée chimique</i>

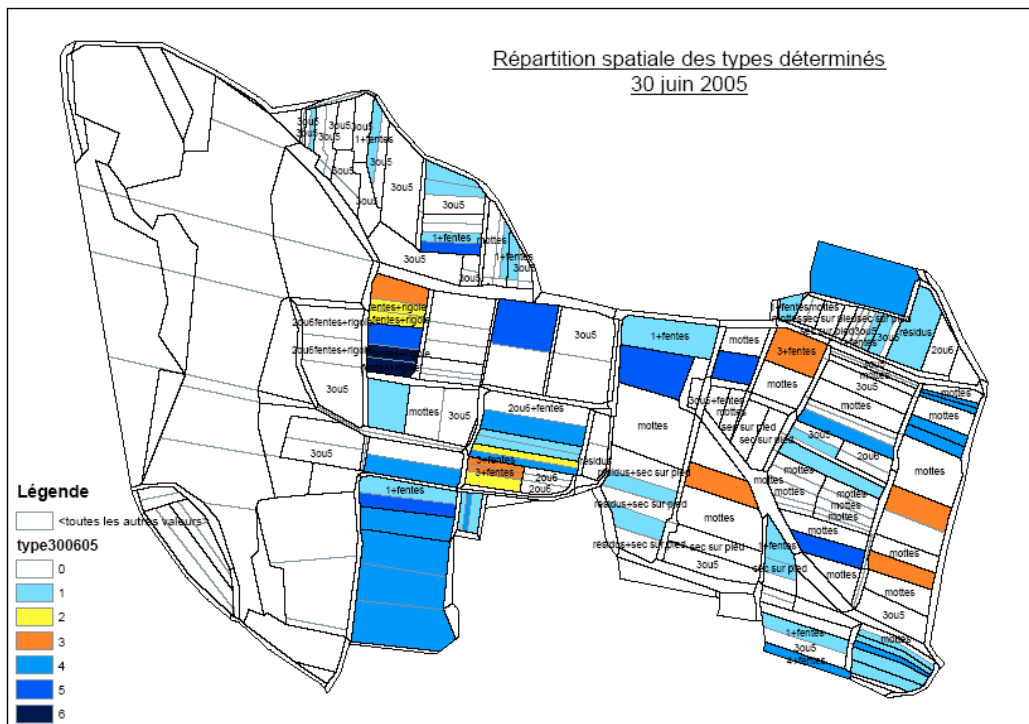
**Table 3- 40 Reconnaissance de 8 types d'état de surface sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en fonction de 4 descripteurs, pourcentage de surface, pourcentage de végétation, hauteur moyenne des bosses de terrain et granulométrie.**



Les relevés de juin et d'août font en effet apparaître deux types que l'on ne retrouve plus à l'automne : ils correspondent à des surfaces nues non fermées (travail du sol récent) avec une rugosité forte (type 7) et à des surfaces sans végétation mais couvertes de résidus et de touffes d'herbe sèches sur pied (type 8). Le type 8 n'a en réalité pas de pouvoir discriminant du point de vue de la capacité d'infiltration. Le type 7 en revanche fait l'objet de mesures d'infiltration supplémentaires en été 2006 pour caractériser sa capacité d'infiltration.

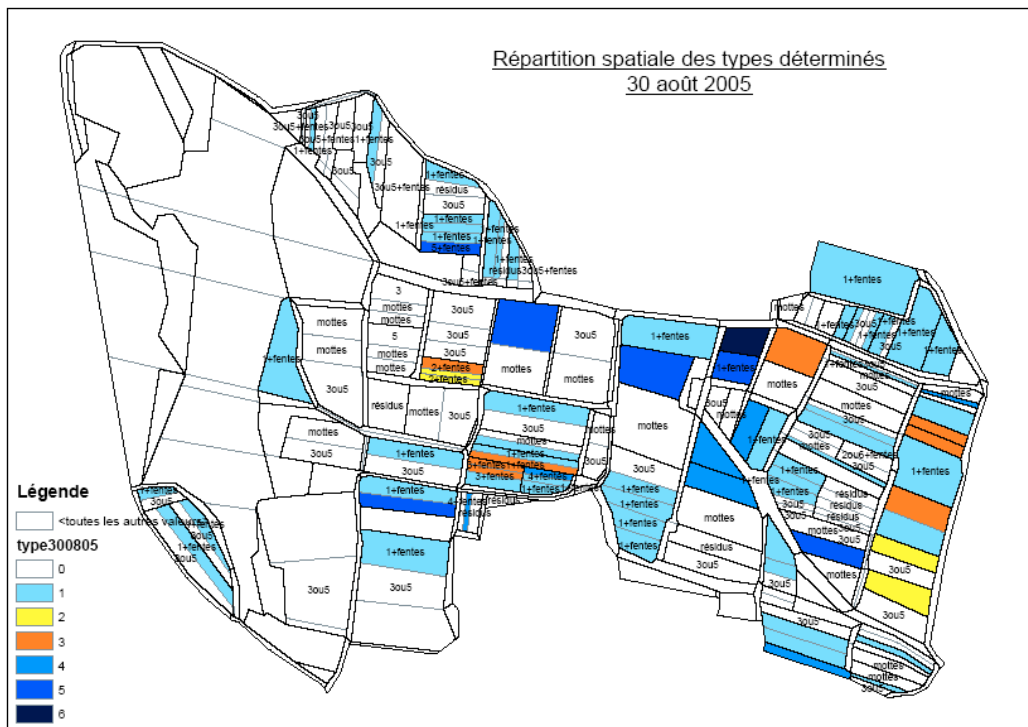
### 6.1.3 Variabilité spatiale et temporelle des états de surface

Trois relevés d'EdS et les mesures de texture réalisées permettent d'établir pour les 30 juin, 30 août et 06 octobre 2005 les cartes de la répartition spatiale des types identifiés (respectivement Figure 3- 38, Figure 3- 39 et Figure 3- 40). Ces cartes sont le reflet de la variabilité spatiale de la capacité d'infiltration à un instant donné et de sa variabilité temporelle en un point donné. Une unité peut en effet évoluer d'un type à un autre à la faveur des pluies.

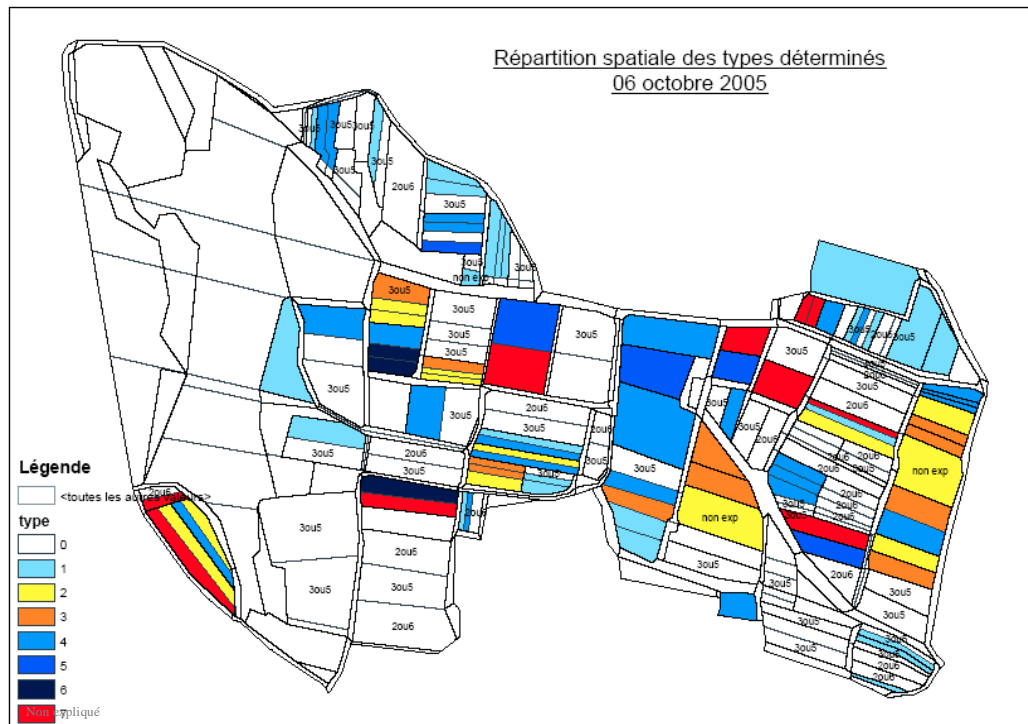


**Figure 3- 38 Répartition des types 1 à 6 d'état de surface observés le 30 juin 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) et indication de la capacité d'infiltration par type (faible en bleu, moyenne en jaune/orangé et forte en rouge).**

La campagne d'observation des états de surface réalisée en octobre 2005 à travers l'ensemble du bassin versant permet d'associer à chaque interrang l'un des types identifiés Figure 3- 40. A la répartition spatiale de ces types est associée la variabilité spatiale de la capacité d'infiltration d'après des mesures préliminaires. Les caractérisations texturales ont été faites pour 56 des prélèvements de texture. D'autres sont nécessaires pour départager les types 2 et 6 ou 3 et 5 sur plusieurs parcelles. Les types identifiés en octobre se retrouvent en juin et en août. De nombreux interrangs travaillés changent de type. Néanmoins, plusieurs interrangs conservent le même type au cours des mois, notamment les enherbés.



**Figure 3- 39 Répartition des types 1 à 6 d'état de surface observés le 30 août 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) et indication de la capacité d'infiltration par type (faible en bleu, moyenne en jaune/orangé et forte en rouge).**



**Figure 3- 40 Répartition des types 1 à 6 d'état de surface observés le 06 octobre 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) et indication de la capacité d'infiltration par type (faible en bleu, moyenne en jaune/orangé et forte en rouge).**

Associées à une caractérisation fine de la capacité d'infiltration de chaque type, ces cartes permettent la paramétrisation du modèle distribué FlowT. La variabilité interne aux unités hydrologiques n'est pas prise en compte, seules les grandes lignes de la structure spatiale nécessitent d'être identifiées pour améliorer significativement les sorties des modèles en réduisant l'incertitude.

## **6.2 Campagne d'octobre 2005 de mesure d'infiltration sur le bassin versant de Rouffach avec la méthode Beerkan**

Afin de caractériser la capacité d'infiltration des types d'état de surface identifiés a priori dans le chapitre précédent, nous avons réalisé les 11, 12 et 13 octobre 2005 une campagne de mesure de la capacité d'infiltration à saturation ( $K_s$ ) par la méthode Beerkan (De Condappa, 2000) décrite dans l'annexe 12, couvrant 30% environ du bassin de Rouffach. Des mesures d'infiltration ont été réalisées sur 56 interrangs (pour 194 groupes d'interrang recensés sur le bassin). A chacune des 56 mesures est associé un prélèvement de sol pour la détermination des teneurs en eau initiale et finale et les analyses granulométriques.

### **6.2.1 Choix des sites de mesures**

Nous considérons que trois facteurs peuvent influencer sur la capacité d'infiltration finale à saturation que nous cherchons à mesurer : (i) l'occupation du sol (interrang désherbé, enherbé), (ii) la pédologie (5 zones pédologiques sur le bassin), (iii) l'état de surface, dont 7 classes ont été définies a priori. L'état de surface est lui-même du en partie aux facteurs (i) et (ii).

Notre stratégie d'échantillonnage du bassin versant consiste à regrouper ensemble les parcelles (ou moitiés de parcelle pour les enherbées un interrang sur deux) correspondant à un même triplet occupation du sol/pédologie/classe d'EdS. Le bassin versant compte 194 unités (parcelle ou  $\frac{1}{2}$  parcelle).

Nous avons estimé, vu le temps consacré à la campagne de mesure (3 jours), vu le nombre de personnes disponibles (2 groupes de 2 personnes, 2 personnes par mesure) et vu l'estimation du temps pour une mesure (30 minutes), pouvoir effectuer 60 mesures d'infiltration sur le bassin de Rouffach par la méthode Beerkan. Ces 60 mesures ont été réparties parmi les différents triplets occupation du sol/pédologie/classe d'EdS que compte le bassin au prorata du ratio nombre de parcelles du triplet/194. Le ratio multiplié par 60 donne le nombre d'unités sélectionnées dans chaque triplet. Cette stratégie d'échantillonnage correspond à la méthode d'échantillonnage stratifiée (annexe 16).

Le choix des unités dans chaque triplet obéit à une règle de déplacement minimum d'un site de mesure à l'autre.

Il faut bien noter que cette campagne a eu lieu en octobre 2005, avant la détermination des parcelles effectivement connectées au réseau « hydrographique » et donc contributives à l'exutoire. C'est pourquoi toute la surface du bassin a été couverte par cette campagne de mesures.

### **6.2.2 Valeurs mesurées**

Les données brutes obtenues lors de la mesure d'infiltration par la méthode Beerkan correspondent à la hauteur d'eau infiltrée en fonction du temps. Ces graphiques de hauteur d'eau infiltrée fonction du temps sont dépouillés selon la méthode présentée en annexe 16. Des exemples de courbes issues des équations de Green et Ampt et de Talsma et Parlange ajustées aux données sont disponibles en annexe 15. L'équation de Talsma et Parlange fournissant le meilleur ajustement de la courbe d'infiltration

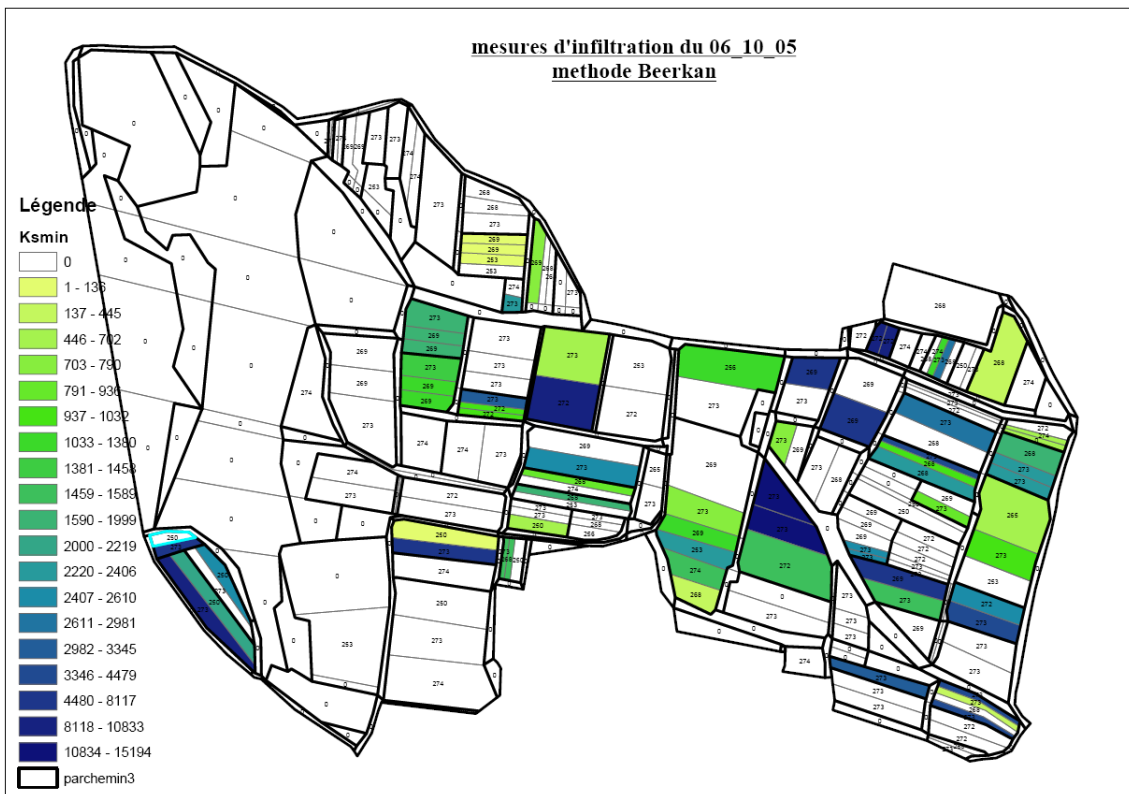
mesurée dans la majorité des cas, nous fournissons par la suite la valeur de Ks déduite par cette équation.

17 mesures sont écartées car la courbe d'infiltration mesurée diverge de la forme classique attendue et ajustable par les équations citées. Suspectant un fonctionnement hydraulique en dehors des hypothèses associées à ces équations, nous ne donnons les valeurs de Ks mesurées que sur les 38 mesures validées, les 17 autres mesures étant cependant exploitées sous la forme d'un classement dans l'une des trois classes de Ks, faible, moyen ou fort (Table 3- 41).

n°EdS (code)	caractéri sation de la bande	% croûte	% vivant	hauteur des bosses moyen mm	classe granul.	granulométrie %			Ks	n°EdS (code)	caractéri sation de la bande	% croûte	% vivant	hauteur des bosses moyen mm	classe granul.	granulométrie %			Ks
						sable	limon	argile								sable	limon	argile	
103	enhtr	3	1	1	3	20.4	66.1	13.5	0.00	160	irgetr	3	1	1	2	27.4	59.3	13.3	faible
64	irgd	3	1	1		-	-	-	0.22	89	irgd	3	1	2	3?	30.7	59.6	9.66	faible
110	irgd	3	1	1	3	20.2	63.3	16.5	0.25	174	irge	1	3	1	2	58.4	31.5	10.1	faible
123	irge	3	1	1	1	31	56.5	12.5	0.13	92	irge	1	3	1	3?	17.9	52.5	29.6	faible
198	irgd	3	1	1	1	40.1	48.3	11.6	0.12	172	irge	2	2	1	1?	43.2	39.7	17.1	faible
123	irgd	3	1	1	1?	39.4	42.7	17.9	0.44	86	irge	1	3	1	1	44.7	41.2	14.1	moyen
78	irgd	3	1	2	3	20	65.1	14.9	0.03	137	irge	1	3	1	1?	30.9	50.9	18.2	moyen
84	irgd	3	1	2	3	18.2	67	14.8	0.38	175	irge	1	3	1	1?	34.1	48.6	17.3	moyen
166	irge	1	3	1	3?	18.5	60.7	20.8	0.44	193	irgd	3	1	2	2	47	43.8	9.21	fort
162	irge	1	3	1	1	44.8	40.7	14.5	0.26	107	irgd	3	1	2	2	56	37.6	6.43	moyen
121	irge	1	3	1	1?ou3?	25.3	56.4	18.3	0.21	89	irgd	3	1	2	1	30.7	59.6	9.66	moyen
89	irge	1	3	1	1	26.7	56.5	16.8	0.93	119	irgd	2	2	2	3	17.7	67	15.3	faible
164	irge	1	3	1	3	15.9	63.9	20.2	0.68	60	irgd	2	2	2	3	18.9	63.9	17.2	faible
173	irge	1	3	1	2	61.3	27.3	11.4	0.64	92	irgd	2	2	2	3	16.2	64.4	19.4	3
179	irge	1	3	1	2?	55.5	30.5	14	0.92	22	irge	2	2	1	2?	52.2	33.2	14.6	fort
196	irge	1	3	1	1	46.2	40	13.8	0.83	160	irge	1	3	1	2?	46.1	38.8	15.1	fort
135	irge	1	3	1	1	43.5	42.6	13.9	0.24	175	irge	1	3	1	1?	34.1	48.6	17.3	fort
84	irge	2	2	1	1	44.6	41.3	14.1	0.40										
103	irge	2	2	1	3?	22.7	54.5	22.8	0.46										
159	irge	1	3	1	1?	40.8	41	18.2	0.78										
122	irge	1	3	1	1	34.5	54.1	11.4	0.78										
111	irge	1	3	1	3?	17.6	55.1	27.3	0.71										
57	irge	3	1	1	3?	15.4	57	27.6	0.73										
196	irgd	2	2	2	3?	23.3	57.1	19.6	0.35										
174	irgd	3	1	2	1	39.1	49.9	11	0.18										
122	irgd	2	2	2	1	45.3	43.5	11.2	0.41										
137	irgd	3	1	2	2	49	43.7	7.31	0.43										
109	irgd	3	1	2	1	43.5	46.2	10.3	0.55										
22	irgd	3	1	2	1	42	44.3	13.7	0.61										
23	irgd	3	1	2	1	34.5	51.4	14.1	0.75										
160	irgd	3	1	2	2	65.8	27.9	6.31	0.64										
173	irgd	3	1	2	2	53	38.4	8.56	0.54										
86	irgd	3	1	2	1	32	55.7	12.3	0.56										
175	irgd	3	1	2	2	48.2	42.9	8.91	0.71										
149	irgd	2	2	2	1	44.8	42.4	12.8	2.24										
133	irgd	2	2	2	3	18.4	64.4	17.2	1.64										
166	irgd	3	1	2	3	16.4	66.6	17	1.58										
21	irge	1	3	1	1?ou3?	28.3	48.2	23.5	1.73										
78	irge	1	3	1	1?ou3?	29.7	49.5	20.8	2.01										

**Table 3- 41 Valeurs des quatre descripteurs d'état de surface et du Ks mesuré par la méthode Beerkan (mm/s) pour les 56 mesures réalisées sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en octobre 2005.**

Nous avons tenté d'expliquer la cause des formes divergentes observées (annexe 15): (i) nous avons attribué 4 des 17 mesures écartées à l'effet de macropores qui se bouchent et se débouchent (effet piston) au cours de la mesure à charge constante, (ii) 9 mesures présentent une capacité d'infiltration instantanée faible en début d'expérience et qui augmente progressivement, (iii) nous n'avons pas pu interpréter les 4 autres courbes d'infiltration (annexe 15).



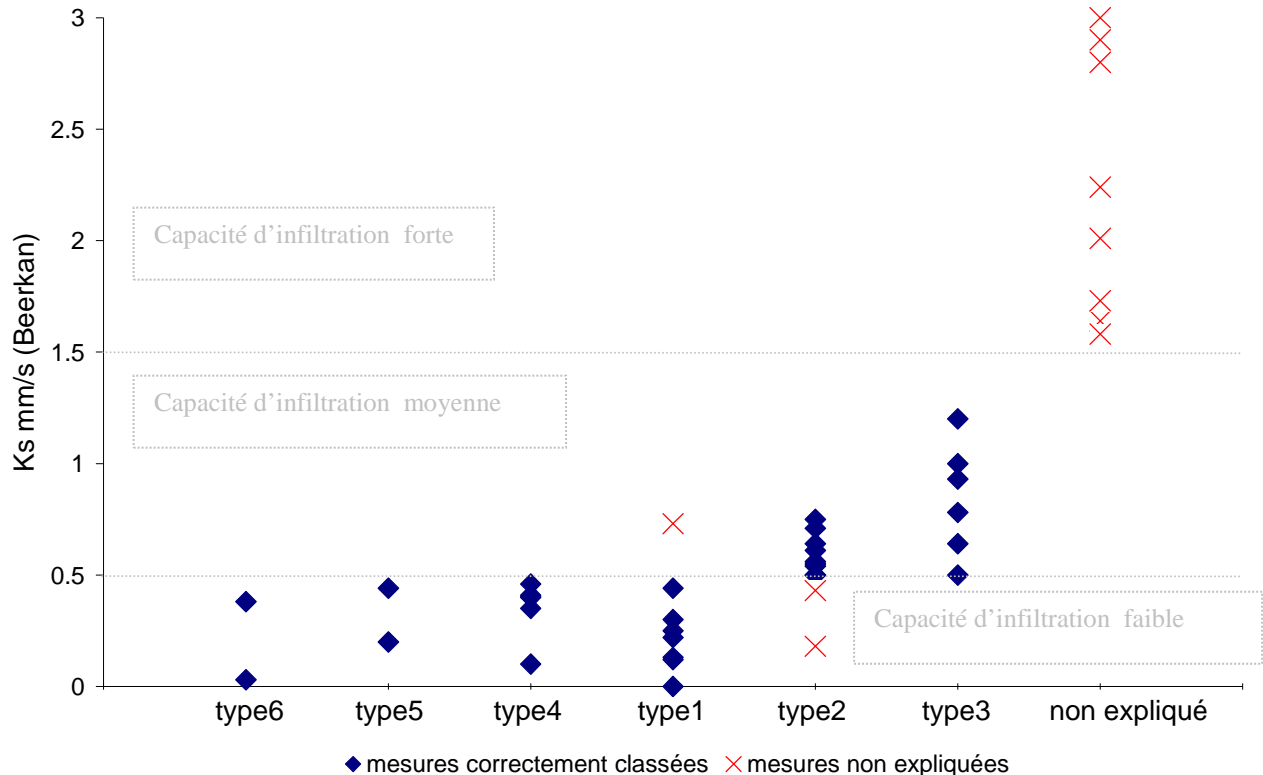
**Figure 3- 41 Cartographie des valeurs de  $K_s$  en mm/h mesurées par la méthode Beerkan pour les 56 mesures réalisées sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en octobre 2005.**

Nous constatons en premier lieu que les valeurs absolues des  $K_s$  mesurées ont un ordre de grandeur 2 à 3 fois plus grand que les valeurs attendues.

Merz et al. (2002) préviennent à ce sujet que la méthode du double anneau, dont la méthode Beerkan est proche, est dominée par l'influence des macropores. Elle donne donc une valeur d'infiltration maximale qui peut être vue comme la borne supérieure du taux d'infiltration. Les mesures double anneau ne sont pas représentatives de l'infiltration sous pluie.

En revanche, nous espérons que cette méthode permet la comparaison, en relatif, des valeurs mesurées sur des unités différentes, le but de cette campagne n'étant pas de caractériser la capacité d'infiltration de chaque type d'EdS (ce sera l'objet de la campagne de simulation de pluie de 2006) mais de valider la pertinence des classes d'EdS du point de vue de l'homogénéité des caractéristiques d'infiltration.

Pour vérifier le pouvoir discriminant des six types d'état de surface identifiés, les valeurs de  $K_s$  mesurées (en mm/s) sont représentées par classe d'EdS dans la Figure 3-42.



**Figure 3- 42 Caractérisation de la conductivité hydraulique à saturation des types d'état de surface identifiés en 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Trois classes de Ks sont définies (ce qui nous permet de nous affranchir des valeurs absolues qui ne nous donnent pas d'information exploitable) : (i) faible (<0,5 mm/s), (ii) moyenne (0,5 à 1,5 mm/s), (iii) forte (>1,5 mm/s).

Les classes d'EdS définies a priori semblent bien correspondre à des classes de capacité d'infiltration à saturation différentes : les types 2 et 3 correspondent à une capacité d'infiltration moyenne, les types 1 et 4 correspondent à une capacité d'infiltration faible, et les types 5 et 6 correspondent à capacité d'infiltration faible mais cela mérite d'être confirmé (effectif faible).

Cependant, deux points sont à noter : (i) avec la discrimination par les types d'EdS, 3 mesures sont mal classées (1 dans le type 1 et 2 dans le type 2), et (ii) 9 mesures correspondent à une capacité d'infiltration forte. Or, l'explication de cette capacité forte ne semble pas résider dans les caractéristiques des états de surface puisqu'elles se distribuent dans différentes classes d'EdS. Un (ou plusieurs) descripteurs supplémentaires sont nécessaires pour expliquer des Ks forts, peut-être en lien avec la macroporosité. En effet, la description des macropores (densité de fentes et densité de trous) à l'échelle de 1m<sup>2</sup> est difficile à mettre en relation avec une mesure de capacité d'infiltration par la méthode Beerkan (annexe 15), qui à 0,015 m<sup>2</sup> peut ne pas être représentative de l'observation faite, d'où l'inefficacité de ce descripteur, qui devrait être observé à l'endroit de la mesure.

Finalement, 73% des mesures exploitées (32 sur 44 mesures exploitées, 12 mesures nécessitent une caractérisation de texture) sont correctement discriminées du point de vue de leur capacité d'infiltration.

Une synthèse des Table 3- 40, Table 3- 41 et Figure 3- 42 résume Table 3- 42 les résultats de la campagne de terrain menée en 2005 sur le bassin versant de Rouffach, visant à caractériser les types d'état de surface discriminants du point de vue de la capacité d'infiltration et les gammes de capacités d'infiltration de chaque type par la méthode de mesure d'infiltration locale à saturation Beerkan. L'indice 1 signifie « faible », l'indice 2 « moyen » et l'indice 3 « fort ».

unité	végétation			classe granulo	classe Ks	Description des types d'EdS
	croûte	on	bosses			
103enhtr	3	1	1	3	1	TYPE 1 peu de végétation, surface fermée étendue, pas de bosse désherbées non travaillées (désherbage chimique) et traces de roues
64irgd	3	1	1		1	
110irgd	3	1	1	3	1	
123irge	3	1	1	1	1	
198irgd	3	1	1	1	1	
123irgd	3	1	1	1	1	
160irgetr	3	1	1	2	1	
57irge	3	1	1		2	
109irgd	3	1	2	1	2	TYPE 2 peu de végétation, surface fermée étendue, classe granulo 1 ou 2, bosses moyenne désherbées travaillées avec moins de 60% de limon et plus de 30% de sable
22irgd	3	1	2	1	2	
23irgd	3	1	2	1	2	
160irgd	3	1	2	2	2	
173irgd	3	1	2	2	2	
86irgd	3	1	2	1	2	
175irgd	3	1	2	2	2	
107irgd	3	1	2	2	2	
89irgd	3	1	2	1	2	
174irgd	3	1	2	1	1	
137irgd	3	1	2	2	1	
193irgd	3	1	2	2	3	
89irge	1	3	1	1	2	TYPE 3 beaucoup de végétation, surface peu fermée, pas de bosses, classe granulo 1ou 2 enherbées avec moins de 60% de limon et plus de 30% de sable
173irge	1	3	1	2	2	
122irge	1	3	1	1	2	
86irge	1	3	1	1	2	
175irge	1	3	1	2	2	
160irge	1	3	1	2	2	
137irge	1	3	1	2	3	
122irgd	2	2	2	1	1	TYPE 4 surface fermée moyennement étendue (33-66%) végétation moyennement abondante (33-66%)
119irgd	2	2	2	3	1	
60irgd	2	2	2	3	1	
196irgd	2	2	2		1	
149irgd	2	2	2	1	3	
133irgd	2	2	2	3	3	
92irgd	2	2	2	3	3	
92irge	1	3	1	3	1	TYPE 5: beaucoup de végétation, surface peu fermée, pas de bosses, classe granulo 3 enherbées avec plus de 60% de limon et moins de 20% de sable
166irge	1	3	1	3	1	
78irge	1	3	1	3	3	
21irge	1	3	1		3	
78irgd	3	1	2	3	1	TYPE 6: peu de végétation, surface fermée étendue, classe granulo 3, bosses moyennes désherbées travaillées avec plus de 60% de limon et moins de 20% de sable
84irgd	3	1	2	3	1	
166irgd	3	1	2	3	3	
84irge	2	2	1	3	1	TYPE 7: Plus de 35% de mottes libres, peu de végétation, bosses moyennes à hautes désherbées (fraîchement) travaillées
103irge	2	2	1	3	1	
22irge	2	2	1	1	3	

Effectif faible: confirmation des types nécessaires

**Table 3- 42 Description des types d'état de surface définis sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en 2005 et définition pour chaque type de la gamme de conductivité hydraulique à saturation mesurée par la méthode Beerkan sur chaque unité**



Finalement, les 6 types d'état de surface identifiés en 2005 sont bien pertinents pour la spatialisation de la capacité d'infiltration. Mais la méthode Beerkan ne permet pas de caractériser la capacité d'infiltration des types autrement qu'en relatif. Elle accuse en effet un biais de deux ordres de grandeur en absolu qui peut être dû à une mise à contribution artificielle des macropores, commune à toutes les méthodes de mesure en charge. Ce biais empêche d'utiliser directement ces mesures pour la paramétrisation. Une quantification robuste de la capacité d'infiltration pour les types 1 à 7 doit donc être réalisée.

☞ 7 types d'état de surface ont été identifiés a priori sur la base de quatre descripteurs : le pourcentage de surface fermée, le pourcentage de végétation, la hauteur moyenne des bosses et la granulométrie.

La campagne de mesure de la capacité d'infiltration des parcelles réalisée les 11, 12 et 13 octobre 2005 avec la méthode locale à charge constante Beerkan permet de confirmer la validité de ces types pour la spatialisation de la capacité d'infiltration.

Elle ne permet pas en revanche de quantifier ces capacités.

9 mesures correspondant à une capacité mesurée très forte restent inexplicables par les types d'EdS et nous concluons à la forte sensibilité de la méthode de mesure à la macroporosité du sol à l'endroit de la mesure, difficilement observable en surface.

Des mesures plus robustes de la capacité d'infiltration, réalisées à plus grande échelle pour permettre l'intégration de tous les processus de ruissellement, sont nécessaires pour quantifier les gammes de valeurs de la capacité d'infiltration des types d'EdS. Les cartes des relevés d'EdS, répétés au cours de la saison, et les gammes de capacité d'infiltration des types permettront de paramétrer le modèle FlowT.

Pour quantifier la capacité d'infiltration des types identifiés nous utilisons la simulation de pluie. La méthode de la simulation de pluie apparaît actuellement comme la méthode la plus robuste. Elle possède également l'avantage, avec une mesure réalisée sur 1m<sup>2</sup> au minimum, d'être plus intégratrice que toutes les autres méthodes de mesure, ce qui limite les problèmes d'upscaling au moment de la paramétrisation des modèles.

### **6.3 Campagne 2006 de mesure d'infiltration sur le bassin versant de Rouffach avec la méthode de simulation de pluie et relevé des types d'état de surface**

Notre travail de paramétrisation des propriétés hydrodynamiques des sols, basé sur une approche typologique par état de surface sur l'interrang de vigne, s'est poursuivi avec une campagne de simulation de pluie réalisée les 4, 5 et 6 juillet 2006.

Nous avons mené le 29 juin 2006 sur tout le bassin de Rouffach un relevé des 7 types d'état de surface caractérisés en 2005. 12 interrangs de parcelle couvrant les 6 types, plus le type 7, ont fait l'objet d'une simulation de pluie. Le relevé du 29 juin 2006, ainsi que celui du 12 septembre 2006, sont présentés dans le chapitre 7 pour paramétrer le modèle FlowT.



### 6.3.1 Description de la méthode

Nous avons utilisé pour la simulation de pluie sur les placettes l'instrumentation de Armand (2007, soumis) constituée d'un simulateur à gicleur unique (Figure 3- 43), alimenté en eau par une pompe réglée à une pression constante (1,1 bar, contrôlée par un manomètre au niveau du gicleur). La placette est délimitée hydrauliquement par des planches en acier et l'intensité de pluie de l'essai est contrôlée a posteriori via quatre flacons de récupération. Le ruissellement à l'exutoire de la placette est collecté par une gouttière et le volume ruisselé est mesuré toutes les minutes. Dans chaque interrang le bord de la placette de simulation est placé au milieu de l'interrang afin que la mesure soit représentative de tout l'interrang (l'autre moitié de l'interrang a une structure similaire à la moitié testée). En effet, les traces de roue fréquentes sur les bords de l'interrang introduisent une structuration dont il faut tenir compte.

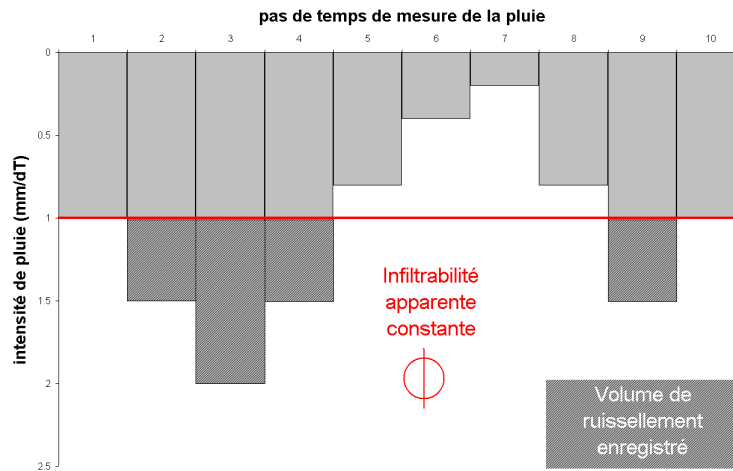
Chaque simulation fournit un hydrogramme (au pas de temps de 1 minute) correspondant à un hyètoگرامme simple (intensité de pluie constante, de l'ordre de l'intensité de pluie maximale observable à Rouffach soit 10 mm en 6 minutes).

La simulation de pluie intègre la variabilité spatiale de la capacité d'infiltration à petite échelle ( $1\text{m}^2$ ) pour fournir une évaluation de l'infiltrabilité apparente à l'échelle de la mesure. Compte tenu de l'échelle des processus de ruissellement (cf. chapitre II-3), nous extrapolons l'infiltrabilité apparente obtenue à l'échelle de 1m à toute la longueur de l'unité hydrologique.

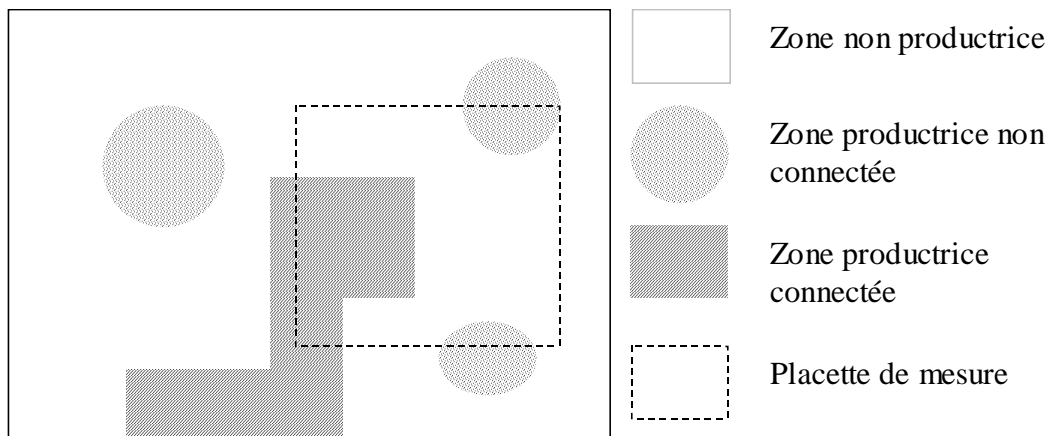


**Figure 3- 43 Instrumentation des placettes de mesure dans le cadre de la campagne de simulation de pluie menée les 4, 5 et 6 juillet 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), d'après l'instrumentation de Armand et al. (2007, soumis).**

Leonard (com. orale, RIDES 2006) définit ainsi l'infiltrabilité apparente  $\phi$  (Figure 3- 44).  $\phi$  dépend de l'intensité de pluie pendant la période de ruissellement mais également du pourcentage de la surface totale qui est contributive. En effet, il faut souligner que toute la surface n'est pas contributive et que toutes les zones contributives ne sont pas reliées à l'exutoire (Figure 3- 45).



**Figure 3- 44 Définition de l'infiltrabilité apparente mesurée pour la placette soumise à la simulation de pluie.**



**Figure 3- 45 Exemple de répartition des différentes zones de production de ruissellement au sein d'un interrang de vigne.**

Nous ajoutons que même si les processus de ruissellement sont sensés être les mêmes aux échelles de 1m et 100m (chapitre II-3), l'extrapolation de la mesure d'infiltrabilité apparente faite à l'échelle de la placette de mesure reste sujette a erreur du fait de cette répartition des zones productrices/non productrices, connectées/non connectées.

### 6.3.2 Mise en œuvre des simulations de pluie

#### 6.3.2.1 Choix des emplacements de mesure

La campagne de simulation de pluie s'est déroulée du 4 au 6 juillet 2006. A raison de 4 simulations par jour, une douzaine de mesures étaient envisageables sur le terrain. Le choix des emplacements pour ces 12 simulations de pluie s'est fait de la manière suivante : (i) au moins une simulation par type (7 types) avec répétition sur les

types les plus fréquents (1, 2, 3, 5, 6), (ii) au sein de chaque type nous choisissons des parcelles intéressantes du point de vue du comportement hydrologique du bassin (parcelles reliées assez directement à l'exutoire), et (iii) nous plaçons la placette de mesure au bas de l'interrang, proche de l'exutoire de la parcelle puisque cette partie contribue obligatoirement lorsque la parcelle ruisselle. Les numéros des parcelles choisies pour les simulations de pluie et le type d'interrang concerné (enherbé ou désherbé) sont présentés dans la colonne 2 de la Table 3- 43, la colonne 1 indiquant le type d'état de surface ainsi caractérisé. Les colonnes 3 à 5 de la Table 3- 43 correspondent à des caractéristiques supplémentaires que nous avons recherchées sur quelques unes des placettes de mesure afin de tenter d'expliquer a posteriori les mesures mal classées en 2005 avec la méthode Beerkan. Nous incluons ainsi des placettes correspondant à des sites de mesure mal classés par la méthode Beerkan (unités 164e, 174d, 174e) et choisissons, lorsqu'elles correspondent aux autres critères de choix, les placettes avec macroporosité apparente (ou fissure en surface) parmi les différents types d'état de surface pour tenter d'expliquer les mesures fortes observées avec la méthode Beerkan en 2005.

TYPE EdS	Nom unité	Caractéristique1	Caractéristique2	Caractéristique3
1	ExpéD		fissures	
1	198D			
4	172E			
5	164E			mal classé 2005
6	166D	macroporosité		
6	163D		fissures	
2	174D	macroporosité		mal classé 2005
2	159D			
3	174E			mal classé 2005
3	175E			
7	193D	macroporosité		

**Table 3- 43 Nom (numéro de l'unité parcelle et type d'interrang concerné) et caractéristiques (type d'état de surface, macroporosité apparente, classement incorrect avec la méthode Beerkan en 2005) des unités choisies pour les mesures de capacité d'infiltration par simulation de pluie sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) en 2006.**

La caractéristique 1 (macroporosité) est recherchée pour 3 unités appartenant a priori aux 3 classes de capacité d'infiltration (faible, moyen, fort) afin de déterminer si la macroporosité peut entraîner une capacité d'infiltration forte au delà de la considération de l'EdS. Nous cherchons ainsi à expliquer les mesures fortes observées en 2005 avec la mesure Beerkan, qui se répartissaient dans différentes classes d'EdS.

La caractéristique 2 a pour but de vérifier que les fissures ne jouent pas de rôle sur la capacité d'infiltration, car d'après nos observations elles se referment rapidement au contact de l'eau.

Avec la caractéristique 3 enfin, les unités correspondant aux mesures mal classées en 2005 sont incluses afin de tenir compte a priori d'une variance maximale de la capacité d'infiltration au sein des types d'EdS (si tant est que l'on puisse parler de variance avec un si petit nombre de répétitions).

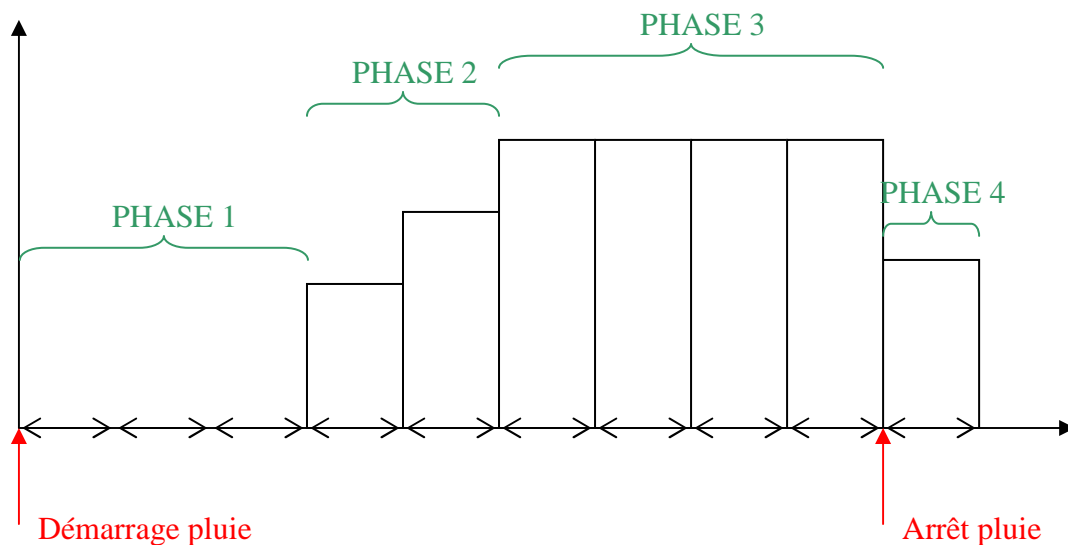
### 6.3.3 Résultats des simulations de pluie

#### 6.3.3.1 Hydrogrammes obtenus par les simulations de pluie

Un exemple des fiches récapitulatives des mesures réalisées, avec photographies des zones ruisselantes et annotations de l'hydrogramme enregistré pour l'interprétation de la dynamique du volume ruisselé, est présenté dans la double page suivante pour l'unité 159D.

#### 6.3.3.2 Dynamique du ruissellement

Après interprétation, nous synthétisons la forme des hydrogrammes obtenus de la manière présentée dans la Figure 3- 46.



**Figure 3- 46 Forme synthétique des hydrogrammes obtenus à l'exutoire des placettes de mesure lors des simulations de pluie du 4 au 6 juillet 2006 à Rouffach (Haut-Rhin, France).**

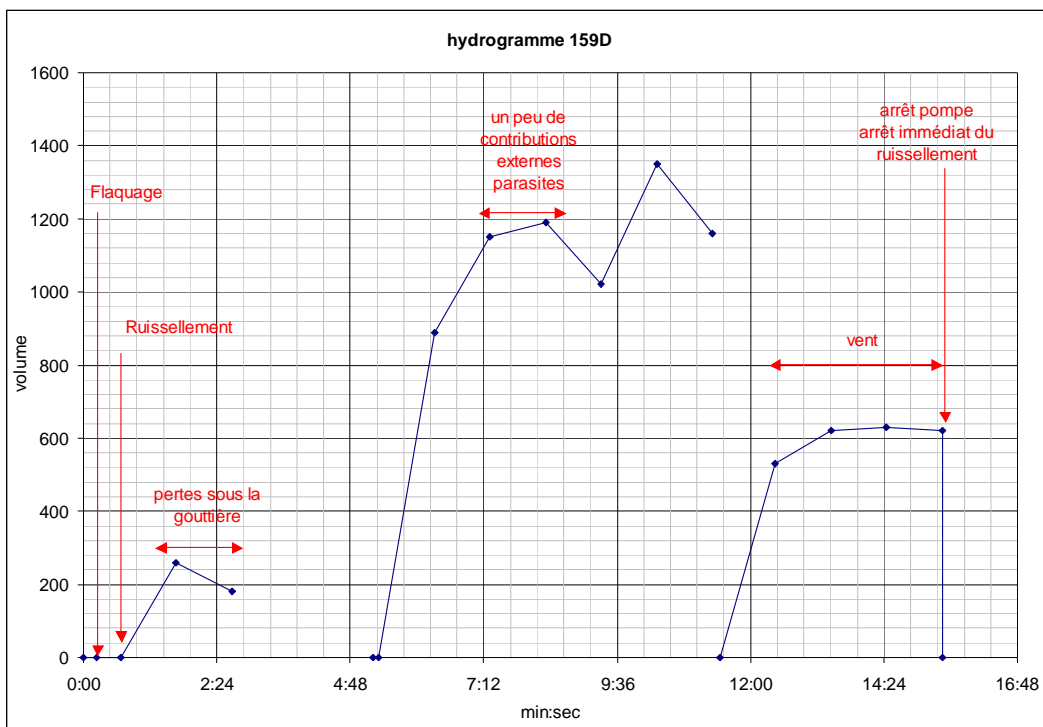
La phase 1 peut-être due : (i) au remplissage des microreliefs, (ii) à une capacité d'infiltration supérieure à l'intensité de pluie (option éliminée car le temps de flaquage est très court, inférieur à 1minute).

La phase 2 est généralement très courte (1 minute). Cette période de « transition » où le volume ruisselé par minute augmente, jusqu'à stabilisation n'est pas le fait d'une capacité d'infiltration qui diminue au cours du temps. Cela est dû à la dynamique du ruissellement au sein de la placette (Figure 3- 47).

Vue la période de transition courte (1min) nous considérons que le régime permanent est atteint rapidement, ce qui vient renforcer les observations déjà faites à l'échelle de quelques centimètres carrés avec les essais Beerkan. Les conséquences pour la paramétrisation du modèle de Horton dans FlowT sont les suivantes : nous estimons T90 inférieur à un pas de temps de calcul.

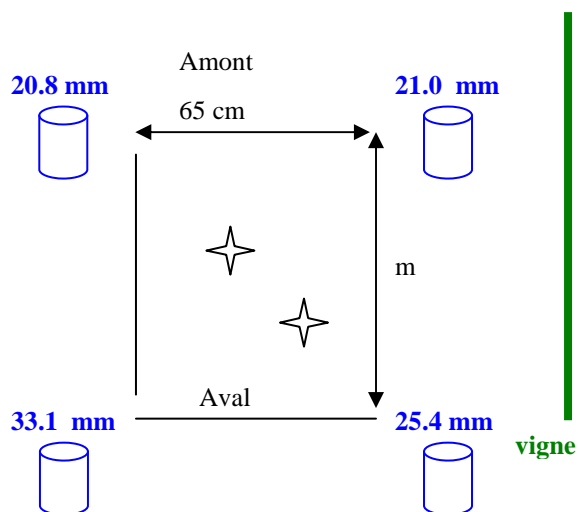
La phase 3 (régime permanent) nous permet d'estimer la capacité d'infiltration finale apparente de la placette. Notons que l'intensité de pluie n'est pas réellement constante au cours du temps ce qui explique que la phase 3 ne soit pas strictement constante.

La phase 4 nous renseigne sur le temps de concentration sur 1m (surestimé car la pluie est arrêtée).



06 JUILLET 2006 _ SIMULATION DE PLUIE ROUFFACH		
PLACETTE n°159D +TR	HEURE (hh:mm)	VOLUME (mL)
To démarrage de pluie	<sup>(1)</sup> 00:00	
T1 début du flaquage	<sup>(1)</sup> 00:14	
T2 début du ruissellement (premières gouttes)	<sup>(1)</sup> 00:40	
T2+ 1minute <i>perles sous la gouttière!</i>	01:40	260
T2+ 2minutes --> arrêt provisoire pompe	02:40	180
To démarrage de pluie	<sup>(2)</sup> 05:13	
T1 début du flaquage	<sup>(2)</sup> 05:13	
T2 début du ruissellement (premières gouttes)	<sup>(2)</sup> 05:19	
T2+ 3minutes	06:19	890
T2+ 4minutes <i>un peu de contributions extérieures</i>	07:19	1150
T2+ 5minutes <i>un peu de contributions extérieures</i>	08:19	1190
T2+ 6minutes	09:19	1020
T2+ 7minutes	10:19	1350
T2+ 8minutes	11:19	1160
To démarrage de pluie	<sup>(3)</sup> 11:27	
T1 début du flaquage	<sup>(3)</sup> 11:27	
T2 début du ruissellement (premières gouttes)	<sup>(3)</sup> 11:27	
T2+ 9minutes <i>vent !!</i>	12:27	530
T2+ 10minutes <i>vent !!</i>	13:27	620
T2+ 11minutes <i>vent !!</i>	14:27	630
T2+ 12minutes <i>vent !!</i>	15:27	620
fin ruissellement	15:37	0

**Volume d'eau recueilli dans les flacons**



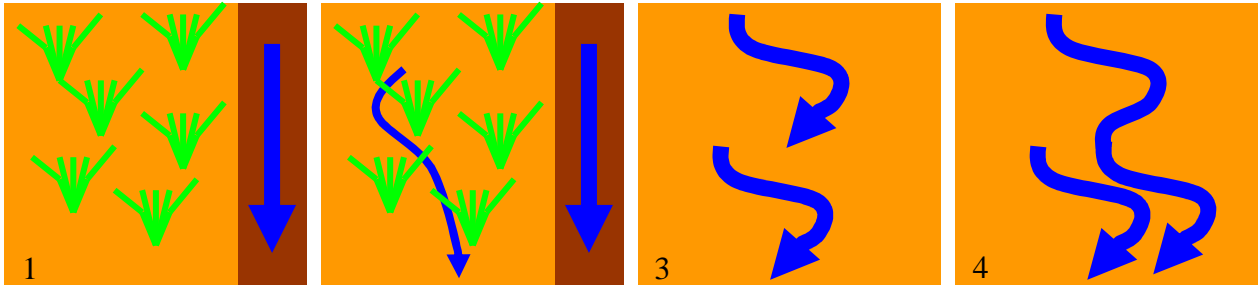
**Intensité moyenne de pluie 118 mm/h**

☆ Teneur en eau initiale 8.22%  
☆ Teneur en eau finale 22.95%

Pression 1.3 bar



Au début de la simulation (1 et 2, Figure 3- 47), la trace de roue contribue en premier alors que la contribution de l'interrang intervient plus tard (types 4 et 6 surtout). Pour tous les types, le temps de concentration à l'échelle du mètre carré (3, Figure 3- 47) induit la période de transition observée jusqu'à stabilisation du débit à l'exutoire de la placette (4, Figure 3- 47).



**Figure 3- 47 Analyse de la dynamique du ruissellement observée lors des simulations de pluie du 4 au 6 juillet 2006 à Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les temps de concentration estimés sur les placettes de mesure de 1 mètre de long correspondent à la durée entre le démarrage de la pluie et la fin de la phase 2 de l'hydrogramme (Figure 3- 46). Les temps de concentration estimés sur les placettes sont les suivants :

Unité	198D	174D	174E	175E	172E	159D	expD	163D	166D
Tc (sec.)	34	28	57	61	81	10	34	27	27

**Table 3- 44 Temps de concentration estimés sur les parcelles lors des simulations de pluie réalisées à Rouffach (Haut-Rhin, France) en 2006.**

Nous utilisons les hydrogrammes enregistrés lors des simulations de pluie pour déterminer les paramètres  $H_{mcr}$  et  $I_f$  sur chaque placette par inversion avec le modèle FlowT utilisé à l'échelle d'une seule unité hydrologique.

#### 6.3.3.3 Biais dans la mesure de l'intensité de pluie

Plusieurs constatations ont été faites lors de la mise en œuvre de l'appareillage décrit quand à la détermination du hyétogramme de l'essai :

- ✓ la pompe, réglée à une pression constante (1,1 bar, contrôlée par un manomètre au niveau du gicleur), ne permet pas un réglage très précis de l'intensité ni n'assure une constance parfaite de cette intensité pendant la simulation ;
- ✓ les flacons de récolte disposés aux quatre coins de la placette sont petits (diamètre d'ouverture 3,5 cm) favorisant les effets de bord, qui faussent la mesure de la hauteur d'eau totale tombée pendant la mesure ;
- ✓ si l'effet du vent est négligeable (sauf pour 1 mesure) sur la répartition spatiale des gouttes d'eau, que nous considérons homogène, et cela grâce à l'écran naturel fourni par les rangs de vigne, disposés perpendiculairement à la direction du vent dominant, ces mêmes rangs de vigne ont un effet sur la taille des gouttes, plus grosses du côté de la vigne ;

**L'incertitude sur l'intensité de pluie est donc non négligeable.**

#### 6.3.3.4 Biais dans la mesure du volume ruisselé

Plusieurs constatations ont été faites lors de la mise en œuvre de l'appareillage décrit quand à la mesure du volume ruisselé lors de l'essai :

- ✓ Il peut y avoir un écoulement préférentiel le long des plaques latérales (effets de bords) engendrant un ruissellement artificiellement fort ;
- ✓ La gouttière de récupération du ruissellement à l'aval de la placette peut « couper » des zones productives normalement non connectées à l'exutoire (Figure 3- 45) et donc récupérer un volume d'eau qui, à l'échelle de l'interrang, ne serait pas collecté à l'exutoire de la parcelle (zone contributive non connectée), ce qui mène à sous-estimer la capacité d'infiltration apparente de l'unité.

#### 6.3.3.5 Observations d'ordre général

- ✓ Les fissures ne sont pas discriminantes du point de vue de la capacité d'infiltration car elles se referment rapidement sous la pluie ;
- ✓ Les touffes d'herbe qui peuvent exister sur les interrangs désherbés et plus généralement dans le type 4 n'empêchent pas le ruissellement, qui les contourne ;
- ✓ Ce sont essentiellement les traces de roue qui contribuent ;
- ✓ Quand il n'y a pas de trace de roue ou de sillon susceptible de concentrer l'écoulement sur toute la longueur de la placette, c'est uniquement l'aval des placettes qui est mis à contribution, sauf dans le cas des parcelles de type 1 (198D).

#### 6.3.3.6 Estimation de $I_f$ et $H_{mcr}$ sur les parcelles par méthode inverse

##### Calibration de $I_f$

Le fichier des débits observés que nous utilisons correspond uniquement à la portion 3 de l'hydrogramme complet.

La calibration de  $I_f$  n'est pas menée uniquement pour le hyètoigramme (intensité constante) estimé grâce aux hauteurs totales de pluie récupérées dans les flacons aux coins de la placette. En effet, nous avons vu que l'incertitude sur l'intensité de pluie était non négligeable. De plus, pour les unités 198D et 163D nous ne disposons que de deux flacons sur 4 pour l'estimation de l'intensité moyenne de pluie, et seulement 1 sur 4 pour 174D et 174E. Nous proposons donc de répéter la calibration de  $I_f$  pour la gamme des intensités de pluie estimées lors de la campagne de mesure.

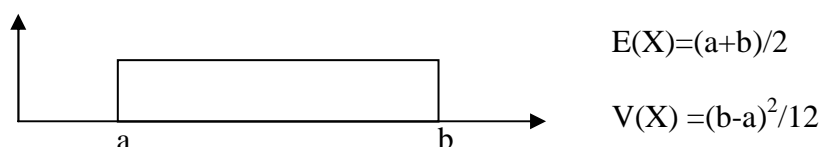
Pour déterminer la gamme des intensités de pluie nous disposons d'un échantillon de 5 simulations de pluie pour lesquelles les 4 flacons sont renseignés.

Intensité (mm/h)	92	95	106	118	125
------------------	----	----	-----	-----	-----

En posant l'hypothèse que ces 5 individus appartiennent à la même population (même matériel, mêmes conditions de pression), nous estimons la moyenne, l'écart-type et la variance de la population :

Moyenne $E(X)$	Ecart-type $S(X)$	Variance $V(X)$
107.2	14.3	203.7

En supposant une loi de distribution uniforme de l'intensité de pluie nous déduisons les bornes a et b de la gamme d'intensité à tester :





a, borne minimale de la gamme, est égal à 82 mm/h et b, borne maximale, est égal à 132 mm/h. Nous répétons donc la calibration de  $I_f$  pour 51 valeurs de l'intensité de pluie, de 82 à 132 mm/h.

$I_0$  est fixé égal à  $I_f$  et  $T_{90}$  est fixé égal à 1 min. La valeur de la fonction objectif RMSE est calculée pour chacune des 141 valeurs de  $I_f$  testées et la valeur retenue est celle qui minimise RMSE.

Les résultats des calibrations de  $I_f$  sont fournis dans la Table 3- 45.

TYPE	unité	Intensité (mm/h)	$I_f$ (mm/h)	RMSE min	$I_{\text{pluie}}$ min (mm/h)
1	198D	129	17	140	
		gamme	0-20		110
2	174D	-	-	108	
		gamme	0-26		105
3	174E	-	-	122	
		gamme	0-29		101
3	175E	95	12	25	
		gamme	0-49		82
4	172E	106	9	23	
		gamme	0-35		96
2	159D	118	10	106	
		gamme	0-24		107
1	ExpD	92	22	35	
		gamme	12-62		
6	163D	81	57	0 (une seule valeur)	
		gamme	58-108		
6	166D	125	81	53	
		gamme	38-88		
5	164E	-	0	-	-
7	193D	-	0	-	-

**Table 3- 45 Résultats de calage de la valeur de  $I_f$  sur les placettes de simulation de pluie.**

### Calibration de $H_{mcr}$

Le fichier des débits observés que nous utilisons correspond à l'hydrogramme complet mais le calcul de la fonction objectif RMSE n'est réalisé que sur la phase 1. Le code du modèle FlowT est légèrement modifié pour effectuer les calculs à la seconde car la durée observée entre le début de la pluie et le début du ruissellement est souvent inférieur à la minute et est donnée à la seconde près.

La valeur de  $I_f$  utilisée est celle calée précédemment (ou la moyenne si nous ne disposons que d'une gamme de valeurs).

Nous testons 141 valeurs de  $H_{mcr}$ , de 0 à 14 mm, de dixième en dixième.

Les valeurs de  $H_{mcr}$  calées sont fournies dans la Table 3- 46.

Les valeurs de  $H_{mcr}$  calées sont les mêmes quelque soit le couple (Intensité Pluie/ $I_f$  calé).

unité	Durée phase 1 (sec.)	Hmcr (mm)	RMSE
198D	0	0	-
ExpD	60	1.2	0
172 <sup>E</sup>	50	0.7	0
166D	420	5.2	0
163D	330	2.2	0
174D	108	1.4	0
159D	40	1.3	0
174E	120	1.5	0
175E	240	3.0	0

**Table 3- 46 Résultats de calage de la valeur de Hmcr sur les placettes de simulation de pluie.**

### 6.3.3.7 Conclusions

Les résultats sont consignés dans la Table 3- 47. Ces résultats ne sont interprétables qu'accompagnés des remarques sur la dynamique de ruissellement observée lors des essais de simulation de pluie. La caractérisation des types d'interrang 1, 4 et 6 est confirmée dans le sens où l'interrang contribue au ruissellement lors des simulations de pluie sur ces types. La caractérisation des types d'interrang 2 et 3 est confirmée dans le sens où l'interrang ne contribue pas au ruissellement lors des simulations de pluie. Le type 5 était mal caractérisé et rejoint les types 2 et 3 : l'interrang ne contribue pas lors de la simulation de pluie. L'interrang de type 7 est caractérisé comme non contributif également. Au final, ce sont les traces de roue qui dominent la réponse des parcelles.

Ainsi, la confirmation de la caractérisation des types d'interrang par la méthode Beerkan s'observe plutôt dans les zones des placettes qui contribuent au ruissellement que dans les valeurs de capacité d'infiltration calées. Ces valeurs correspondent à des capacités apparentes pour l'interrang ET la trace de roue, présente dans la majorité des parcelles. Ainsi, pour les interrangs caractérisés par une capacité d'infiltration faible, nous observons effectivement une contribution de l'interrang au ruissellement, en plus de la trace de roue. Pour les interrangs à capacité moyenne, seule la trace de roue contribue.

Il faut remarquer cependant que les interrangs enherbés de type 5 ont été mal caractérisés avec la méthode Beerkan : tous les interrangs enherbés, de type 5 ou 3, ont une capacité d'infiltration trop forte pour contribuer. De même, la capacité d'infiltration des interrangs de type 6 a été sous-estimée dans la caractérisation avec la méthode Beerkan : même si un écoulement apparaît dans un sillon central de l'interrang pour le type 6, le reste de l'interrang infiltre trop pour contribuer. La valeur forte de capacité d'infiltration « apparente » (homogène sur la placette) calée sur chacune des deux placettes de type 6 est due à une trace de roue ne ruisselant que très peu, contrairement à toutes les autres placettes de l'essai. Enfin, les interrangs enherbés 3 et 5 et les désherbés travaillés 2 et 6, qui ne diffèrent que par la granulométrie, ne présentent de résultats différents qu'à cause de la présence ou l'absence de traces de roues, et non à cause de la granulométrie. Nous éliminons donc la granulométrie des descripteurs des types et la remplaçons par la trace de roue.

La variabilité des mesures, due aux erreurs de mesures de la simulation de pluie, est de l'ordre de la variabilité des résultats entre les types 1-4 et ceux où seule la trace de roue contribue. Ces erreurs sont notamment dues aux erreurs sur l'intensité de pluie considérée, que l'instrumentation utilisée ne permet pas de fixer précisément ni de

maintenir réellement constante au cours de l'essai. Nous décidons donc de regrouper les types 1, 4 et les types 2, 3, 5, et 6 associés à une trace de roue.

caractérisation capacité d'infiltration à saturation Beerkan	types prédéfinis	parcelles d'expérimentation choisies	remarques	capacité d'infiltration à saturation simulation pluie (calée dans FlowT, en mm/h)	contribue au ruissellement
faible	type 1	expD	fissures	22	Interrang + Trace de Roue
		198D		17 (0-20)	Interrang + Trace de Roue
	type 4	172E		9	Interrang + Trace de Roue
	type 5	164E		ne ruisselle pas	
	type 6	166D	macroporosité	81	sillon (+ TR faiblement)
		163D	fissures	57	sillon (+ TR faiblement)
moyen	type 2	174D	macroporosité	0-26	Trace de Roue
		159D		10	Trace de Roue
	type 3	174E		0-29	Trace de Roue
		175E		12	Trace de Roue
à déterminer	type 7	193D	macroporosité	ne ruisselle pas	

**Table 3- 47 Estimation de la capacité d'infiltration en mm/h de chaque type d'état de surface identifié sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

👉 Les valeurs de  $I_f$  et  $H_{mcr}$  sur les parcelles sont déduites des hydrogrammes enregistrés à l'exutoire des placettes lors des simulations de pluie par modélisation inverse avec FlowT utilisé sur une seule unité. Au vu de la forme des hydrogrammes observés,  $T_{90}$  est estimé inférieur à un pas de temps de calcul (6 minutes) sur toutes les parcelles.

La première caractérisation de la capacité d'infiltration des 7 types d'EdS avec la méthode Beerkan (faible, moyen, fort) est confirmée par les simulations de pluie réalisées. Mais cette confirmation s'observe plutôt dans les zones des placettes qui contribuent au ruissellement que dans les valeurs de capacité d'infiltration calées : pour les interrangs caractérisés par une capacité d'infiltration faible, nous observons une contribution de l'interrang au ruissellement, en plus de la trace de roue. Pour les interrangs à capacité moyenne, seule la trace de roue contribue.

La trace de roue, lorsqu'elle existe, domine donc la réponse de la parcelle et remplace la granulométrie, qui n'apparaît finalement pas pertinente, comme quatrième descripteur des types d'état de surface.

Finalement, les interrangs enherbés (types 3 et 5) et fraîchement travaillés (type 7) ne ruissellent pas. Cependant, si une trace de roue existe, la capacité d'infiltration atteint 0 à 30 mm/h. De même, les interrangs travaillés de longue date (2 et 6) ruissellent faiblement (57 à 81 mm/h) mais avec une trace de roue la capacité atteint 10 à 26 mm/h. Quant aux interrangs désherbés non travaillés (type 1) et imparfaitement enherbés (clairsemés) (type 4), ils contribuent avec ou sans trace de roue, d'où une capacité d'infiltration apparente de 0 à 20 mm/h avec ou sans trace de roue.

Les résultats des campagnes de terrain permettent donc de paramétrer les parcelles pour la modélisation des débits (et des concentrations) à l'exutoire du bassin versant de Rouffach avec FlowT.

## 7 PARAMETRISATION DES MODELES

### 7.1 Paramétrisation de FlowT

#### 7.1.1 Typologie et gammes de variation de Hmcr et If (et Tc) sur les parcelles

##### 7.1.1.1 Regroupement des 7 types d'EdS a priori

Chacun des 7 types d'EdS définis a priori (sauf le type 7 et le type 1) sont déclinés avec et sans trace de roue (TR). Nous possédons trop peu de répétitions sur chaque type pour pouvoir tous les isoler les uns des autres. Notamment, les types 1 (interrang avec, ou sans, trace de roue) et 4 (interrang avec trace de roue), et les types 2 (trace de roue seule) et 3 (trace de roue seule) ont des capacités d'infiltration finale *If* et hauteur de stockage dans le microrelief *Hmcr* proches.

Le type 6 (sans trace de roue) est clairement à part. Les types 7 et 5 (sans trace de roue) ne ruissellent pas. Etant donné que seule la trace de roue contribue au ruissellement dans les types 2 et 3 nous en déduisons que les types 2 et 3 sans trace de roue ne ruissellent pas non plus. Ce qui nous mène au regroupement des 7 types a priori en 3 groupes : (1) T1 (avec ou sans TR), T2 (avec TR), T3 (avec TR), T4 (avec TR), (2) T6 (sans TR), (3) T5 (sans TR), T7. Le type 1 est dominé par la réponse des traces de roue, le type 2 correspond aux interrangs désherbés travaillés sans trace de roue et le type 3 correspond aux désherbés fraîchement travaillés et aux enherbés avec une couverture végétale de 100% (jamais de trace de roue). Rappelons que le type 1 correspond aux interrangs désherbés chimiquement (surface nue peu rugueuse), les types 3 et 5 correspondent aux interrangs enherbés, le type 7 aux interrangs désherbés travaillés, fraîchement labourés, les types 2 et 6 aux interrangs désherbés travaillés dont le labour n'est pas récent (plusieurs pluies depuis). Les variantes T6 avec trace de roue, T2 sans trace de roue et T3 sans trace de roue n'ont pas été observées. D'après le trait caractéristique présenté pour chacun des 3 regroupements nous intégrons T6 avec trace de roue au regroupement (1), T2 sans trace de roue au regroupement (2) et T3 sans trace de roue au regroupement (3). Les trois « super » types considérés au final pour la spatialisation de *If* et *Hmcr* des parcelles sont décrits dans la Table 3-48 et nous pouvons finalement les désigner par la simple pratique.

« Super »type	composition	Description simple
1	T1 (avec ou sans Trace de Roue), T2, T3, T4, T5, T6 (avec Trace de Roue)	Désherbé chimiquement ; Désherbée mécanique ou enherbée avec traces roue ; désherbée mécanique tassée
2	T2, T6 (sans Trace de Roue)	Désherbé mécanique sans trace de roue
3	T7, T3, T5 (sans Trace de Roue)	Désherbé mécanique fraîchement travaillé ; enherbé sans trace de roue

**Table 3- 48 Description des trois “super” types retenus pour la paramétrisation dans le modèle FlowT des caractéristiques hydrologiques des parcelles du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Une pratique non pérenne est une pratique qui peut passer d'un « super »type à l'autre au cours du temps : le désherbage mécanique est non pérenne puisqu'à mesure que la pluie dégrade l'état de surface, il passe du « super »type 3 au « super »type 1.

D'autre part, l'existence des traces de roue est la seconde source de variabilité temporelle des « super »types sur une parcelle. L'existence de traces de roue d'une année sur l'autre dépend de l'état du sol lors des vendanges : si les machines s'enfoncent, les parcelles présenteront des traces de roues l'année suivante (communication orale, A. Roth).

### 7.1.1.2 *Gammes de variation des paramètres*

#### **« Super » type 1**

Nous réalisons un test de comparaison de deux distributions de Mann\_Whitney\_Wilcoxon (annexe 16) pour vérifier si l'on peut effectivement regrouper les types 1 et 4 (interrang et trace de roue ruissellent) avec les types 2 et 3 où seule la trace de roue ruisselle et définir le cas échéant la gamme de variation de *If* et de *Hmcr* pour le « super » type 1.

Le résultat du test (annexe 16) nous permet de considérer que tous ces individus appartiennent à la même population. Nous considérons une distribution uniforme de *If* et *Hmcr* pour le « super »type 1 et calculons les bornes min et max de leurs gammes de variation, de la même manière que pour les pluies dans le chapitre III-6.3.3.6. Les résultats sont consignés dans la Table 3- 49.

	moyenne	variance	min	max
If	14	29.5	5	23
Hmcr	1.3	0.8	0	3

**Table 3- 49 Bornes minimum et maximum des gammes de valeur de *If* et *Hmcr* sur les parcelles pour le « super »type 1 et moyenne et variance de l'échantillon ayant permis de déterminer ces bornes par le test de Mann\_Whitney\_Wilcoxon.**

Pour les autres paramètres (non sensibles) nous conservons les distributions de l'analyse de sensibilité.

#### **« Super » type 2**

Nous ne disposons que de deux valeurs de *If* (57 et 81 mm/h) et deux valeurs de *Hmcr* (2,2 et 5,2 mm) qui ne permettent aucun traitement statistique.

Nous considérons donc une distribution uniforme des deux paramètres avec les gammes de valeur [50 ; 100] mm/h pour *If* et [3 ; 6] mm pour *Hmcr*.

Pour les autres paramètres (non sensibles) nous conservons les distributions de l'analyse de sensibilité.

#### **« Super » type 3**

Les unités appartenant à ce type ne contribuent pas au ruissellement, nous imposons donc *If* égal à 100 mm/h (les intensités de pluie maximales observées depuis 2003 sont inférieures à 10 mm/6min) et nous imposons *Hmcr* égal à 6 mm.

Pour les autres paramètres (non sensibles) nous conservons les distributions de l'analyse de sensibilité.

### **Temps de concentration**

Les temps de concentration observés sur les parcelles varient de 10 à 81 secondes avec une moyenne de 40 sec/m (Table 3- 44). Ces temps de concentration sont certainement surestimés sur 1m puisque les processus de concentration du ruissellement ne sont pas tous présents à cette échelle. Nous nous référons aux conclusions du chapitre II-3 sur l'échelle des processus d'érosion par écoulement concentré.

Nous considérons donc pour toute la longueur de l'unité une distribution uniforme de  $T_c$  avec la gamme de valeurs [0 ; 30] sec/m.

#### 7.1.2 Gammes de variation de $T_c$ et $Hmcr$ (et $If$ ) sur les routes

##### 7.1.2.1 Travaux antérieurs

$Hmcr$  sur les routes est estimé via l'Equation 3-10.

Le temps de transfert  $T_c$  sur les routes est estimé via l'Equation 3-11.

Notons que les lois classiques de l'écoulement à surface libre sont ici en limite de validité puisque utilisées pour un ruissellement de surface dont la hauteur d'eau est généralement faible. Suivant les recommandations de Ball et Alexander (2006) nous avons fixé  $n$  égal à 0,2 pour les routes goudronnées et bétonnées et 0,5 pour les routes recouvertes de cailloux.

##### 7.1.2.2 Gammes de variation des paramètres

Les distributions de  $T_c$  et  $Hmcr$  sur les routes sont considérées uniformes et les gammes de valeurs sont égales respectivement à [0 ; 2\* $T_{c\text{calculé}}$ ] et [0 ; 2\* $Hmcr_{\text{calculé}}$ ].

Les gammes de valeur varient donc d'une route à l'autre en fonction des valeurs de  $T_c$  et de  $Hmcr$  calculées d'après les Equations 10 et 11, mais elles restent constantes dans le temps pour une même route.

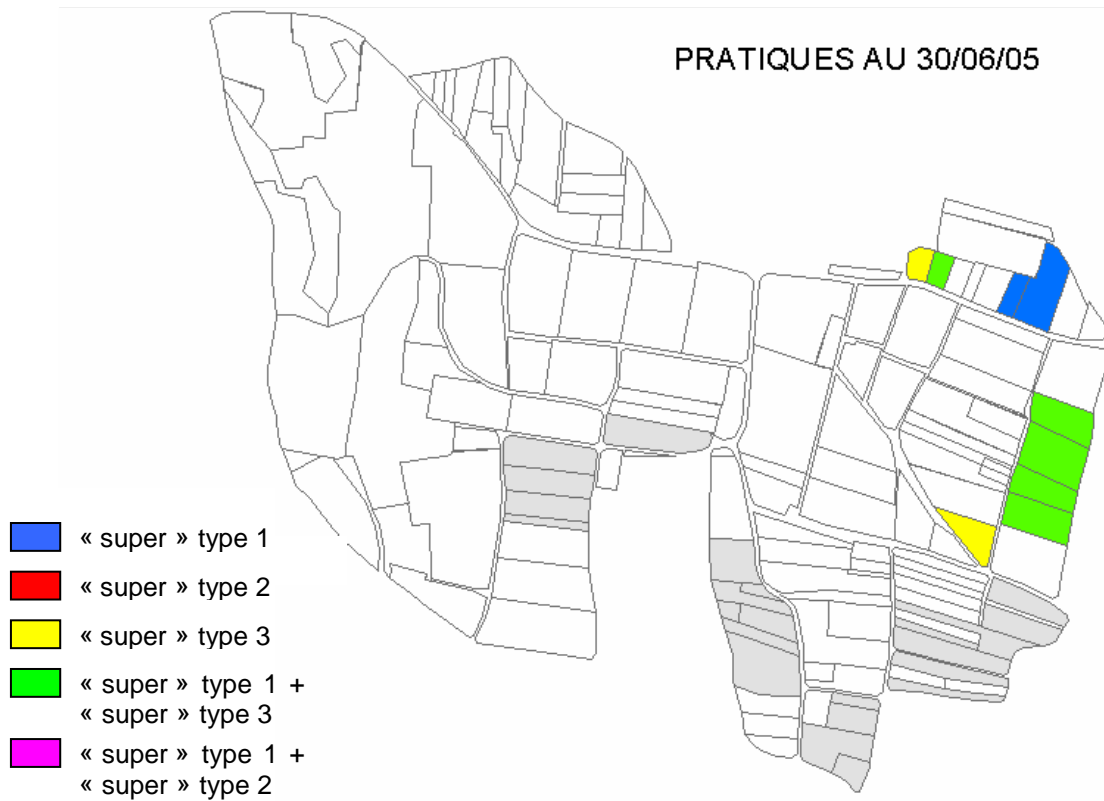
La capacité d'infiltration est considérée nulle sur les routes.

Pour les autres paramètres (non sensibles) nous conservons les distributions de l'analyse de sensibilité (Table 3- 33).

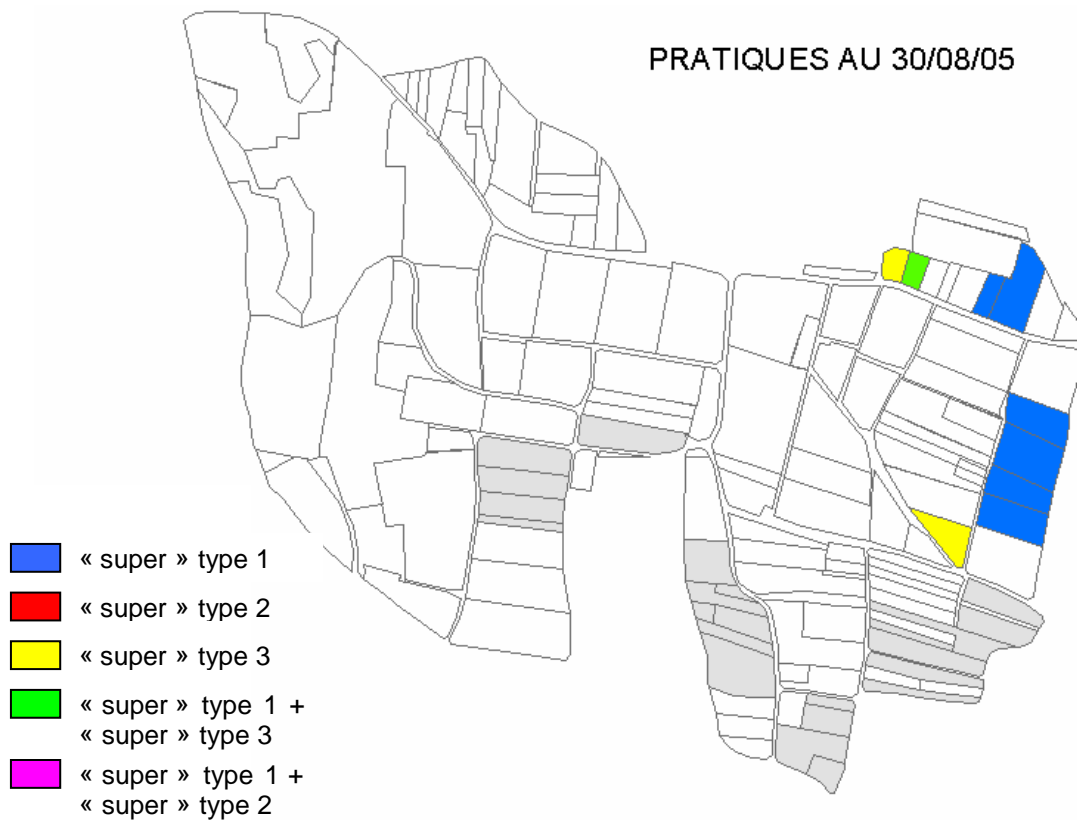
Nous avons donc défini les gammes de valeur de  $T_c$ ,  $Hmcr$  et  $If$ , les trois paramètres sensibles de FlowT, pour les unités parcelles et pour les unités routes. La répartition spatiale de  $T_c$  et  $Hmcr$  des unités routes est pérenne dans le temps puisque les valeurs des paramètres sont associées aux caractéristiques pérennes des routes (pente, longueur, la rugosité étant aussi pérenne pour une route « en dur »). En revanche, la répartition spatiale de  $Hmcr$  et de  $If$  sur les parcelles suit la répartition des « super » types 1, 2 et 3 d'occupation de sol définis dans les Figure 3- 48 à Figure 3- 52.

#### 7.1.3 Variabilité temporelle

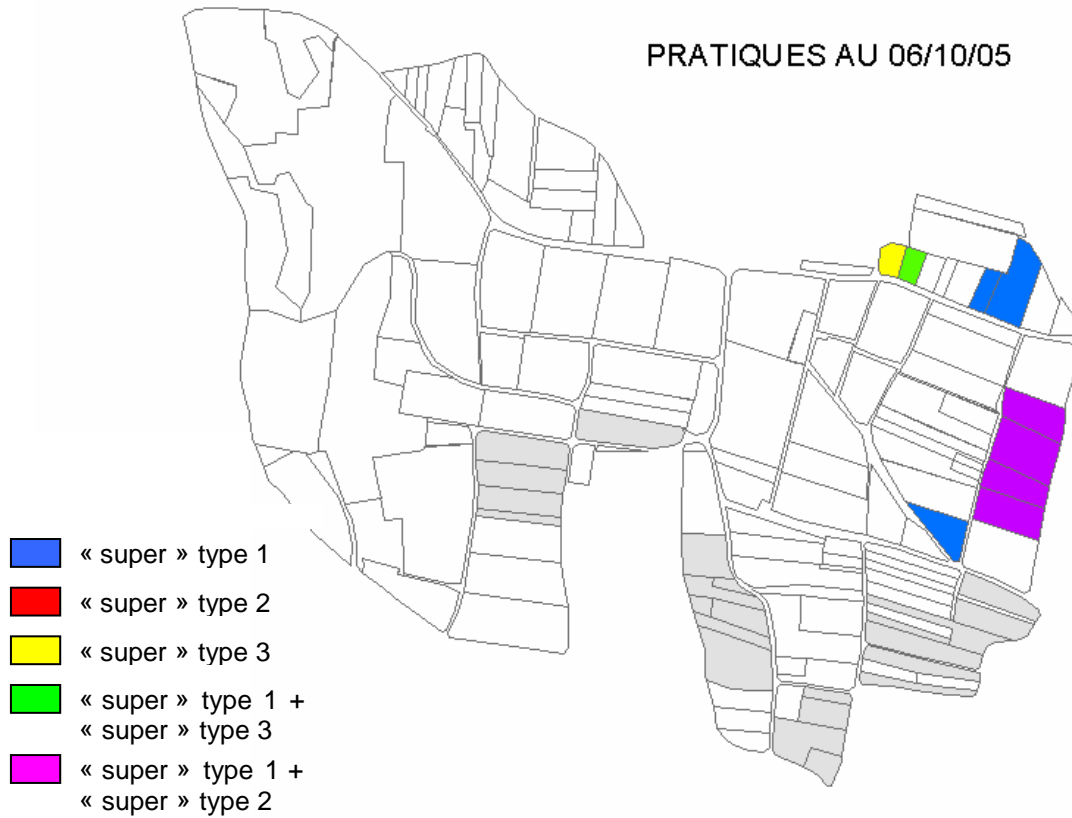
Les relevés d'Etats de Surface réalisés en juin 2005, août 2005, octobre 2005, juillet 2006 et septembre 2006 fournissent la répartition spatiale des 3 super types pour chacune de ces dates et son évolution au cours des années 2005 et 2006. Les 5 cartes de répartition spatiale sont proposées Figure 3- 48 à Figure 3- 52.



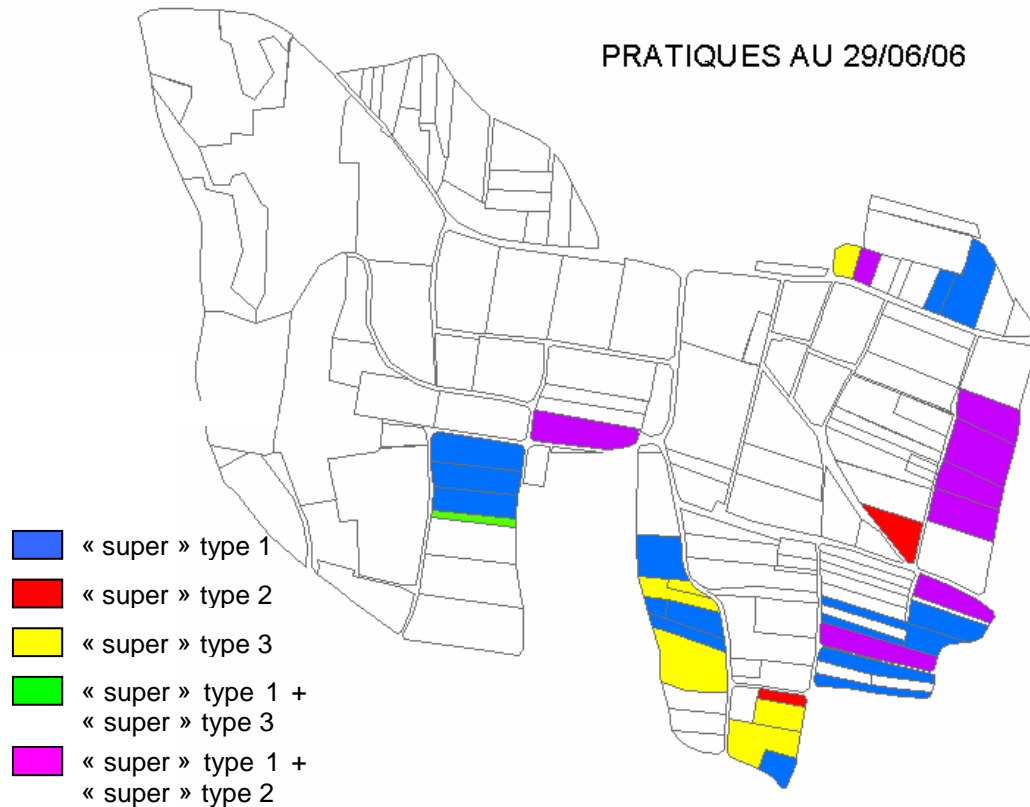
**Figure 3- 48 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 30 juin 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 3- 49 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 30 août 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

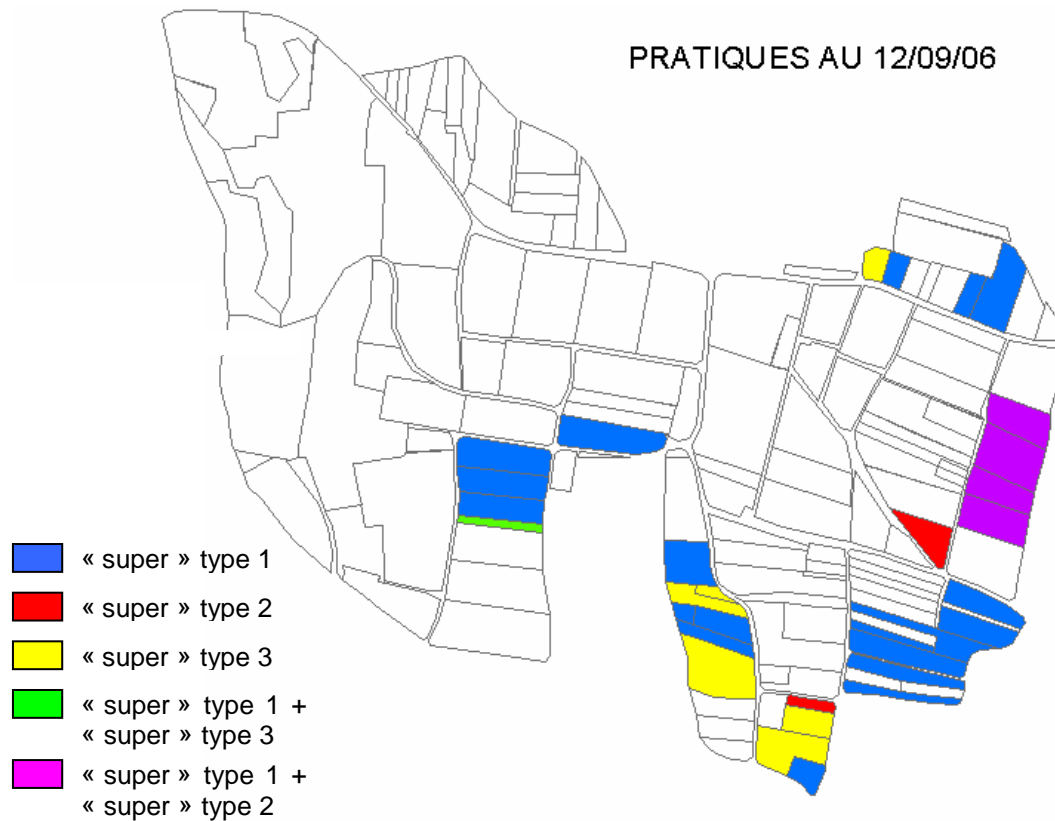


**Figure 3- 50 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 6 octobre 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 3- 51 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 29 juin 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**





**Figure 3- 52 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 12 septembre 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les pratiques correspondant au « super »type 1 figurent en bleu, les pratiques correspondant au « super »type 2 figurent en rouge, et les pratiques correspondant au « super »type 3 figurent en jaune.

Si la parcelle comporte deux pratiques (enherbée un rang sur deux) et que l’une correspond au « super »type 1 et l’autre au « super »type 3, la parcelle figure en vert. Si l’une correspond au « super »type 1 et l’autre au « super »type 2, la parcelle figure en violet.

Les parcelles non pérennes, dont la paramétrisation varie dans le temps, sont les parcelles 193, 167, et la moitié désherbée des parcelles enherbées un rang sur deux 186, 206, 107, 175, 174, 174bis, 174ter. Les numéros des unités, parcelles et routes, sont rappelés Figure 3- 19. Sur les autres parcelles la paramétrisation reste la même toute la saison 2005 et toute la saison 2006.

Au vu des dates de travail du sol et des pluies, chaque événement de 2005 et 2006 est associé à l’une de ces cartes pour la paramétrisation de FlowT sur les parcelles non pérennes (Table 3- 50).

événement	250705	010805	210805	110905	160905	011005	050406
carte	300605	300805	300805	300805	300805	061005	290606*
événement	100406	080506	090506	040806	180906	240906	250906
carte	290606*	290606*	290606*	290606*	120906	120906	120906

\* signifie que les désherbées fraîchement travaillées sont remplacé par des désherbées travaillées (« super »type 3 remplacé par « super »type 2).

**Table 3- 50 Association de chaque événement observé en 2005 et 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) à l’une des 5 cartes de répartition spatiale des « super » types.**

Concernant les années 2003 et 2004, il est à noter que : (i) les désherbées chimiquement et les enherbées sont des pratiques pérennes dans le temps et dans l'espace. Le seul changement pouvant intervenir est un arrachage de la vigne ; (ii) les désherbées travaillées (désherbées mécaniquement) sont pérennes dans l'espace (pas de changement de pratique en général, un interrang désherbé mécaniquement le restera) mais évoluent dans le temps (la surface se referme sous l'action des pluies et se rouvrent par travail du sol). Cette évolution est cependant prévisible, et peut être reconstituée a posteriori pour les années 2003 et 2004 grâce au calendrier du travail du sol. C'est ainsi que la répartition des « super » types sur les parcelles potentiellement contributives à l'exutoire a pu être reconstituée pour les événements observés sur le bassin versant de Rouffach en 2003 et 2004. Cette répartition est présentée Table 3- 51 et permet la paramétrisation dans FlowT des unités parcelle pour les événements de 2003 et 2004.

unite	« super »type
192	2
193(1)	1
193(2)	1
197(1)	1
197(2)	1
198	1
167	1
175(1)	1
175(2)	2
174(1)	1
174(2)	2
174bis(1)	1
174bis(2)	2
174ter(1)	1
174ter(2)	2

**Table 3- 51 « super »types considérés sur les parcelles du réseau 2005 pour les événements observés en 2003 et 2004 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

## 7.2 Paramétrisation de GR5

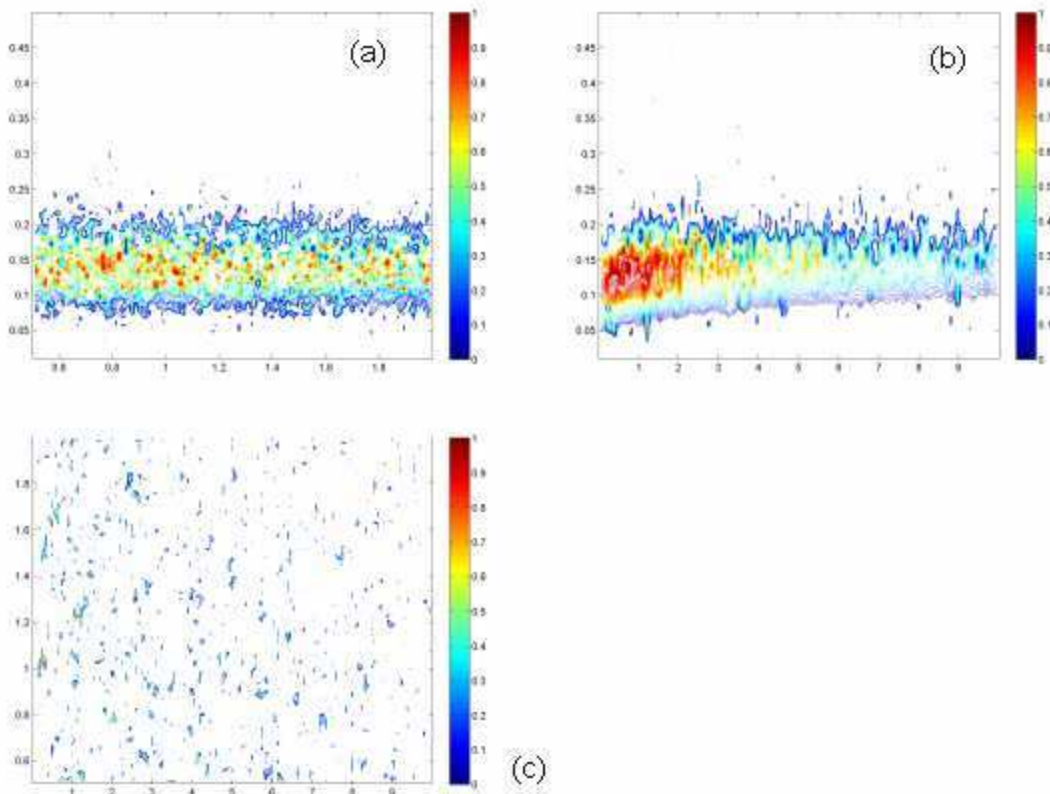
La surface réponse, représentant les valeurs atteintes par la fonction objectif dans l'espace des paramètres, est représentée pour diagnostiquer une éventuelle restriction des gammes de paramètres déterminées a priori dans le chapitre III-5 pour GR5. Comme l'espace des paramètres est multidimensionnel, nous ne pouvons en représenter que des coupes, correspondant à des couples de paramètres. La représentation est alors la projection sur le plan de coupe des valeurs de fonction objectif.

Les projections des trois plans de coupe correspondant aux couples de paramètres *C/eis*, *B/eis* et *B/C* pour l'événement du 11 juin 2004 sont présentées Figure 3- 53 (a), (b) et (c) pour le critère de Nash calculé sur les débits.

Comme on peut le noter sur la Figure 3- 53(a), la gamme des valeurs prises par le paramètre *eis* peut-être réduite à [0,08 ; 2] et le paramètre *C* n'apparaît pas sensible. La même forme de la surface réponse est obtenue pour les couples *eis* et *A*, *perco*, *vidan* ou *eir*. La surface réponse Figure 3- 53 (b) mène de plus à la restriction de la gamme

des valeurs prises par  $B$  de  $[0,01 ; 10]$  à  $[0,1 ; 3]$  pour l'événement 110604. Les autres coupes de l'espace des paramètres correspondent à une surface très discontinue comme sur la Figure 3- 53 (c). En effet, les valeurs de  $B$  et  $eis$  prises en dehors des gammes restreintes de paramètres proposées mènent à de faibles valeurs de Nash quelles que soient les valeurs prises par les autres paramètres.

La restriction possible des gammes de variation pour  $eis$  et  $B$  est également étudiée pour les événements 020604, 070903, 280803, 040603 et 240804. D'après les surfaces réponses obtenues (analogues aux surfaces de la Figure 3- 53(a) et (b)), les valeurs de  $eis$  et  $B$  sont restreintes aux valeurs minimum  $x$  et maximum  $y$  présentées dans la Table 3- 52. Les distributions des paramètres de GR5 sont donc modifiées en conséquence et, Table 3- 53, les distributions définitives utilisées pour l'analyse d'incertitude de GR5 sont présentées.



**Figure 3- 53 (a)  $eis=f(C)$ , (b)  $eis=f(B)$ , (c)  $C=f(B)$  pour l'événement 110604 pour 20 000 paramètres tirés par méthode LHS dans l'espace des paramètres définis par les distributions de la Table 3- 16.**

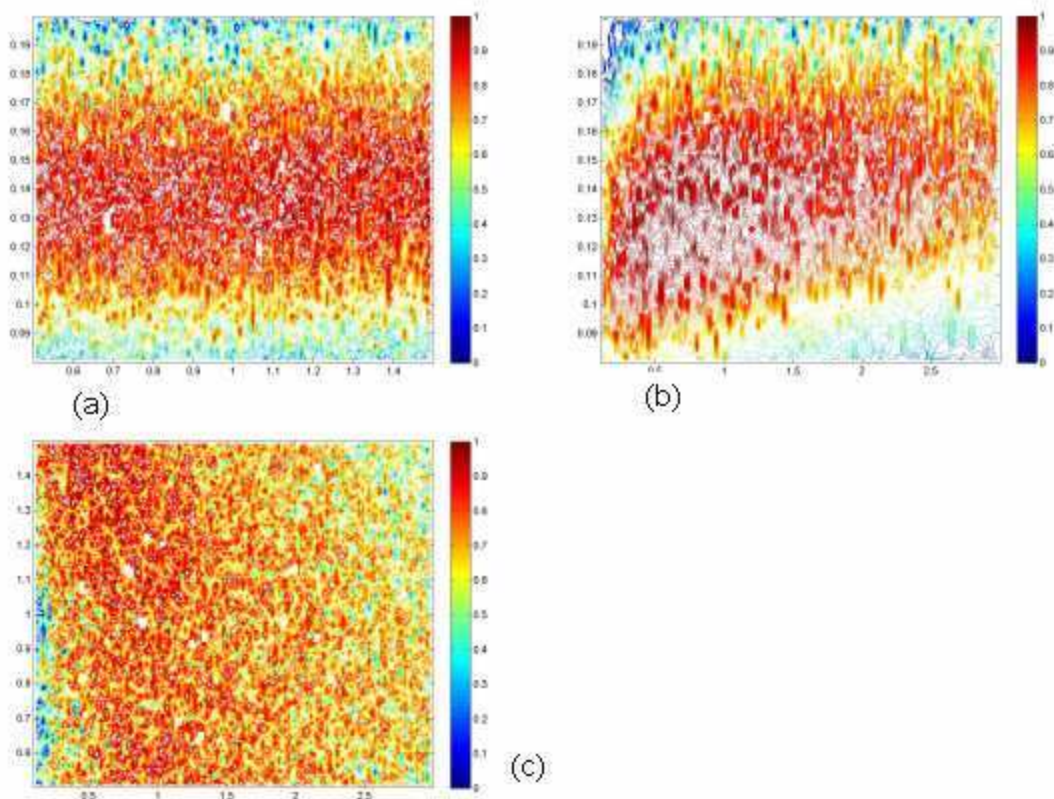
	20604		70903		280803		40603		240804	
	x	y	x	y	x	y	x	y	x	y
eis	0.08	0.12	0.08	0.12	0.08	0.12	0.12	0.3	0.09	0.2
B	0.1	1	0.1	1	0.1	0.5	0.1	3	0.1	3

**Table 3- 52 Restriction des gammes de valeur des paramètres hydrologiques  $eis$  et  $B$  du modèle GR5 selon les observations des surfaces réponses des événements 020604, 070903, 280803, 040604 et 240804.**

Paramètres Hydrologiques	Gamme	PDF
A, capacité du réservoir sol ( <i>mm</i> )	100-5000	uniforme
B, capacité du réservoir de routage ( <i>mm</i> )	0.1-3	uniforme
C, durée de l'hydrogramme unitaire (en nombre de pas de temps)	0.5-1.5	uniforme
perco, taux de percolation ( <i>mm</i> )	10-1000	uniforme
vidan, taux de drainage ( <i>mm</i> )	1e-06-5e-05	uniforme
eis, teneur en eau initiale du sol (% de A)	0.08-0.2	uniforme
eir, teneur en eau initiale réservoir de routage (% de B)	1e-06-1e-04	uniforme

**Table 3- 53 Distributions de probabilité restreintes des paramètres hydrologiques du modèle GR5 utilisées pour l'analyse d'incertitude de GR5.**

Les surfaces réponses correspondant aux couples de paramètres  $C/eis$ ,  $B/eis$  et  $B/C$  avec ces nouvelles distributions pour l'événement du 11 juin 2004 sont présentées Figure 3- 54 (a), (b) et (c) pour le critère de Nash calculé sur les débits.



**Figure 3- 54 (a)  $eis=f(C)$ , (b)  $eis=f(B)$ , (c)  $C=f(B)$  pour l'événement 110604 pour 20 000 paramètres tirés par méthode LHS dans l'espace des paramètres définis par les distributions de la Table 3- 53.**

La restriction des valeurs prises par  $eis$  et  $B$  permet d'obtenir des surfaces réponses homogènes pour les autres couples de paramètres, dominées par de fortes valeurs du critère de Nash.

Les gammes de valeur des paramètres chimiques de GR5 utilisées pour son analyse d'incertitude restent celles de la Table 3- 17.

## 8 ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES

### 8.1 Evénements de calibration et de validation

Les événements des années 2003, 2004 et 2005 correspondent à la délimitation du bassin versant observée en 2005. Les événements de l'année 2006 correspondent à la délimitation du bassin versant observée en 2006. Nous traitons donc à part les événements de 2006.

Nous cherchons d'une part à modéliser avec les mêmes jeux les débits des événements : 040603, 210703, 280803, 300803, 070903, 031003, 071003, 081003, 020604, 110604, 080704b, 080704c, 130704, 210704, 220704, 100804, 170804, 240804, 250705, 010805, 210805, 110905, 160905, 011005. Nous conservons pour la validation un événement de chacune des classes hydrologiques du réseau 2005 (Table 3-2) : (i) 170804 (classe 1), (ii) 160905 (classe 2), (iii) 280803 (classe 3), (iv) 080704c (classe 4), (v) 210703 (événement extrême) et 240804.

D'autre part, nous cherchons à modéliser avec les mêmes jeux les débits des événements : 050604, 100406, 080506, 090506, 040806, 180906, 240906, 250906. Nous conservons pour la validation un événement de chacune des classes hydrologiques du réseau 2006 (Table 3-4) : (i) 050406 (classe 1), (ii) 240906 (classe 2), (iii) 250906 (classe 3).

### 8.2 Jeux de paramètres hydrologiques retenus pour GR5

#### 8.2.1 Traitement du paramètre *eis*

D'après les conclusions du chapitre d'analyse de sensibilité des débits modélisés aux paramètres hydrologiques du modèle, le paramètre d'état initial du stock d'eau dans le réservoir sol, *eis*, est le paramètre le plus sensible pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin. Mais comme ce paramètre traduit un état initial, il est légitime de vouloir le laisser varier d'un événement à l'autre.

Nous avons donc réalisé une étude préliminaire pour trancher le statut du paramètre hydrologique *eis* : variable d'un événement à l'autre, ou calé sur l'ensemble des événements d'une même classe comme les autres paramètres. Cette étude utilise deux analyses de Monte Carlo, avec d'une part 6000 jeux de paramètres hydrologiques tirés par la méthode LHS dans l'espace des paramètres hydrologiques, et d'autre part 1000 jeux de paramètres hydrologiques (sans *eis*) tirés dans le même espace, avec 10 valeurs différentes de *eis* associées à chacun des 1000 jeux (soit 10000 modélisations en tout). Ces deux analyses de Monte Carlo servent de base à deux analyses d'incertitude simplifiées<sup>19</sup> sur les débits modélisés.

Les paramètres hydrologiques retenus pour l'ensemble des événements d'une même classe, pour l'une et l'autre des analyses, sont fournis Figure 3-55, Figure 3-56 et Figure 3-57, respectivement pour les classes hydrologiques 2, 3, et 4 des événements correspondant au réseau 2005.

Nous constatons que pour l'analyse d'incertitude laissant varier *eis*, celui-ci prend la même valeur pour tous les événements considérés dans la classe. Nous pouvons donc traiter *eis* comme les autres paramètres et imposer une même valeur de *eis* pour tous les événements d'une même classe hydrologique.

---

<sup>19</sup> Nous entendons par « analyse d'incertitude simplifiée » une analyse en une seule étape, sans l'étape de « zoom »

paramètres du modèle GR5													valeur de Nash sur la racine des débits					valeur de eis							
A	B	C	perco	vidan	eis	eir	ro	clin	cdif	prop	sisup	siinf	70903	20604	250705	10805	110905	160905	70903	20604	250705	10805	110905	160905	
avec variation de eis pour chaque événement de la classe																									
689	0.14	1.47	18	6.7E-06	6.9E-05	0.10	0.34	551	0.34	9.35	7.81	0.89	0.63	0.73	0.87	0.92	0.90	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08		
770	0.11	1.70	16	7.0E-05	8.6E-05	0.04	0.32	413	0.32	1.90	3.07	0.88	0.63	0.71	0.85	0.92	0.88	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08		
1085	0.22	1.43	637	9.9E-06	5.5E-05	0.01	0.45	361	0.53	2.93	0.93	0.85	0.51	0.89	0.80	0.83	0.70	0.13	0.13	0.13	0.08	0.08	0.08		
381	0.05	1.96	469	8.3E-05	1.4E-05	0.07	0.84	772	0.94	5.93	7.61	0.86	0.56	0.81	0.71	0.73	0.83	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08		
1367	0.18	1.81	854	3.1E-05	3.0E-05	0.09	0.24	404	0.73	9.51	3.69	0.77	0.48	0.75	0.76	0.82	0.72	0.08	0.08	0.13	0.08	0.08	0.08		
eis traité comme les autres paramètres																									
1090	0.21	1.51	403	3.5E-06	0.10	3.2E-05	0.05	0.42	652	0.87	1.99	6.61	0.95	0.66	0.83	0.89	0.83	0.87							
2295	0.27	0.99	180	3.5E-05	0.10	5.1E-05	0.04	0.51	720	0.68	3.42	9.40	0.90	0.61	0.79	0.85	0.87	0.88							
4854	0.21	0.97	256	7.2E-05	0.10	7.8E-05	0.10	0.99	286	0.56	7.95	9.88	0.89	0.56	0.79	0.80	0.83	0.86							
4386	0.18	0.74	787	3.3E-05	0.10	1.1E-05	0.06	0.99	482	0.54	0.12	4.96	0.89	0.48	0.82	0.78	0.78	0.85							

**Figure 3- 55 Jeux de paramètres hydrologiques retenus et valeurs de la fonction critère atteintes à l'issue d'une pré-analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe hydrologique 2 (réseau 2005).**

paramètres du modèle GR5													valeur de Nash sur la racine des débits				valeur de eis			
A	B	C	perco	vidan	eis	eir	ro	clin	cdif	prop	sisup	siinf	280803	080704bis	210704	220704	280803	080704bis	210704	220704
avec variation de eis pour chaque événement de la classe																				
770	0.11	1.70	16	7.0E-05	8.6E-05	0.04	0.32	413	0.32	1.90	3.07	0.80	0.79	0.88	0.75	0.08	0.08	0.08	0.08	
689	0.14	1.47	18	6.7E-06	6.9E-05	0.10	0.34	551	0.34	9.35	7.81	0.83	0.77	0.85	0.75	0.08	0.08	0.08	0.08	
eis traité comme les autres paramètres																				
2765	0.15	1.41	601	5.1E-05	0.10	7.0E-05	0.02	0.64	749	0.58	5.31	7.34	0.81	0.85	0.85	0.87				

**Figure 3- 56 Jeux de paramètres hydrologiques retenus et valeurs de la fonction critère atteintes à l'issue d'une pré-analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe hydrologique 3 (réseau 2005).**

**Figure 3- 57 Jeux de paramètres hydrologiques retenus et valeurs de la fonction critère atteintes à l'issue d'une pré-analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe hydrologique 4 (réseau 2005) (page suivante).**

CHAPITRE 3  
8. Analyse d'incertitude

paramètres du modèle GR5													valeur de Nash sur la racine des débits			valeur de eis		
A	B	C	perco	vidan	eis	eir	ro	clin	cdif	prop	sisup	siinf	110604	080704ter	130704	110604	080704ter	130704
avec variation de eis pour chaque événement de la classe																		
2710	0.52	1.87	49	4.4E-05		5.8E-05	0.09	0.26	50	0.70	0.87	4.58	0.95	0.95	0.80	0.13	0.13	0.13
4312	0.61	1.59	454	1.2E-05		2.1E-05	0.04	0.47	188	0.32	6.73	5.76	0.95	0.94	0.82	0.13	0.13	0.13
2892	0.42	1.50	170	5.8E-05		8.8E-05	0.05	0.80	561	0.53	8.00	0.99	0.96	0.91	0.85	0.13	0.13	0.13
3323	0.29	1.91	929	1.7E-05		6.4E-05	0.08	0.74	495	0.85	5.56	5.74	0.95	0.89	0.84	0.13	0.13	0.13
4053	0.38	1.93	779	3.1E-05		6.6E-05	0.06	0.42	171	0.29	6.02	7.72	0.94	0.91	0.89	0.13	0.13	0.13
970	0.89	1.52	119	4.0E-05		1.0E-04	0.00	0.36	316	0.50	6.32	1.89	0.93	0.92	0.82	0.13	0.13	0.13
1315	0.69	1.40	440	3.4E-05		2.2E-05	0.10	0.53	720	0.63	3.19	8.28	0.94	0.90	0.86	0.13	0.13	0.13
747	0.25	1.81	390	9.2E-05		2.6E-05	0.02	0.05	6	0.49	3.45	5.00	0.89	0.83	0.86	0.13	0.13	0.13
3486	0.31	1.54	519	3.9E-05		5.1E-05	0.04	0.73	315	0.86	2.50	8.60	0.94	0.87	0.87	0.13	0.13	0.13
2153	0.38	1.58	704	4.2E-05		2.7E-05	0.06	0.12	794	0.65	3.33	8.72	0.93	0.88	0.90	0.13	0.13	0.13
2189	0.47	1.57	405	6.2E-05		5.1E-05	0.08	0.11	252	0.54	3.86	9.66	0.93	0.90	0.89	0.13	0.13	0.13
282	1.16	1.93	76	2.1E-05		3.7E-05	0.09	0.87	728	0.54	3.48	5.15	0.86	0.91	0.85	0.13	0.13	0.13
4727	0.30	1.83	594	5.8E-05		5.7E-05	0.03	0.46	5	0.39	2.15	9.39	0.91	0.85	0.88	0.13	0.13	0.13
1719	0.48	1.19	428	2.9E-05		6.5E-05	0.04	0.49	535	0.84	5.54	0.54	0.94	0.86	0.82	0.13	0.13	0.13
2856	0.50	1.71	386	7.2E-05		2.2E-05	0.04	0.96	692	0.61	9.98	4.92	0.91	0.90	0.88	0.13	0.13	0.13
1517	0.66	2.00	849	3.4E-05		1.4E-06	0.10	0.60	721	0.69	9.77	2.28	0.90	0.90	0.86	0.13	0.13	0.13
4870	0.44	1.38	429	5.7E-05		6.8E-05	0.10	0.41	267	0.42	8.04	7.20	0.93	0.87	0.88	0.13	0.13	0.13
318	0.80	1.38	800	4.0E-05		5.3E-05	0.00	0.09	636	0.65	5.02	4.55	0.91	0.86	0.90	0.13	0.13	0.13
260	1.45	1.86	183	5.8E-06		1.3E-05	0.06	0.69	839	0.83	6.08	8.81	0.85	0.87	0.81	0.13	0.13	0.13
2705	0.53	1.30	471	5.1E-05		2.8E-05	0.08	0.32	833	0.92	4.04	2.94	0.93	0.87	0.87	0.13	0.13	0.13
1949	0.43	1.23	234	8.2E-05		6.3E-05	0.06	0.75	851	0.44	6.12	5.80	0.93	0.84	0.85	0.13	0.13	0.13
4801	0.62	1.66	495	7.0E-05		9.2E-05	0.03	0.97	727	0.53	1.00	9.48	0.87	0.87	0.84	0.13	0.13	0.13
3403	0.66	1.45	525	7.7E-05		2.2E-05	0.03	0.58	394	0.67	1.85	4.16	0.84	0.84	0.81	0.13	0.13	0.13
eis traité comme les autres paramètres																		
3449	0.73	1.91	928	7.1E-06	0.14	7.7E-05	0.06	0.46	725	0.34	1.71	0.91	0.94	0.94	0.83			
719	0.89	1.77	822	8.6E-06	0.15	8.5E-05	0.02	0.37	662	0.39	8.50	4.69	0.93	0.92	0.82			
2717	0.74	1.31	183	2.3E-05	0.14	2.2E-05	0.06	0.19	5	0.85	8.42	4.71	0.95	0.90	0.88			
3037	0.89	1.29	359	2.4E-05	0.14	2.2E-05	0.09	0.67	649	0.66	9.53	9.02	0.93	0.89	0.82			
4864	0.44	1.32	682	2.0E-05	0.14	7.2E-05	0.05	0.25	233	0.94	8.10	1.50	0.95	0.86	0.87			
1438	0.74	1.16	158	2.2E-05	0.14	3.8E-05	0.08	0.69	541	0.50	3.18	8.27	0.95	0.87	0.81			
464	0.81	1.93	41	1.9E-05	0.15	5.8E-05	0.05	0.31	540	0.70	4.25	7.10	0.87	0.90	0.89			
4849	0.76	1.38	958	2.8E-06	0.16	9.4E-05	0.09	0.35	332	0.22	2.72	4.22	0.91	0.83	0.87			
1074	1.04	1.46	385	1.3E-05	0.16	8.5E-05	0.02	0.78	172	0.49	0.96	2.19	0.87	0.84	0.89			
2565	0.58	1.82	741	3.8E-05	0.14	9.4E-05	0.07	0.40	4	0.27	4.94	1.15	0.88	0.86	0.89			
1914	0.50	1.31	700	5.9E-05	0.13	8.7E-05	0.03	0.56	836	0.46	8.72	1.09	0.88	0.84	0.85			
175	0.67	1.83	806	9.8E-05	0.13	3.3E-05	0.02	0.65	559	0.74	3.73	6.25	0.82	0.85	0.88			
1505	0.75	1.14	873	3.0E-05	0.14	6.0E-05	0.02	0.10	511	0.39	9.09	5.66	0.90	0.82	0.84			
4672	1.79	1.52	187	5.2E-06	0.16	5.4E-05	0.00	0.71	123	0.34	3.12	2.45	0.85	0.84	0.86			
3561	1.75	1.59	27	8.9E-05	0.16	9.2E-05	0.09	0.21	845	0.81	2.34	8.87	0.84	0.83	0.85			

Les valeurs de Nash sur la racine des débits atteintes dans le cas où *eis* est traité comme les autres paramètres sont aussi élevées que les valeurs de Nash atteintes lorsque l'on permet à *eis* de varier d'un événement à l'autre. Dans la suite de l'étude, nous traitons donc *eis* comme les autres paramètres hydrologiques.

### 8.2.2 Délimitation 2005 du bassin versant

Comme annoncé dans le chapitre III-3.2.2.3, les jeux de paramètres hydrologiques pour GR5 ne sont pas définis pour l'ensemble des événements de 2003 à 2005 mais pour chaque classe hydrologique définie a priori. Certaines classes peuvent être regroupées a posteriori si les mêmes jeux hydrologiques conviennent pour ces classes. Le tableau des événements utilisés en calibration et en validation par classe est donc le suivant (Table 3- 54).

	calibration	validation
classe 1	300803, 031003, 071003, 081003, 210805, 011005	170804
classe 2	070903, 020604, 100804, 250705, 010805, 110905	160905
classe 3	080704b, 210704, 220704	280803, 240804a
classe 4	110604, 130704	080704c

**Table 3- 54 Événements de calibration et de validation pour l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 pour la délimitation 2005 du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les événements 040603 et 210703 ne sont pas pris en compte car très différents des autres selon les conclusions du chapitre III-2.2.2 (Figure 3- 8 et Figure 3- 9). L'événement du 24 août 2004 peut quant à lui être séparé en deux événements, 240804a et 240804b (annexe 3) et les caractéristiques du premier pic nous amène à l'intégrer comme événement de validation pour la classe 3 (Ptot de 14,6 mm, I<sub>max</sub> de 2,6 mm/6mn, Q<sub>max</sub> de 135,4 m<sup>3</sup>/h et V<sub>tot</sub> de 95 m<sup>3</sup>), en plus de l'événement 280803 sur la validité duquel nous avons des doutes (Figure 3- 10).

L'exploration de l'espace des paramètres hydrologiques de GR5 est réalisée à hauteur de 20000 jeux. C'est le nombre maximal de jeux qui permet de réaliser l'analyse d'incertitude sur 17 jeux de calibration en un temps raisonnable.

#### 8.2.2.1 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»

Les 20000 jeux hydrologiques de l'étape de «prescreening» sont échantillonnés dans tout l'espace des paramètres hydrologiques, défini par les distributions de probabilité de la Table 3- 53. Le nombre de jeux retenus par classe hydrologique en fonction du seuil imposé est présenté dans la Table 3- 55 pour les valeurs seuil de Nash.

seuil	classes			
	1	2	3	4
0.85	0	0	0	0
0.80	0	0	3	117
0.70	0	2	152	803
0.60	0	89	560	2599

**Table 3- 55 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening» par classe hydrologique (événements 2003 à 2005) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



Les événements de la classe 1 sont mal modélisés avec GR5 : aucun jeu n'est retenu pour cette classe, qui correspond aux événements d'intensité très faible (Table 3-3). L'événement du 21 août 2005 s'avère limitant<sup>20</sup> : la valeur maximale de Nash atteinte sur les 20000 jeux est inférieure à 0,5. Il faut donc l'éliminer si l'on veut trouver des jeux hydrologiques convenant aux autres événements de la classe. Mais même en éliminant 210805, aucun jeu n'est retenu pour la classe 1.

Les événements de la classe 4 semblent mieux modélisés par GR5 au sens où plus de jeux sont retenus que pour les autres classes et à un seuil de Nash plus haut. Mais ces bons résultats sont à mettre en relation avec le faible nombre d'événements de calibration dans cette classe : les jeux de paramètres testés ne doivent satisfaire le critère de vraisemblance que pour deux événements (110604 et 130704).

Sur la base de ces premiers résultats est mené un essai de regroupement des classes, définies a priori par classification hiérarchique sur les caractéristiques hydrologiques des événements. Les jeux retenus pour les différentes classes au seuil de Nash 0,60 sont croisés. Le nombre de jeux appartenant à l'intersection est présenté dans la Table 3- 56

seuil	classes		
	2 et 3	3 et 4	2, 3 et 4
0.60	30	374	0

**Table 3- 56 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening» pour plusieurs classes hydrologiques (événements 2003 à 2005) pour un seuil de valeur de Nash de 0,60 sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Les classes hydrologiques 2 et 4 sont incompatibles : les débits à l'exutoire du bassin pour les événements de ces classes doivent être modélisés par des jeux de paramètres hydrologiques différents. Cette conclusion va dans le sens du constat qui nous a mené à différencier les événements pour le calage des paramètres de GR5. En effet, les événements de la classe 4 correspondent aux événements de forte intensité (Table 3- 3), qui mobilisent certainement plus de parcelles potentiellement contributives que les autres événements. Il convient donc de considérer des caractéristiques du bassin différentes pour cette classe d'événement par rapport aux autres classes.

Comme les événements de la classe 4 atteignent un seuil de Nash bien meilleur que les événements des classes 2 et 3 (respectivement 0,80, 0,70 et 0,60) et comme nous voulons regrouper sous la même classe un maximum d'événements, nous regroupons les événements des classes 2 et 3 et traitons les événements de la classe 4 à part.

Les résultats de l'étape de «prescreening» sont donc les suivants : (i) les événements des classes 2 et 3 sont regroupés et 30 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser ces événements, assurant une valeur de Nash minimale de 0,60, (ii) les événements d'intensité forte sont traités à part et 117 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser ces événements, assurant une valeur de Nash minimale de 0,80, (iii) enfin, les événements de très faible intensité (classe 1) sont mal modélisés avec GR5 et ils sont exclus de la suite de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. C'est autour des ces jeux qu'est mené le second échantillonnage de l'espace des paramètres pour l'étape de «zoom» de l'analyse d'incertitude.

<sup>20</sup> nous définissons un événement limitant comme un événement dont la valeur maximale de Nash sur l'ensemble des jeux testés est inférieure au seuil de Nash considéré.

**8.2.2.2 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»**

20000 jeux hydrologiques sont échantillonnés au total dans l'ensemble des hypercubes (+/- 20% des valeurs retenues) définis autour des jeux retenus à l'étape de «prescreening». Le nombre de jeux retenus pour les classes 2-3 et 4 en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans les Table 3- 57 et Table 3- 58.

seuil	0.60	0.65	0.70	0.75	0.80
nb jeux retenus	1949	744	106	0	0

**Table 3- 57 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour les classes hydrologiques 2 et 3 (événements 2003 à 2005) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

seuil	0.80	0.85
nb jeux retenus	728	0

**Table 3- 58 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour la classe hydrologique 4 (événements 2003 à 2005) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Les résultats de l'étape de «zoom» sont donc les suivants : (i) 106 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser les événements des classes hydrologiques 2 et 3 réunies soient 9 événements, avec un seuil de Nash de 0,70, et (ii) 728 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser les événements de la classe hydrologique 4, soient 2 événements, avec un seuil de Nash de 0,80. Bien entendu, ces valeurs de Nash étant des seuils, **plusieurs événements atteignent des valeurs de Nash plus fortes.**

Les performances en validation avec ces jeux hydrologiques retenus sont présentés chapitre III-8.4, où est menée une comparaison des performances des modèles GR5 et FlowT pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

👉 106 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser avec GR5 les événements des classes hydrologiques 2 et 3 réunies (du réseau 2005), avec un seuil de Nash de 0,70.

728 jeux hydrologiques sont retenus pour modéliser avec GR5 les événements de la classe hydrologique 4 (du réseau 2005), avec un seuil de Nash de 0,80.

La classe des événements d'intensité très faible (classe 1) est mal modélisée et ces événements sont donc écartés de l'étude.

Le même travail est mené pour les événements de l'année 2006, qui correspondent à la délimitation 2006 du bassin.

### 8.2.3 Délimitation 2006 du bassin versant

Comme annoncé dans le chapitre III-3.2.2.3, les jeux de paramètres hydrologiques pour GR5 ne sont pas définis pour l'ensemble des événements de 2006 mais pour chaque classe hydrologique définie a priori. Certaines classes peuvent être regroupées a posteriori si les mêmes jeux hydrologiques conviennent pour ces classes. Le tableau des événements utilisés en calibration et en validation par classe est donc le suivant (Table 3- 59).

	calibration	validation
classe 1	100406, 080506	50406
classe 2	180906	240906
classe 3	40806	250906
extrême	90506	-

**Table 3- 59 Événements de calibration et de validation pour l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 pour la délimitation 2006 du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Le nombre d'événements par classe est trop faible pour envisager de traiter chaque classe séparément. Nous tentons donc de croiser tous les événements de calibration. L'exploration de l'espace des paramètres hydrologiques de GR5 est réalisée à hauteur de 20000 jeux.

#### 8.2.3.1 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»

Les 20000 jeux hydrologiques de l'étape de «prescreening» sont échantillonnés dans tout l'espace des paramètres hydrologiques, défini par les distributions de probabilité de la Table 3- 53. Aucun jeu n'est retenu, même au seuil de Nash 0,50, si l'on croise 100406, 080506, 180906, 040806 et 090506. Mais il s'avère que l'événement 080506 est limitant. Nous écartons donc cet événement d'intensité faible mal modélisé. Le nombre de jeux retenus pour les 4 événements de calibration restants en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 60.

seuil	0.50	0.55	0.60	0.65	0.70	0.75
nb jeux retenus	441	300	179	86	17	0

**Table 3- 60 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening» pour l'ensemble des événements de calibration de 2006 (sans 080506) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Les résultats de l'étape de «prescreening» sont donc les suivants : l'ensemble des événements de calibration (sans 080506 qui est mal modélisé) peuvent être modélisés avec les mêmes jeux hydrologiques et 17 jeux sont retenus à l'étape de «prescreening» pour un seuil de Nash de 0,70. C'est autour des ces jeux qu'est mené le second échantillonnage de l'espace des paramètres pour l'étape de «zoom» de l'analyse d'incertitude.

#### 8.2.3.2 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»

20000 jeux hydrologiques sont échantillonnés au total dans l'ensemble des hypercubes (+/- 20% des valeurs retenues) définis autour des jeux retenus à l'étape de

«prescreening». Le nombre de jeux retenus en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 61.

seuil	0.70	0.75	0.80
nb jeux retenus	376	0	0

**Table 3- 61 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour l'ensemble des événements de calibration de 2006 (sans 080506) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

La valeur du seuil de Nash n'est pas augmentée à l'étape de «zoom». Il s'avère en effet que 090506 est limitant : le Nash maximum atteint sur les 20000 jeux testés est inférieur à 0,75. En supprimant cet événement les résultats de l'étape de «zoom» sont nettement améliorés (Table 3- 62).

seuil	0.70	0.75	0.80	0.85	0.90
nb jeux retenus	1452	758	218	14	0

**Table 3- 62 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour l'ensemble des événements de calibration de 2006 (sans 080506 ni 090506) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par GR5 à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Les résultats de l'étape de «zoom» sont donc les suivants : (i) les événements 080506 et 090506 sont limitants et sont donc écartés, (ii) ce qui permet de retenir 14 jeux hydrologiques pour l'ensemble des événements de calibration restants, à un seuil de Nash de 0,85. Les performances en validation avec ces jeux hydrologiques retenus sont présentés chapitre III-8.4, où est menée une comparaison des performances des modèles GR5 et FlowT pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

☞ Les événements 080506 et 090506 sont limitants pour GR5 et sont donc écartés. 14 jeux hydrologiques sont retenus pour l'ensemble des événements de calibration restants (année 2006), à un seuil de Nash de 0,85.

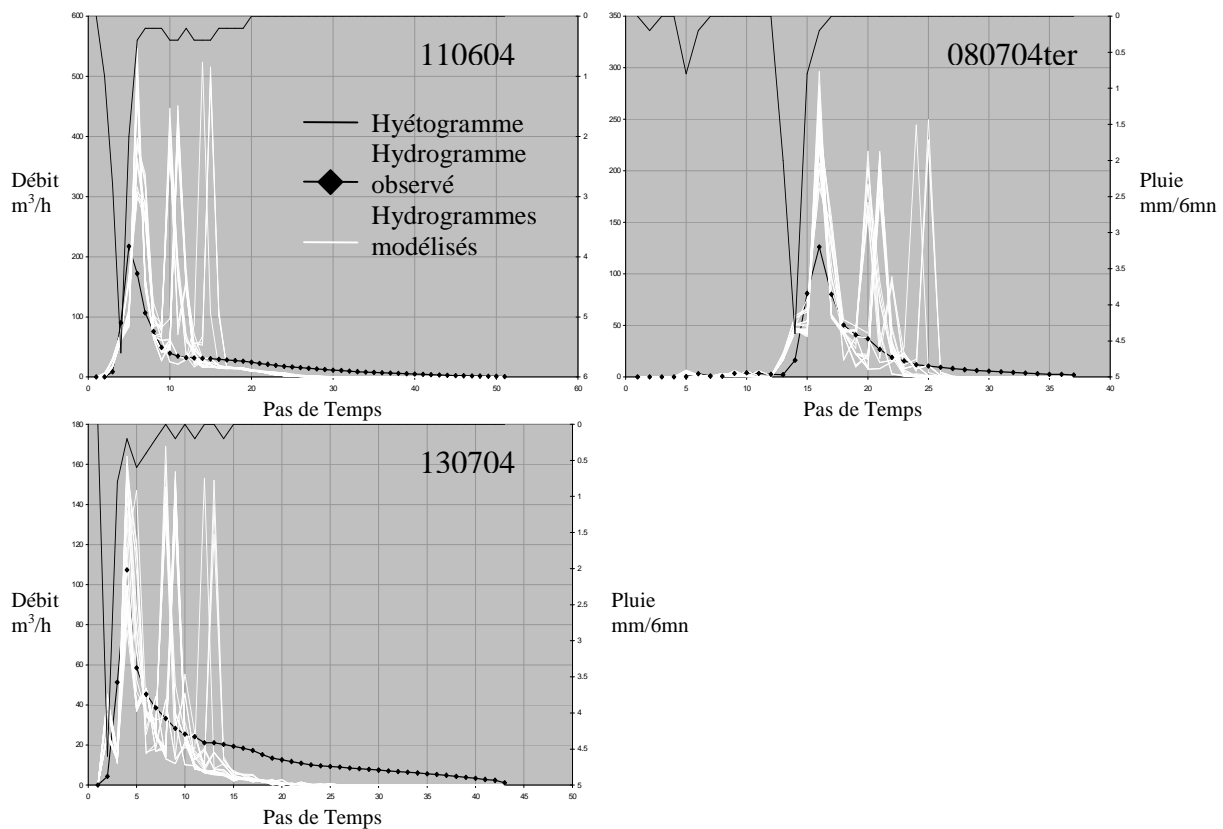
Le même travail est réalisé pour le modèle FlowT.

### 8.3 Jeux de paramètres hydrologiques retenus pour FlowT

#### 8.3.1 Elimination des parcelles 45 à 64

Avant de procéder à la sélection des jeux de paramètres hydrologiques pour le modèle FlowT, il faut revenir sur la structure du bassin utilisée dans la modélisation. En effet, d'après les caractéristiques des connexions observées pour les parcelles 45 à 64, il reste une ambiguïté quand à leur contribution à l'exutoire (parcelles à pois jaunes de la Figure 3- 1, voir la Figure 3- 19 pour les numéros donnés aux parcelles).

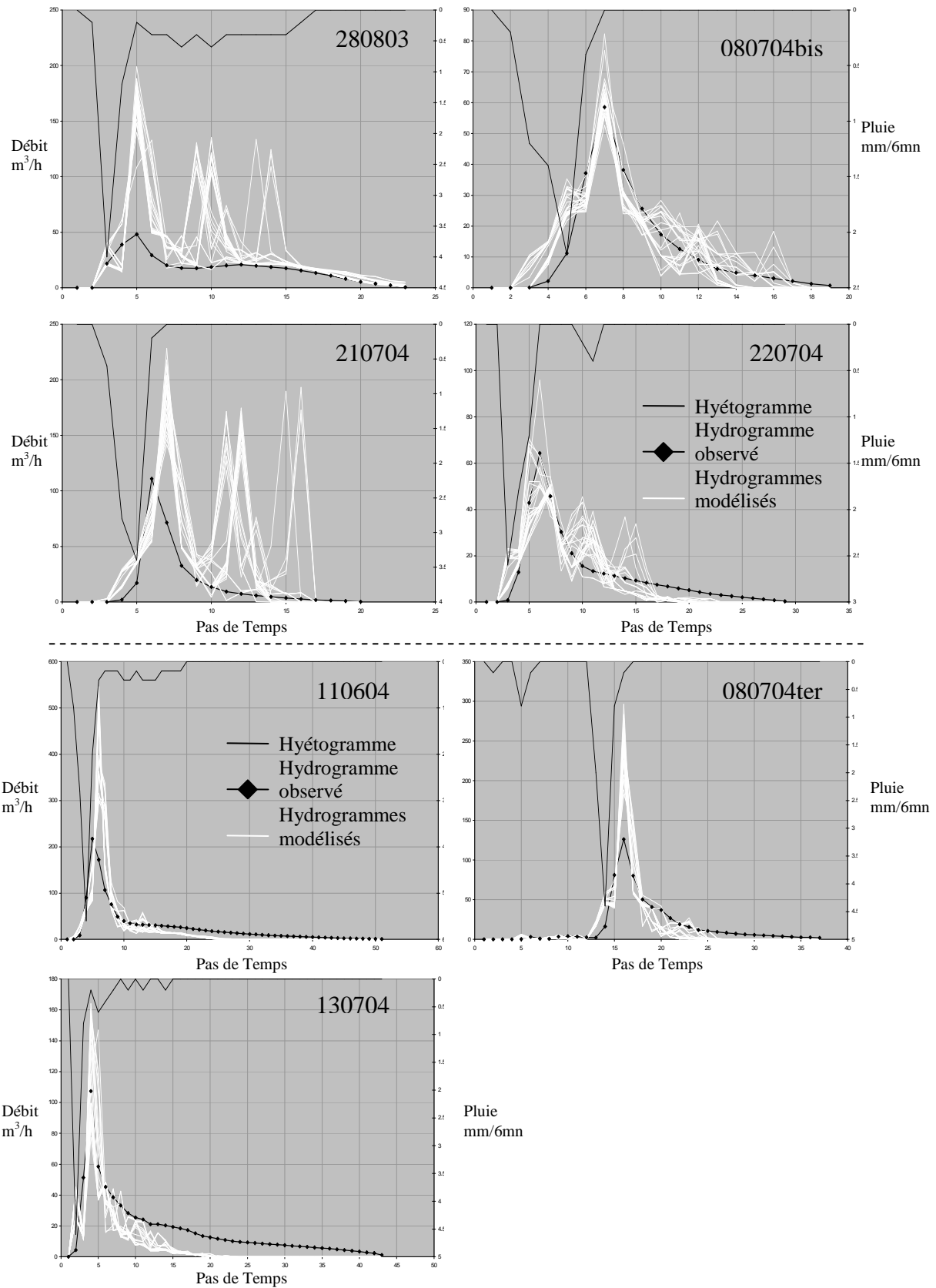
Une première analyse de Monte Carlo menée sur les événements 2003 à 2004 avec 40000 jeux échantillonnés dans tout l'espace des paramètres, est réalisée en prenant en compte les parcelles 45 à 64 dans la structure du bassin versant. Mais la modélisation des débits à l'exutoire du bassin pour les événements de forte et moyenne intensité (classes 4 et 3 respectivement) s'avère mauvaise, avec une valeur maximum de Nash obtenue pour l'événement 110604 de 0,56, et seulement de 0,28 pour 130704 (0,64 pour l'événement de validation 080704c). Ce constat surprenant, on s'attend en général à ce que les événements les plus forts soient les plus faciles à modéliser, est aisément explicable après visualisation des hydrogrammes modélisés obtenus pour les événements forts (Figure 3- 58). En effet, des pics de débits tardifs sont systématiquement modélisés au niveau de la décrue observée. Il en est de même pour les événements d'intensité moyenne (Figure 3- 59).



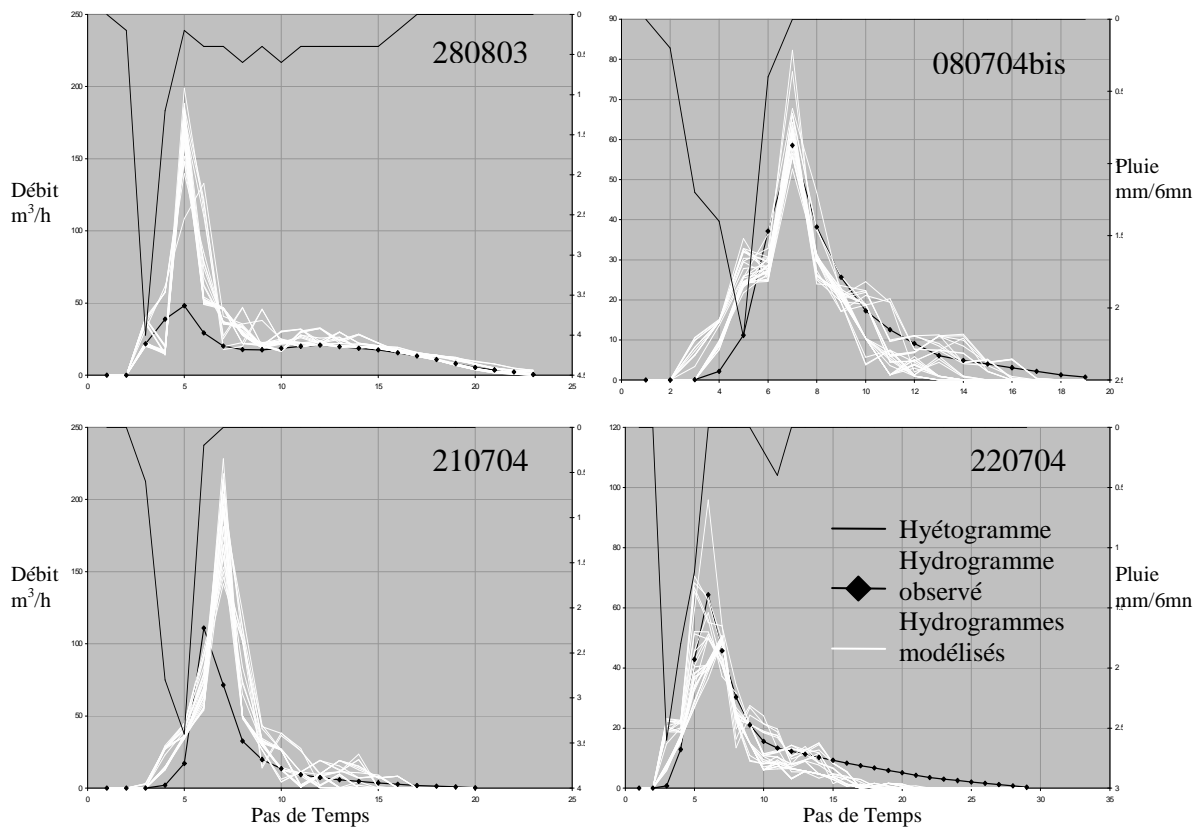
**Figure 3- 58 Hyétogrammes, hydrogrammes observés et hydrogrammes modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe 4 correspondant à la délimitation 2005 du bassin avec prise en compte des parcelles 45 à 64.**

En éliminant les parcelles 45 à 64 de la structure du bassin versant, les mêmes jeux hydrologiques que ceux utilisés dans les Figure 3- 58 et Figure 3- 59 pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach fournissent les hydrogrammes modélisés des Figure 3- 60 et Figure 3- 61.

**Figure 3- 59 Hyétogrammes, hydrogrammes observés et hydrogrammes modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe d'intensité moyenne (classe 3) correspondant à la délimitation 2005 du bassin avec prise en compte des parcelles 45 à 64. (Page suivante)**



**Figure 3- 60** *Hyétogrammes, hydrogrammes observés et hydrogrammes modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe d'intensité forte (classe 4) correspondant à la délimitation 2005 du bassin sans les parcelles 45 à 64.*



**Figure 3- 61 Hyétogrammes, hydrogrammes observés et hydrogrammes modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pour les événements de la classe d'intensité moyenne (classe 3) correspondant à la délimitation 2005 du bassin sans les parcelles 45 à 64.**

👉 Les parcelles 45 à 64 sont donc exclues de la structure du bassin versant pour les délimitations 2005 et 2006 dans la suite de l'étude.

### 8.3.2 Délimitation 2005 du bassin versant

Contrairement à GR5, les jeux de paramètres hydrologiques pour FlowT sont définis pour l'ensemble des événements de 2003 à 2005.

Le tableau des événements utilisés en calibration et en validation est le même que Table 3- 54, mais cette fois tous les événements de calibration sont considérés ensemble. Les événements 040603 et 210703 restent non pris en compte car très différents des autres selon les conclusions du chapitre III-2.2.2 (Figure 3- 8 et Figure 3- 9) et le premier pic de l'événement du 24 août 2004 (240804a) est utilisé comme événement de validation pour seconder l'événement 280803 sur la validité duquel nous avons des doutes (voir Figure 3- 10).

L'exploration de l'espace des paramètres hydrologiques de FlowT est réalisée à hauteur de 40000 jeux. C'est le nombre maximal de jeux qui permet de réaliser l'analyse d'incertitude sur 17 jeux de calibration en un temps raisonnable.

**8.3.2.1 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»**

Les 40000 jeux hydrologiques de l'étape de «prescreening» sont échantillonnés dans tout l'espace des paramètres hydrologiques, défini par les distributions de probabilités présentées chapitre III-7. Le nombre de jeux retenus pour l'ensemble des événements de calibration en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 63.

seuil	0.55	0.50
nb jeux retenus	1	26

**Table 3- 63 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening» pour l'ensemble des événements de calibration de 2003 à 2005 (sans les 5 événements limitants) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Ces jeux sont retenus pour l'ensemble des événements de calibration, après élimination des événements limitants 011005, 031003, 071003, 020604 et 130704. L'événement du 01 octobre 2005 est en effet mal modélisé (valeur maximum de Nash atteinte égale à 0.09). Les événements 011005, 031005, 071003 appartiennent à la classe des événements très faibles (classe 1). L'événement du 02 juin 2004 est un événement à multiples pics, tandis que l'événement du 13 juillet 2004 est un événement présentant une très longue « queue de débit », de celles sur la validité desquelles nous avons des doutes (annexe 17).

Les résultats de l'étape de «prescreening» sont donc les suivants : (i) l'ensemble des événements de calibration (sans les 5 événements limitants) peut être modélisés avec les mêmes jeux hydrologiques, (ii) trois des cinq événements limitants appartiennent à la classe 1 des événements d'intensité très faible (écartés pour GR5), les deux autres (020604 et 130704) étant respectivement caractérisés par de multiples pics et une queue de débit enregistrée suspecte, enfin (iii) 26 jeux sont retenus à l'étape de «prescreening» pour un seuil de Nash de 0,50. C'est autour de ces jeux qu'est mené le second échantillonnage de l'espace des paramètres pour l'étape de «zoom» de l'analyse d'incertitude.

**8.3.2.2 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»**

13000 jeux hydrologiques sont échantillonnés au total dans l'ensemble des hypercubes (+/- 20% des valeurs retenues) définis autour des jeux retenus à l'étape de «prescreening». Le nombre de jeux retenus en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 64.

seuil	0.70	0.65
nb jeux retenus	0	27

**Table 3- 64 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour l'ensemble des événements de calibration de 2003 à 2005 (sans les 6 événements limitants) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**


Un événement supplémentaire s'avère limitant à cette étape de «zoom», c'est l'événement du 08 octobre 2003. Les événements limitants sont donc représentés par les événements de la classe 1, les événements de très faible intensité étant également mal



modélisés par GR5, à l'exception des événements 300803 et 210805. Les deux autres événements limitants sont le 130704 et le 020604. Mais il semble que seule la queue de débit de l'événement 130704 soit mal modélisée, or nous avons des suspicions sur la validité des débits enregistrés correspondant aux queues de débits pour les forts événements (annexe 17). Quant à l'événement 020604, c'est un événement à multiples pics, pour lequel il est donc plus délicat d'obtenir de fortes valeurs de Nash, alors que l'aspect visuel des hydrogrammes modélisés peut-être satisfaisant. C'est pourquoi nous utilisons ces deux événements, non retenus pour le choix des jeux hydrologiques, dans l'étape de validation.

Les résultats de l'étape de «zoom» sont donc les suivants : 27 jeux hydrologiques sont retenus pour l'ensemble des événements de calibration au seuil de Nash 0,65, à l'exception de quatre événements de très faible intensité (011005, 031003, 071003 et 081003), éliminés dans la suite de l'étude, et deux événements qui sont tout de même conservés pour servir à l'étape de validation, 020604 et 130704. La valeur de Nash 0,65 étant un seuil, **de nombreux événements de calibration atteignent en fait des valeurs beaucoup plus importantes** avec les 27 jeux retenus. La valeur seuil est notamment dictée par l'événement 250705, un autre événement à multiples pics.

Les performances en validation avec ces jeux hydrologiques retenus sont présentées chapitre III-8.4, où est menée une comparaison des performances des modèles GR5 et FlowT pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

 27 jeux hydrologiques sont retenus pour l'ensemble des événements de calibration (des années 2003 à 2005) au seuil de Nash 0,65 pour FlowT.

La majorité des événements de la classe 1 du réseau 2005 (011005, 031003, 071003 et 081003) sont mal modélisés, comme pour le modèle GR5. Ils sont donc éliminés dans la suite de l'étude.

Deux événements limitants, 020604 et 130704, sont également écartés des événements de calibration de FlowT pour l'analyse d'incertitude, mais nous les conservons pour servir à l'étape de validation.

Le même travail est mené pour les événements de l'année 2006, qui correspondent à la délimitation 2006 du bassin.

### 8.3.3 Délimitation 2006 du bassin versant

Comme pour GR5, les jeux de paramètres hydrologiques pour FlowT sont définis pour l'ensemble des événements de 2006.

Le tableau des événements utilisés en calibration et en validation reste celui de la Table 3- 59. L'exploration de l'espace des paramètres hydrologiques de FlowT est réalisée à hauteur de 40000 jeux.

#### 8.3.3.1 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening»

Les 40000 jeux hydrologiques de l'étape de «prescreening» sont échantillonnés dans tout l'espace des paramètres hydrologiques, défini par les distributions de probabilités présentées chapitre III-7. Aucun jeu n'est retenu même au seuil de Nash 0,50 si l'on croise 100406, 080506, 180906, 040806 et 090506. Mais il s'avère que

l'événement 080506 est limitant. Nous écartons donc cet événement d'intensité faible mal modélisé. Le nombre de jeux retenus pour les 4 événements de calibration restants en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 65.

seuil	0.50	0.55	0.60
nb jeux retenus	16	0	0

**Table 3- 65 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «prescreening» pour l'ensemble des événements de calibration de 2006 (sans 080506) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les résultats de l'étape de «prescreening» sont donc les suivants : l'ensemble des événements de calibration (sans 080506 qui est mal modélisé) peuvent être modélisés avec les mêmes jeux hydrologiques et 16 jeux sont retenus à l'étape de «prescreening» pour un seuil de Nash de 0,50. C'est autour de ces jeux qu'est mené le second échantillonnage de l'espace des paramètres pour l'étape de «zoom» de l'analyse d'incertitude.

#### 8.3.3.2 Jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom»


8000 jeux hydrologiques sont échantillonnés au total dans l'ensemble des hypercubes (+/- 20% des valeurs retenues) définis autour des jeux retenus à l'étape de «prescreening». Le nombre de jeux retenus en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash est présenté dans la Table 3- 66.

seuil	0.50	0.55	0.60	0.65
nb jeux retenus	3405	1136	35	0

**Table 3- 66 Nombre de jeux hydrologiques retenus à l'étape de «zoom» pour l'ensemble des événements de calibration de 2006 (sans 080506 ni 090506) en fonction du seuil imposé pour la valeur de Nash sur les débits modélisés par FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Comme pour GR5, l'événement 090506 s'avère également limitant.

Les résultats de l'étape de «zoom» sont donc les suivants : (i) les événements 080506 et 090506 sont limitants et sont donc écartés, (ii) ce qui permet de retenir 35 jeux hydrologiques pour l'ensemble des événements de calibration restants, à un seuil de Nash de 0,60.

 35 jeux hydrologiques sont retenus pour l'ensemble des événements de calibration de 2006, à un seuil de Nash de 0,60, pour FlowT. Les événements 080506 et 090506 sont limitants et sont donc écartés des événements de calibration, comme pour le modèle GR5.

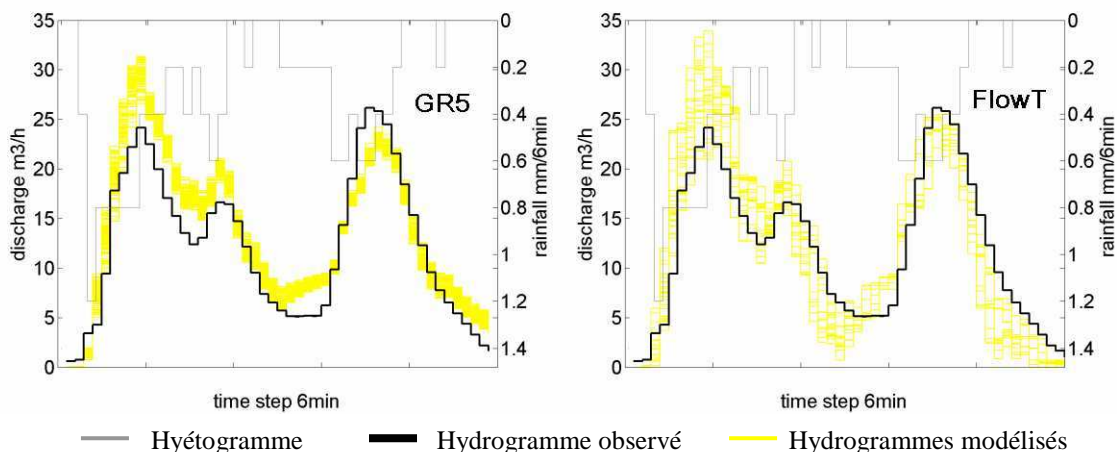
Les performances en validation avec ces jeux hydrologiques retenus sont présentées chapitre III-8.4, où est menée une comparaison des performances des modèles GR5 et FlowT pour la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

## 8.4 Validation et comparaison de la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach avec GR5 et FlowT

### 8.4.1 Délimitation 2005 du bassin versant

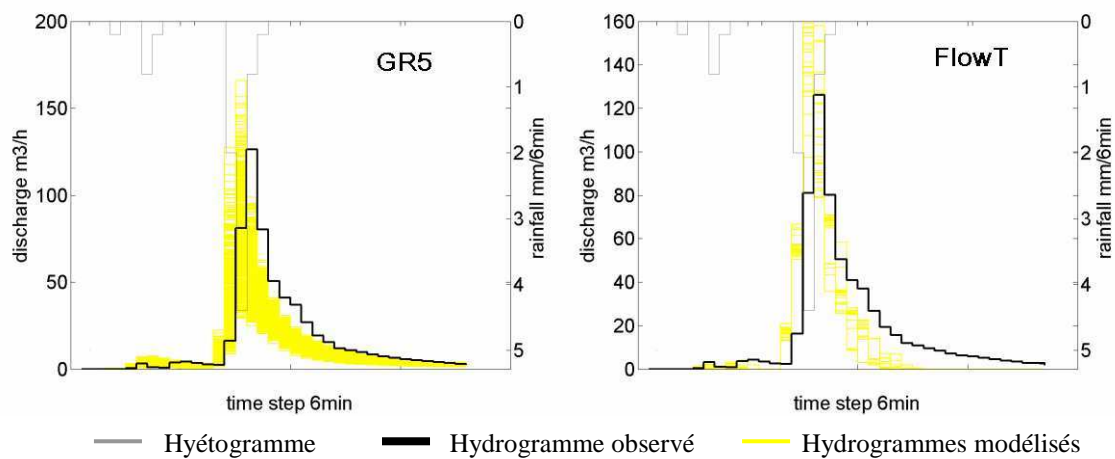
Les événements de très faible intensité étant mal modélisés par les deux modèles, nous éliminons l'événement de validation 170804 correspondant à cette classe d'événements. Les événements de validation pour le réseau 2005 sont donc les événements 160905 pour la classe des événements faibles, 280803 et 240804a pour la classe des événements moyens et 080704c pour la classe des événements forts. Pour le modèle FlowT, nous contrôlons également la performance des 27 jeux hydrologiques retenus sur les événements 020604 et 130704 respectivement pour la classe des événements faibles et la classe des événements forts. Enfin, l'événement 240804a est également testé avec les 728 jeux retenus pour la classe 4 pour le modèle GR5.

Sont présentés Figure 3- 62 à Figure 3- 65 les graphiques correspondant aux 27 jeux retenus pour FlowT et aux 106 jeux et 728 jeux retenus pour GR5 respectivement pour les classes 2-3 et la classe 4.

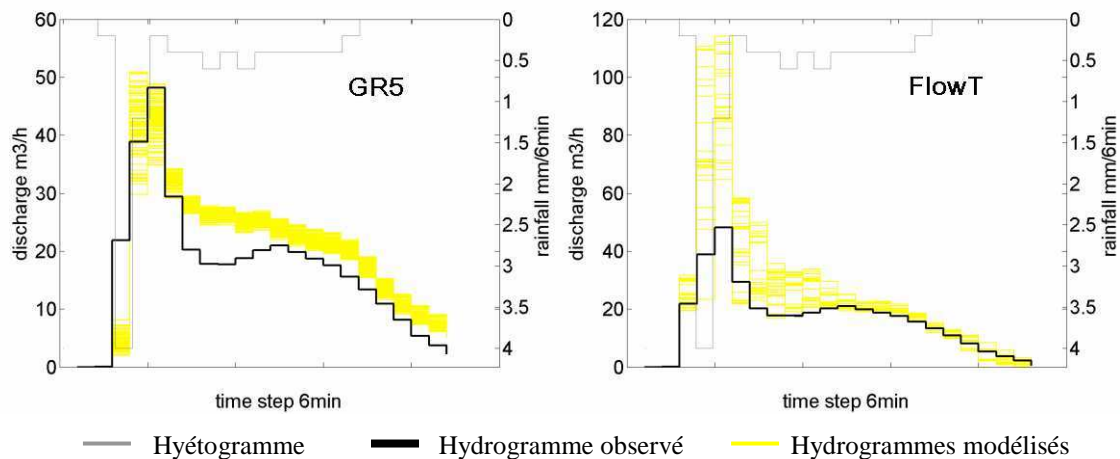


**Figure 3- 62 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 160905 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les graphiques correspondant aux 27 jeux retenus pour FlowT pour les événements 020604 et 130704 sont présentés Figure 3- 66.



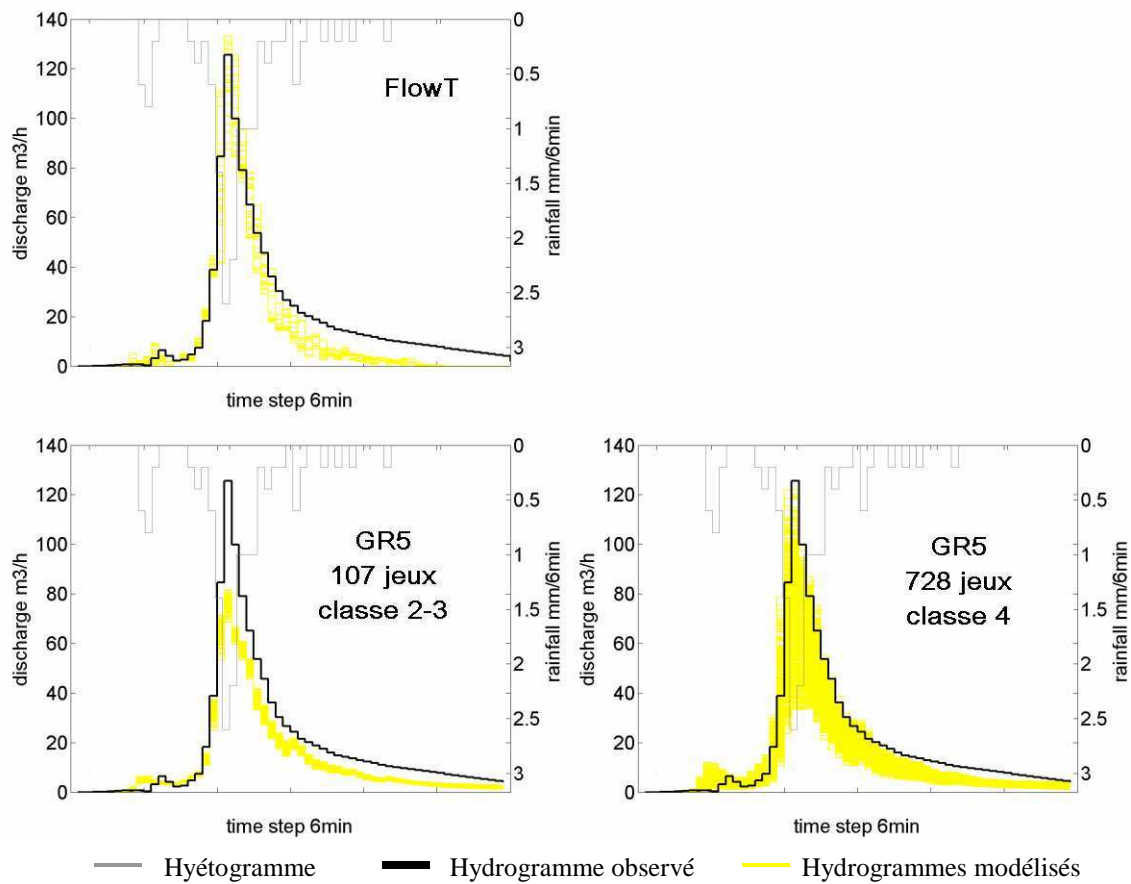
**Figure 3- 63 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 080704c avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**



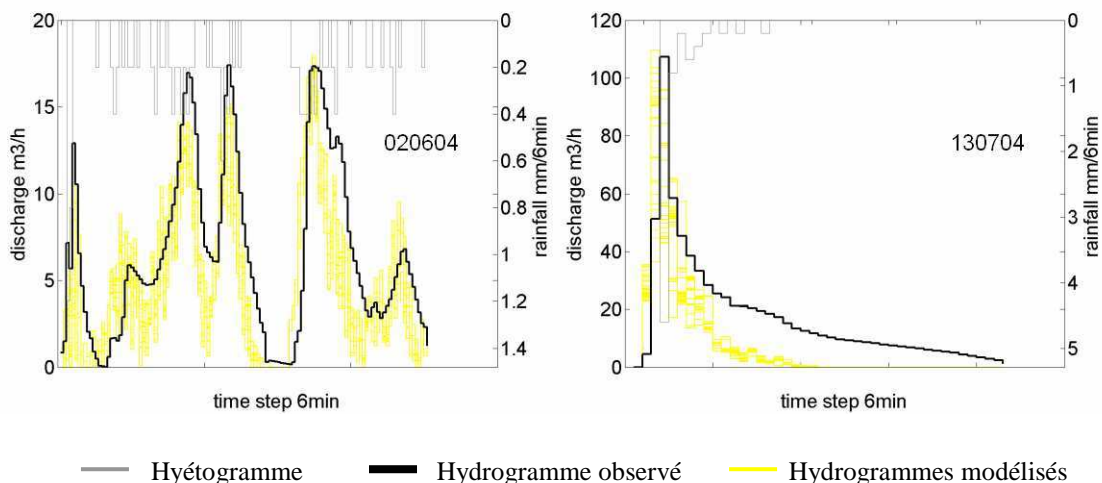
**Figure 3- 64 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 280803 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les hydrogrammes modélisés en validation pour les classes d'événements d'intensité faible, moyenne et forte du réseau 2005 apparaissent suffisamment proches des hydrogrammes observés pour les événements 160905, 240804a et 110604 pour conclure que la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach avec GR5 et FlowT est une base correcte pour la modélisation des transferts de pesticides à l'exutoire du bassin.

Les débits modélisés pour l'événement 280803 sont surestimés avec les deux modèles, mais nous rappelons que le débit observé pour cet événement était justement trop faible par rapport aux autres événements de la classe 3 du réseau 2005 (Figure 3-10). Comme nous n'avons pas les moyens d'expliquer cette anomalie observée et comme l'erreur de modélisation va dans le sens de cette anomalie, nous ne remettons pas en cause la validité de la modélisation des débits avec GR5 et FlowT.



**Figure 3- 65 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



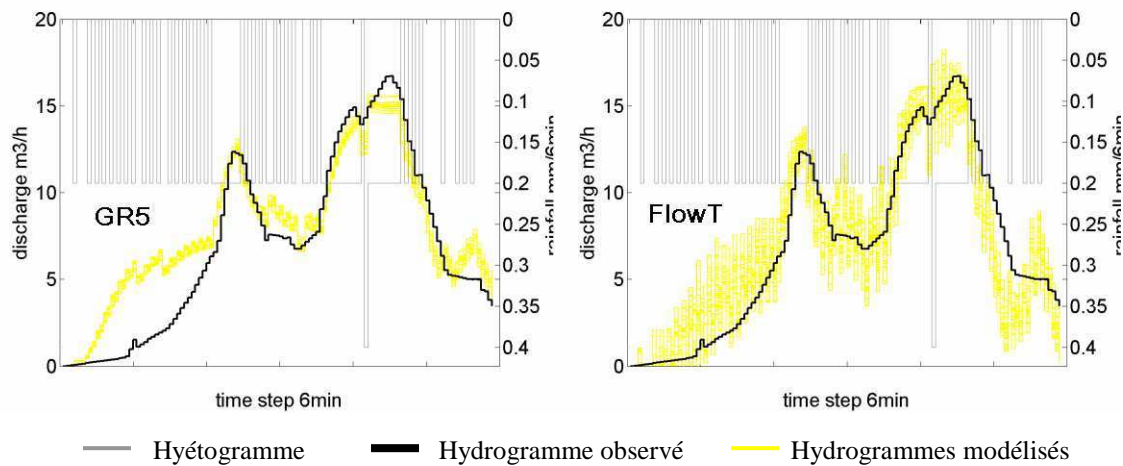
**Figure 3- 66 Hydrogrammes modélisés pour les événements 020604 et 130704 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Nous notons également que l'incertitude sur les débits modélisés avec les jeux retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude est faible, ce qui traduit une bonne estimation des valeurs des paramètres hydrologiques sensibles.

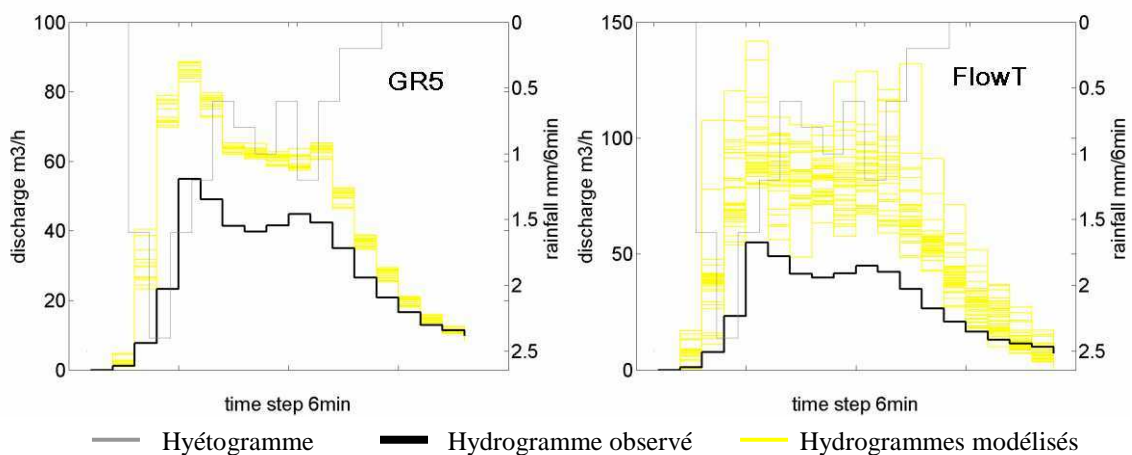
#### 8.4.2 Délimitation 2006 du bassin versant

Les événements de validation pour le réseau 2006 sont les événements 050406 pour la classe des événements faibles, 240906 pour la classe des événements moyens et 250906 pour la classe des événements forts.

Les graphiques correspondant aux 35 jeux retenus pour FlowT et aux 14 jeux retenus pour GR5 sont présentés Figure 3- 67 à Figure 3- 69 pour l'événement 050406, pour l'événement 240906, et pour l'événement 250906.

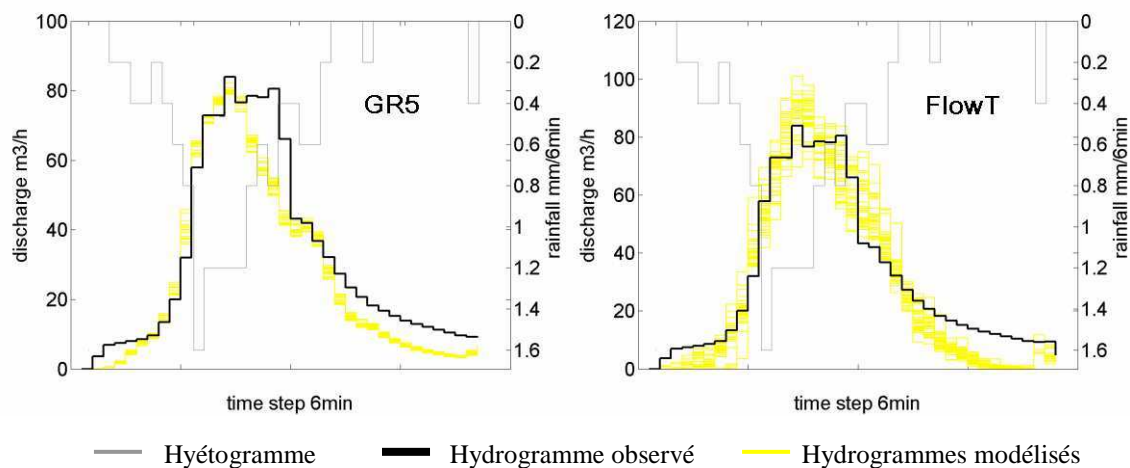


**Figure 3- 67 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 050406 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 3- 68 Hydrogrammes modélisés pour l'événement 240906 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**





**Figure 3- 69 Hydrographes modélisés pour l'événement 250906 avec les jeux hydrologiques retenus dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec GR5 et FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Les hydrographes modélisés en validation pour les classes d'événements d'intensité faible, moyenne et forte du réseau 2006 apparaissent suffisamment proches des hydrographes observés pour les événements 050406, 240906 et 250906 pour conclure que la modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach avec GR5 et FlowT est une base correcte pour la modélisation des transferts de pesticides à l'exutoire du bassin. Nous notons également que l'incertitude sur les débits modélisés avec les jeux retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude est faible, ce qui traduit une bonne estimation des valeurs des paramètres hydrologiques sensibles.

☞ La modélisation des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour les événements retenus en validation, avec les jeux de paramètres hydrologiques retenus à l'issue des analyses d'incertitude des modèles GR5 et FlowT, s'avère suffisamment satisfaisante pour servir de base à la modélisation des transferts de pesticides à l'exutoire du bassin. De plus, l'incertitude sur les débits modélisés est faible, ce qui traduit une bonne estimation des valeurs des paramètres hydrologiques sensibles.

Les résultats obtenus pour les événements de l'année 2006 montrent qu'une année d'observation suffit pour déterminer les jeux de paramètres hydrologiques à retenir pour la modélisation.

Enfin, il faut garder à l'esprit que les jeux retenus pour la classe 4 (réseau 2005) avec GR5 sont différents de ceux retenus pour les classes 2 et 3 (réseau 2005).

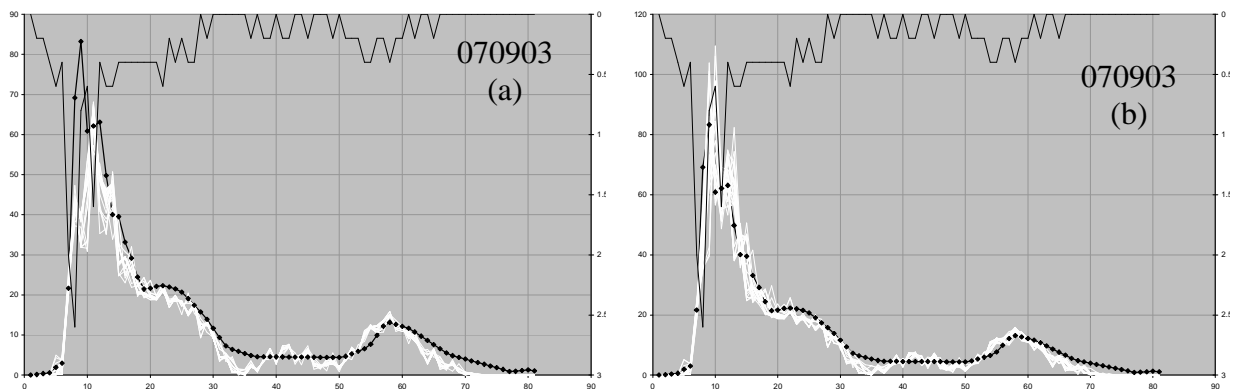
Nous conseillons donc d'observer les débits à l'exutoire d'un bassin versant pendant un an avant de réaliser l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin avec l'un des deux modèles afin de déterminer les jeux de paramètres hydrologiques servant de base à la modélisation des concentrations.

Il faut noter que cette mise en œuvre pratique avec GR5 est un peu plus contraignante qu'avec FlowT car les jeux retenus sont différents d'une classe hydrologique à l'autre, et notamment les événements d'intensité forte sont à traiter à part des autres. En effet, si certains événements observés dans les années suivantes ne correspondent pas à l'une des classes hydrologiques prédéfinies lors de la première année d'observation, il faudra alors renouveler l'analyse d'incertitude pour déterminer les jeux propres à la nouvelle classe.

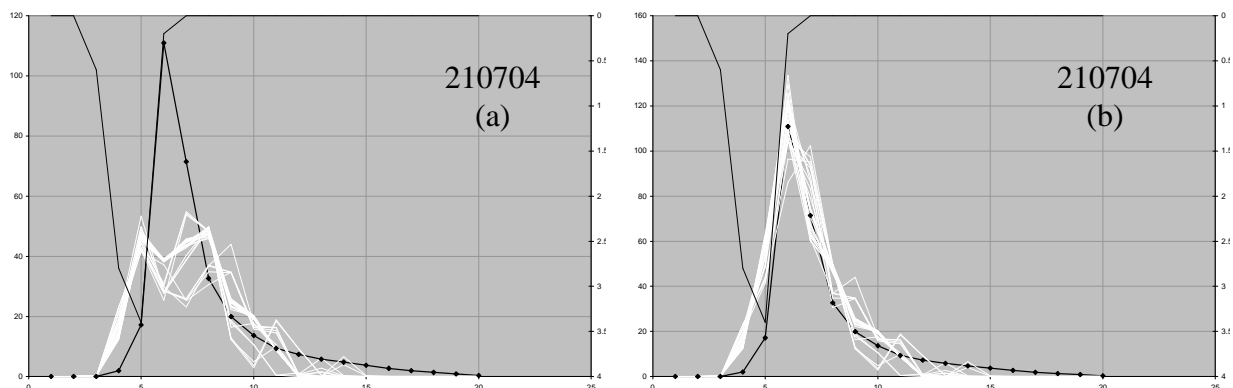
Nous pouvons terminer ce chapitre III avec l'estimation de l'importance dans la génération des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

### 8.5 Importance des routes

Comme annoncé à la fin du chapitre III-2, nous estimons l'importance des routes dans le débit enregistré à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Les hydrogrammes modélisés avec les 27 jeux retenus sont présentés pour un événement faible, moyen et fort correspondant au réseau 2005, respectivement 070903 (Figure 3- 70), 210704 (Figure 3- 71) et 110604 (Figure 3- 72), avec les routes seules (a) et les routes et parcelles contributives (b).

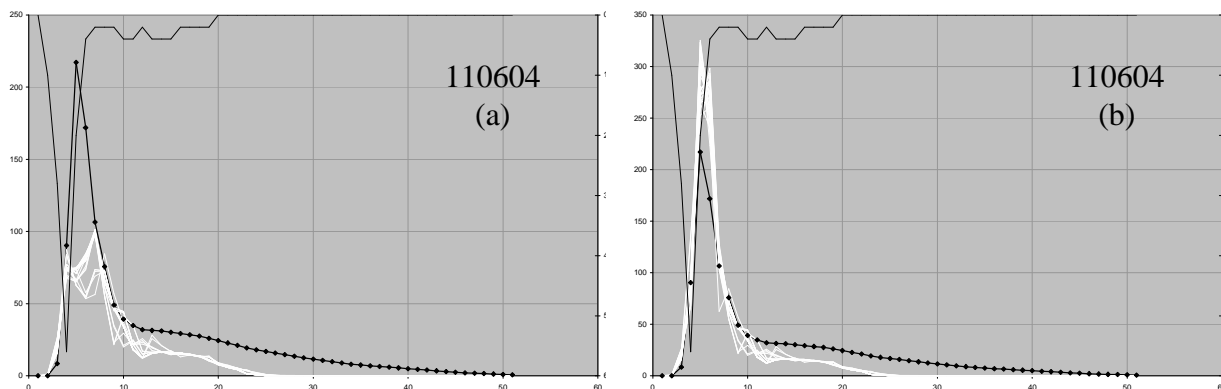


**Figure 3- 70 Hydrogrammes modélisés avec les 27 jeux de paramètres retenus lors de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'événement du 07 septembre 2003 (classe 2) (a) avec les routes seules, (b) avec toutes les unités hydrologiques.**



**Figure 3- 71 Hydrogrammes modélisés avec les 27 jeux de paramètres retenus lors de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'événement du 21 juillet 2004 (classe 3) (a) avec les routes seules, (b) avec toutes les unités hydrologiques.**





**Figure 3- 72 Hydrogrammes modélisés avec les 27 jeux de paramètres retenus lors de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour l'événement du 11 juin 2004 (classe 4) (a) avec les routes seules, (b) avec toutes les unités hydrologiques.**

La contribution des routes au débit à l'exutoire est très importante pour les événements faibles (070903) et diminue pour les événements d'intensité moyenne (210704) et forte (110604).

Ainsi, il semblerait qu'une part importante, et, pour certains événements, majoritaire, du volume ruisselé à l'exutoire soit due à la production de ruissellement sur le réseau de transfert. Ces conclusions rejoignent celles de Bronstert (1999) selon lequel les routes sont la source majeure de ruissellement lors des petits événements pluvieux. Avec une échelle de temps courte des processus de transformation pluie-débit en jeu (quelques heures voire quelques dizaines de minutes) ce comportement hydraulique présente des similarités avec celui de bassins versants urbains (Gaume et al., 1998). La capacité de transfert (ou temps de transfert) sur les routes contrôleraient alors le débit et les concentrations en solutés à l'exutoire du bassin versant.

L'inconvénient de ce comportement réside dans la difficulté à caractériser le ruissellement issu des parcelles pour les événements faibles, donc difficilement détectable dans la modélisation à l'exutoire. Or, du point de vue chimique, c'est le ruissellement issu des parcelles, sur lesquelles les intrants du système ont lieu, qui représente la source principale de pollution. Pour les événements moyens et forts en revanche, les paramètres hydrologiques des parcelles, et la capacité d'infiltration finale  $I_f$  en particulier, qui est le paramètre le plus sensible pour la modélisation des concentrations à l'exutoire, sont certainement assez bien déterminés dans l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés. Les valeurs de paramètres étant déterminées pour l'ensemble des événements, les valeurs de  $I_f$  sur les parcelles restent bien déterminées pour l'ensemble des événements grâce aux événements moyens et faibles.

Cependant, nous devons noter que les valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes ne sont peut-être pas complètement déterminées. En effet,  $I_f$  sur les parcelles non pérennes (parcelles désherbées subissant un travail du sol) peut varier d'un événement à l'autre. Les valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes ne sont donc pas déterminées pour l'ensemble des événements mais pour chaque événement. Si l'événement est faible, l'incertitude de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes est donc importante, d'autant plus que le nombre de parcelles non pérennes reste faible par rapport au nombre total de parcelles contributives, et que ce sont les parcelles de plus forte capacité d'infiltration, ce qui diminue leur contribution au ruissellement à l'exutoire du bassin. L'incertitude sur les valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes reste donc forte mais n'est pas communiquée au débit modélisé à l'exutoire du bassin,

peu sensible à  $If$  sur les parcelles non pérennes. C'est pourquoi nous n'avons testé qu'une seule combinaison de valeurs de  $If$  sur les parcelles non pérennes par événement pour la modélisation des débits. Or, d'un point de vue chimique, les contributions en volume ruisselé des parcelles, aussi faibles soient-elles, peuvent avoir une importance.

☞ Une part importante, et, pour les événements faibles, majoritaire, du volume ruisselé à l'exutoire du bassin versant de Rouffach est due à la production de ruissellement sur les routes (imperméables).

$If$  sur les parcelles pérennes, qui est le paramètre le plus sensible pour la modélisation des concentrations à l'exutoire, est certainement assez bien déterminé par l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés, via le calage sur les événements moyens et forts.

Cependant,  $If$  sur les parcelles non pérennes est mal déterminé, puisque variant d'un événement à l'autre et peu sensible pour la modélisation des débits à l'exutoire. L'incertitude sur les valeurs de  $If$  des parcelles non pérennes reste donc forte, sans que cela ne soit transmis à l'incertitude sur les débits modélisés. Mais elle risque d'être transmise aux concentrations.

La définition des processus de transfert dominants des produits phytosanitaires dans notre contexte d'étude et des approches de modélisation de ces processus adaptées aux données disponibles sur le terrain pour leur paramétrisation nous a mené à construire un modèle conceptuel semi-distribué de transfert, FlowT, et à tester un modèle conceptuel global, GR5.

L'analyse d'incertitude sur les débits modélisés à l'exutoire du bassin avec les modèles GR5 et FlowT, et leur validation face aux hydrogrammes observés, nous permet de conclure à une modélisation suffisamment satisfaisante des débits à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour servir de base au transfert des produits phytosanitaires à l'exutoire du bassin. De plus, le comportement hydraulique du bassin versant de Rouffach s'avérant représentatif des sous bassins versant viticoles alsaciens, nous espérons pouvoir modéliser les débits à l'exutoire d'autres sous-bassins avec ces modèles. Un guide méthodologique pour la détermination des routes et parcelles contributives à l'exutoire du bassin et la paramétrisation spatiale et temporelle des capacités d'infiltration sur les parcelles (annexe 2), ainsi qu'un guide d'utilisation de FlowT (annexe 8), sont d'ailleurs proposés pour permettre l'application de ce modèle à d'autres bassins. L'annexe 17 propose une analyse de la qualité des données récoltées.

Il nous faut estimer l'incertitude sur les concentrations modélisées selon la même technique afin de déterminer les instants de mesure de concentration permettant de minimiser l'incertitude sur les concentrations modélisées par FlowT et GR5. L'ensemble de ces instants de mesures constitue la stratégie d'échantillonnage associée au modèle. Mais l'utilisation opérationnelle de cette stratégie nécessite que le modèle soit un interpolateur correct des concentrations, ce que nous testons en validant les modèles face aux concentrations mesurées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

# CHAPITRE 4 :

## STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE

### **1 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC FLOWT..... 303**

#### **1.1 DEFINITION DES POINTS INFORMATIFS DU MODELE FLOWT..... 303**

1.1.1 RAMENER LA MODELISATION A UN SYSTEME D'EQUATIONS ..... 303

1.1.2 DETERMINER LE(S) SOUS-SYSTEME(S) SUFFISANT(S) : DETERMINATION DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR UN EVENEMENT ET UNE HYPOTHESE SUR *Txdep*  
306

1.1.2.1 Première tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.2 Deuxième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.3 Troisième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 307

1.1.2.4 Quatrième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage ..... 307

1.1.2.5 Cinquième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage..... 308

1.1.2.6 Sixième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage ..... 308

1.1.2.7 Exemple de fichier sortie du programme ..... 309

1.1.2.8 Répartition des prélèvements par pas de temps de calcul ..... 310

1.1.3 EXEMPLES D'EFFICACITE DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE FLOWT..... 312

1.1.3.1 Avec *Txdep* constant dans le temps ..... 312

Evénement 070903 ..... 312

Evénement 110604 ..... 317

Evénement 240804a ..... 320

1.1.3.2 Avec *Txdep* variant avec le débit à la parcelle..... 324

Evénement 070903 ..... 324

Evénement 110604 ..... 326

Evénement 240804a ..... 326

1.1.3.3 Avec *Txdep* augmentant ou diminuant au cours du temps..... 328

Evénement 070903 ..... 328

Evénement 110604 ..... 329

Evénement 240804a ..... 329

#### **1.2 CAPACITE DE FLOWT A REPRODUIRE LES CONCENTRATIONS OBSERVEES A**

**L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE)..... 331**

1.2.1 INDETERMINATION DES VALEURS DE *If* SUR LES PARCELLES NON PERENNES ..... 332

1.2.2 AVEC *Txdep* CONSTANT DANS LE TEMPS..... 332

1.2.3 AVEC *Txdep* VARIANT AVEC LE DEBIT A LA PARCELLE ..... 339

1.2.4 CONTRIBUTION DES PARCELLES ET CONCENTRATIONS OBSERVEES A L'EXUTOIRE  
DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH ..... 342

### **2 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC GR5 ..... 344**

#### **2.1 DEFINITION DES POINTS INFORMATIFS DU MODELE GR5 ..... 344**

2.1.1 DETERMINER LES PAS DE CALCUL DE SENSIBILITE MAXIMALE DE CHAQUE  
PARAMETRE CHIMIQUE ..... 344

2.1.2	PREMIERE TACHE DANS LA DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	
	344	
2.1.3	DEUXIEME TACHE DANS LA DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	
	344	
<b>2.2</b>	<b>EXEMPLES D'EFFICACITE DE LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE GR5.....</b>	<b>345</b>
2.2.1	EVENEMENT 070903.....	346
2.2.2	EVENEMENT 240804A .....	347
2.2.3	EVENEMENT 110604.....	349
<b>2.3</b>	<b>CAPACITE DE GR5 A REPRODUIRE LES CONCENTRATIONS OBSERVEES A</b>	
	<b>L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....</b>	<b>350</b>

FIGURE 4- 1 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION D'UNE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	309
FIGURE 4- 2 REPARTITION DES 17 PRELEVEMENTS D'EAU REALISES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) PENDANT L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 ENTRE LES 51 PAS DE CALCUL DU MODELE FLOWT POUR CET EVENEMENT. ....	311
FIGURE 4- 3 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	313
FIGURE 4- 4 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DES PAS DE CALCUL DU SYSTEME COMPLET [8 9 10 12 13 15] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	314
FIGURE 4- 5 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	315
FIGURE 4- 6 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	315
FIGURE 4- 7 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	316
FIGURE 4- 8 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	316
FIGURE 4- 9 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [4 5 6 7] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	317
FIGURE 4- 10 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	318
FIGURE 4- 11 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [4 5 6 7] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	318
FIGURE 4- 12 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	319
FIGURE 4- 13 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [4 5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	319
FIGURE 4- 14 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES.....	320
FIGURE 4- 15 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	321
FIGURE 4- 16 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 25] POUR	

L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	321
FIGURE 4- 17 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	322
FIGURE 4- 18 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 25] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	322
FIGURE 4- 19 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°10 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE REDUITE [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	323
FIGURE 4- 20 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°5 ET DES TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE « COMPROMIS » [20 22 25] POUR UN TXDEP CONSTANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	323
FIGURE 4- 21 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°3 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	325
FIGURE 4- 22 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10 12 13] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	325
FIGURE 4- 23 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [9 10] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	326
FIGURE 4- 24 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°2 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMPROMIS [5 6] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	327
FIGURE 4- 25 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A AVEC LE JEU HYDROLOGIQUE N°8 ET DES JEUX DE TXDEP SELECTIONNES A PARTIR DE LA STRATEGIE COMMUNE [20 21 22] POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX. ....	327
FIGURE 4- 26 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 AVEC L'HYPOTHESE D'UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	329
FIGURE 4- 27 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 AVEC UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	330
FIGURE 4- 28 EXTRAIT DU FICHIER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 AVEC UN TXDEP DECROISSANT DANS LE TEMPS A L'EXUTOIRE DES PARCELLES. ....	330
FIGURE 4- 29 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 080704C, 130704 ET 210704, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARI MI LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	335
FIGURE 4- 30 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 100804 ET 210805, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARI MI LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	336

FIGURE 4- 31 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604 ET 240804A, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARMIS LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	337
FIGURE 4- 32 CHEMOGRAMMES MODELISES A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA MODELISEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) AVEC LE MODELE FLOWT ET L'HYPOTHESE DE TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT, POUR LES EVENEMENTS 010805, 040603 ET 220704, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N° 1 PARMIS LES 27 JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS A L'ISSUE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE SUR LES DEBITS MODELISES. ....	338
FIGURE 4- 33 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 07 SEPTEMBRE 2003 ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	346
FIGURE 4- 34 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 070903 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [9 8 43] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	346
FIGURE 4- 35 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 24 AOUT 2004 (PREMIER PIC) ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	347
FIGURE 4- 36 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [20 23 25] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	348
FIGURE 4- 37 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 240804A A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [20 23 25] POUR 10000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	348
FIGURE 4- 38 FICHER OBTENU EN SORTIE DU PROGRAMME DE DEFINITION DE STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE POUR L'EVENEMENT DU 11 JUIN 2004 (PREMIER PIC) ET UNE TAILLE D'ECHANTILLON DE 1000 JEUX DE PARAMETRES CHIMIQUES. ....	349
FIGURE 4- 39 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [14 17] POUR 1000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	349
FIGURE 4- 40 CHEMOGRAMMES MODELISES POUR L'EVENEMENT 110604 A PARTIR DE LA STRATEGIE ORIGINALE [12 14] POUR 10000 JEUX CHIMIQUES EXPLORÉS. ....	350
FIGURE 4- 41 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 CORRESPONDANT AU THEIL MAXIMUM SUR LES 106 (OU 117) JEUX HYDROLOGIQUES RETENUS ET LES 100 JEUX CHIMIQUES TESTES, POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604, 240804A ET 010805. ....	351
FIGURE 4- 42 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 070903, 110604, 240804A ET 010805.....	352
FIGURE 4- 43 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 010805, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 44 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 070903, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 45 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 110604, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353
FIGURE 4- 46 CHEMOGRAMMES MODELISES AVEC LE MODELE GR5 POUR LES CONCENTRATIONS EN DIURON, GLYPHOSATE ET AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR L'EVENEMENT 240804A, APRES CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE SUR TOUS LES PRELEVEMENTS, OU SUR LES SEULS INSTANTS DE PRELEVEMENTS POINTES PAR LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE. ....	353





TABLE 4- 1 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	333
TABLE 4- 2 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	333
TABLE 4- 3 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP CONSTANT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	334
TABLE 4- 4 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN GLYPHOSATE OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES. ....	340
TABLE 4- 5 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN AMPA OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	340
TABLE 4- 6 MEILLEURES VALEURS DE THEIL ATTEINTES SUR LES CONCENTRATIONS MODELISEES AVEC FLOWT POUR L'HYPOTHESE D'UN TXDEP VARIANT AVEC LE DEBIT A L'EXUTOIRE DES PARCELLES AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX, PAR RAPPORT AUX CONCENTRATIONS EN DIURON OBSERVEES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE), POUR LES EVENEMENTS 10805 A 240804, POUR LE JEU HYDROLOGIQUE N°1 ET 10 VARIANTES CORRESPONDANT A 10 JEUX DE IF SUR LES PARCELLES NON PERENNES.....	341
TABLE 4- 7 CARACTERISTIQUES DES EVENEMENTS POUR LESQUELS LE DEBIT A L'EXUTOIRE DU BASSIN EST CORRECTEMENT MODELISE PAR LE MODELE FLOWT. ....	342



$$\text{TXDEP}_{11}V_{11} + \dots + \text{TXDEP}_{1j}V_{1j} + \dots + \text{TXDEP}_{1p}V_{1p} = C_1 V_1 \quad \text{EQUATION 4- 1} \dots\dots\dots 304$$

$$\text{Txdep}_{11} \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_{1j} \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_{1p} \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

... EQUATION 4- 2 .....304

$$\text{Txdep}_{x1} \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_{xj} \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_{xp} \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

$$\text{Txdep}_1 \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_j \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + \text{Txdep}_p \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

... EQUATION 4- 3 .....304

$$\text{Txdep}_1 \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_j \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + \text{Txdep}_p \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

EQUATION 4- 4 .....305

$$\text{TXDEP}_{11} = \text{TXDEP}_{\text{FIN } j} + (\text{TXDEP}_{\text{INIT } j} - \text{TXDEP}_{\text{FIN } j}) \text{EXP}(-A_j T_1) \quad \text{EQUATION 4- 5} \dots\dots\dots 305$$

$$\sum_i (C_{\text{max } i} - C_{\text{min } i}) \quad \text{EQUATION 4- 6} \dots\dots\dots 308$$



L'approche de modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin, compatible avec les données disponibles pour la paramétrisation des modèles dans notre contexte, nécessite le calage des paramètres chimiques de GR5 (modèle global) et de FlowT (conclusions du chapitre II-2.1.3 et II-2.2.4). Ces paramètres chimiques sont calés sur les valeurs de concentrations à l'exutoire du bassin versant. Nous rappelons que notre objectif n'est pas d'expliquer l'évolution des concentrations mais d'interpoler les concentrations analysées. L'interpolation dépend des valeurs de paramètres chimiques calées et l'incertitude sur les paramètres chimiques (sensibles) se transmet aux chéмоgrammes modélisés. Pour optimiser cette interpolation, c'est-à-dire réduire l'incertitude des chéмоgrammes modélisés et obtenir l'interpolation optimale du modèle avec quelques analyses seulement, il faut identifier les analyses les plus informatives pour le modèle.

Il faut distinguer deux contextes d'utilisation du modèle : (i) le modèle est parfait, il permet de reproduire les chéмоgrammes observés, et (ii) la structure du modèle est imparfaite et ne permet pas de reproduire exactement les chéмоgrammes observés. Dans le cas (i), l'interpolation optimale du modèle coïncide avec le chéмоgramme observé. Dans le cas (ii), l'interpolation optimale correspond à un compromis, qui minimise l'écart avec le chéмоgramme observé. Nous nous plaçons dans un premier temps dans le contexte (i) en travaillant avec des chéмоgrammes simulés à la place des chéмоgrammes observés. Cela nous permet de construire une stratégie d'échantillonnage et de l'évaluer dans l'absolu, en s'affranchissant des difficultés d'évaluation dues à des données réelles.

Pour construire une stratégie, nous partons de la réflexion suivante : les points les plus informatifs pour le modèle sont les points de sensibilité maximale des paramètres à caler. Choisir ces derniers pour l'analyse devrait permettre de réduire fortement, avec peu de données, l'incertitude sur les paramètres calés (et donc de réduire l'incertitude sur les chéмоgrammes modélisés). De plus, si les points les plus informatifs sont renseignés, toute analyse supplémentaire n'ajoute, dans l'idéal, aucune information supplémentaire au modèle et l'interpolation ne devrait donc pas varier avec ce point supplémentaire. Nous cherchons à le vérifier en appliquant dans un second temps les stratégies élaborées aux chéмоgrammes réellement observés.

Avant d'envisager une application opérationnelle des stratégies construites, nous devons conclure sur la capacité des modèles à reproduire les chéмоgrammes observés. Nous parlons de stratégies au pluriel car les deux modèles, GR5 et FlowT, ne sont pas traités de la même manière quant à la définition des points informatifs du modèle. FlowT possède un nombre important de paramètres à caler et une structure spatialisée qui appelle une définition des points informatifs du modèle différente de celle de GR5, modèle global avec seulement six paramètres chimiques à caler.

## **1 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC FLOWT**

### **1.1 Définition des points informatifs du modèle FlowT**

#### **1.1.1 Ramener la modélisation à un système d'équations**

A chaque pas de temps de calcul arrive à l'exutoire du bassin un mélange des différentes lames ruisselantes issues de différentes unités du bassin versant. Il peut être établi, compte tenu de la conservation de la masse dans le réseau hydrographique, une équation pour chaque pas de temps de calcul, ayant la forme de l'Equation 4-1.

$$Txdep_{i1}V_{i1} + \dots + Txdep_{ij}V_{ij} + \dots + Txdep_{in}V_{in} = C_i V_i \quad \text{Equation 4- 1}$$

avec  $Txdep_{ij}$  valeur de  $Txdep$  sur l'unité  $j$  au pas de calcul  $i$  [mg/L],  
 $V_{ij}$  volume ruisselé à l'exutoire de l'unité  $j$  au pas de calcul  $i$  [m<sup>3</sup>],  
 $C_i$  concentration à l'exutoire du bassin au pas de calcul  $i$  [mg/L],  
 $V_i$  volume total ruisselé à l'exutoire du bassin au pas de calcul  $i$  [m<sup>3</sup>],  
 $n$  le nombre d'unités du bassin versant.

Un système d'équations peut donc être défini pour l'ensemble des pas de temps de calcul. Cependant, nous avons posé l'hypothèse d'un  $Txdep$  nul sur les unités routes (les routes sont supposées ne pas « produire » de polluant). Le système d'équation (Equation 4-2) se réduit donc aux pas de calcul pour lesquels il y a contribution des unités parcelles (au moins un  $V_{ij}$  est différent de 0 pour  $j$  correspondant à une unité parcelle).

$$Txdep_{11} \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + Txdep_{1j} \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + Txdep_{1p} \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

**Equation 4- 2**

...

$$Txdep_{x1} \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + Txdep_{xj} \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + Txdep_{xp} \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

avec  $Txdep_{ij}$  valeur de  $Txdep$  sur l'unité  $j$  au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [mg/L],  
 $V_{ij}$  volume ruisselé à l'exutoire de l'unité  $j$  au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $C_i$  concentration en pesticide à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [mg/L],  
 $V_i$  volume total ruisselé à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $p$  le nombre d'unités parcelles du bassin versant,  
 $x$  le nombre de pas de calcul pour lesquels il y a contribution d'au moins une unité parcelle à l'exutoire du bassin versant.

Concernant les hypothèses sur la variation de  $Txdep$  au cours du temps à l'exutoire d'une unité parcelle, si  $Txdep$  est constant dans le temps,  $Txdep_{1j} = \dots = Txdep_{xj}$ . Nous pouvons alors écrire le système d'équation 4-2 plus simplement (Equation 4-3).

$$Txdep_1 \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + Txdep_j \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + Txdep_p \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

**Equation 4- 3**

...

$$Txdep_1 \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + Txdep_j \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + Txdep_p \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

avec  $Txdep_j$  valeur de  $Txdep$  sur l'unité  $j$  [mg/L],  
 $V_{ij}$  volume ruisselé à l'exutoire de l'unité  $j$  au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $C_i$  concentration en pesticide à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [mg/L],

$V_l$  volume total ruisselé à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $p$  le nombre d'unités parcelles du bassin versant,  
 $x$  le nombre de pas de calcul pour lesquels il y a contribution d'au moins une unité parcelle à l'exutoire du bassin versant.

Si la valeur de  $Txdep$  varie en fonction du débit à l'exutoire de la parcelle, on peut conserver le système d'équation 4-3 en multipliant chaque terme par le rapport du débit à l'exutoire de la parcelle au pas de calcul concerné sur le débit maximum atteint à l'exutoire de cette parcelle sur l'ensemble des pas de temps de calcul (Equation 4-4)

$$Txdep_1 \frac{V_{11}}{V_{\max 1}} \frac{V_{11}}{V_1} + \dots + Txdep_j \frac{V_{1j}}{V_{\max j}} \frac{V_{1j}}{V_1} + \dots + Txdep_p \frac{V_{1p}}{V_{\max p}} \frac{V_{1p}}{V_1} = C_1$$

...

$$Txdep_1 \frac{V_{x1}}{V_{\max 1}} \frac{V_{x1}}{V_x} + \dots + Txdep_j \frac{V_{xj}}{V_{\max j}} \frac{V_{xj}}{V_x} + \dots + Txdep_p \frac{V_{xp}}{V_{\max p}} \frac{V_{xp}}{V_x} = C_x$$

**Equation 4- 4**

avec  $Txdep_j$  valeur de  $Txdep$  sur l'unité  $j$  [mg/L],  
 $V_{1j}$  volume ruisselé à l'exutoire de l'unité  $j$  au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $V_{\max j}$  volume maximal ruisselé à l'exutoire de l'unité  $j$  sur l'ensemble des pas de temps de calcul [m<sup>3</sup>],  
 $C_l$  concentration en pesticide à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [mg/L],  
 $V_l$  volume total ruisselé à l'exutoire du bassin au 1<sup>er</sup> pas de calcul pris en compte [m<sup>3</sup>],  
 $p$  le nombre d'unités parcelles du bassin versant,  
 $x$  le nombre de pas de calcul pour lesquels il y a contribution d'au moins une unité parcelle à l'exutoire du bassin versant.

Si  $Txdep$  varie au cours du temps, il faut calculer  $Txdep_{ij}$  dans le système d'équations 4-2 à chaque pas de calcul  $i$  à l'exutoire de l'unité parcelle  $j$  avec une équation de la forme de l'Equation 4-5, pour l'exemple de  $Txdep$  diminuant au cours du temps.

$$Txdep_{ij} = Txdep_{fin j} + (Txdep_{init j} - Txdep_{fin j}) \exp(-\alpha_i t_i) \quad \text{Equation 4- 5}$$

avec  $Txdep_{ij}$  valeur de  $Txdep$  sur l'unité  $j$  au  $i^{\text{ème}}$  pas de calcul pris en compte,  
 $Txdep_{init j}$  valeur initiale de  $Txdep$  sur l'unité  $j$ ,  
 $Txdep_{fin j}$  valeur finale de  $Txdep$  sur l'unité  $j$ ,  
 $\alpha_i$  paramètre de forme pour l'unité  $j$  de la courbe de décroissance de  $Txdep$  au cours de temps  $t$



Dans le cas de  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement au cours du temps à l'exutoire d'une unité parcelle, il y a donc trois fois plus de paramètres inconnus dans le système ( $Txdep_{init}$ ,  $Txdep_{fin}$  et  $\alpha$ ) que dans les cas  $Txdep$  constant ou variant avec le débit à l'exutoire de l'unité au cours du temps.

Chaque concentration  $C_1$  à  $C_x$  du système général d'équation 4-2 donne des informations sur les valeurs de  $Txdep$ . L'hypothèse implicite, dans la recherche d'une stratégie d'échantillonnage telle que nous l'avons définie dans le chapitre II, est que le système d'équation établi (système d'équations 4-3, 4-4 ou 4-5) est surdéterminé pour la détermination des valeurs de  $C_i$ , et qu'un sous-système d'équations judicieusement choisi suffit donc à définir les valeurs de  $Txdep$  pour déterminer les  $C_i$  des autres équations avec une incertitude minimale.

Notre but est donc de définir, pour un événement et une hypothèse de variation de  $Txdep$  (Equation 4-3, 4-4 ou 4-5), le ou les sous-systèmes d'équations qui permettent de déterminer les concentrations à tous les pas de contribution des parcelles avec une incertitude minimale. Les pas de calcul correspondant aux équations du sous-système sont les pas de calcul pour lesquels il faut analyser les prélèvements. Si l'on dispose de plusieurs prélèvements pour un pas de calcul, les échantillons sont mélangés au pro rata du volume passé pour chaque échantillon, afin d'analyser une concentration moyenne pour le pas de temps de calcul.

☞ La modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin versant se ramène à un système d'équations (une équation par pas de temps) ayant pour inconnues  $Txdep$  sur les différents parcelles aux différents pas de temps.

L'hypothèse d'un  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement au cours du temps engendre trois fois plus d'inconnues que les autres hypothèses pour le même système d'équation.

La recherche d'une stratégie d'échantillonnage pose l'hypothèse selon laquelle toutes les concentrations  $C_i$  du système complet peuvent être déterminées avec une incertitude minimale à partir d'un sous-système d'équations.

Nous recherchons ces sous-systèmes d'équation, qualifiés de sous-systèmes suffisants.

### 1.1.2 Déterminer le(s) sous-système(s) suffisant(s) : détermination de la stratégie d'échantillonnage pour un événement et une hypothèse sur $Txdep$

La détermination de la stratégie d'échantillonnage pour un événement donné pour une hypothèse de variation de  $Txdep$  au cours du temps à l'exutoire des unités parcelle est l'objet du programme<sup>1</sup> dont le code est présenté en annexe 18. On remarquera que la stratégie d'échantillonnage définie pour événement donné est donc la même pour toutes les molécules pour lesquelles on fait la même hypothèse de variation de  $Txdep$  à l'exutoire des unités parcelles.

<sup>1</sup> strategie\_echantillonnage\_FlowT.mat

### 1.1.2.1 Première tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La première tâche<sup>2</sup> est de définir le système d'équation, 4-3, 4-4 ou 4-5 suivant l'hypothèse choisie pour la variation de  $Txdep$  à l'exutoire des parcelles.

Les coefficients ( $V_{ij}/V_i$ ) sont calculés pour chaque pas de calcul  $i$  (système d'équation général 4-1). Les pas de calcul correspondant à une contribution nulle des parcelles au débit à l'exutoire sont alors supprimés afin de générer la matrice<sup>3</sup> des coefficients ( $V_{ij}/V_i$ ) du système d'équations 4-2 (ou ( $V_{ij}/V_{maxj}$ ) ( $V_{ij}/V_i$ ) dans le cas particulier 4-4).

Sur la base de ce système complet d'équations il faut ensuite définir tous les sous-systèmes possibles.

### 1.1.2.2 Deuxième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La deuxième tâche<sup>4</sup> est de définir l'ensemble des sous-systèmes possibles pour le système complet construit. Il s'agit donc de trouver, pour un nombre d'équations du sous-système allant de 1 à  $x$  (nombre total d'équations), toutes les combinaisons possibles, sans ordre, parmi l'ensemble des équations. Autrement dit, il s'agit de définir toutes les combinaisons possibles, sans ordre, de  $k$  pas de temps dans le vecteur « pasdetemps »,  $k$  allant de 1 à la longueur du vecteur « pasdetemps ».

Chaque sous-système d'équation est ensuite utilisé pour déterminer les valeurs de  $Txdep$ , inconnues du système. Le programme de stratégie d'échantillonnage travaille a priori, avant que l'on ne connaisse les valeurs de concentration  $C_i$  en pesticides à l'exutoire du bassin versant puisque l'on se situe évidemment en amont des analyses. Les valeurs  $C_i$  du système complet (Equation 4-2) sont donc des valeurs simulées, générées par le modèle FlowT.

### 1.1.2.3 Troisième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La troisième tâche<sup>5</sup> est donc de générer un chémogramme « observé » simulé, avec l'hypothèse choisie de variation temporelle des  $Txdep$  à l'exutoire des parcelles.

Il faut garder à l'esprit que la stratégie d'échantillonnage fournie par le programme correspond à l'hypothèse choisie.

En pratique, un jeu de valeurs de  $Txdep$  sur les parcelles est tiré dans l'espace des  $Txdep$  défini par leurs distributions de probabilité (uniforme, variant de 0 à 0,1 mg/L). La matrice des coefficients du système « resultat » est multipliée par cette matrice des valeurs de  $Txdep$  et la somme des produits est réalisée sur chaque ligne pour donner les valeurs des concentrations simulées  $C_i$ .

On possède alors la matrice des coefficients du système d'équations et les valeurs de  $C_i$  pour chaque équation. Il reste à déterminer les valeurs des inconnues  $Txdep_{ij}$ .

### 1.1.2.4 Quatrième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La quatrième tâche est de déterminer les valeurs des inconnues  $Txdep_{ij}$  pour le système d'équation, et de même pour chacun des sous-systèmes définis à l'étape 2.

<sup>2</sup> Un sous-programme, def\_systeme.mat, dont le code est présenté en annexe 18, se charge de cette tâche.

<sup>3</sup> Cette matrice est appelée matrice « resultat » et le vecteur « pastemps » donne les numéros de pas de temps correspondant aux équations du système « resultat ».

<sup>4</sup> C'est le sous-programme combinaisons.mat qui réalise cette tâche, dont le code est donné en annexe 18.

<sup>5</sup> La génération du chémogramme de référence est assurée par le sous-programme simulation\_conc.mat, dont le code figure en annexe 18.

Dans la suite logique des méthodes utilisées pour les analyses de sensibilité et d'incertitude des modèles, nous ne traitons pas ce problème par l'algèbre linéaire mais à l'aide d'une analyse de Monte Carlo. Nous tirons en effet 10000 jeux de *Txdep* dans l'espace des *Txdep* et calculons les concentrations  $C_i$  pour chaque jeu<sup>6</sup>, de la même façon qu'à l'étape 3.

Le(s) jeu(x) de *Txdep* reproduisant le chémogramme de référence sont choisis<sup>7</sup>. Le critère de Theil est calculé pour chacun des 10000 chémogrammes modélisés par rapport au chémogramme de référence. Les jeux de *Txdep* correspondant aux valeurs maximales de Theil sont retenus.

La détermination des valeurs de *Txdep* se fait en deux étapes, comme pour l'analyse d'incertitude, avec une étape de « zoom » suivant cette étape de « prescreening ». Un échantillonnage de 10000 jeux de *Txdep* est reconduit dans les hypercubes autour des jeux retenus (+/- 20% des valeurs retenues). Les valeurs de Theil pour chaque jeu sont à nouveau calculées pour définir les jeux de *Txdep* définitivement retenus.

La matrice<sup>8</sup> des chémogrammes modélisés correspondant aux jeux de *Txdep* retenus traduit l'incertitude sur les chémogrammes modélisés avec le sous-système.

#### 1.1.2.5 Cinquième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La cinquième tâche est de résumer l'information contenue dans la dernière matrice produite et de la consigner dans un fichier de sortie, rassemblant les données sur l'incertitude des concentrations modélisées avec les sous-systèmes retenus du système d'équation complet.

La méthode adoptée pour résumer cette incertitude est de calculer la somme sur tous les pas de temps  $i$  du système complet des différences entre la concentration maximale modélisée au pas de temps  $i$   $C_{\max i}$  et la concentration minimale modélisée au pas de temps  $i$   $C_{\min i}$  (Equation 4-6).

$$\sum_i (C_{\max i} - C_{\min i}) \quad \text{Equation 4- 6}$$

La valeur obtenue, que nous nommons indice d'incertitude, est associée au sous-système testé et calculée pour chaque sous-système possible du système complet d'équations.

#### 1.1.2.6 Sixième tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage

La sixième et dernière tâche dans la définition de la stratégie d'échantillonnage est de sélectionner les sous-systèmes sur la base de l'indice d'incertitude et du nombre de pas de calcul du sous-système. Dans un premier temps, tous les sous-systèmes ayant un indice d'incertitude inférieur ou égal à deux fois l'indice de référence (celui du système complet) sont sélectionnés. Dans un deuxième temps seuls les sous-systèmes, parmi ceux sélectionnés, correspondant à un nombre de pas de calcul minimal sont retenus.

Les pas de calcul de chaque sous-système retenu<sup>9</sup> constituent une stratégie d'échantillonnage potentielle.

<sup>6</sup> La matrice des valeurs de  $C_i$  pour les 10000 jeux de *Txdep* testés est fournie par le sous-programme monte\_carlo.mat, dont le code figure en annexe 18.

<sup>7</sup> avec le sous-programme resolution.mat

<sup>8</sup> Cette matrice nommée « enveloppe » est fournie par le sous-programme resolution.mat, annexe 18.

<sup>9</sup> fournis dans le fichier sortie du programme strategie\_echantillonnage\_FlowT.mat.

### 1.1.2.7 Exemple de fichier sortie du programme

Nous détaillons l'utilisation du fichier sortie fourni par le programme de choix d'une stratégie d'échantillonnage sur un exemple particulier. Un extrait du fichier sortie obtenu pour l'événement du 11 juin 2004 est proposé Figure 4- 1.

Nous rappelons en premier lieu que plusieurs jeux de paramètres hydrologiques ont été retenus après l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés avec FlowT à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, de sorte que les six tâches décrites précédemment doivent être répétées pour chacun des jeux hydrologiques retenus. En effet, le système d'équation complet (nombre d'équations, pas de calcul correspondant et matrice des coefficients) varie avec les contributions des parcelles à l'exutoire du bassin, qui varient elles-mêmes avec les valeurs retenues des paramètres hydrologiques, principalement  $I_f$ , sur les parcelles.

Pour chaque jeu hydrologique (désigné par « jeu n° » dans le fichier sortie), il existe autant de lignes que de sous-systèmes retenus. La composition de chaque sous-système (« stratégie ») est donnée sur chaque ligne : les numéros des pas de temps de calcul correspondant aux équations du sous-système figurent entre crochets. Si la stratégie est choisie, ce sont donc les prélèvements correspondant à ces pas de temps de calcul qu'il faudra analyser. La répartition des prélèvements automatiques par pas de temps de calcul est décrite dans le chapitre suivant V-1.1.2.8.

jeu n°	systeme_complet	indice d'incertitude
1	[4 5 6 7]	6
2	[4 5 6 7]	6
3	[4 5 6 7]	5
4	[4 5 6 7]	5
5	[4 5 6 7]	5

jeu n°	strategie	indice
1	[4 7]	12
2	[4 5]	9
2	[5 6]	4
2	[5 7]	6
3	[5 6]	7
4	[4 5 6]	6
4	[5 6 7]	10
5		

**Figure 4- 1 Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition d'une stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 11 juin 2004 avec l'hypothèse d'un  $T_{xdep}$  constant dans le temps à l'exutoire des parcelles.**

Pour référence, les pas de calcul correspondant au système complet d'équation de chaque jeu hydrologique figurent entre crochets à la ligne « système\_complet ». Les indices d'incertitude sur les concentrations modélisées avec les valeurs de  $T_{xdep}$  sélectionnées à partir des concentrations « analysées » respectivement aux pas de calcul du système complet et aux pas de calcul de chaque stratégie figurent à la ligne « indice d'incertitude » et aux lignes « indice ». L'incertitude observée pour le système complet d'équation est due à la méthode de Monte Carlo (on ne retrouve pas exactement les valeurs de  $T_{xdep}$  fournissant le chémogramme de référence en explorant l'espace des  $T_{xdep}$  par la méthode de Monte Carlo).

Si plusieurs stratégies sont retenues, on choisit de préférence le sous-système correspondant au maximum de prélèvements par équation (par pas de calcul). En effet, sur un pas de calcul de 6 minutes, on peut disposer de un seul ou de plusieurs prélèvements. Or, l'analyse réalisée pour un pas de calcul est d'autant plus proche de la concentration moyenne pour ce pas de calcul que le nombre de prélèvements est grand. Pour l'événement 110604 par exemple, le pas de calcul n°6 correspond à 3 prélèvements alors que le pas de calcul n°7 ne correspond qu'à un seul prélèvement (Figure 4- 2).

Il faut également compter avec les différents jeux hydrologiques retenus pour modéliser les débits à l'exutoire du bassin de Rouffach. Comme on ne peut pas a priori choisir l'un ou l'autre des jeux hydrologiques pour modéliser les concentrations à l'exutoire de bassin, la stratégie d'échantillonnage choisie résulte d'une synthèse des pas de temps choisis pour chaque jeu. L'utilisateur doit choisir une stratégie commune à tous les jeux hydrologiques, ou un compromis<sup>10</sup> entre les stratégies choisies pour les différents jeux hydrologiques.

#### 1.1.2.8 Répartition des prélèvements par pas de temps de calcul

Pour pouvoir appliquer la stratégie d'échantillonnage, il faut répartir les prélèvements automatiques entre les pas de calcul du modèle. Les pas de calcul du modèle sont les pas de mesure de la pluie, et les dates des prélèvements doivent être calculées à partir de l'hydrogramme enregistré, sachant qu'un prélèvement est pris tout les 8 m<sup>3</sup> passés. Le calcul des dates de prélèvement<sup>11</sup> se fait par interpolation linéaire des débits enregistrés à l'exutoire du bassin versant par le débitmètre et calcul du volume passé au cours du temps. Chaque date correspondant à  $x \cdot 8$  m<sup>3</sup> est la date du prélèvement n° x (avec  $x \leq 24$ ).

Ce résultat est utilisé en entrée du programme interpolation\_prelev.mat, dont le code figure en annexe 5, avec les dates des pas de calcul de FlowT (plages de 6 minutes), afin de distribuer les prélèvements dans les différents pas de calcul. Le résultat<sup>12</sup> donne la répartition des prélèvements par pas de temps de calcul, dont un extrait pour l'événement 110604 est fourni Figure 4- 2. On peut constater avec cet exemple qu'il n'y a pas de prélèvement pour tous les pas de calcul. Pour l'événement 110604, nous disposons de prélèvements pour tous les pas de calcul où les parcelles contribuent au débit à l'exutoire du bassin, mais ça n'est pas le cas pour tous les événements. Il se peut donc que parmi les sous-systèmes susceptibles d'être choisis via le fichier de sortie du programme de stratégie d'échantillonnage, certains correspondent à des pas de temps de calcul pour lesquels on ne dispose d'aucun prélèvement. Afin d'éviter ce problème, nous intégrons dans le programme de stratégie d'échantillonnage la prise en compte des seuls pas de calcul correspondant au moins à un prélèvement sur le terrain.

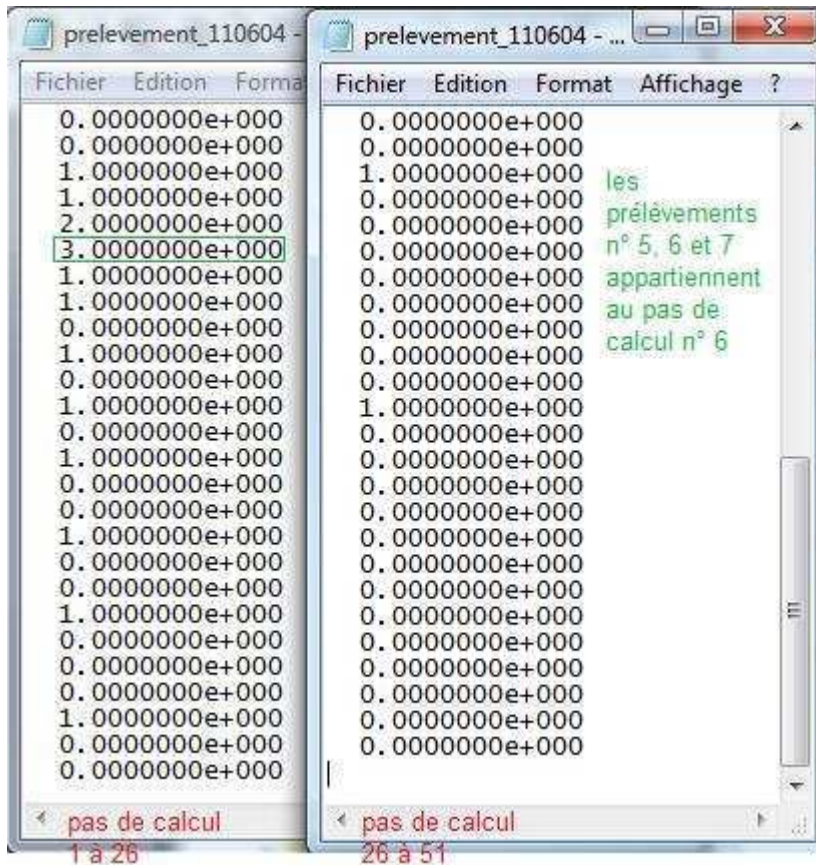
La prise en compte des seuls pas de calcul correspondant au moins à un prélèvement sur le terrain nous mène à éliminer du système complet d'équations 4-2 les équations qui correspondent à des pas de calcul ne possédant aucun prélèvement. Le système complet est donc réduit au sous-système, qui devient le système de référence,

<sup>10</sup> Le terme « stratégie commune » désigne une stratégie commune à tous les jeux hydrologique : elle couvre au moins une des stratégies sélectionnées pour chacun des jeux hydrologiques. Le terme « stratégie compromis » désigne une stratégie avec moins d'analyses que la « stratégie commune » : elle reprend au moins une des stratégies sélectionnées, pour un maximum de jeux hydrologiques, mais pas pour tous.

<sup>11</sup> réalisé par le programme repartition\_prelev.mat, dont le code figure en annexe 5.

<sup>12</sup> fichier « prelevements », en sortie de interpolation\_prelev.mat.

composé des seules équations correspondant à des pas de calcul pour lesquels on possède au moins un prélèvement d'eau à l'exutoire du bassin versant. La recherche des sous-systèmes possibles et le calcul de l'indice d'incertitude de chaque sous-système se déroulent alors sur la base de ce nouveau système « complet ». Les concentrations modélisées avec les stratégies d'échantillonnage choisies pour différents événements sont présentées dans le chapitre suivant.



**Figure 4- 2 Répartition des 17 prélèvements d'eau réalisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) pendant l'événement du 11 juin 2004 entre les 51 pas de calcul du modèle FlowT pour cet événement.**

👉 Nous avons construit un programme fournissant les sous-systèmes d'équation qui permettent de déterminer toutes les concentrations du système complet avec une incertitude et un nombre d'analyses minimal.

Le programme sélectionne ainsi les sous-systèmes pour chaque jeu hydrologique retenu à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits.

☞ Car il faut compter avec les différents jeux hydrologiques retenus pour modéliser les débits à l'exutoire du bassin de Rouffach. Comme on ne peut pas a priori choisir l'un ou l'autre des jeux hydrologiques pour modéliser les concentrations à l'exutoire de bassin, la stratégie d'échantillonnage choisie résulte d'une synthèse des pas de temps choisis pour chaque jeu. L'utilisateur doit choisir une stratégie commune à tous les jeux hydrologiques, ou un compromis entre les stratégies choisies pour les différents jeux hydrologiques.

Comme on ne dispose par toujours d'au moins un prélèvement pour tous les pas de calcul du système complet d'équations, le programme réduit ce système complet aux seules équations pour lesquelles on dispose d'au moins un prélèvement.

L'incertitude sur les concentrations modélisées avec les stratégies d'échantillonnage choisies d'après les résultats du programme de détermination de stratégies d'échantillonnage, que nous venons de présenter, est calculée pour trois événements de référence.

### 1.1.3 Exemples d'efficacité de la stratégie d'échantillonnage FlowT

Afin de visualiser ce qui se cache derrière l'indice d'incertitude (Equation 4-6) calculé pour les sous-systèmes, nous présentons pour plusieurs événements les graphiques des concentrations modélisées, pour le système complet d'une part et pour la stratégie d'échantillonnage choisie d'autre part.

Pour un événement donné, la recherche de la stratégie d'échantillonnage étant dépendante de l'hypothèse choisie pour la variation de  $Txdep$  à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, nous répétons la démonstration pour chacune des trois hypothèses possibles.

#### 1.1.3.1 Avec $Txdep$ constant dans le temps

Nous choisissons de prendre pour exemple les événements correspondant aux systèmes complets d'équations les plus grands, c'est-à-dire les événements ayant un maximum de prélèvements, répartis sur un maximum de pas de calcul. Nous choisissons également des événements de classes hydrologiques différentes, avec un événement d'intensité faible, un d'intensité moyenne et un d'intensité forte. Les trois événements choisis comme exemples sont donc les événements 070903, 240804a et 110604.

#### **Événement 070903**

Concernant l'événement 070903 avec l'hypothèse de  $Txdep$  constant dans le temps, un extrait du résultat du programme de stratégie d'échantillonnage est présenté Figure 4- 3.

```

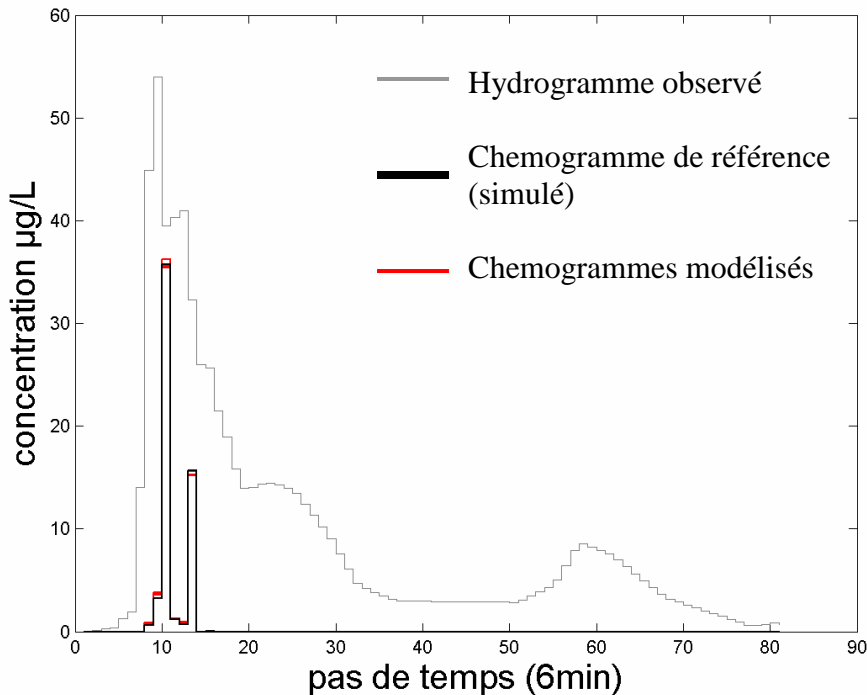
jeu n°      1
systeme_complet  [9 10 12 13]      indice d'incertitude  2
strategie    [9 13]          indice                  4
strategie    [10 12]         indice                  4
strategie    [12 13]         indice                  3
jeu n°      2
systeme_complet  [8 9 10 12 13]    indice d'incertitude  7
strategie    [8 13]          indice                  9
strategie    [9 10]          indice                  12
strategie    [9 13]          indice                  10
strategie    [10 12]         indice                  13
strategie    [12 13]         indice                  8
jeu n°      3
systeme_complet  [8 9 10 12 13 15]  indice d'incertitude  4
strategie    [8 10]          indice                  8
strategie    [8 13]          indice                  8
strategie    [9 10]          indice                  5
strategie    [9 13]          indice                  5
strategie    [10 12]         indice                  7
strategie    [12 13]         indice                  7
jeu n°      4

```

**Figure 4- 3 Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 07 septembre 2003 avec l'hypothèse d'un  $Txdep$  constant dans le temps à l'exutoire des parcelles.**

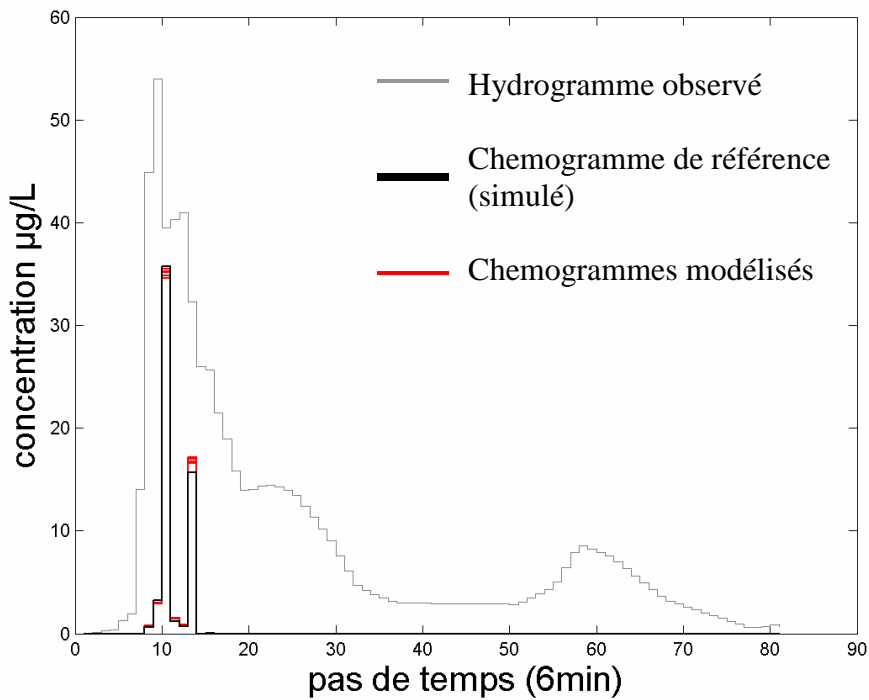
L'utilisation de la méthode de Monte Carlo pour déterminer les inconnues  $Txdep$  du système ne permet pas de retrouver exactement le jeu de  $Txdep$  du chémogramme de référence, jouant le rôle de chémogramme observé à l'exutoire du bassin en l'absence d'analyses réelles (nous rappelons que nous nous plaçons ici en amont de l'analyse, au stade du choix de la stratégie d'échantillonnage). L'incertitude (faible) sur les chémogrammes modélisés avec toutes les analyses disponibles pour l'événement est donc due à la méthode de Monte Carlo. Comme nous ne disposons pas de prélèvement pour le pas de calcul n°11, l'équation correspondante a été éliminée du système complet d'équation, qui se réduit par exemple pour le jeu hydrologique n°3 aux pas ce calcul [8 9 10 12 13 15] alors que les parcelles contribuent à l'exutoire du bassin pour les pas de calcul [8 9 10 11 12 13 15]. Mais la connaissance de la concentration pour le pas de calcul 11 ne s'avère pas discriminante pour la détermination des concentrations du système puisque l'incertitude sur la concentration modélisée au pas de calcul 11 avec le système complet d'équations (toutes les analyses disponibles) est faible (Figure 4- 4). C'est donc que l'équation correspondant au pas de calcul 11 est redondante avec une ou plusieurs des autres équations du système.



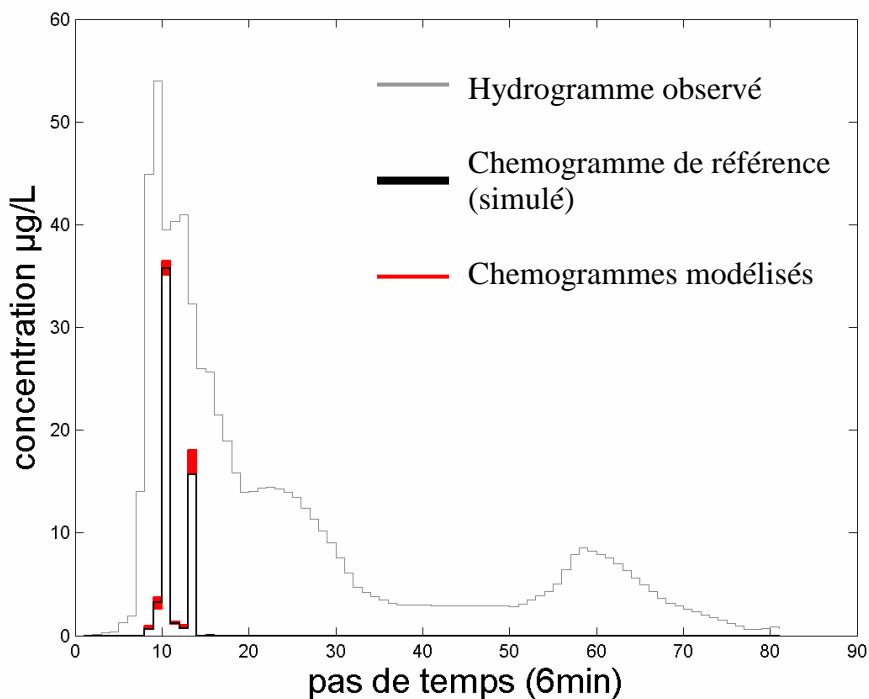


**Figure 4- 4 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°3 et des jeux de  $Txdep$  sélectionnés à partir des pas de calcul du système complet [8 9 10 12 13 15] pour l'hypothèse d'un  $Txdep$  constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

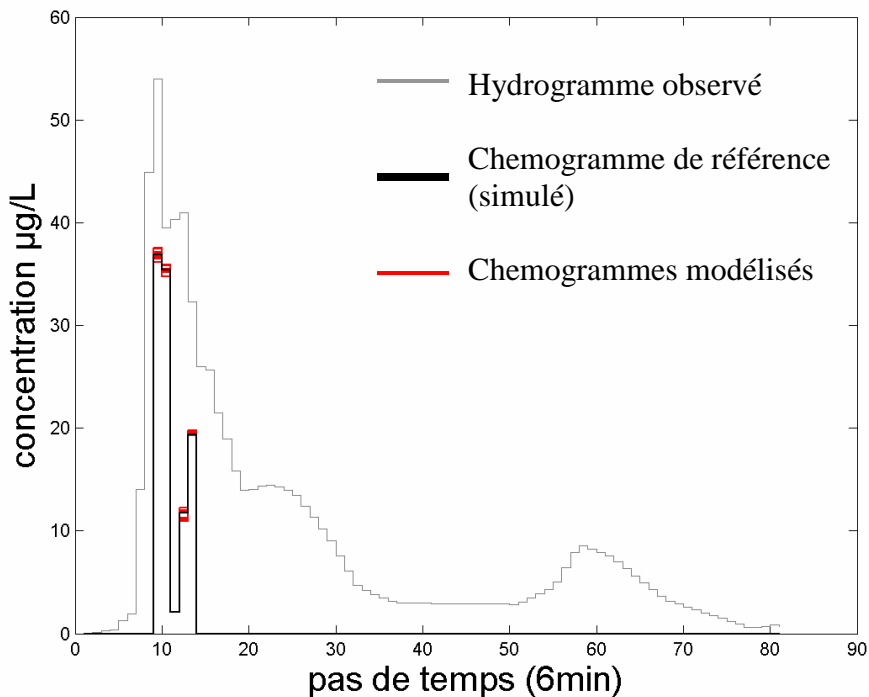
La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques est déterminée à partir du fichier complet de sortie du programme `strategie_echantillonnage_FlowT.mat`, dont un extrait a été présenté : elle correspond aux pas de calcul [9 10 12 13]. Cependant, comme il est possible que quatre analyses pour un événement reste un nombre trop important, nous testons également les résultats de la stratégie « compromis » [9 10]. Les chémogrammes modélisés pour le jeu hydrologique n°3 avec les valeurs de  $Txdep$  sélectionnées sur les analyses de la stratégie commune et les analyses de la stratégie compromis sont présentées respectivement Figure 4- 5 et Figure 4- 6. On peut constater que la stratégie commune permet bien de modéliser le chémogramme de référence. De plus, comme la stratégie compromis est l'une des stratégies sélectionnées pour le jeu hydrologique n°3, elle permet également de modéliser le chémogramme de référence, en ne « calant » les valeurs de  $Txdep$  que sur les « analyses » correspondant aux pas de calcul 9 et 10. La stratégie sélectionnée pour le jeu hydrologique n°8 (à savoir [12 13]) ne correspond pas en revanche à cette stratégie compromis. Si la stratégie commune permet donc bien de modéliser le chémogramme de référence (Figure 4- 7), les chémogrammes modélisés avec la stratégie compromis présentent une incertitude plus forte sur le pas de calcul n°12 (Figure 4- 8). Il faut donc garder à l'esprit que si la stratégie compromis permet de diminuer le nombre d'analyses à réaliser pour un événement pluvieux, elle peut également engendrer plus d'incertitude sur la modélisation des concentrations avec certains jeux hydrologiques pour certains pas de calcul importants pour ces jeux et non pris en compte dans la stratégie compromis.



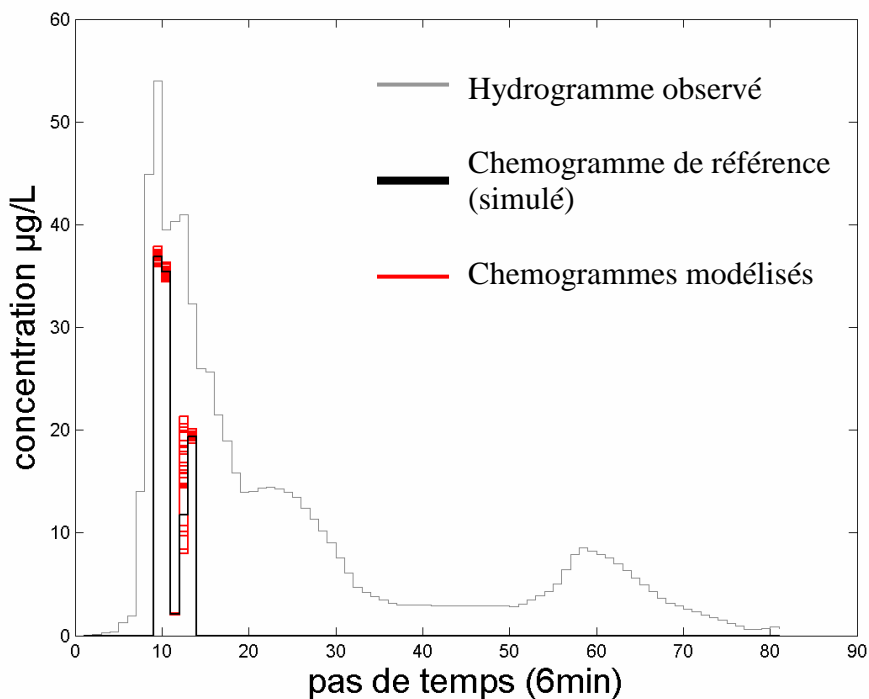
**Figure 4- 5 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°3 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune [9 10 12 13] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 6 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°3 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [9 10] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



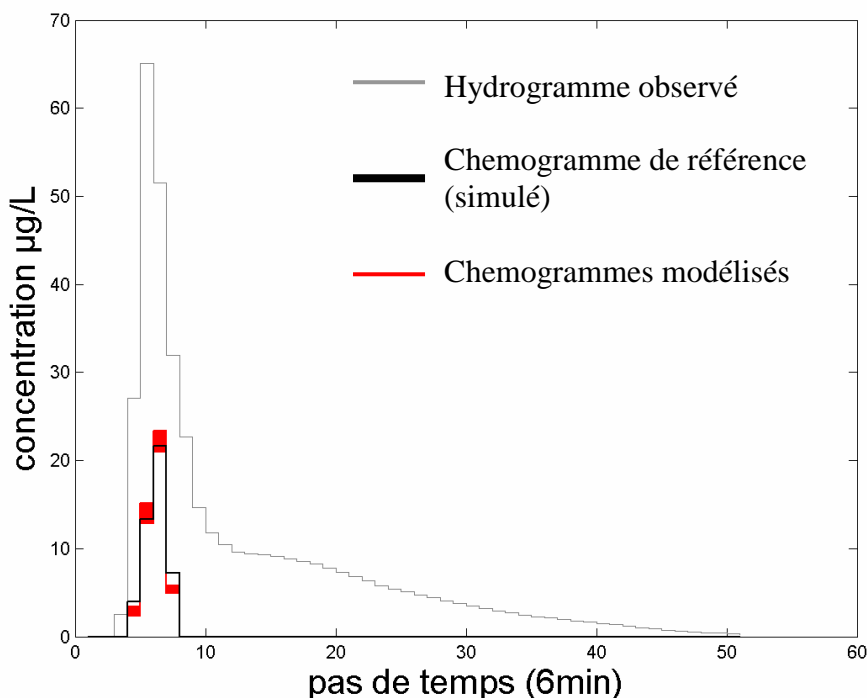
**Figure 4- 7 Chémoigrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune [9 10 12 13] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



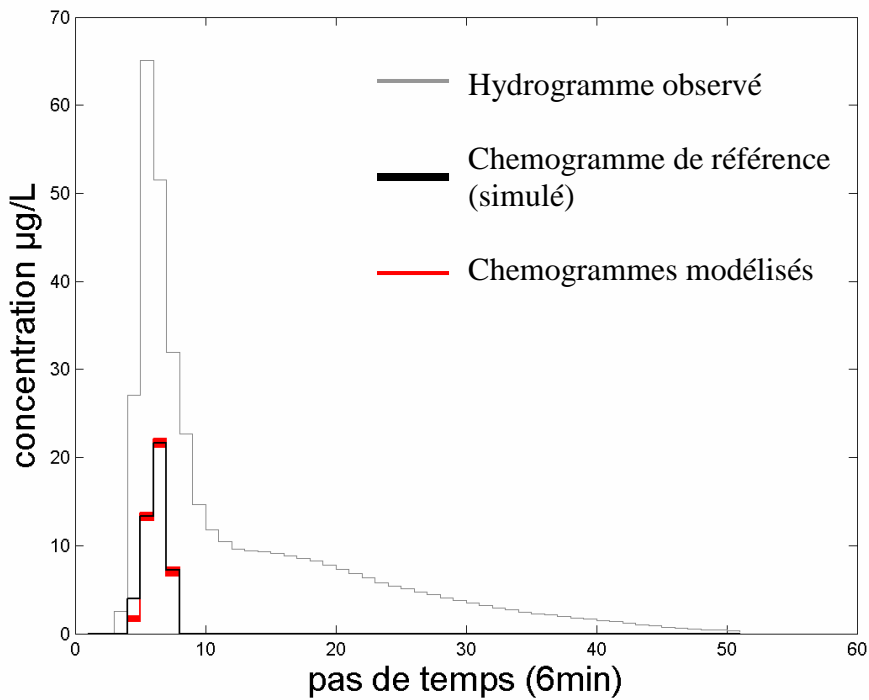
**Figure 4- 8 Chémoigrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [9 10] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

### **Evénement 110604**

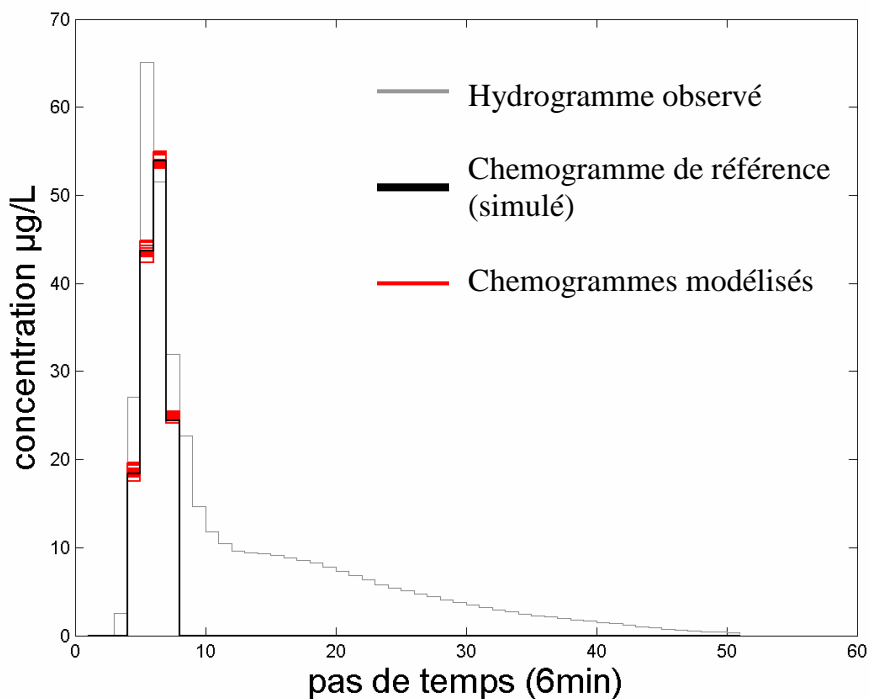
La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques est déterminée à partir du fichier complet de sortie du programme `strategie_echantillonnage_FlowT.mat`, dont un extrait a été présenté Figure 4- 1: elle correspond aux pas de calcul [4 5 6 7]. Pour réduire le nombre d'analyses pour cet événement, nous testons également les résultats de la stratégie « compromis » [5 6]. Les chémogrammes modélisés pour le jeu hydrologique n°2 avec les valeurs de *Txdep* sélectionnées sur les analyses de la stratégie commune et les analyses de la stratégie compromis sont présentées Figure 4- 9 et Figure 4- 10 respectivement. On peut constater que la stratégie commune permet bien de modéliser le chémogramme de référence. De plus, comme la stratégie compromis est l'une des stratégie sélectionnées pour le jeu hydrologique n°2, elle permet également de modéliser le chémogramme de référence, en ne « calant » les valeurs de *Txdep* que sur les « analyses » correspondant aux pas de calcul 5 et 6. La stratégie sélectionnée pour le jeu hydrologique n°1 (à savoir [4 7]) ne correspond pas en revanche à cette stratégie compromis. Si la stratégie commune permet donc bien de modéliser le chémogramme de référence (Figure 4- 11), les chémogrammes modélisés avec la stratégie compromis présentent une incertitude plus forte sur le pas de calcul n°4 (Figure 4- 12). En revanche, l'incertitude reste faible sur le pas de calcul n°7. Le jeu n°1 étant l'un des seuls jeux (avec les jeux n° 11, 14 et 16) à justifier l'ajout du pas de calcul n°7 dans la stratégie commune, nous pourrions donc faire l'économie de ce pas de calcul dans la stratégie commune. Les chémogrammes modélisés pour le jeu n°1 avec cette stratégie commune réduite sont présentés Figure 4- 13 et appuient l'élimination du pas n°7.



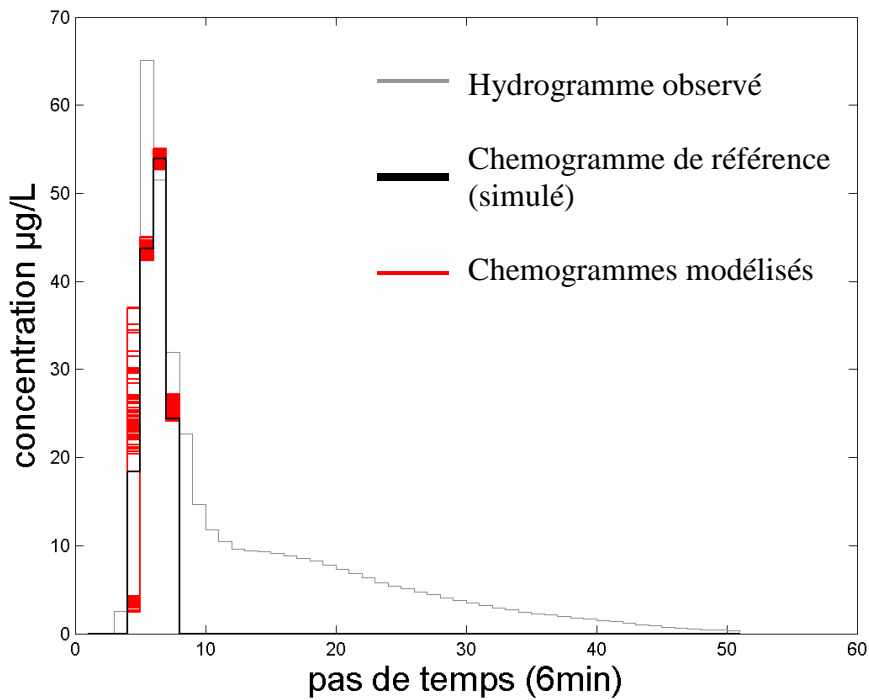
**Figure 4- 9 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n°2 et des jeux de *Txdep* sélectionnés à partir de la stratégie commune [4 5 6 7] pour l'hypothèse d'un *Txdep* constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



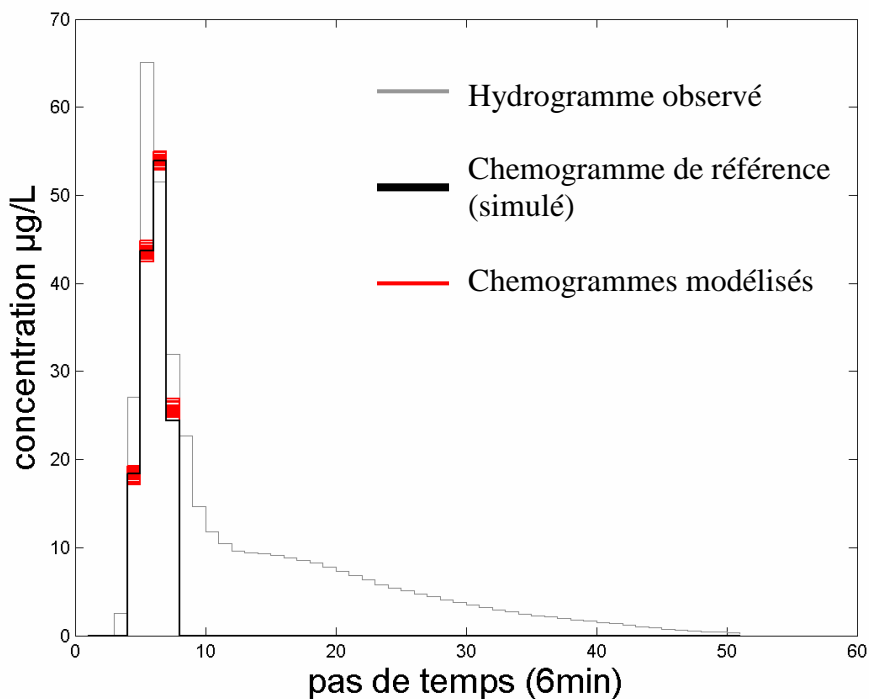
**Figure 4- 10 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n°2 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [5 6] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 11 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n°1 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune [4 5 6 7] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 12 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n° 1 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [5 6] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 13 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n° 1 et des Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune réduite [4 5 6] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

**Evénement 240804a**

Concernant l'événement 240804a avec l'hypothèse de  $Txdep$  constant dans le temps, un extrait du fichier résultat du programme de stratégie d'échantillonnage est présenté Figure 4- 14.

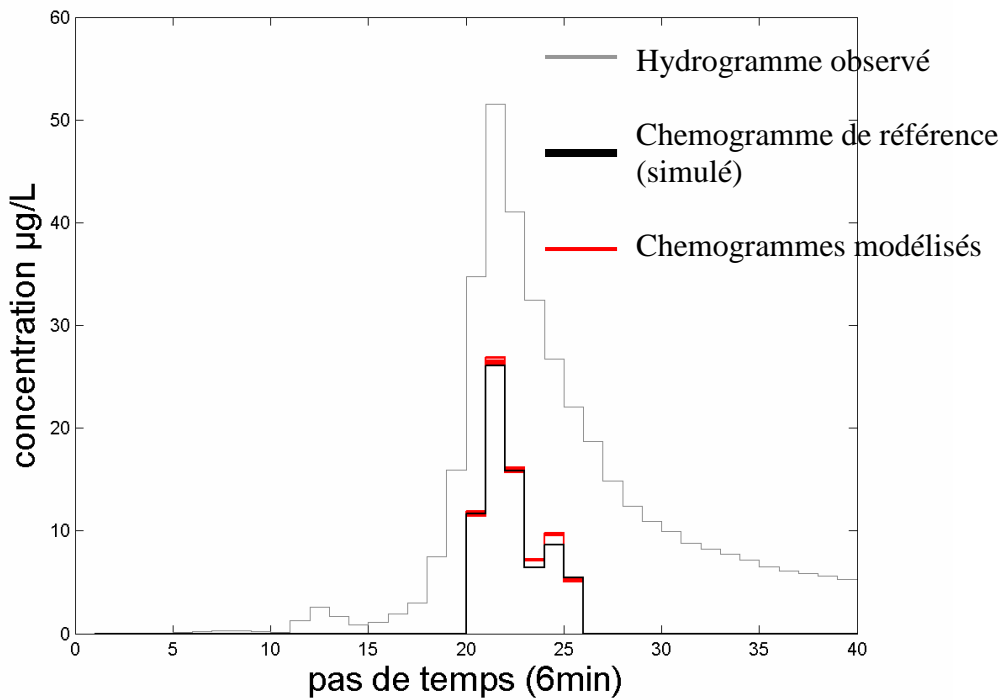
```

jeu n°      1
systeme_complet [20 21 22 23 25] indice d'incertitude 6
strategie [20 22] indice 7
strategie [20 23] indice 9
strategie [21 22] indice 11
strategie [22 23] indice 9
jeu n°      2
systeme_complet [20 21 22 23 25] indice d'incertitude 4
strategie [20 22] indice 7
jeu n°      3
systeme_complet [19 20 21 22 23 25] indice d'incertitude 6
strategie [20 21] indice 9
strategie [20 22] indice 7
jeu n°      4

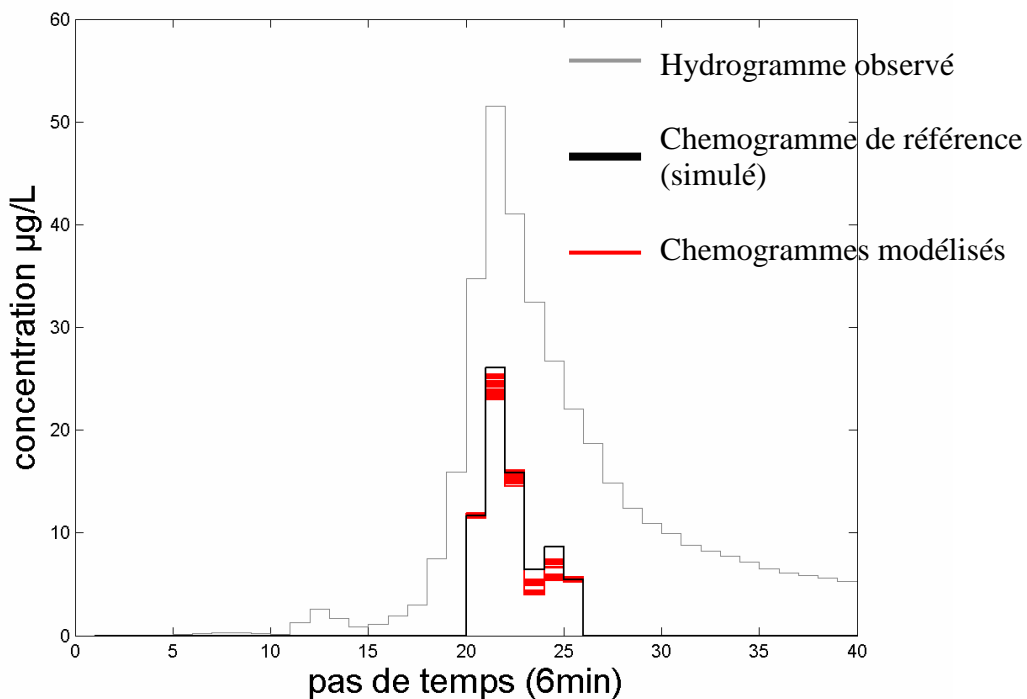
```

**Figure 4- 14 Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 24 août 2004 avec l'hypothèse d'un  $Txdep$  constant dans le temps à l'exutoire des parcelles.**

La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques déterminée à partir du fichier complet de sortie du programme `strategie_echantillonnage_FlowT.mat` correspond aux pas de calcul [20 21 22 23 25]. Cependant, suite au constat réalisé précédemment pour l'événement 110604, nous choisissons de réduire d'emblée la stratégie commune aux seuls pas de temps [20 22 25], en écartant les pas 21 et 23 imposés respectivement par les seuls jeux hydrologiques n° 10, 14, 19 et 22 et n° 5, 6, 23, 24 et 25. Afin de réduire encore le nombre d'analyses pour cet événement, nous testons également les résultats de la stratégie « compromis » [20 25]. Les chémogrammes modélisés pour les jeux hydrologique n°8 avec les valeurs de  $Txdep$  sélectionnées sur les analyses de la stratégie commune et les analyses de la stratégie compromis sont présentées Figure 4- 15 et Figure 4- 16 respectivement. On peut constater que la stratégie commune permet bien de modéliser le chémogramme de référence. De plus, comme la stratégie compromis est l'une des stratégie sélectionnées pour le jeu hydrologique n°8, elle permet également de modéliser le chémogramme de référence, en ne « calant » les valeurs de  $Txdep$  que sur les « analyses » correspondant aux pas de calcul 20 et 25. La stratégie sélectionnée pour le jeu hydrologique n°1 (à savoir [20 22]) ne correspond pas en revanche à cette stratégie compromis. Si la stratégie commune permet donc bien de modéliser le chémogramme de référence (Figure 4- 17), les chémogrammes modélisés avec la stratégie compromis présentent une incertitude plus forte sur les pas de calcul n°22 et 21 (Figure 4- 18). En ce qui concerne la réduction de la stratégie commune, on peut constater Figure 4- 19 qu'elle engendre un peu plus d'incertitude pour les concentrations modélisées au pas de calcul n° 21 pour le jeu hydrologique n°10 mais en proportions très acceptables, de même que pour le jeu hydrologique n° 5 (Figure 4- 20) et les autres jeux mentionnés (n° 14, 19, 22, 6, 23, 24, 25).

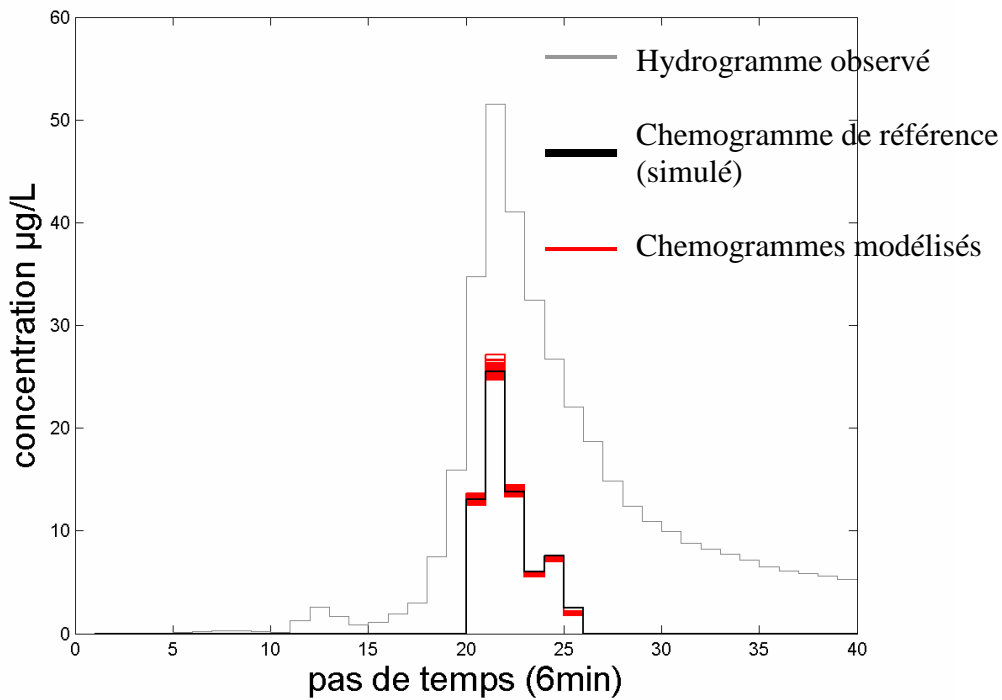


**Figure 4- 15 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°8 et des Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune réduite [20 22 25] pour un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

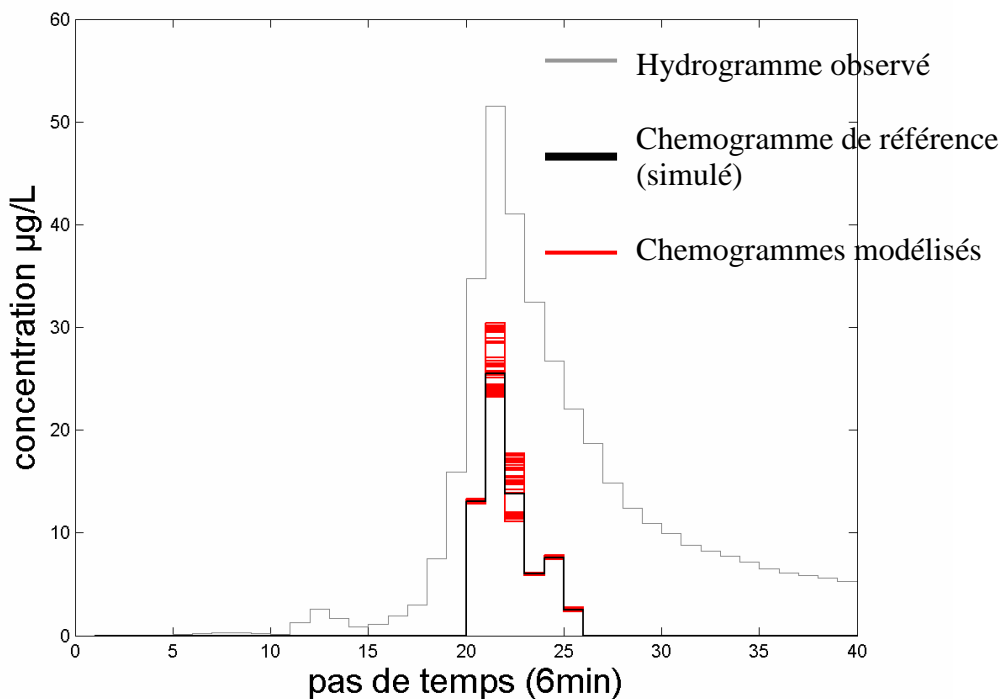


**Figure 4- 16 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie « compromis » [20 25] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

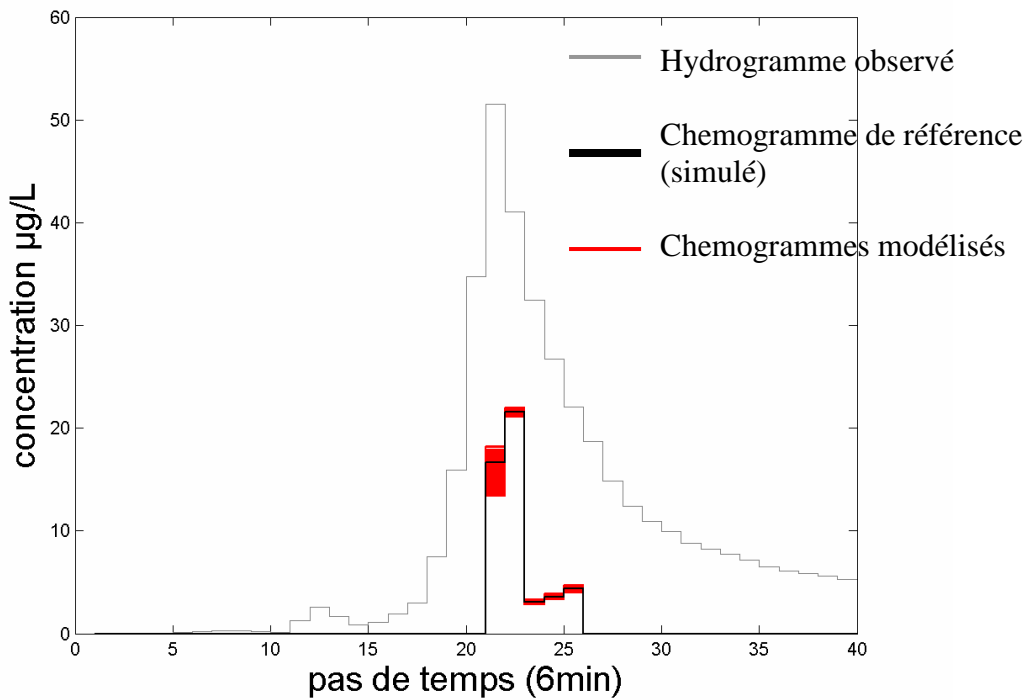




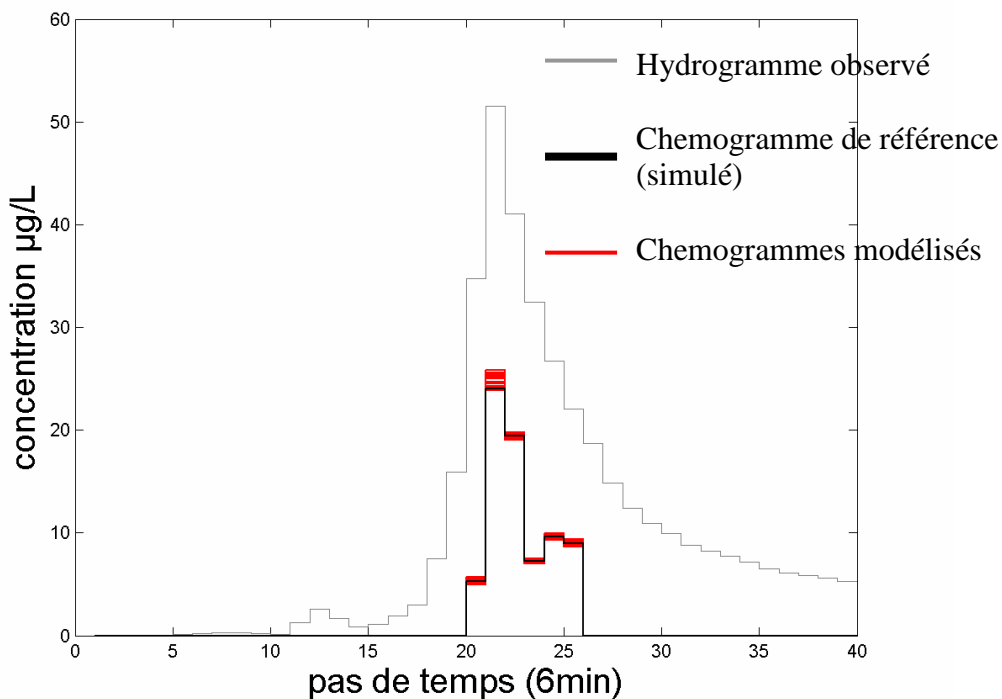
**Figure 4- 17 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°1 et des Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune réduite [20 22 25] pour un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 18 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°1 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie « compromis » [20 25] pour l'hypothèse d'un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 19 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°10 et des Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune réduite [20 22 25] pour un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 20 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°5 et des Txdep sélectionnés à partir de la stratégie « compromis » [20 22 25] pour un Txdep constant dans le temps à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

☞ L'incertitude (faible) sur les chémogrammes modélisés avec toutes les analyses disponibles pour l'événement est due à la méthode de Monte Carlo utilisée pour « caler » les valeurs de *Txdep* et qui ne permet pas de retrouver exactement les valeurs de *Txdep* du chémogramme de référence.

Une stratégie d'échantillonnage est définie pour chaque jeu. Pour restreindre le nombre d'analyse il faut consentir à ne pas analyser les concentrations pour des pas de temps sélectionnés pour une minorité de jeux hydrologiques. Il faut donc garder à l'esprit que la stratégie compromis peut engendrer plus d'incertitude dans la modélisation des concentrations pour ces pas de temps pour une minorité de jeux hydrologiques.

En revanche, la stratégie commune, qui prend en compte tous les pas de temps importants de tous les jeux hydrologiques, correspond toujours à une incertitude faible sur les chémogrammes modélisés pour tous les jeux hydrologiques.

Le même travail est réalisé avec la deuxième hypothèse sur l'évolution des *Txdep* à la parcelle, pour les mêmes événements de référence.

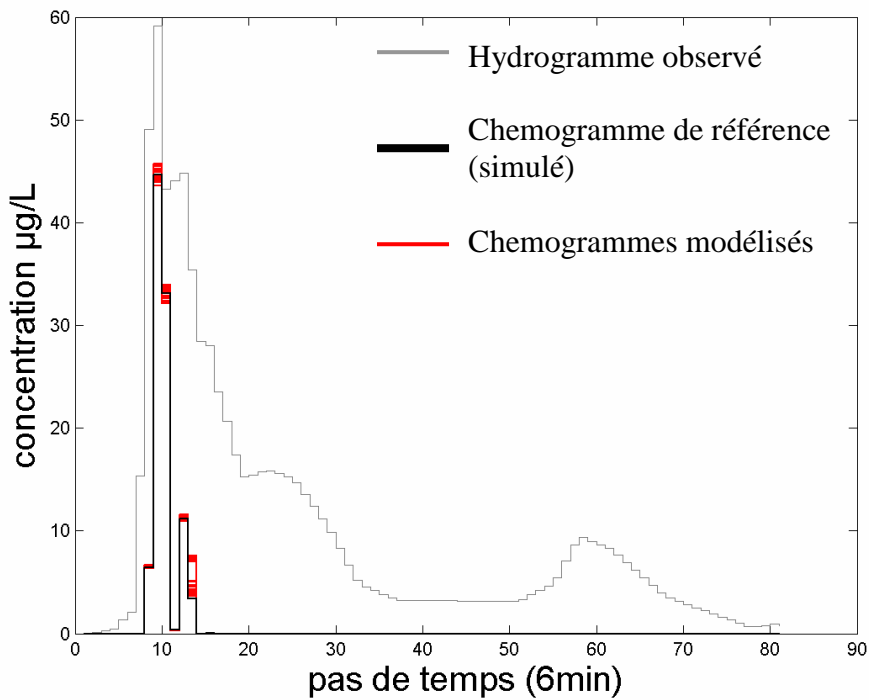
### 1.1.3.2 Avec *Txdep* variant avec le débit à la parcelle

Nous poursuivons la démonstration selon la même procédure. C'est sur le détail des 27 stratégies pour les 27 jeux hydrologiques déduits des fichiers de sortie du programme de stratégie d'échantillonnage pour les événements 070903, 110604 et 240804a que sont choisies la stratégie commune et la stratégie compromis pour chaque événement.

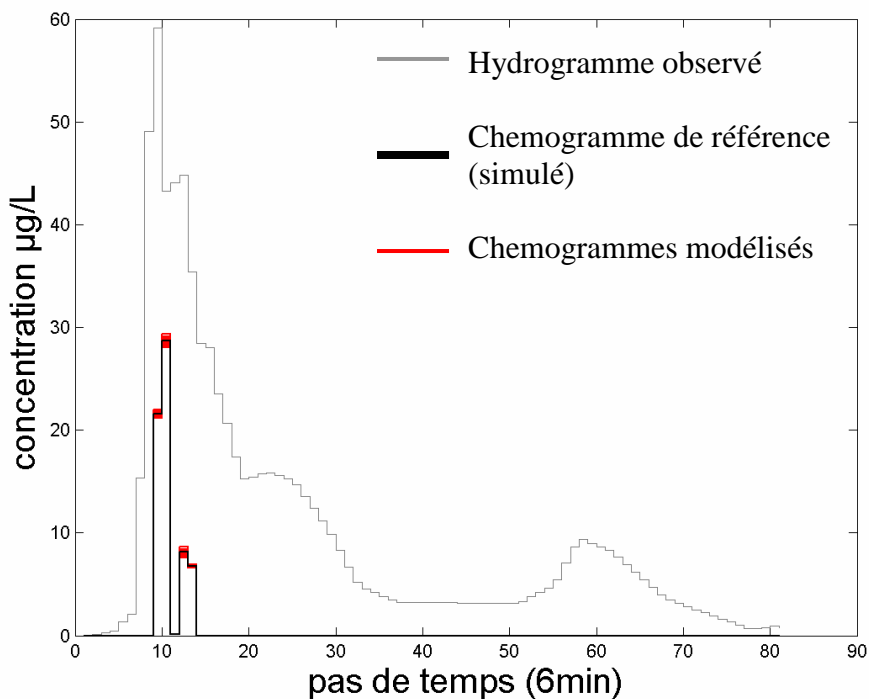
#### **Événement 070903**

La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques et la stratégie compromis sont les mêmes que pour l'hypothèse de *Txdep* constants au cours de l'événement pluvieux à l'exutoire des parcelles contributives, c'est-à-dire respectivement [9 10 12 13] et [9 10].

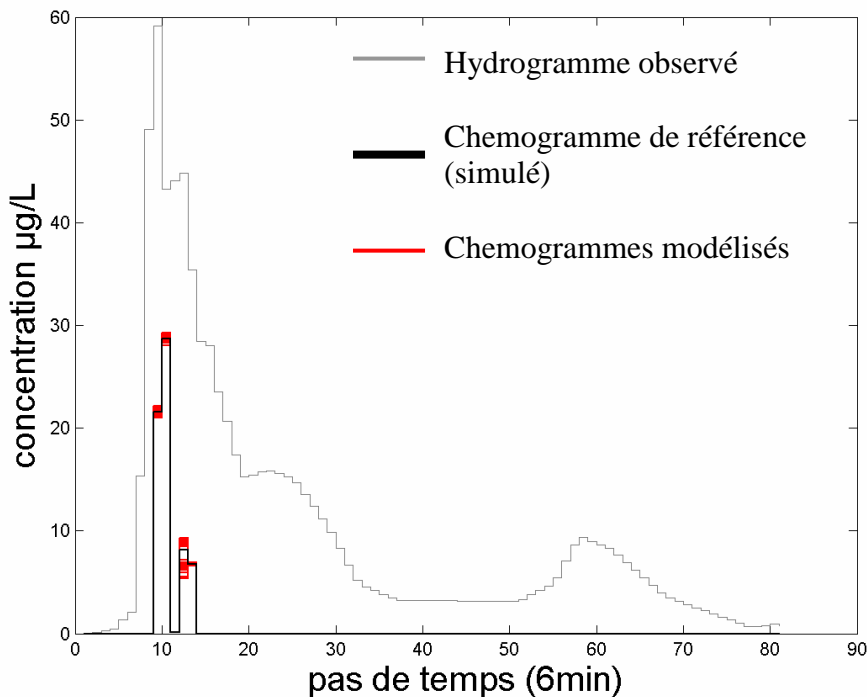
Les jeux hydrologiques n°3 et 8, dont les stratégies respectives sont [9 10] et [10 12], sont de nouveau utilisés pour illustrer l'efficacité de la stratégie d'échantillonnage choisie. Ainsi, pour le jeu hydrologique n° 3, on peut constater que la stratégie compromis (et a fortiori la stratégie commune) remplit bien sa fonction puisque les chémogrammes modélisés sur la base de cette stratégie reproduisent bien le chémogramme de référence avec peu d'incertitude (Figure 4- 21). C'est le cas également pour le jeu hydrologique n° 8 avec la stratégie commune (Figure 4- 22). Comme on pouvait le prévoir, l'incertitude sur les concentrations modélisées au pas de temps n°12 pour le jeu hydrologique n°8 avec la stratégie compromis est un peu plus forte qu'avec la stratégie commune, mais elle garde des proportions très acceptables (Figure 4- 23).



**Figure 4- 21 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°3 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [9 10] pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 22 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [9 10 12 13] pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



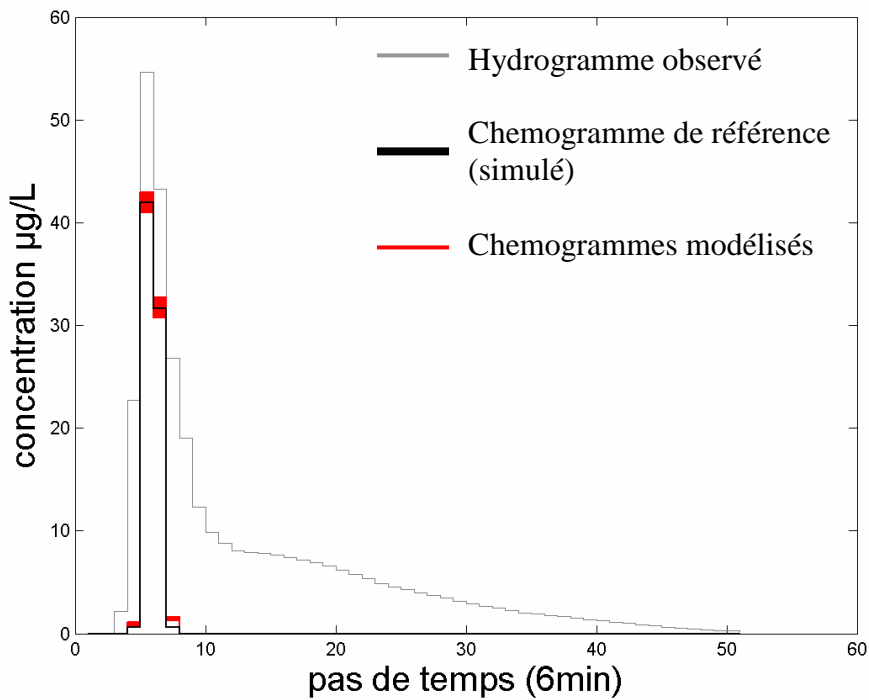
**Figure 4- 23 Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [9 10] pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

#### **Evénement 110604**

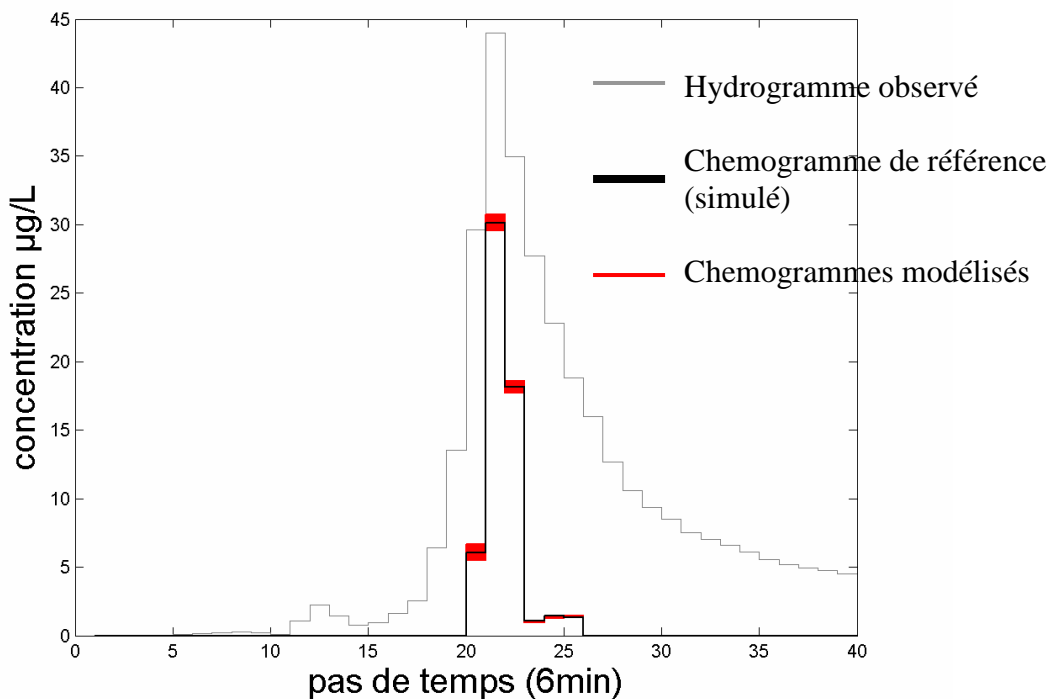
La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques devient la stratégie [5 6]. Le jeu hydrologique n°2, dont la stratégie sélectionnée est [5 6], comme tous les autres jeux, est de nouveau utilisé pour illustrer l'efficacité de la stratégie d'échantillonnage choisie. Ainsi, on peut constater que la stratégie choisie remplit bien sa fonction puisque les chémogrammes modélisés sur la base de cette stratégie reproduisent bien le chémogramme de référence avec peu d'incertitude (Figure 4- 24).

#### **Evénement 240804a**

La stratégie commune aux 27 jeux hydrologiques devient la stratégie [20 21 22]. Aucune stratégie compromis n'est retenue puisqu'il existe à peu près autant de jeux hydrologiques correspondant à la stratégie [20 22] que de jeux hydrologiques correspondant à la stratégie [21 22]. D'ailleurs, les jeux hydrologiques n° 8 et 1 retenus précédemment pour illustration correspondent à la même stratégie [21 22]. Seul le jeu n°8 est donc conservé pour illustration et l'on peut constater que la stratégie choisie tient une nouvelle fois ses promesses puisque les chémogrammes modélisés sur la base de cette stratégie reproduisent bien le chémogramme de référence avec peu d'incertitude (Figure 4- 25), comme c'est le cas pour les 26 autres jeux hydrologiques.



**Figure 4- 24 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 avec le jeu hydrologique n°2 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie compromis [5 6] pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**



**Figure 4- 25 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a avec le jeu hydrologique n°8 et des jeux de Txdep sélectionnés à partir de la stratégie commune [20 21 22] pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux.**

☞ L'ensemble des concentrations  $C_i$  du système complet d'équations peut donc bien être déterminé avec une incertitude minimale à partir d'un sous-système de 2 ou 3 équations, c'est-à-dire de 2 ou 3 analyses seulement par événement.

Il faut noter également que la stratégie d'échantillonnage, telle qu'elle est définie, dépend de la structure du modèle et est donc la même pour toutes les molécules suivies à l'exutoire du bassin. Cependant, il est évident que les valeurs de paramètres chimiques calées sur les concentrations analysées sont différentes d'une molécule à l'autre.

Ce constat s'applique aux deux hypothèses sur l'évolution de  $Txdep$  à la parcelle :  $Txdep$  constant dans le temps et  $Txdep$  variant avec les débits à la parcelle.

L'incertitude faible sur les concentrations modélisées avec toutes les analyses disponibles est due à l'utilisation de la méthode de Monte Carlo pour « caler » les valeurs de  $Txdep$  : l'exploration de l'espace des paramètres ne permet pas de retrouver exactement les valeurs de  $Txdep$  correspondant au chémogramme de référence.

Le même travail est réalisé avec la troisième et dernière hypothèse possible sur l'évolution des  $Txdep$  à la parcelle, à savoir  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement dans le temps, pour les mêmes événements de référence.

### 1.1.3.3 Avec $Txdep$ augmentant ou diminuant au cours du temps

C'est sur le détail des 27 stratégies pour les 27 jeux hydrologiques déduits des fichiers de sortie du programme de stratégie d'échantillonnage pour les événements 070903, 110604 et 240804a que sont choisies la stratégie commune et la stratégie compromis pour chaque événement.

#### **Événement 070903**

Concernant l'événement 070903 avec l'hypothèse de  $Txdep$  décroissant dans le temps, un extrait du résultat du programme de stratégie d'échantillonnage est présenté Figure 4- 26. Contrairement aux cas de  $Txdep$  constants dans le temps ou variant avec le débit à l'exutoire des parcelles contributives, l'indice d'incertitude pour le système complet d'équation est très fort (plusieurs dizaines en général contre moins de 10 dans les deux autres cas). Il semble donc que le système complet d'équations dans le cas de  $Txdep$  décroissants au cours du temps soit sous déterminé. Une stratégie d'échantillonnage n'a alors aucune raison d'être puisque même l'analyse de l'ensemble des prélèvements ne parvient pas à déterminer les paramètres chimiques pour modéliser les concentrations avec peu d'incertitude. Ce résultat est à mettre en relation avec le nombre de paramètres chimiques à déterminer dans le cas de  $Txdep$  décroissants (ou croissants) dans le temps à l'exutoire des parcelles: il est trois fois plus grand (cf. Equation 4-5) que pour les deux autres hypothèses sur la variation temporelle de  $Txdep$ .

```

jeu n°      1
systeme_complet [9 10 12 13] indice d'incertitude 15
strategie [9 10] indice 22
jeu n°      2
systeme_complet [8 9 10 12 13] indice d'incertitude 19
strategie [8 9] indice 35
strategie [10 12] indice 7
jeu n°      3
systeme_complet [8 9 10 12 13 15] indice d'incertitude 33
strategie [8 9 10 12] indice 61
jeu n°      4
systeme_complet [9 10 12 13] indice d'incertitude 104
strategie [9 10 13] indice 135
jeu n°      5
systeme_complet [9 10 12 13] indice d'incertitude 140
strategie [9 10 13] indice 220
jeu n°      6
systeme_complet [8 9 10 12 13] indice d'incertitude 65
strategie [8 9 10] indice 75
strategie [8 10 12] indice 93
jeu n°      7
systeme_complet [8 9 10 12 13] indice d'incertitude 85

```

**Figure 4- 26 Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 07 septembre 2003 avec l'hypothèse d'un Txdep décroissant dans le temps à l'exutoire des parcelles.**

#### **Événement 110604**

Concernant l'événement 110604 avec l'hypothèse de *Txdep* décroissant dans le temps, un extrait du résultat du programme de stratégie d'échantillonnage est présenté Figure 4- 27. Le constat est le même que pour l'événement 070903 : le système complet d'équations dans le cas de *Txdep* décroissant au cours du temps est sous déterminé, il est donc impossible de reproduire avec une incertitude faible le chémogramme de référence même en « calant » les valeurs des paramètres chimiques sur l'ensemble des analyses. Aucune stratégie d'échantillonnage n'est donc pas envisageable puisque le système complet est sous déterminé.

#### **Événement 240804a**

Concernant l'événement 240804a avec l'hypothèse de *Txdep* décroissant dans le temps, un extrait du résultat du programme de stratégie d'échantillonnage est présenté Figure 4- 28. Le constat est le même que pour les autres événements : le système complet d'équations dans le cas de *Txdep* décroissant au cours du temps est sous déterminé, il est donc impossible de reproduire le chémogramme de référence même en « calant » les valeurs des paramètres chimiques sur l'ensemble des analyses. Aucune stratégie d'échantillonnage n'est donc pas envisageable puisque le système complet est sous déterminé.



```

jeu n°      1
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  147
strategie  [5 6]      indice      189
strategie  [5 7]      indice      265
jeu n°      2
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  154
strategie  [4 7]      indice      288
strategie  [5 6]      indice      258
jeu n°      3
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  17
aucun sous-système n'est retenu
jeu n°      4
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  92
strategie  [4 5 6]   indice      105
jeu n°      5
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  61
strategie  [5 6]      indice      94
strategie  [5 7]      indice      116
jeu n°      6
systeme_complet  [4 5 6 7]  indice d'incertitude  120

```

Appuyez sur F1 pour obtenir de l'aide

**Figure 4- 27** Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 11 juin 2004 avec un Txdep décroissant dans le temps à l'exutoire des parcelles.

```

jeu n°      1
systeme_complet  [20 21 22 23 25] indice d'incertitude  134
strategie  [20 22]   indice      233
strategie  [23 25]   indice      184
jeu n°      2
systeme_complet  [20 21 22 23 25] indice d'incertitude  34
strategie  [20 21 22 23] indice      35
strategie  [20 21 22 25] indice      36
jeu n°      3
systeme_complet  [19 20 21 22 23 25] indice d'incertitude  33
strategie  [19 20]   indice      28
strategie  [19 21]   indice      24
strategie  [19 22]   indice      57
strategie  [19 25]   indice      28
strategie  [20 21]   indice      27
strategie  [20 22]   indice      25
strategie  [20 23]   indice      28
strategie  [20 25]   indice      38
strategie  [21 22]   indice      53
strategie  [21 23]   indice      21
strategie  [22 23]   indice      21
strategie  [22 25]   indice      18
jeu n°      4
systeme_complet  [20 21 22 23 25] indice d'incertitude  74
strategie  [20 21 22]   indice      91
jeu n°      5
systeme_complet  [20 21 22 23 25] indice d'incertitude  134

```

Appuyez sur F1 pour obtenir de l'aide

**Figure 4- 28** Extrait du fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 24 août 2004 avec un Txdep décroissant dans le temps à l'exutoire des parcelles.

☞ Le système complet d'équations dans le cas d'un  $Txdep$  décroissant au cours du temps est sous déterminé, il est donc impossible de reproduire le chémogramme de référence même en « calant » les valeurs des paramètres chimiques sur l'ensemble des analyses. Aucune stratégie d'échantillonnage n'est donc pas envisageable puisque le système complet est sous déterminé.

**Le programme `strategie_echantillonnage_FlowT.mat` permet donc de sélectionner, pour deux hypothèses sur la variation de  $Txdep$  à l'exutoire des parcelles pendant l'événement (constant ou variant avec les débits produits par la parcelle), une stratégie qui assure la reproduction des chémogrammes de référence avec une incertitude faible à partir des jeux de  $Txdep$  déterminés via les concentrations analysées. 2 ou 3 analyses sont suffisantes pour les événements de référence (070903, 110604, 240804a) qui comptent parmi les événements ayant le plus grand nombre de concentrations observées à modéliser. Mais pour la troisième hypothèse de  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement au cours du temps à l'exutoire des parcelles pendant l'événement, le nombre de paramètres chimiques à déterminer est triple, et même l'ensemble des prélèvements permis par l'instrumentation utilisée ne suffisent pas à « caler » les paramètres chimiques pour reproduire le chémogramme de référence. Avec l'hypothèse de  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement dans le temps, les données disponibles sur le terrain ne suffisent pas (même en analysant tous les prélèvements disponibles) à paramétrer le modèle FlowT. La seule possibilité pour lever ce verrou est de repenser l'instrumentation pour densifier l'échantillonnage à l'exutoire du bassin versant. Mais cela ne va pas dans le sens d'une réduction du nombre d'analyses chimiques pour chaque événement et est donc hors de notre propos. L'hypothèse de  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement dans le temps à l'exutoire des parcelles pendant l'événement n'est donc pas retenue pour la modélisation des chémogrammes réellement observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour les événements étudiés, étape qui nous permet d'achever la démonstration. En effet, les stratégies d'échantillonnage ne peuvent être utilisées que si les chémogrammes réels sont reproductibles par le modèle. Notre dernière étape consiste donc à vérifier si les chémogrammes réels sont effectivement reproductibles par le modèle FlowT.**

## 1.2 Capacité de FlowT à reproduire les concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)

Dans cette dernière étape, la détermination des valeurs des paramètres chimiques du modèle est évidemment réalisée avec l'ensemble des prélèvements (des analyses) disponibles (système d'équation complet) pour chaque événement. Les 27 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés pour les événements correspondant au réseau 2005 sont utilisés. Il faut également prendre en compte l'indétermination des valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes pour étudier complètement les capacités du modèle FlowT à reproduire les concentrations observées à l'exutoire du bassin.

### 1.2.1 Indétermination des valeurs de $I_f$ sur les parcelles non pérennes

Dans le chapitre III (analyse de sensibilité et analyse d'incertitude sur les débits) nous avons conclu que la modélisation des débits à l'exutoire du bassin était beaucoup plus sensible aux valeurs de  $T_c$  et  $H_{mcr}$  sur les routes qu'aux valeurs de  $I_f$  sur les parcelles, lesquelles pouvaient donc ne pas être entièrement déterminées à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits. Or, les conclusions du chapitre III (analyse de sensibilité sur les concentrations) montrent également que les concentrations modélisées à l'exutoire du bassin sont sensibles en premier lieu aux valeurs de  $I_f$  sur les parcelles. Il nous paraît donc important de tester à ce stade plusieurs jeux de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes<sup>13</sup> pour chaque jeu de paramètres hydrologiques, ceci afin d'éviter de conclure à une incapacité de FlowT à prédire les concentrations observées à cause d'une mauvaise paramétrisation des  $I_f$  sur les parcelles, alors que les processus pris en compte seraient les bons (mauvaise modélisation pour les mauvaises raisons, cf. Table 2-2, chapitre II).

En pratique, nous testons donc dans ce chapitre 10 jeux de valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes pour chacun des 27 jeux hydrologiques retenus, ce qui monte le nombre de jeux hydrologiques avec lesquels nous modélisons les concentrations en pesticides à l'exutoire du bassin versant de Rouffach pour les événements correspondant au réseau 2005 à 270.

Pour chacun de ces 270 jeux hydrologiques nous menons, pour chaque événement indépendamment des autres, une analyse d'incertitude sur les concentrations modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach avec 10000 jeux de paramètres chimiques et le critère de Theil, calculé pour chacune des trois molécules étudiées, le diuron, le glyphosate et l'AMPA.

L'analyse d'incertitude est menée pour les deux hypothèses sur la variation de  $T_{xdep}$  dans le temps retenues dans le chapitre précédent. Nous éliminons les événements d'intensité très faible mal modélisés par le modèle FlowT.

### 1.2.2 Avec $T_{xdep}$ constant dans le temps

Les paramètres chimiques sont autorisés à varier d'un événement à l'autre, ainsi que les jeux de valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes. En revanche, le modèle FlowT avec l'hypothèse de  $T_{xdep}$  constants n'est considéré comme efficace à reproduire les concentrations à l'exutoire du bassin versant de Rouffach que si le même jeu hydrologique (parmi les 27) correspond à des valeurs fortes du critère de Theil pour tous les événements considérés. Les valeurs seuils atteintes lorsque le chémogramme de référence est effectivement reproductible par le modèle (dans stratégie d'échantillonnage) étaient toujours égales à 0,99. Nous avons observé qu'une bonne modélisation est atteinte au-dessus d'une valeur de Theil de 0,95. Un extrait des tableaux de valeurs de Theil atteintes pour 12 événements (correspondant au réseau 2005) et chacun des 27\*10 jeux hydrologiques est présenté Table 4- 1, Table 4- 2 et Table 4- 3 respectivement pour le jeu hydrologique n° 1 pour le glyphosate, l'AMPA et le diuron.

<sup>13</sup> Parcelles dont l'état de surface, et donc les gammes de valeur de capacité d'infiltration, peut varier au cours de la saison.

	code événement											
	10805	40603	080704	100804	110604	130704	210704	210805	220704	300803	70903	240804
jeu hydro 1	jeu lf 1	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 2	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.99	-	-	-
	jeu lf 3	-	0.98	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 4	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 5	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 6	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 7	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.99	-	-	-
	jeu lf 8	-	0.96	-	0.99	-	0.99	0.99	0.99	-	-	-
	jeu lf 9	-	0.96	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 10	-	-	-	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-

Événements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

**Table 4- 1 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en glyphosate observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

	code événement											
	10805	40603	080704	100804	110604	130704	210704	210805	220704	300803	70903	240804
jeu hydro 1	jeu lf 1	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.96	-	-	-
	jeu lf 2	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.99	-	-	-
	jeu lf 3	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.96	-	-	-
	jeu lf 4	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.95	-	-	-
	jeu lf 5	0.99	-	0.98	0.99	-	0.99	0.97	0.99	0.96	-	-
	jeu lf 6	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.97	-	-	-
	jeu lf 7	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	0.96	-	-	-
	jeu lf 8	-	-	-	0.99	-	0.99	0.99	0.99	0.99	-	-
	jeu lf 9	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.98	0.99	0.96	-	-
	jeu lf 10	0.99	-	-	0.97	-	0.99	-	0.99	0.99	-	-

Événements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

**Table 4- 2 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

Si nous omettons de prendre en compte les événements limitants (en gris dans les tables), le modèle FlowT peut atteindre des valeurs de Theil de 0,99 pour tous les événements considérés avec un même jeu hydrologique et l'hypothèse de Txdep constants à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, moyennant des valeurs de lf sur les parcelles non pérennes et des valeurs de paramètres chimiques différentes d'un événement à l'autre. C'est le cas pour les jeux hydrologiques n° 1, 6, 10, 17, 21 sans les événements limitants, et le jeu n°27 avec 210704, en ce qui concerne les concentrations en glyphosate observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. C'est le cas également pour les jeux hydrologiques n° 1, 5, 6, 7, 10, 17, 18, 19, 21, 23, 25, 27 sans les événements limitants en ce qui concerne les concentrations en AMPA observées. En revanche, ça n'est le cas pour aucun des 27 jeux hydrologiques en ce qui concerne le diuron.

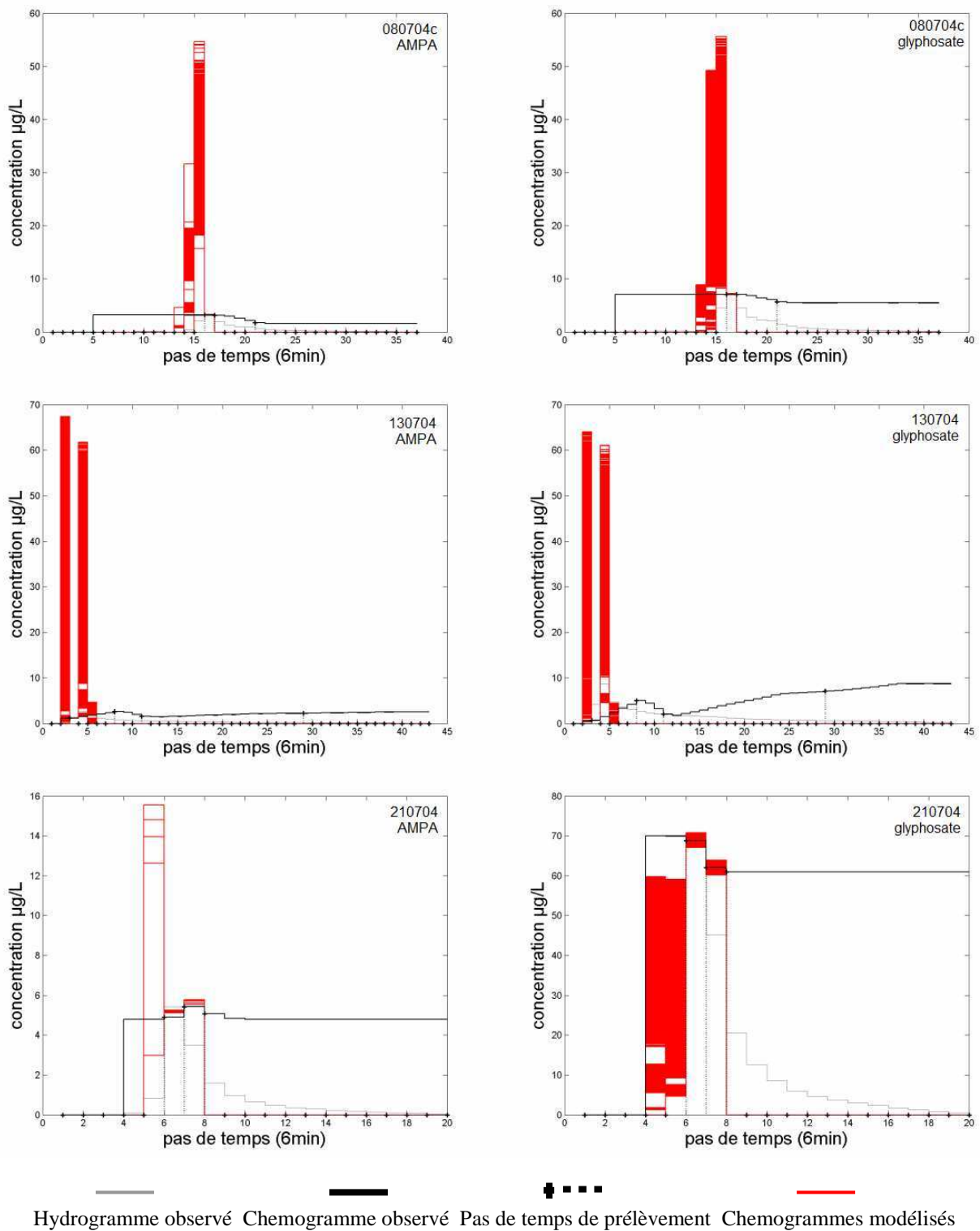
	code événement											
	10805	40603	080704	100804	110604	130704	210704	210805	220704	300803	70903	240804
jeu lf 1	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 2	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 3	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 4	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 5	0.99	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 6	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 7	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 8	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 9	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
jeu lf 10	0.99	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-

Événements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

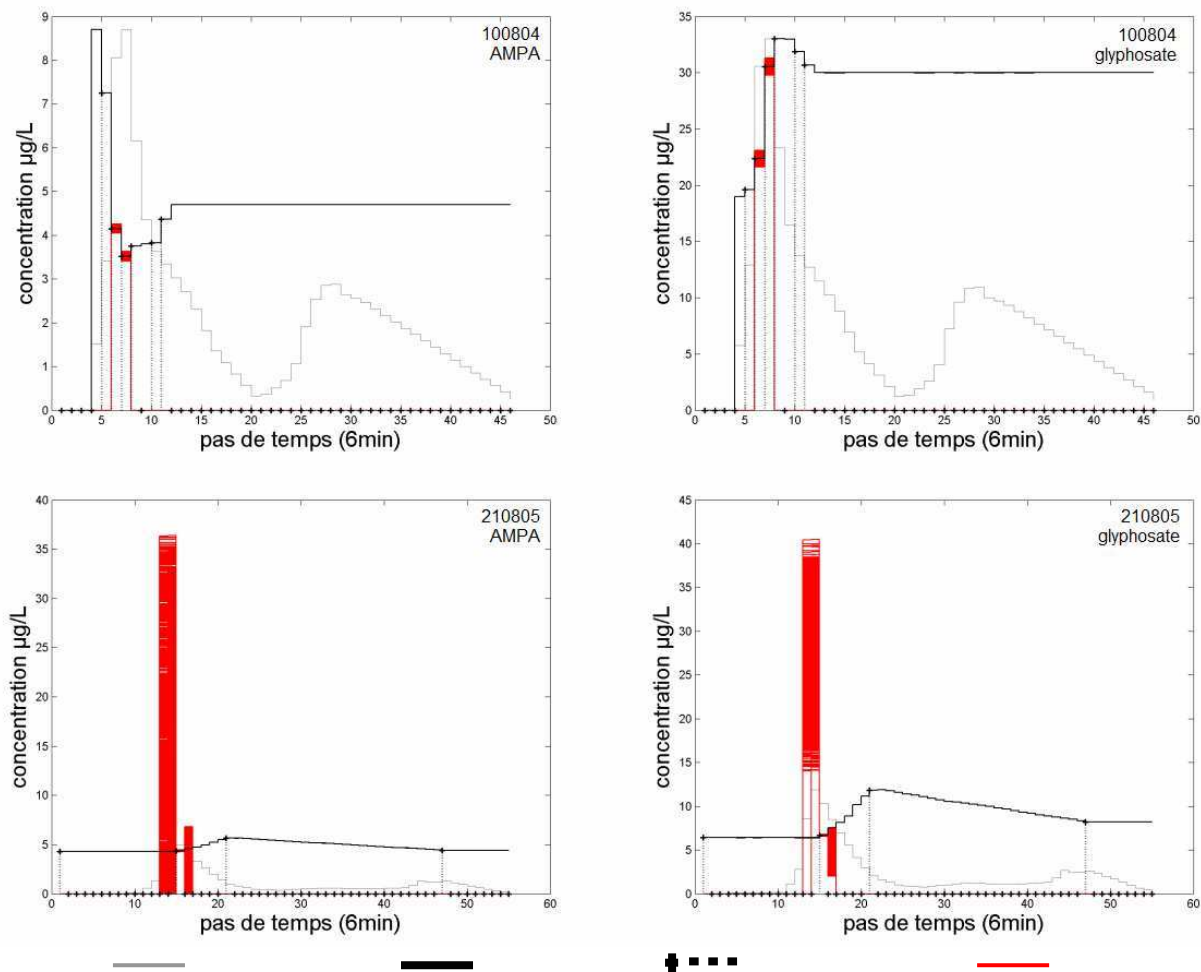
**Table 4- 3 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en diuron observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

Cependant, les graphiques des chémogrammes modélisés correspondant aux maximums de Theil présentés dans les Table 4- 1 et Table 4- 2 pour les événements non limitants montrent Figure 4- 29 et Figure 4- 30 que ces événements correspondent à des systèmes d'équations complets à deux équations au maximum. En effet, nous rappelons que parmi les pas de temps de calcul possédant au moins un prélèvement d'eau, seuls les pas de temps de contribution des parcelles peuvent correspondre à une équation du système complet. Or les parcelles contribuent en général au niveau du pic de l'événement, alors que les prélèvements d'eau s'étendent jusqu'à la fin de l'événement.

Ainsi, les événements 080704c, 130704 et 210704 correspondent respectivement à 3, 4 et 3 pas de temps où l'on dispose d'au moins un prélèvement d'eau, parmi lesquels seuls 1, 1 et 2 pas de temps respectivement correspondent à une contribution non nulle des parcelles. Il en est de même pour les événements 100804 et 210805 (Figure 4- 30) qui possèdent respectivement 6 et 3 pas de temps de calcul pour lesquels au moins un prélèvement d'eau est disponible, mais parmi ces pas de temps seul 2 pour 100804 et 1 pour 210805 constituent le système d'équation complet, puisque les parcelles ne contribuent pas pour les autres pas de temps avec prélèvement.



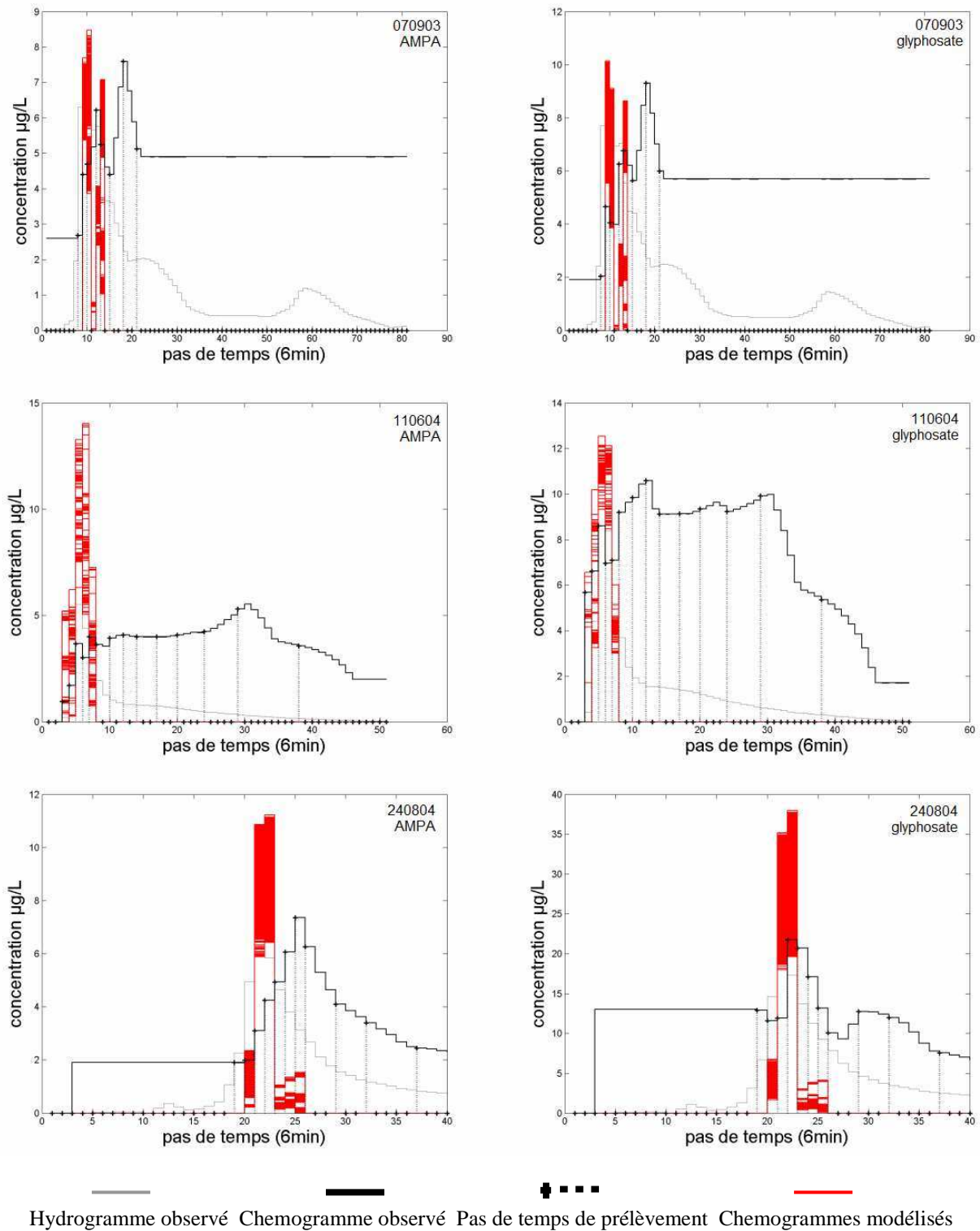
**Figure 4- 29 Chémogrammes modélisés à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les concentrations en glyphosate et AMPA modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) avec le modèle FlowT et l'hypothèse de Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, pour les événements 080704c, 130704 et 210704, pour le jeu hydrologique n° 1 parmi les 27 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés.**



Hydrogramme observé Chemogramme observé Pas de temps de prélèvement Chemogrammes modélisés

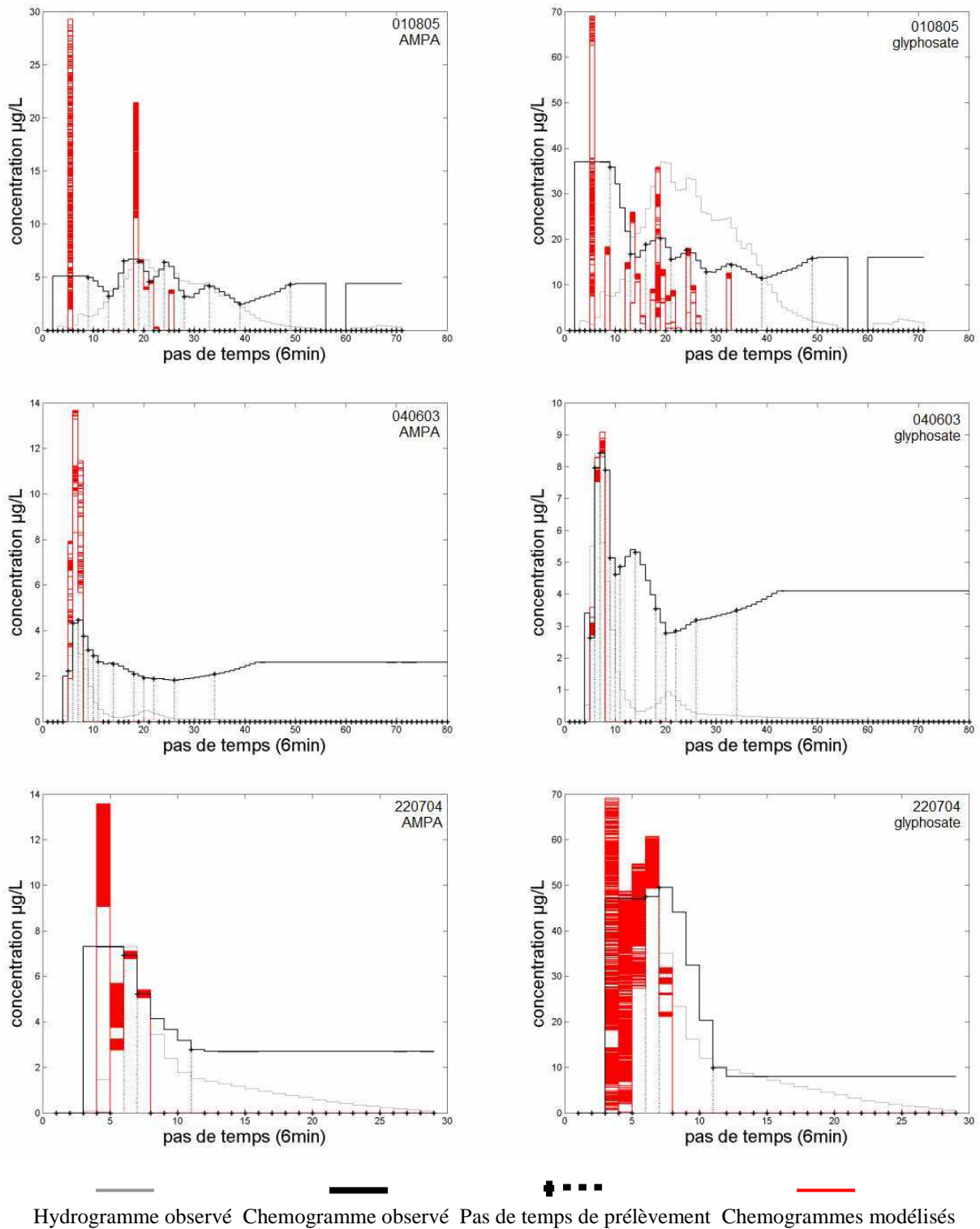
**Figure 4- 30 Chémogrammes modélisés à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les concentrations en glyphosate et AMPA modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) avec le modèle FlowT et l'hypothèse de  $T_{xdep}$  constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, pour les événements 100804 et 210805, pour le jeu hydrologique n°1 parmi les 27 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés.**

Il est donc facile de faire passer le modèle FlowT avec l'hypothèse de  $T_{xdep}$  constants par ces 2 (ou 1) points et cela remet en question l'efficacité du modèle avec cette hypothèse. Nous achevons de démentir cette efficacité en observant que les événements limitants correspondent systématiquement aux événements pour lesquels le système d'équation complet est composé de plus de deux équations. Ainsi, les événements 070903, 110604 et 240804a, retenus comme événements de référence pour l'étude de la stratégie d'échantillonnage, sont limitants pour les trois molécules étudiées. Ils correspondent respectivement à 8, 14 et 11 pas de temps où l'on dispose d'au moins un prélèvement d'eau, parmi lesquels 4, 5 et 6 pas de temps respectivement correspondent à une contribution non nulle des parcelles (Figure 4- 31). Il en est de même pour les événements 010805, 040603 et 220704 (Figure 4- 32) qui possèdent respectivement 10, 13 et 3 pas de temps de calcul pour lesquels au moins un prélèvement d'eau est disponible, parmi lesquels 4, 3 et 2 pas de temps respectivement correspondent à une contribution non nulle des parcelles.



**Figure 4- 31 Chémogrammes modélisés à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les concentrations en glyphosate et AMPA modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) avec le modèle FlowT et l'hypothèse de Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, pour les événements 070903, 110604 et 240804a, pour le jeu hydrologique n° 1 parmi les 27 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés.**





**Figure 4- 32 Chémogrammes modélisés à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les concentrations en glyphosate et AMPA modélisées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) avec le modèle FlowT et l'hypothèse de Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, pour les événements 010805, 040603 et 220704, pour le jeu hydrologique n° 1 parmi les 27 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés.**

☞ Pour la validation de la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin versant avec le modèle FlowT sont testées plusieurs valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes, potentiellement mal déterminées par l'analyse d'incertitude sur les débits (conclusion chapitre III).

Les jeux de paramètres retenus pour la modélisation des concentrations des différents événements correspondent au même jeu hydrologique pour tous les événements. Les paramètres chimiques et les valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes sont en revanche autorisés à varier d'un événement à l'autre.

Plusieurs jeux de paramètres sont ainsi retenus, avec l'hypothèse  $Txdep$  constant, correspondant à une valeur de Theil supérieure à 0,95 pour les différents événements, moyennant l'élimination d'événements limitants.

Cependant, les événements conservés correspondent tous à un nombre de concentrations à modéliser très faible (1 ou 2) alors que les événements limitants sont les événements où plus de quatre concentrations observées doivent être modélisées.

Il demeure également le problème des analyses ne correspondant à aucune contribution des parcelles, qui est discuté dans le chapitre 1.2.4.

L'hypothèse de  $Txdep$  constants dans le temps n'apparaît donc pas valable pour la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Nous testons donc l'hypothèse de  $Txdep$  variants avec les débits à la parcelle.

### 1.2.3 Avec $Txdep$ variant avec le débit à la parcelle

Les paramètres chimiques sont autorisés à varier d'un événement à l'autre, ainsi que les jeux de valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes. En revanche, le modèle FlowT avec l'hypothèse de  $Txdep$  constants n'est considéré comme efficace à reproduire les concentrations à l'exutoire du bassin versant de Rouffach que si le même jeu hydrologique (parmi les 27) correspond à des valeurs fortes du critère de Theil ( $>0,95$ ) pour tous les événements considérés. Un extrait des tableaux de valeur de Theil atteintes pour 12 événements (correspondant au réseau 2005) et chacun des 27\*10 jeux hydrologiques est présenté pour le jeu hydrologique n° 1 pour le glyphosate, l'AMPA et le diuron, respectivement Table 4- 4, Table 4- 5 et Table 4- 6.

Si nous omettons de prendre en compte les événements limitants, le modèle FlowT peut atteindre des valeurs de Theil de 0,99 pour tous les événements considérés avec un même jeu hydrologique et l'hypothèse de  $Txdep$  constants à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, moyennant des valeurs de  $I_f$  sur les parcelles non pérennes et des valeurs de paramètres chimiques différentes d'un événement à l'autre. C'est le cas pour les jeux hydrologiques n° 1, 3, 6, 9, 10, 11, 17, 19, 21 sans les événements limitants, et 5 avec 210805, en ce qui concerne les concentrations en glyphosate observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. C'est le cas également pour les jeux hydrologiques n° 2, 3, 6, 8, 9, 10, 11, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 27 sans les événements limitants en ce qui concerne les concentrations en AMPA observées. En revanche, ça n'est le cas pour aucun des 27 jeux hydrologiques en ce qui concerne le diuron.

		code événement											
		10805	40603	080704i	100804	110604	130704	210704	210805i	220704	300803	70903	240804
jeu hydro 1	jeu lf 1	-	0.99	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 2	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 3	-	0.97	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 4	-	0.97	0.99	0.98	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 5	-	-	0.99	0.98	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 6	-	0.99	0.99	0.98	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 7	-	-	0.99	0.98	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 8	-	-	-	0.98	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 9	-	-	0.99	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-
	jeu lf 10	-	-	-	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-	-	-

Événements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

**Table 4- 4 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en glyphosate observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

		code événement											
		10805	40603	080704i	100804	110604	130704	210704	210805i	220704	300803	70903	240804
jeu hydro 1	jeu lf 1	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 2	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	0.99	-	-	-
	jeu lf 3	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 4	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 5	-	-	-	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 6	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 7	-	-	0.95	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 8	-	-	-	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 9	-	-	0.99	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 10	-	-	-	0.99	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-

Événements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

**Table 4- 5 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

Cependant, comme pour l'hypothèse de Txdep constant à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement, l'hypothèse de Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement échoue à reproduire les concentrations observées pour les événements qui correspondent à des systèmes complets à plus de deux équations. La seule possibilité de reproduire les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach est donc de considérer une variation, croissante ou décroissante, des Txdep à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement. Mais nous avons conclu précédemment qu'avec cette hypothèse il était impossible de modéliser les concentrations à l'exutoire du bassin avec une incertitude raisonnable, puisque le système d'équation est sous déterminé, même en prenant en compte tous les prélèvements autorisés par l'instrumentation utilisée. La troisième hypothèse de variation de Txdep correspond en effet à trois fois plus de paramètres chimiques (d'inconnues du système) que les deux autres.

		code événement											
		10805	40603	080704	100804	110604	130704	210704	210805	220704	300803	70903	240804
jeu hydro 1	jeu lf 1	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 2	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 3	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 4	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 5	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 6	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 7	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 8	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 9	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-
	jeu lf 10	-	-	-	-	-	0.99	-	0.99	-	-	-	-

Evénements limitants qui n'atteignent une valeur de Theil entre 0.95 et 1 pour aucun des 270 jeux

**Table 4- 6 Meilleures valeurs de Theil atteintes sur les concentrations modélisées avec FlowT pour l'hypothèse d'un Txdep variant avec le débit à l'exutoire des parcelles au cours de l'événement pluvieux, par rapport aux concentrations en diuron observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 10805 à 240804, pour le jeu hydrologique n°1 et 10 variantes correspondant à 10 jeux de lf sur les parcelles non pérennes.**

☞ Comme avec l'hypothèse de Txdep constants, l'utilisation de FlowT avec l'hypothèse de Txdep variants avec les débits à la parcelle échoue à reproduire les chémogrammes observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach correspondant à plus de deux concentrations observées.

La stratégie d'échantillonnage élaborée pour FlowT permet de reproduire le chémogramme à l'exutoire du bassin, avec une incertitude faible, si le modèle est parfait. La stratégie élaborée a donc les qualités requises. Mais une utilisation opérationnelle nécessite une amélioration du modèle. En effet, les deux premières hypothèses sur l'évolution des Txdep au cours du temps à la parcelle, constant et variant avec les débits à la parcelle, échouent à reproduire les concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. L'utilisation de la troisième hypothèse, Txdep (dé)croissant exponentiellement au cours du temps, n'est pas pertinente dans le contexte de notre étude, puisque le modèle FlowT ne peut alors plus être paramétré avec les données (prélèvements et analyses associées) disponibles, donc a fortiori avec le nombre restreint d'analyses d'une stratégie d'échantillonnage. Nous soulevons alors le problème suivant : comment améliorer les capacités d'interpolation du modèle sans demander un effort de paramétrisation disproportionné par rapport à l'effort consenti pour le suivi des concentrations à l'exutoire du bassin ? Les approches conceptuelles des processus de transfert des polluants à la parcelle sont les seuls envisageables dans ce contexte d'utilisation d'une stratégie d'échantillonnage puisqu'elles ne nécessitent pas de mesures de terrain lourdes pour paramétrer le modèle.

#### 1.2.4 Contribution des parcelles et concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach

Nous éliminons de l'étude sur les concentrations modélisées les événements mal modélisés par les modèles concernant le débit à l'exutoire du bassin (conclusions du chapitre III).

Pour les événements restants, nous pouvons donc modéliser les débits à l'exutoire du bassin versant, et plus particulièrement modéliser le débit du aux parcelles à l'exutoire du bassin avec FlowT et les 27 (ou 35) jeux hydrologiques retenus pour la modélisation des débits.

Mais en comparant les contributions des parcelles aux instants de prélèvement (et aux concentrations analysées correspondantes) nous faisons le constat suivant : (i) pour certains événements, il n'y a pas d'analyses de concentration pour tous les pas de temps de contribution des parcelles, et (ii) pour certains événements, des prélèvements sont réalisés en dehors des pas de temps de contribution des parcelles et les concentrations correspondantes sont non nulles.

Les caractéristiques des événements pour lesquels le débit à l'exutoire du bassin est correctement modélisé, notamment l'identification de ces problèmes, sont résumés dans la Table 4- 7.

événement	nb analyses	nb prélèvmts	problème 1	problème 2	Qmax (m <sup>3</sup> /h)	Imax (mm/6mr)
300803	3	4	oui		36.0	1.4
70903	8	8	oui	oui	92.2	2.6
110604	17	17		oui	233.7	5.6
080704b	2	3	oui	oui	66.0	2.2
080704c	3	7	oui	oui	148.0	4.4
210704	3	3	oui		140.2	3.4
130704	4	9	oui	oui	131.6	4.6
220704	3	3	oui	oui	73.6	2.6
20604	10	10	*	*	18.0	1.2
100804	6	24			44.9	2.4
240804	22	24		oui	135.4	2.6
250705	10	13	*	*	44.7	1.2
10805	10	15	oui	oui	54.5	1.8
210805	4	8	oui	oui	54.8	1.4
110905	3	8	*	*	20.8	0.6
160905	3	7	*	*	26.5	1.2
40603	24	24		oui	456.9	4.2
40806	12	12	oui	oui	96.1	2.6
100406	13	13	*	*	18.3	0.4
50406	8	10	*	*	16.7	0.4
180906	7	7	*	*	41.6	1.2
250906	16	16	oui	oui	107.0	1.6

\* les parcelles ne contribuent quasiment pas au débit à l'exutoire

#### **Table 4- 7 Caractéristiques des événements pour lesquels le débit à l'exutoire du bassin est correctement modélisé par le modèle FlowT.**

Les 12 événements retenus dans le chapitre précédent pour la validation de la modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin avec FlowT correspondent aux événements du réseau 2005 pour lesquels les parcelles contribuent à l'exutoire et il y a des analyses disponibles pour au moins un pas de temps de contribution.

On peut donc constater que pour six événements, les parcelles ne contribuent pas au débit à l'exutoire du bassin : les parcelles ne ruissellent pas. Ce sont les événements 020604, 250705, 110905, 160905, 050406 et 100406. Ces événements correspondent

---

aux débits maximums, atteints lors de l'événement, les plus faibles ( $\leq 26,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ), avec une exception pour 250705 dont le débit maximum atteint  $44,7 \text{ m}^3/\text{h}$ . Ces événements correspondent aussi aux intensités maximales, atteintes lors de l'événement, les plus faibles ( $\leq 1,2 \text{ mm}/6\text{mn}$ ).

Le premier problème concernant l'absence d'analyses pour certains pas de temps de contribution des parcelles au débit l'exutoire semble étonnant puisque les parcelles contribuent principalement au niveau du pic de débit et que l'instrumentation de l'exutoire du bassin assure justement un échantillonnage densifié au niveau du pic de débit. Le problème n'est pas du, en effet, au nombre de prélèvements réalisés mais au nombre d'analyses réalisées : pour certains événements, tous les prélèvements n'ont pas été analysés, ce qui introduit le problème cité. Les événements concernés sont les événements 080704c, 130704, 010805 et 210805. Pour les événements 070903, 210704 et 250906, le problème est limité à un ou deux pas de temps, ce qui ne compromet pas le calage des paramètres chimiques Txdep, comme nous l'avons vu pour l'événement 070903 (pas de temps n°11). Enfin, pour les événements 300803, 080704b, 220704, et 210805, la densité du prélèvement est effectivement en cause. Ces cinq événements correspondent à des débits maximums atteints durant l'événement plus faibles que les autres ( $36$  à  $73,6 \text{ m}^3/\text{h}$ ) et il ne faut pas oublier que le volume fixe d'échantillonnage ( $8 \text{ m}^3$ ) a été fixé pour un les événements les plus forts (afin de les échantillonner complètement).

Le deuxième problème ne concerne pas l'instrumentation utilisée, mais remet en cause notre hypothèse d'un Txdep non nul uniquement sur les parcelles. En effet, pour les événements 070903, 110604, 080704b, 080704c, 130704, 220704, 240804a, 010805, 210805, 040603, 040806, 180906 et 250906, nous analysons des concentrations non nulles pour des prélèvements ne correspondant à aucune contribution des parcelles. Cela traduirait donc que les parcelles ne sont pas les seules sources de pollution et que certaines routes pourraient transmettre des substances à la lame ruisselante. Cependant, pour la majorité de ces événements, les prélèvements concernés sont réalisés au niveau de la queue de débit (décroissance du débit après le pic), alors que le débit maximum atteint précédemment avait permis le charriage de sédiments et leur accumulation dans le canal Venturi. Or, la prise d'eau pour les analyses a lieu à la sortie du canal Venturi, alors que la lame ruisselante a donc été en contact avec la couche de sédiments, pendant un temps non négligeable puisque on se situe ici en fin d'événement, lorsque le débit à l'exutoire redevient faible. Nous posons donc la question suivante : les concentrations analysées au niveau de la « queue » de débit sont-elles dues à un apport de polluant par les routes (principalement les routes imperméables proche de l'exutoire), qui sont alors les seules à contribuer au débit, ou sont-elles dues à un relargage de polluants depuis les sédiments, accumulés au moment du pic de débit, dans le canal Venturi vers la lame ruisselante et a priori non chargée en pesticides ?

Nous ne pouvons malheureusement pas répondre actuellement à cette question, qui fait l'objet de recommandations dans l'annexe 17 quant à l'amélioration des mesures à l'exutoire du bassin versant de Rouffach.

## 2 STRATEGIES D'ECHANTILLONNAGE AVEC GR5

### 2.1 Définition des points informatifs du modèle GR5

#### 2.1.1 Déterminer les pas de calcul de sensibilité maximale de chaque paramètre chimique

Le modèle GR5 possède six paramètres chimiques présentés dans le chapitre III-3.1, *ro*, *clin*, *cdif*, *prop*, *sisup* et *siinf*. Chaque paramètre a une influence propre sur la forme du chémodrogramme modélisé et son influence est plus grande pour certaines zones du chémodrogramme, c'est-à-dire pour certains pas de temps de calcul : en d'autres termes, la sensibilité des concentrations modélisées à chaque paramètre varie avec le pas de calcul. Notre approche pour sélectionner un nombre minimum de pas de calcul permettant de déterminer les valeurs des paramètres chimiques de GR5 est de calculer la sensibilité de chaque paramètre pour chaque pas de calcul et de sélectionner pour chaque paramètre le pas de calcul de sensibilité maximale. Ces tâches sont mises en œuvre dans un programme de stratégie d'échantillonnage<sup>14</sup>, dont le code est présenté en annexe 19.

#### 2.1.2 Première tâche dans la définition d'une stratégie d'échantillonnage

La première tâche dans la définition d'une stratégie d'échantillonnage avec GR5 est de calculer un indice de sensibilité pour chaque paramètre chimique à chaque pas de temps de calcul. Pour cela nous utilisons les résultats d'une analyse de Monte Carlo : de nombreux chémodrogrammes sont modélisés avec des jeux de paramètres chimiques tirés selon la méthode LHS dans l'espace des paramètres chimiques définis par les distributions de probabilités présentées Table chapitre III-7.2. L'opération est réalisée avec le jeu hydrologique, choisi pour chaque événement parmi les 106 ou 728 jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude de GR5 du chapitre III-8, fournissant une valeur de Nash maximale pour les débits modélisés.

Pour chaque jeu de paramètres testé, la concentration modélisée pour un pas de temps de calcul constitue la variable à expliquer, et les valeurs des paramètres chimiques sont les variables explicatives. Une analyse de sensibilité globale par régression linéaire multiple est donc mise en œuvre via la méthode détaillée dans le chapitre III-4 et dont le programme figure en annexe 12. Les coefficients de sensibilité SRRC de chaque paramètre variable sont fournis pour chaque pas de calcul.

Cette première étape fournit donc les coefficients de sensibilité de chaque paramètre chimique pour chaque pas de temps de calcul. Ces valeurs sont dépouillées dans la deuxième étape pour fournir la stratégie d'échantillonnage.

#### 2.1.3 Deuxième tâche dans la définition d'une stratégie d'échantillonnage


La deuxième étape consiste à sélectionner pour chaque paramètre chimique le pas de calcul correspondant à la sensibilité maximale. Nous n'utilisons pas les valeurs absolues des coefficients SRRC calculés à l'étape précédente. En effet, plus que cette valeur absolue, c'est le rapport entre le coefficient du paramètre et la somme des coefficients de tous les paramètres qui traduit le mieux le poids d'un paramètre pour un pas de calcul donné. Nous transformons donc les coefficients SRRC en divisant chaque coefficient par la somme des coefficients de tous les paramètres chimiques pour le pas de calcul concerné. Nous recherchons ensuite le pas de calcul correspondant au

---

<sup>14</sup> strategie\_echantillonnage\_GR5.mat

maximum du nouveau coefficient pour chaque paramètre. Enfin, pour ranger les pas de calcul choisis par ordre de priorité, au cas où le nombre d'analyses possibles soit inférieur au nombre de pas choisis (6 au maximum), les valeurs maximum de coefficient de sensibilité de chaque paramètre, ayant présidé à la sélection des pas de calcul, sont comparées et permettent de ranger les paramètres chimiques entre eux par ordre de sensibilité décroissante. Le premier pas de calcul de la stratégie d'échantillonnage correspond donc au pas associé au paramètre le plus sensible, le deuxième pas au deuxième paramètre le plus sensible, et ainsi de suite.

Cependant, tous les pas de calcul ne possèdent pas de prélèvement d'eau associé. Afin d'éviter de sélectionner une stratégie d'échantillonnage qui ne soit pas applicable, faute de prélèvement, nous ne travaillons donc dans le programme de stratégie d'échantillonnage qu'avec les pas de calcul pour lesquels au moins un prélèvement d'eau existe. Pour la répartition des prélèvements par pas de temps de calcul, nous renvoyons le lecteur au chapitre 1.1.2.8.

 La stratégie d'échantillonnage est définie par calcul de la sensibilité de chaque paramètre pour chaque pas de calcul et la sélection pour chaque paramètre du pas de temps de calcul de sensibilité maximale.

La sensibilité de chaque paramètre chimique de GR5 pour chaque pas de temps de calcul est définie grâce à une analyse de sensibilité globale par régression linéaire multiple.

Le premier pas de calcul de la stratégie d'échantillonnage correspond donc au pas associé au paramètre le plus sensible, le deuxième pas au deuxième paramètre le plus sensible, et ainsi de suite.

Nous ne travaillons dans le programme de stratégie d'échantillonnage qu'avec les pas de calcul pour lesquels au moins un prélèvement d'eau existe.

Les concentrations modélisées avec la stratégie d'échantillonnage choisie d'après les résultats de la méthode que nous venons de décrire sont présentées pour 3 événements de référence.

## 2.2 Exemples d'efficacité de la stratégie d'échantillonnage GR5

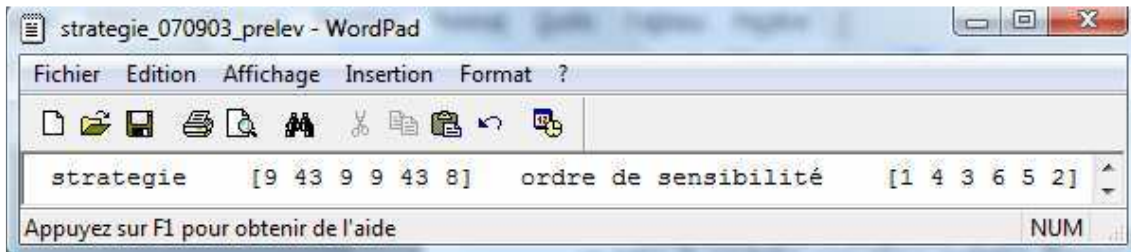
Nous choisissons de prendre pour exemple les événements correspondant à un maximum de prélèvements, répartis sur un maximum de pas de calcul. Nous choisissons également des événements de classes hydrologiques différentes, avec un événement d'intensité faible, un d'intensité moyenne et un d'intensité forte. Les trois événements choisis comme exemples sont donc les événements 070903, 240804a et 110604. Nous utilisons pour chacun de ces événements le jeu de paramètres hydrologiques fournissant la meilleure valeur de Nash pour la modélisation de l'hydrogramme observé, jeu choisi parmi les jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude, chapitre III-8. Ce jeu de paramètres hydrologiques est celui utilisé pour la modélisation des chémogrammes. Afin de vérifier l'efficacité théorique de la stratégie, nous supposons, dans ce chapitre 2.2, le modèle parfait en utilisant comme chémogramme de référence non pas le chémogramme réellement observé mais un chémogramme modélisé à partir d'un jeu de paramètres chimiques tiré au hasard dans l'espace des paramètres. Les « données » de concentration aux seuls pas de calcul de la stratégie doivent permettre de caler les paramètres chimiques afin de retrouver ce chémogramme de référence.



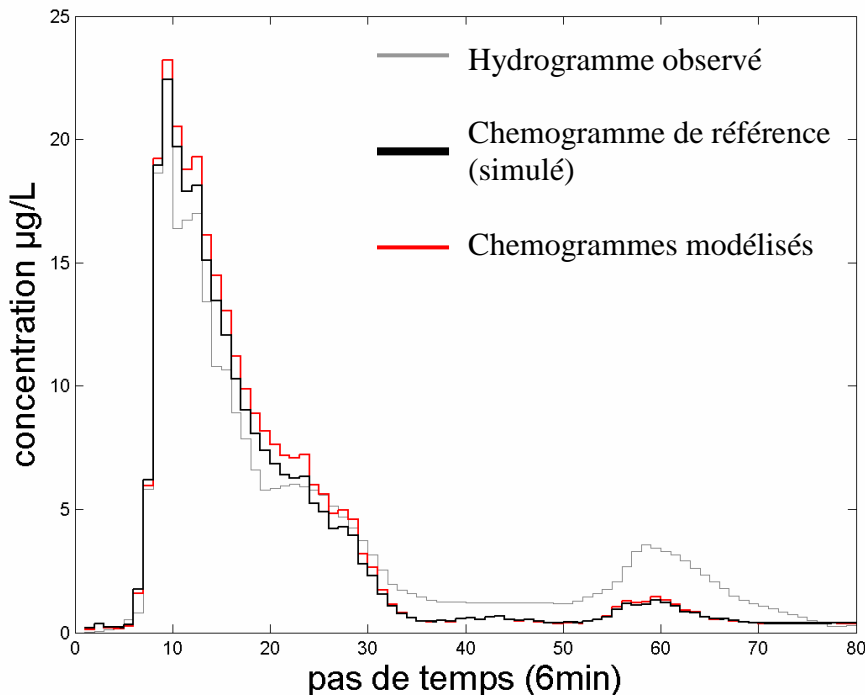
Le calage des paramètres chimiques sur les valeurs de concentration du chémogramme de référence, aux seuls instants choisis dans la stratégie, est réalisé par analyse de Monte Carlo : l'espace des paramètres est exploré et les jeux de paramètres sont rangés par valeurs de Theil (calculées sur les seuls instants de calcul de par la stratégie) décroissantes. Nous considérons des valeurs de Theil à 0.01 près, de sorte que le jeu fournissant le meilleur Theil est retenu lors du calage, mais également tous les jeux qui correspondent à une valeur de Theil correspondant à la même tranche de valeur que le meilleur jeu ( $]0 ; 0.01]$ , etc.  $]0.98 ; 0.99]$ ,  $]0.99 ; 1]$ ). Les chémogrammes modélisés correspondant aux jeux retenus lors du calage sont proposés en comparaison du chémogramme de référence pour juger de l'efficacité de la stratégie proposée.

### 2.2.1 Événement 070903

L'efficacité de la stratégie (originale et variante) est testée pour l'événement 070903. La stratégie d'échantillonnage proposée pour cet événement est présentée Figure 4- 33. L'espace des paramètres chimiques est exploré avec 1000 jeux.



**Figure 4- 33** Fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 07 septembre 2003 et une taille d'échantillon de 1000 jeux de paramètres chimiques.



**Figure 4- 34** Chémogrammes modélisés pour l'événement 070903 à partir de la stratégie originale [9 8 43] pour 1000 jeux chimiques explorés.

Les pas de calcul retenus par la stratégie sont donc les pas 9, 8, et enfin 43. Le calage des paramètres chimiques est réalisé en calculant le Theil pour 1000 jeux de paramètres chimiques, sur les concentrations de référence des seuls pas de temps 9, 8 et 43. Les chémoigrammes modélisés avec les jeux retenus sont proposés Figure 4- 34.

On peut constater que la tranche maximale de valeurs de Theil atteinte ( $]0,98 ; 0,99[$ ) contient 1 seul jeu retenu.

Il est évident que la stratégie remplit ici parfaitement son rôle en permettant de retrouver le chémoigramme de référence par calage des paramètres chimiques sur les données aux pas de temps 9, 8 et 43.

La même démonstration est répétée pour l'événement 240804a.

### 2.2.2 Evénement 240804a

La stratégie d'échantillonnage proposée pour l'événement 240804a est présentée Figure 4- 35.

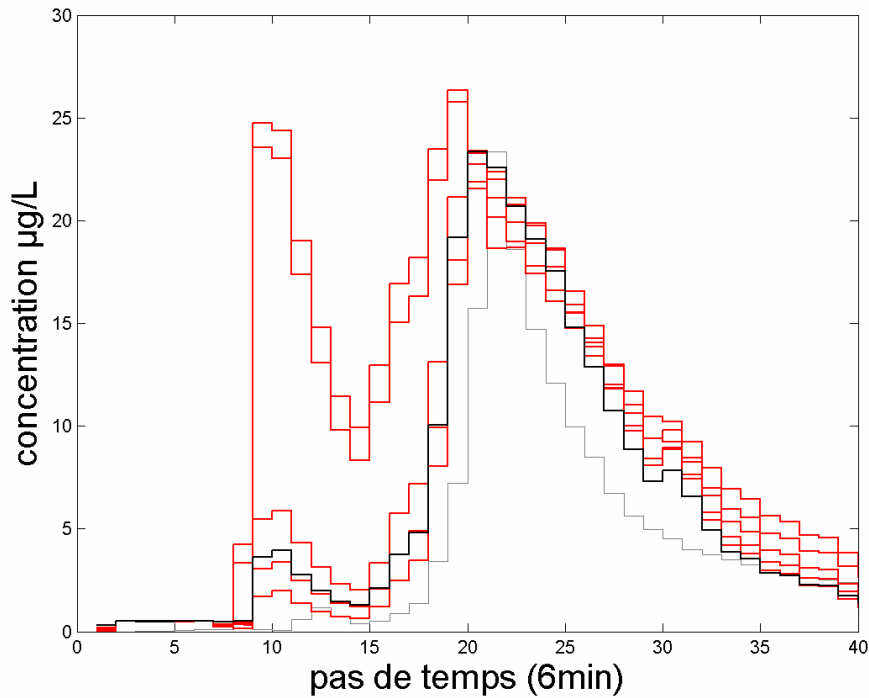


**Figure 4- 35** Fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 24 août 2004 (premier pic) et une taille d'échantillon de 1000 jeux de paramètres chimiques.

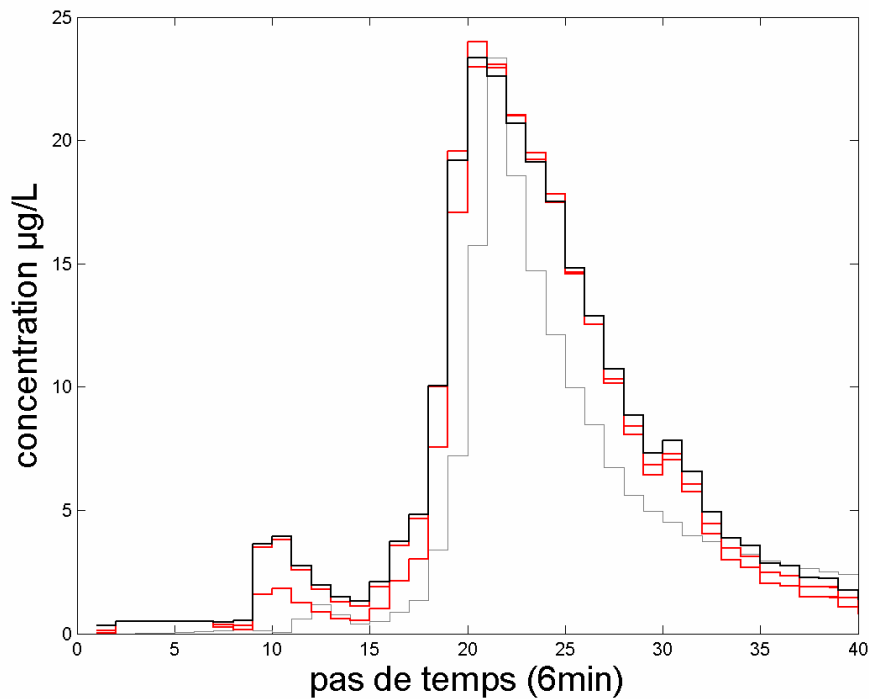
Les pas de calcul retenus par la stratégie d'échantillonnage sont donc les pas 25, 20, et enfin 23. Le calage des paramètres chimiques est réalisé en calculant le Theil pour 1000 jeux de paramètres chimiques, sur les concentrations de référence des seuls pas de temps 20, 23 et 25. Les chémoigrammes modélisés avec les jeux retenus sont proposés Figure 4- 36.

Cette fois, la stratégie ne semble pas complètement satisfaisante. Cela est à mettre en correspondance avec des valeurs de Theil atteintes inférieures à 0,98 ( $]0,97 ; 0,98[$ ), donc plus faibles que pour l'événement 070903. Il est possible, en augmentant la densité d'exploration de l'espace des paramètres pour notre calage par la méthode de Monte Carlo, d'atteindre des valeurs de Theil plus fortes, où le pouvoir discriminant de la stratégie est plus fort. La Figure 4- 37 illustre cela : pour une densité d'échantillonnage de 10000 jeux, au lieu de 1000, la tranche maximale de valeurs de Theil atteinte devient  $]0,99 ; 1[$  (valeur calculée sur les seuls pas de temps sélectionnés par la stratégie, nous le rappelons).

Moyennant une densité d'exploration de l'espace des paramètres plus forte que pour l'événement 070903, la stratégie remplit également son rôle pour l'événement 240804a en permettant de retrouver le chémoigramme de référence par calage des paramètres chimiques sur les données aux pas de temps 20, 23 et 25.



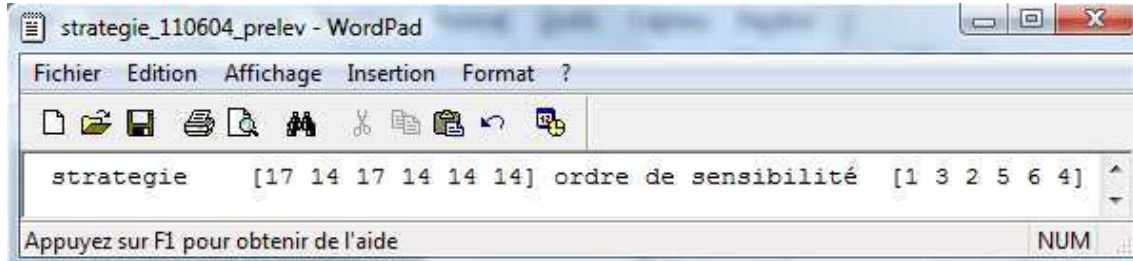
**Figure 4- 36 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a à partir de la stratégie originale [20 23 25] pour 1000 jeux chimiques explorés.**



**Figure 4- 37 Chémogrammes modélisés pour l'événement 240804a à partir de la stratégie originale [20 23 25] pour 10000 jeux chimiques explorés.**

### 2.2.3 Événement 110604

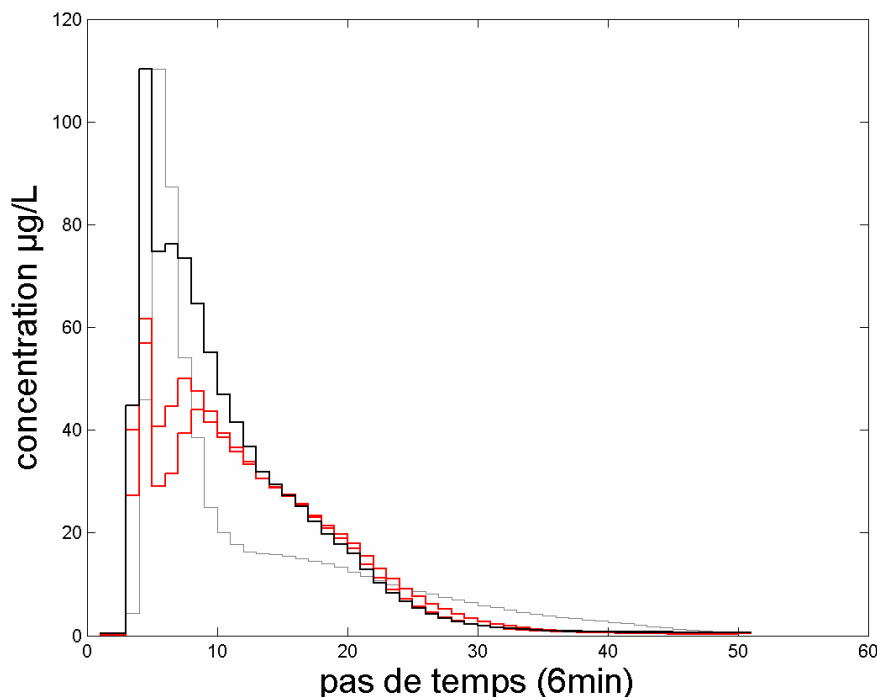
La stratégie d'échantillonnage définie pour l'événement 240804a est présentée Figure 4- 38.



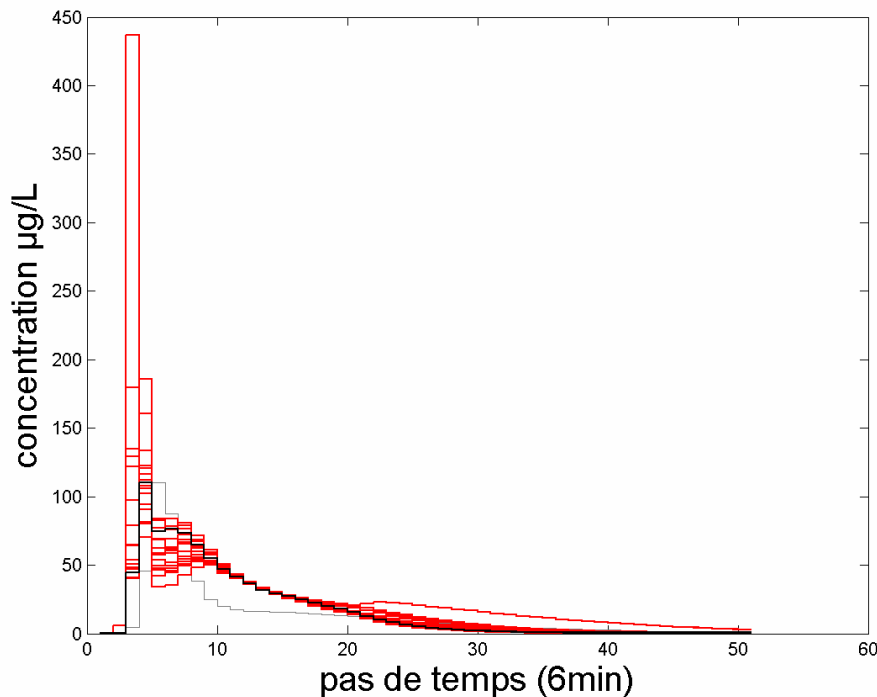
**Figure 4- 38** Fichier obtenu en sortie du programme de définition de stratégie d'échantillonnage pour l'événement du 11 juin 2004 (premier pic) et une taille d'échantillon de 1000 jeux de paramètres chimiques.

Les pas de calcul retenus par la stratégie d'échantillonnage sont donc les pas 17 et 14. Le calage des paramètres chimiques est réalisé en calculant le Theil pour 1000 jeux de paramètres chimiques, sur les concentrations de référence des seuls pas de temps 14 et 17. Les chémogrammes modélisés avec les jeux retenus sont proposés Figure 4- 39.

La stratégie ne semble pas complètement satisfaisante. La tranche de valeurs de Theil atteinte est  $[0.98 ; 0.99]$ . En augmentant la densité d'exploration de l'espace des paramètres pour notre calage par la méthode de Monte Carlo, la tranche de valeurs de Theil atteinte devient  $[0.99 ; 1]$ . Les chémogrammes modélisés correspondant aux jeux retenus sont présentés Figure 4- 40. Notons que les pas de temps retenus par la stratégie sont modifiés avec la prise en compte de 10000 jeux dans la régression multiple (ce qui n'était pas le cas pour l'événement 240804a).



**Figure 4- 39** Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 à partir de la stratégie originale [14 17] pour 1000 jeux chimiques explorés.



**Figure 4- 40 Chémogrammes modélisés pour l'événement 110604 à partir de la stratégie originale [12 14] pour 10000 jeux chimiques explorés.**

La stratégie d'échantillonnage remplit moins bien son rôle dans le cas de l'événement 110604, avec une forte surestimation de la concentration pour le pas de temps n°2 malgré une forte densité d'exploration de l'espace des paramètres (10000 jeux). Il est probable que ce pas de temps soit un pas de sensibilité importante, non pris en compte dans la stratégie car il ne correspond à aucun prélèvement sur le terrain.

Nous concluons que **la stratégie proposée répond à notre objectif**, qui est d'optimiser l'interpolation des concentrations mesurées (2 ou 3). L'interpolation peut s'écarter du chémogramme de référence dans une minorité de cas, sur une portion cependant restreinte du chémogramme. Cette démonstration est proposée dans le cas idéal d'un modèle parfait. L'applicabilité de cette stratégie pour des visées opérationnelles dans un cas réel dépend de la capacité du modèle à reproduire des chémogrammes réels. C'est cette capacité que nous explorons dans le chapitre suivant.

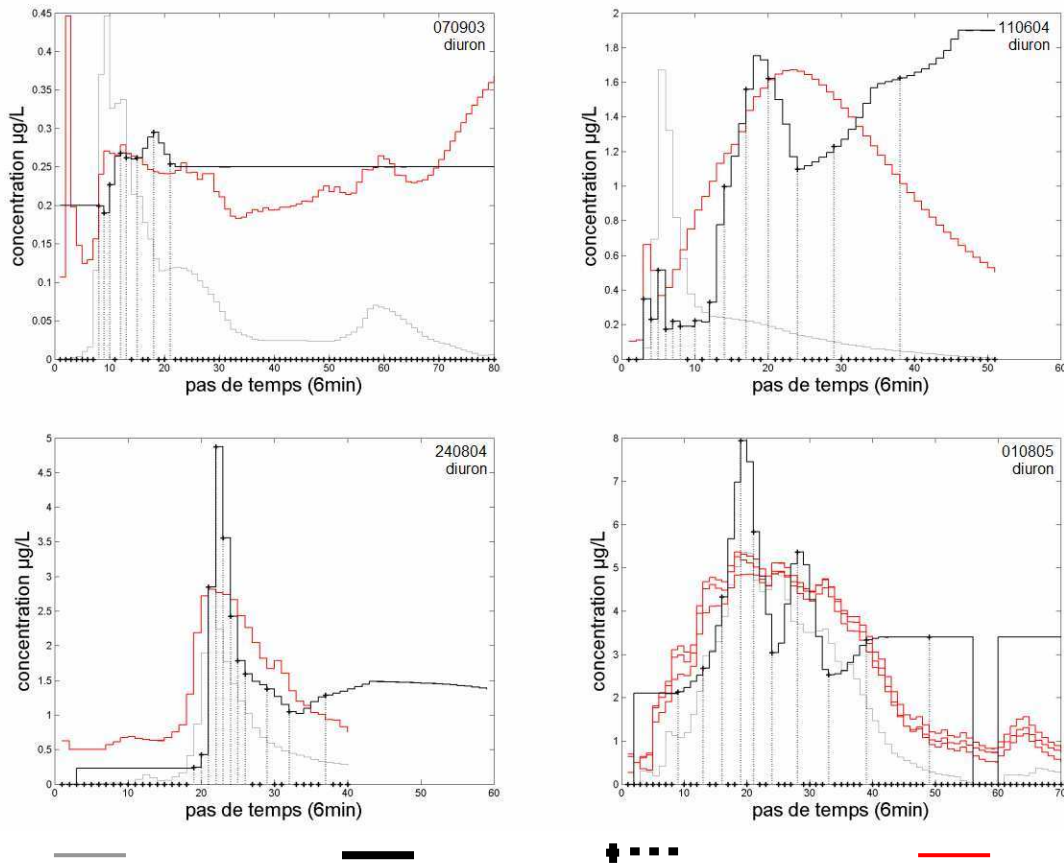
### **2.3 Capacité de GR5 à reproduire les concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France)**

Dans un premier temps, nous nous plaçons dans un cadre « recherche » en prenant en compte les conclusions du chapitre III-8 : nous n'utilisons que les jeux hydrologiques retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits modélisés par GR5. Ainsi, les paramètres hydrologiques utilisés pour un événement garantissent une modélisation acceptable des débits également pour les autres événements. Les paramètres chimiques sont quant à eux autorisés à varier dans tout l'espace des paramètres chimiques défini par les distributions de probabilité présentées Table 20 chapitre III. 10000 jeux de paramètres (hydrologiques et chimiques) sont testés et ceux qui fournissent des valeurs maximales de Theil pour les concentrations modélisées lors d'un événement sont retenus pour cet événement (indépendamment des autres). Les valeurs de Theil sont calculées sur tous les pas de temps correspondant à au moins un prélèvement (ceux où l'on peut mesurer une concentration). Nous considérons des

valeurs de Theil à 0.01 près, de sorte que le jeu fournissant le meilleur Theil est retenu, mais également tous les jeux qui correspondent à une valeur de Theil correspondant à la même tranche de valeur que le meilleur jeu ( $]0 ; 0.01]$ , etc.  $]0.98 ; 0.99]$ ,  $]0.99 ; 1]$ ).

Les chémogrammes modélisés correspondant aux jeux retenus sont proposés en comparaison du chémogramme observé pour juger de la capacité de GR5 à reproduire les chémogrammes observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Les chémogrammes modélisés sont fournis Figure 4- 41 et Figure 4- 42 pour les trois molécules étudiées, diuron, glyphosate et AMPA, et pour les 4 événements (du réseau 2005) correspondant à un maximum de prélèvements, 070903, 110604, 240804a et 010805. Nous avons soulevé lors de l'étude avec FlowT qu'il était facile pour les autres événements (210704, 220704, 080704c, 130704, 100804), correspondant à seulement 2 ou 3 prélèvements, de modéliser les 2 ou 3 concentrations observées sans que cela ne prouve la validité du modèle. Nous faisons donc l'économie de ces graphiques qui ne nous apportent que peu d'informations sur la validité du modèle GR5.

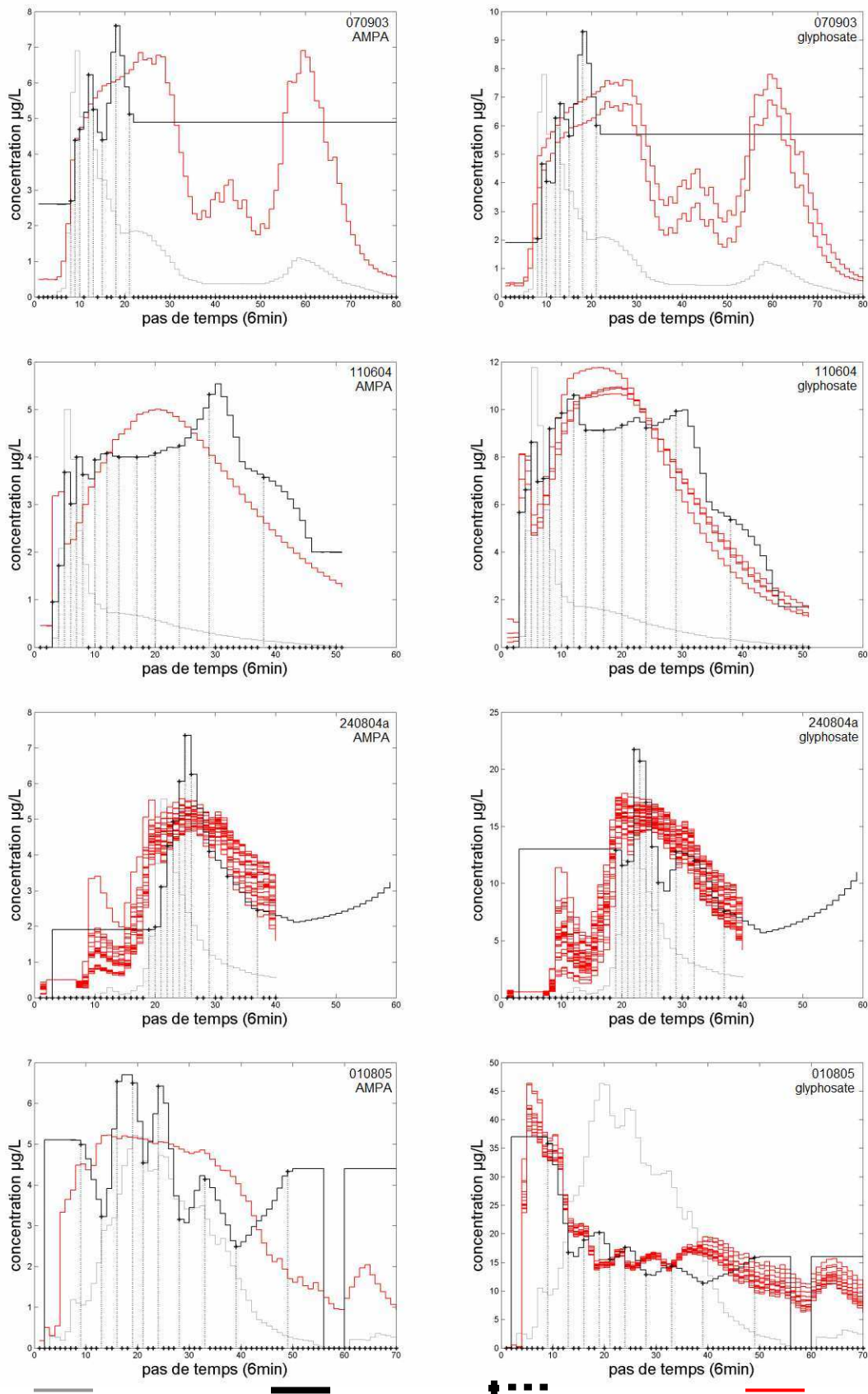
Les pas de temps de prélèvement sont matérialisés sur les figures par des traits verticaux en pointillés surmontés d'une croix au niveau du chémogramme observé. Nos conclusions sur la forme des chémogrammes modélisés se restreint à la zone bornée par le premier et le dernier pas de temps de prélèvement, qui est la zone de calage.



Hydrogramme observé Chemogramme observé Pas de temps de prélèvement Chemogrammes modélisés

**Figure 4- 41 Chémogrammes modélisés avec le modèle GR5 correspondant au Theil maximum sur les 106 (ou 117) jeux hydrologiques retenus et les 100 jeux chimiques testés, pour les concentrations en diuron observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 070903, 110604, 240804a et 010805.**





Hydrogramme observé Chemogramme observé Pas de temps de prélèvement Chemogrammes modélisés

**Figure 4- 42 Chémogrammes modélisés avec le modèle GR5 pour les concentrations en glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour les événements 070903, 110604, 240804a et 010805.**

**Le modèle GR5 s'avère fournir la tendance de l'évolution des concentrations.** Lorsque le chémogramme observé ne présente que peu d'oscillations autour de cette tendance, le modèle GR5 permet de reproduire le chémogramme observé, avec une incertitude faible, de manière satisfaisante : c'est le cas du glyphosate pour les événements 010805 et 110604. Dans les autres cas, le chémogramme observé oscille avec plus ou moins d'amplitude autour de la tendance matérialisée par les chémogrammes modélisés par GR5. L'incertitude des chémogrammes modélisés est faible.

Dans un second temps, nous nous plaçons dans un cadre plus opérationnel en autorisant les paramètres hydrologiques à varier dans tout l'espace défini par les distributions de probabilité présentées chapitre III-7. 20000 jeux de paramètres (hydrologiques et chimiques) sont testés, échantillonnés par la méthode LHS dans l'espace des paramètres défini chapitre III-7. Ceux qui fournissent des valeurs maximales de Theil (à 0.01 près) pour les concentrations modélisées lors d'un événement, ainsi qu'une modélisation acceptable des débits pour l'événement considéré (Nash supérieur ou égal à 0.80), sont retenus pour cet événement (indépendamment des autres).

Les chémogrammes modélisés correspondant aux jeux retenus sont proposés en comparaison du chémogramme observé pour juger de la capacité de GR5 à reproduire, dans le contexte opérationnel, les chémogrammes observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Les chémogrammes modélisés sont fournis

Figure 4- 43 à Figure 4- 46 pour les trois molécules étudiées, diuron, glyphosate et AMPA, et pour les 4 événements 010805, 070903, 110604, et 240804a.

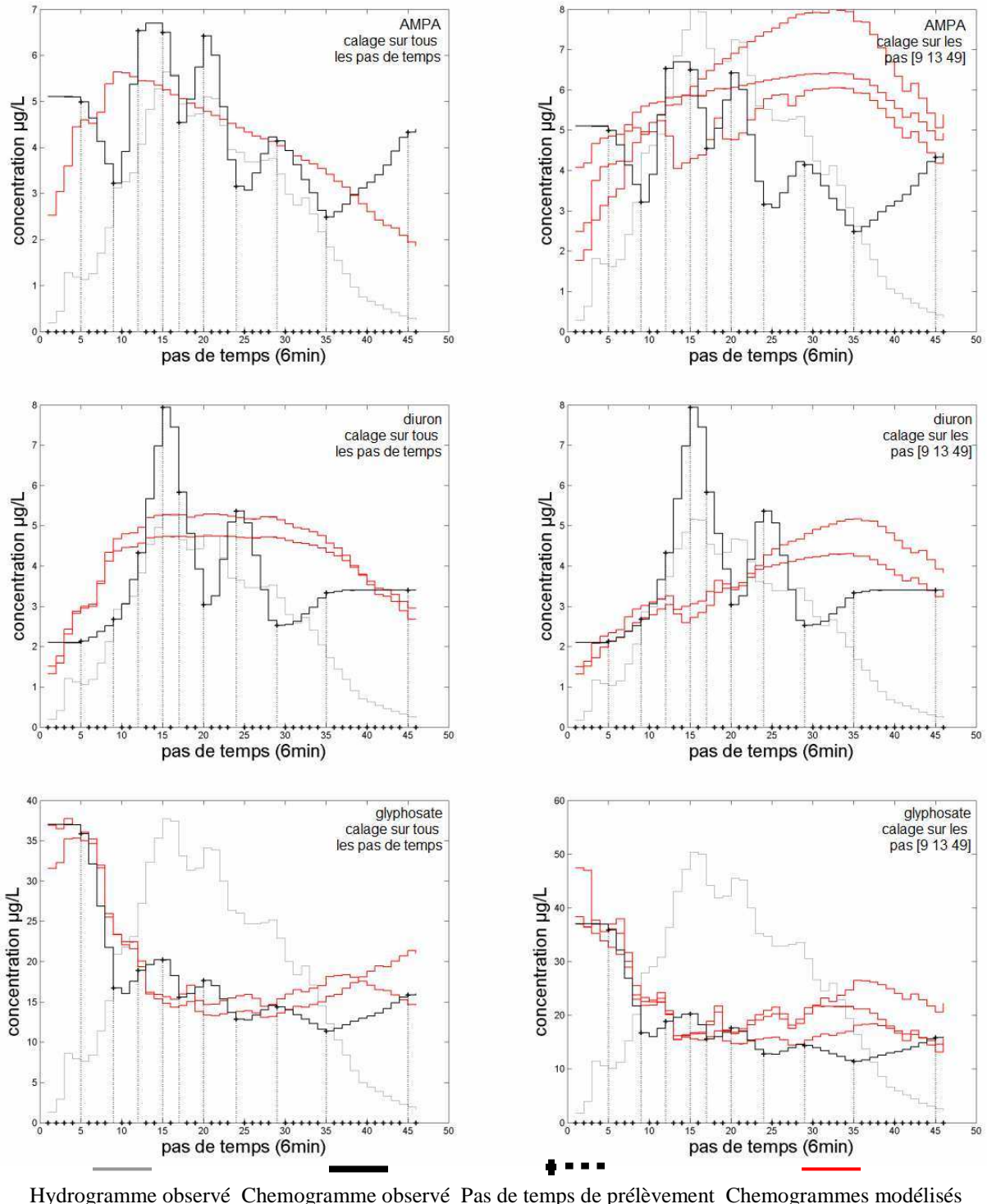
Dans le contexte opérationnel justement, les chémogrammes modélisés par GR5 doivent être issus du calage des paramètres chimiques du modèle sur les concentrations analysées aux seuls instants de prélèvement sélectionnés par la stratégie d'échantillonnage. Nous présentons donc les chémogrammes modélisés d'une part après calage des paramètres chimiques sur tous les prélèvements disponibles et d'autre part après calage des paramètres chimiques sur les seuls prélèvements sélectionnés par la stratégie d'échantillonnage. Les chémogrammes sont présentés dans la zone bornée par le premier et le dernier pas de temps de prélèvement, qui est la zone de calage.

On peut constater que dans la majorité des cas (8 sur 12), les chémogrammes modélisés, après calage des paramètres chimiques sur les seules concentrations analysées aux pas de temps sélectionnés par la stratégie d'échantillonnage, fournissent une tendance similaire, et avec le même ordre de grandeur d'incertitude (faible), que les chémogrammes modélisés après calage sur toutes les concentrations analysées. Ceci confirme notre hypothèse selon laquelle **notre méthode de stratégie d'échantillonnage sélectionne les points les plus informatifs du modèle : toute analyse supplémentaire n'apporte que peu d'information au modèle et l'interpolation ne varie pas significativement.** Cependant, dans un cas (AMPA pour l'événement 070903) l'incertitude sur les chémogrammes modélisés avec la stratégie d'échantillonnage est plus forte qu'avec tous les prélèvements, et dans trois cas (AMPA pour l'événement 010805, diuron et glyphosate pour l'événement 240804a), nous ne pouvons pas dire que la tendance modélisée est vraiment la même avec la stratégie qu'avec tous les prélèvements. Les chémogrammes modélisés par le modèle GR5 correspondent toujours à la tendance de l'évolution des concentrations à l'exutoire du bassin versant.

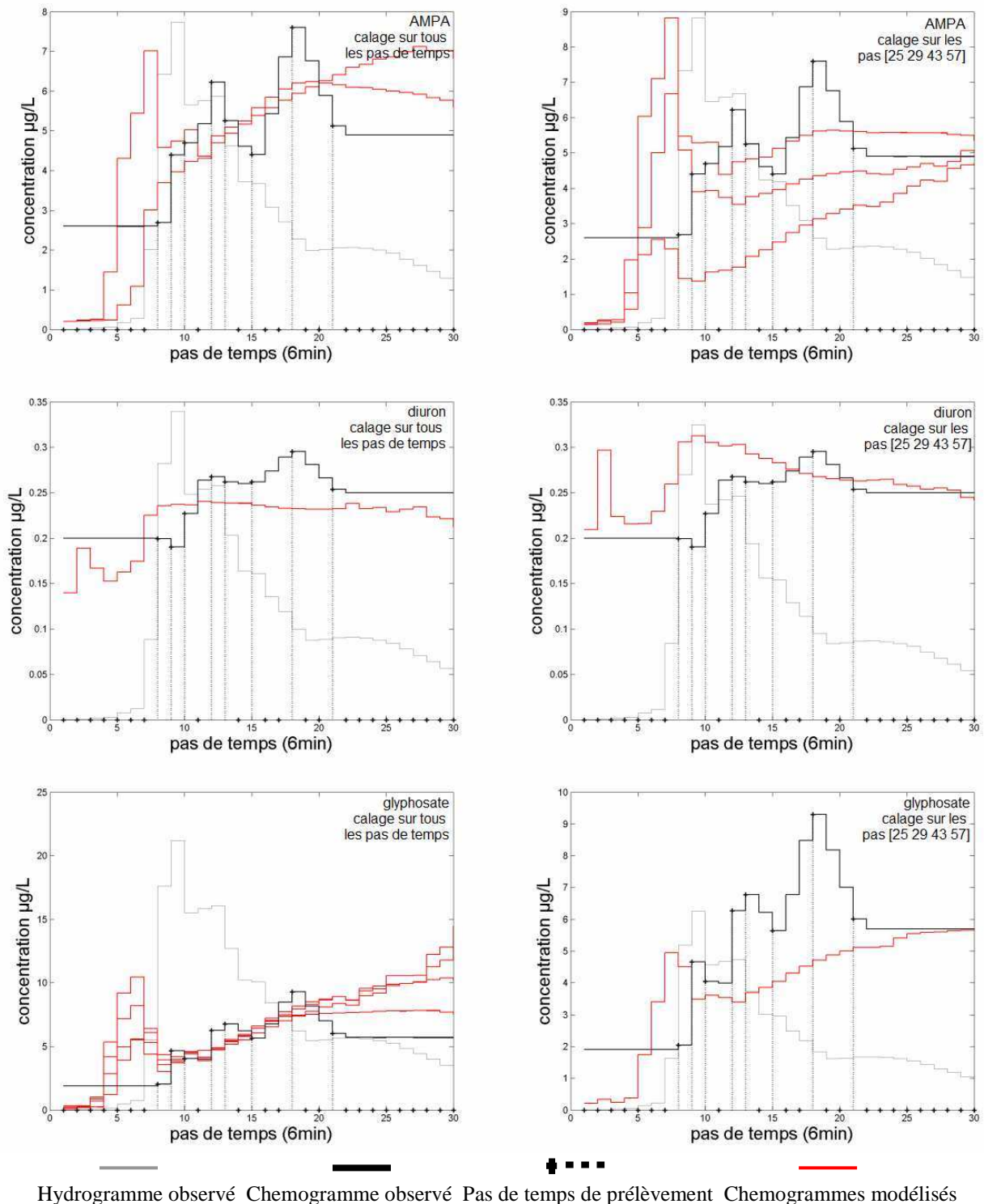
Nous concluons de plus que les chémogrammes modélisés en utilisant les seules analyses proposées par la stratégie fournissent généralement cette même tendance. Tout ajout de nouvelles analyses parmi les prélèvements laissés de côté par la stratégie



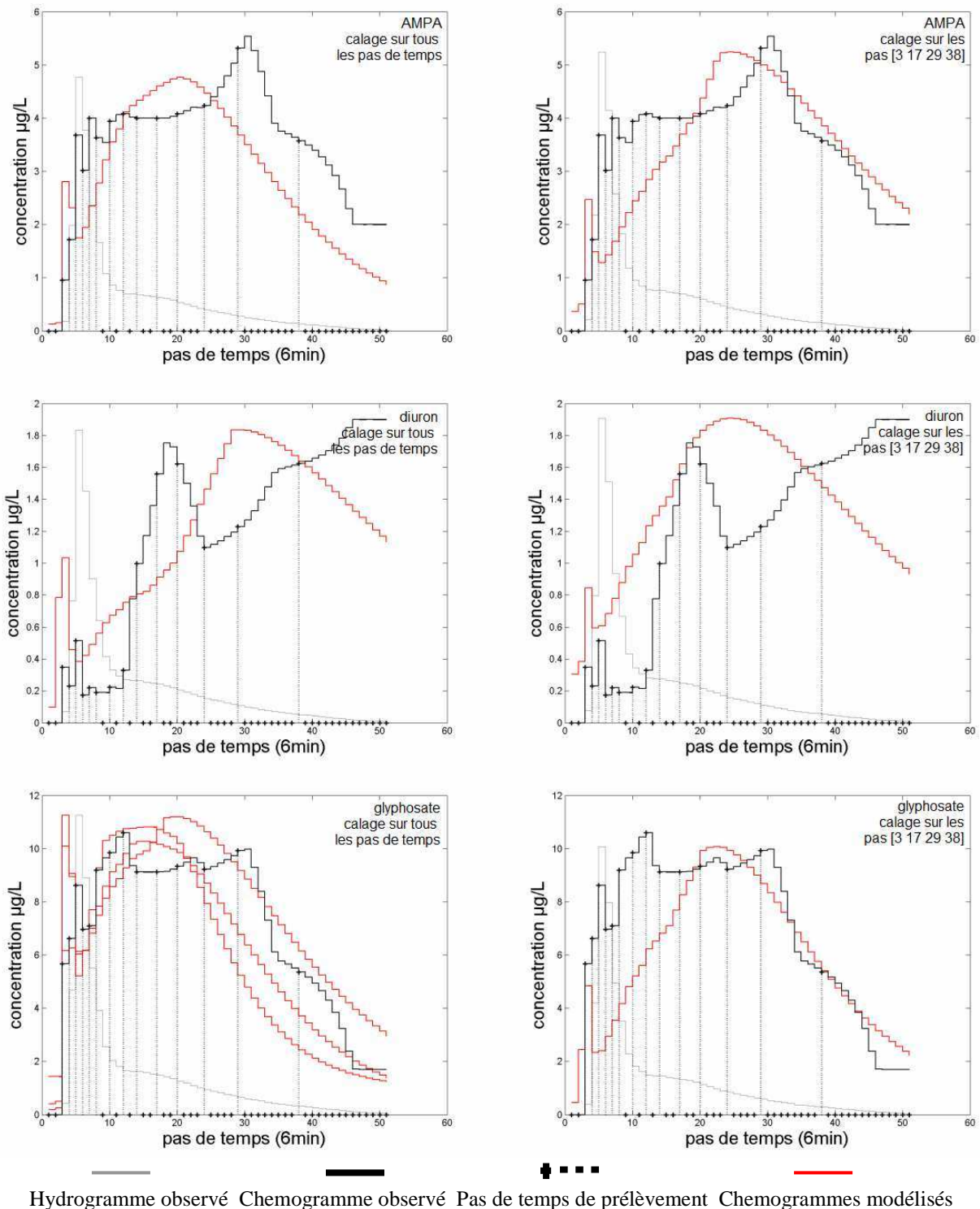
originale serait donc inutile pour le calage des paramètres du modèle : le calage sur les seuls points de la stratégie ou sur tous les points de prélèvement sélectionne des jeux de paramètres fournissant peu ou prou les mêmes chémoigrammes modélisés.



Hydrogramme observé Chemogramme observé Pas de temps de prélèvement Chemogrammes modélisés  
**Figure 4- 43 Chémoigrammes modélisés avec le modèle GR5 pour les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour l'événement 010805, après calage des paramètres du modèle sur tous les prélèvements, ou sur les seuls instants de prélèvements pointés par la stratégie d'échantillonnage.**

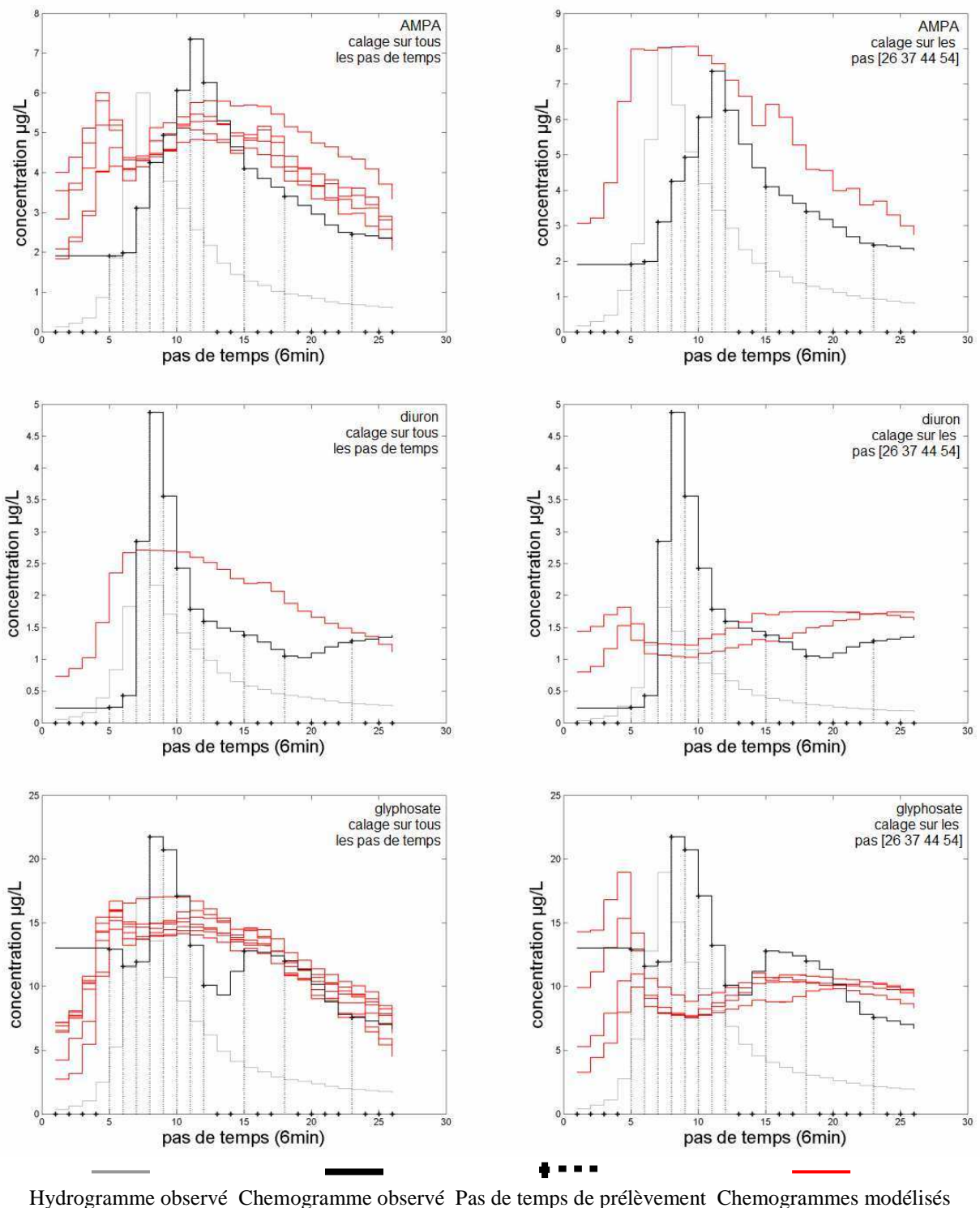


**Figure 4- 44 Chémogrammes modélisés avec le modèle GR5 pour les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour l'événement 070903, après calage des paramètres du modèle sur tous les prélèvements, ou sur les seuls instants de prélèvements pointés par la stratégie d'échantillonnage.**



**Figure 4- 45 Chémogrammes modélisés avec le modèle GR5 pour les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour l'événement 110604, après calage des paramètres du modèle sur tous les prélèvements, ou sur les seuls instants de prélèvements pointés par la stratégie d'échantillonnage.**





**Figure 4- 46 Chémogrammes modélisés avec le modèle GR5 pour les concentrations en diuron, glyphosate et AMPA observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France), pour l'événement 240804a, après calage des paramètres du modèle sur tous les prélèvements, ou sur les seuls instants de prélèvements pointés par la stratégie d'échantillonnage.**

☞ La stratégie proposée répond à notre objectif, qui est d'optimiser l'interpolation des concentrations mesurées (2 ou 3).

Le modèle GR5 s'avère fournir la tendance de l'évolution des concentrations. Le chémogramme observé oscille avec plus ou moins d'amplitude autour de la tendance matérialisée par les chémogrammes modélisés par GR5.

Notre méthode de stratégie d'échantillonnage sélectionne les points les plus informatifs du modèle : toute analyse supplémentaire n'apporte que peu d'information au modèle et l'interpolation ne varie pas significativement.

**La stratégie d'échantillonnage élaborée pour GR5 permet d'obtenir une interpolation des concentrations analysées proche de l'interpolation qui serait obtenue avec l'analyse de tous les prélèvements disponibles. De plus, l'incertitude des chémogrammes modélisés est faible.**

**La stratégie élaborée a donc les qualités requises. Cependant, une utilisation opérationnelle de cette stratégie nécessiterait une amélioration du modèle, qui en l'état ne permet que de reproduire la tendance de l'évolution des concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Les concentrations observées peuvent osciller fortement autour de l'interpolation du modèle. Cependant, ces améliorations doivent rester compatibles avec le contexte de l'étude, c'est-à-dire ne pas engendrer de mesures de terrain pour la paramétrisation du modèle trop coûteuses par rapport au suivi des concentrations à l'exutoire du bassin.**

Nous avons construit un programme permettant de définir pour un événement donné les instants de mesure permettant de réduire au maximum l'incertitude sur les concentrations modélisées avec FlowT.

Les instants de mesure, ou stratégie d'échantillonnage définie, permettent de caler les valeurs de paramètres chimiques de FlowT et de modéliser parfaitement un chémogramme de référence avec en moyenne trois analyses de concentration seulement. L'incertitude (faible) sur les chémogrammes modélisés est due à la méthode de Monte Carlo utilisée pour le calage et qui ne permet pas de retrouver exactement les valeurs de  $Txdep$  du chémogramme de référence.

Il faut noter que la stratégie d'échantillonnage, telle qu'elle est définie, dépend de la structure du modèle et est donc la même pour toutes les molécules suivies à l'exutoire du bassin. Cependant, il est évident que les valeurs de paramètres chimiques calées sur les concentrations analysées sont différentes d'une molécule à l'autre.

La stratégie d'échantillonnage élaborée pour FlowT permet de reproduire le chémogramme à l'exutoire du bassin, avec une incertitude faible, si le modèle est parfait. La stratégie élaborée a donc les qualités requises. Mais une utilisation opérationnelle nécessite une amélioration du modèle. En effet, les deux premières hypothèses sur l'évolution des  $Txdep$  au cours du temps à la parcelle, constant et variant avec les débits à la parcelle, échouent à reproduire les concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. L'utilisation de la troisième hypothèse,  $Txdep$  (dé)croissant exponentiellement au cours du temps, n'est pas pertinente dans le contexte de notre étude, puisque le modèle FlowT ne peut alors plus être paramétré avec les données (prélèvements et analyses associées) disponibles, donc a fortiori avec le nombre restreint d'analyses d'une stratégie d'échantillonnage. Nous soulevons alors le problème suivant : comment améliorer les capacités d'interpolation du modèle sans demander un effort de paramétrisation disproportionné par rapport à l'effort consenti pour le suivi des concentrations à l'exutoire du bassin ? Les approches conceptuelles des processus de transfert des polluants à la parcelle sont les seuls envisageables dans ce contexte d'utilisation d'une stratégie d'échantillonnage puisqu'elles ne nécessitent pas de mesures de terrain lourdes pour paramétrer le modèle.

La stratégie d'échantillonnage élaborée pour GR5 permet d'obtenir une interpolation des concentrations analysées proche de l'interpolation qui serait obtenue avec l'analyse de tous les prélèvements disponibles. De plus, l'incertitude des chémogrammes modélisés est faible.

La stratégie élaborée a donc les qualités requises. Cependant, une utilisation opérationnelle de cette stratégie nécessiterait une amélioration du modèle, qui en l'état ne permet que de reproduire la tendance de l'évolution des concentrations observées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach. Les concentrations observées peuvent osciller fortement autour de l'interpolation du modèle. Cependant, ces améliorations doivent rester compatibles avec le contexte de l'étude, c'est-à-dire ne pas engendrer de mesures de terrain pour la paramétrisation du modèle trop coûteuses par rapport au suivi des concentrations à l'exutoire du bassin.



# CHAPITRE 5 : ESTIMATION DES FLUX

<b><u>1</u></b>	<b><u>CALCUL DES FLUX DE REFERENCE</u></b>	<b>367</b>
1.1	PREMIERE METHODE D'INTERPOLATION	367
1.2	DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION	367
1.3	FLUX DE REFERENCE POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES	368
<b><u>2</u></b>	<b><u>STRATEGIES DE MESURE POUR L'ESTIMATION DES FLUX</u></b>	<b>369</b>
2.1	AVEC UN DEBITMETRE ET UN PRELEVEUR AUTOMATIQUE	369
2.2	AVEC DES BACS REPARTITEURS DE DEBIT	371
2.3	SANS INSTRUMENTATION	371
2.4	RESULTATS	372
2.4.1	RESULTATS BRUTS	372
2.4.2	INTERPRETATION DES ERREURS SUPERIEURES A 10% POUR LA STRATEGIE 1	373
<b><u>3</u></b>	<b><u>CONCLUSION</u></b>	<b>376</b>





FIGURE 5- 1 DEUXIEME INTERPOLATION POSSIBLE DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ANALYSEES ISSUES DES PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES A 8 M <sup>3</sup> PASSES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	368
FIGURE 5- 2 TROISIEME INTERPOLATION POSSIBLE DES CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ANALYSEES ISSUES DES PRELEVEMENTS AUTOMATIQUES A 8 M <sup>3</sup> PASSES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	370
FIGURE 5- 3 RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULES AVANT CORRECTION, POUR LES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA) POUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES. ....	375
FIGURE 5- 4 RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULES SANS PRISE EN COMPTE DE LA DERNIERE CONCENTRATION MESUREE POUR LES EVENEMENTS 100804, 240804, 100406 ET 090506, POUR LES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA) POUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES. ....	375



TABLE 5- 1 FLUX DE REFERENCE (FLUX REF), FLUX OBTENUS PAR LA DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION (FLUX INTERP2) ET RATIO DE L'ERREUR DUE A LA DEUXIEME METHODE D'INTERPOLATION EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE (RATIO INTERP2), CALCULES POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE).....	369
TABLE 5- 2 RATIO DE L'ERREUR DUE A CHAQUE STRATEGIE DE MESURE ETUDIEE, EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE, CALCULE POUR LES 32 EVENEMENTS OBSERVES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DE ROUFFACH (HAUT-RHIN, FRANCE) ET BIAIS ET PRECISION DES TROIS STRATEGIES SUR LES 20 EVENEMENTS CORRESPONDANT A PLUS DE 4 ANALYSES.....	373
TABLE 5- 3 VOLUME ASSOCIE A CHACUNE DES CONCENTRATIONS MEASUREES POUR LE CALCUL DU FLUX DE REFERENCE ET POUR LE CALCUL DU FLUX PAR LA STRATEGIE DE MELANGE, POUR LES 5 EVENEMENTS CORRESPONDANT A UN RATIO D'ERREUR DE LA STRATEGIE DE MELANGE EN POURCENTAGE DU FLUX DE REFERENCE SUPERIEUR A 10% POUR AU MOINS UNE DES TROIS MOLECULES ETUDIEES (DIURON, GLYPHOSATE, AMPA).....	374



---

L'un des objectifs secondaires de cette étude est de fournir, comme nous l'avons annoncé dans le chapitre I, une stratégie de mesure des concentration à l'exutoire du bassin versant, cette fois pour déterminer à moindre frais la quantité<sup>1</sup> de pesticides passée à l'exutoire du bassin pendant un événement pluvieux. Pour cet objectif secondaire, nous restreignons le nombre d'analyses permises pour un événement à 1. Les stratégies de mesures comparées sont détaillées dans le chapitre suivant. Ce travail est mené pour les molécules de diuron, de glyphosate et d'AMPA.

## 1 CALCUL DES FLUX DE REFERENCE

Nous travaillons avec les 32 événements enregistrés entre 2003 et 2006 utilisés dans toute l'étude. Pour chacun des événements, l'ensemble des prélèvements analysés nous permet de calculer un flux, qui n'est certes pas le flux « réel » pour cet événement mais correspond au maximum d'informations dont nous disposons. Ce sera donc notre flux de référence.

Le flux de référence est calculé par interpolation de l'ensemble des données de concentrations disponibles, en utilisant également l'hydrogramme complet enregistré. Deux méthodes d'interpolation sont envisageables pour le calcul du flux de référence, que nous comparons ci-dessous.

### 1.1 Première méthode d'interpolation

La première méthode d'interpolation est celle que nous utilisons dans le prétraitement des données, décrit dans le chapitre III.1, et dont le code figure en annexe 5. Il s'agit d'interpoler linéairement les concentrations aux instants de mesure du débit. Pour chaque instant de mesure de débit nous pouvons alors calculer un flux instantané par multiplication du débit enregistré et de la valeur de concentration interpolée. Le flux de référence est l'intégrale de la courbe des flux instantanés ainsi obtenue.

Nous faisons l'hypothèse suivante dans la suite du chapitre: avant la première valeur de concentration, la concentration est considérée égale à la première valeur et après la dernière valeur de concentration, la concentration est considérée égale à la dernière valeur.

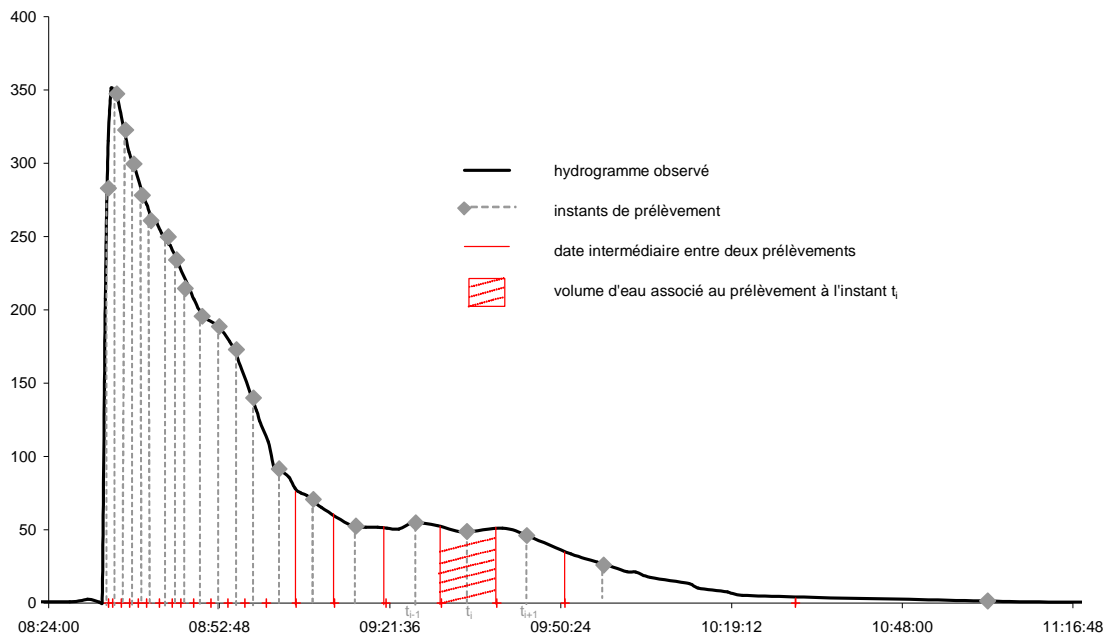
### 1.2 Deuxième méthode d'interpolation

Dans la deuxième méthode d'interpolation, nous considérons la concentration mesurée constante sur le pas de mesure (de  $(t_{i-1}+t_i)/2$  à  $(t_i + t_{i+1})/2$ , avec  $t_i$  instant de mesure de la concentration) et nous multiplions chaque concentration par le volume d'eau correspondant (intégrale de l'hydrogramme entre  $(t_{i-1}+t_i)/2$  et  $(t_i + t_{i+1})/2$ ) (Figure 5- 1). Le flux de référence avec cette deuxième interpolation est égal à la somme de chaque concentration fois le volume d'eau correspondant.

La première et la deuxième méthode d'interpolation sont utilisées pour les 32 événements utilisés dans l'étude afin de calculer les flux de référence et l'erreur engendrée par la deuxième méthode d'interpolation est quantifiée.

---

<sup>1</sup> La quantité de substance passée à l'exutoire du bassin pendant un événement pluvieux est nommée flux dans ce chapitre, peut-être par abus de langage.



**Figure 5- 1 Deuxième interpolation possible des concentrations en pesticides analysées issues des prélèvements automatiques à 8 m<sup>3</sup> passés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

### 1.3 Flux de référence pour les 32 événements observés

Les valeurs de flux de référence (flux ref) et de flux de référence calculé avec la deuxième méthode d'interpolation (flux interp2) sont présentés dans la Table 5- 1, ainsi que le ratio en pourcentage de l'erreur due à la deuxième méthode d'interpolation sur le flux de référence ( $(\text{flux interp2} - \text{flux ref})/\text{flux ref}$ ).

Nous constatons que l'erreur due à la deuxième méthode d'interpolation n'excède jamais 6% et si l'on écarte la valeur à 5.71% obtenue pour le diuron pour l'événement 110604, l'erreur n'excède jamais 4%. Pour 17 cas sur 96 (en gras dans le tableau), le ratio d'erreur dépasse 1%. Dans 82% des cas, l'erreur due à la deuxième méthode d'interpolation est donc inférieure à 1%, et dans 99% des cas, l'erreur n'excède pas 4%.

L'erreur associée à la méthode d'interpolation utilisée pour calculer le flux de référence est donc faible, et certainement négligeable par rapport à l'erreur due aux stratégies de mesure pour l'estimation des flux que nous présentons ci-après.

☞ L'erreur sur le calcul du flux de référence due à la deuxième méthode d'interpolation, donnée en pourcentage du flux de référence calculé avec la première méthode, est jugée négligeable devant les erreurs attendues pour les stratégies de mesure testées.

Nous retenons le flux issu de la première méthode d'interpolation comme flux de référence dans la suite, puisque c'est la méthode utilisée dans le prétraitement des données au chapitre III.

événement	glyphosate			AMPA			diuron			nb. prelev.
	flux ref	flux interp2	ratio interp2	flux ref	flux interp2	ratio interp2	flux ref	flux interp2	ratio interp2	
40603	1173	1171	-0.18%	665	666	0.21%	1420	1418	-0.19%	24
210703	5839	5801	-0.65%	1649	1640	-0.57%	240	241	0.33%	21
280803	421	425	0.94%	393	391	-0.58%	10	10	-0.11%	4
300803	358	359	0.14%	211	212	0.70%	14	14	0.15%	3
70903	601	602	0.09%	541	540	-0.06%	27	27	-0.11%	8
31003	92	93	0.50%	123	124	0.49%	20	20	0.24%	8
71003	47	47	-0.02%	23	23	0.64%	10	10	-0.25%	3
81003	89	89	0.24%	104	104	0.22%	19	20	0.12%	10
20604	579	576	-0.59%	304	302	-0.41%	22	22	-0.46%	10
110604	1101	1090	<b>-1.06%</b>	484	482	-0.32%	92	97	<b>5.71%</b>	17
080704b	62	62	<b>-1.30%</b>	37	37	<b>-1.32%</b>	14	14	0.39%	2
080704c	394	395	0.14%	161	162	0.33%	37	37	-0.22%	3
130704	267	258	<b>-3.43%</b>	136	133	<b>-2.33%</b>	37	36	<b>-2.55%</b>	4
210704	1979	1980	0.06%	153	154	0.03%	17	16	-0.21%	3
220704	1121	1131	0.87%	165	165	0.44%	12	12	0.13%	3
100804	1308	1312	0.29%	203	203	-0.16%	6	6	-0.04%	6
170804	118	115	<b>-2.22%</b>	54	54	0.45%	3	3	0.02%	4
240804	2720	2737	0.63%	872	874	0.18%	309	310	0.34%	22
250705	3804	3794	-0.26%	521	522	0.12%	152	152	-0.11%	10
10805	2047	2045	-0.11%	562	562	0.07%	504	506	0.33%	10
210805	413	411	-0.52%	232	232	-0.28%	72	72	0.18%	3
110905	1013	1025	<b>1.12%</b>	213	216	<b>1.04%</b>	143	143	-0.22%	3
160905	262	262	0.25%	80	80	0.20%	134	134	0.47%	3
11005	225	225	-0.32%	128	127	-0.23%	59	57	<b>-3.32%</b>	6
50406	79	79	-0.30%	45	45	-0.20%	7	7	1.03%	8
100406	263	255	<b>-3.02%</b>	88	86	<b>-1.62%</b>	74	71	<b>-3.91%</b>	13
80506	824	851	<b>3.29%</b>	184	190	<b>2.84%</b>	1457	1448	-0.57%	7
90506	3525	3569	<b>1.25%</b>	513	514	0.18%	2113	2113	0.00%	15
40806	2308	2309	0.06%	391	389	-0.46%	35	35	0.11%	12
180906	99	99	0.32%	72	72	0.03%	14	14	-0.23%	7
240906	88	88	-0.14%	57	57	-0.13%	22	22	-0.03%	6
250906	109	109	-0.11%	112	112	0.28%	15	15	-0.38%	14

**Table 5- 1 Flux de référence (flux ref), flux obtenus par la deuxième méthode d'interpolation (flux interp2) et ratio de l'erreur due à la deuxième méthode d'interpolation en pourcentage du flux de référence (ratio interp2), calculés pour les 32 événements observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

## 2 STRATEGIES DE MESURE POUR L'ESTIMATION DES FLUX

Nous envisageons trois stratégies de mesure à une analyse, qui correspondent à une instrumentation disponible à l'exutoire du bassin versant de moins en moins élaborées. La description des trois stratégies figure ci-après.

### 2.1 Avec un débitmètre et un préleveur automatique

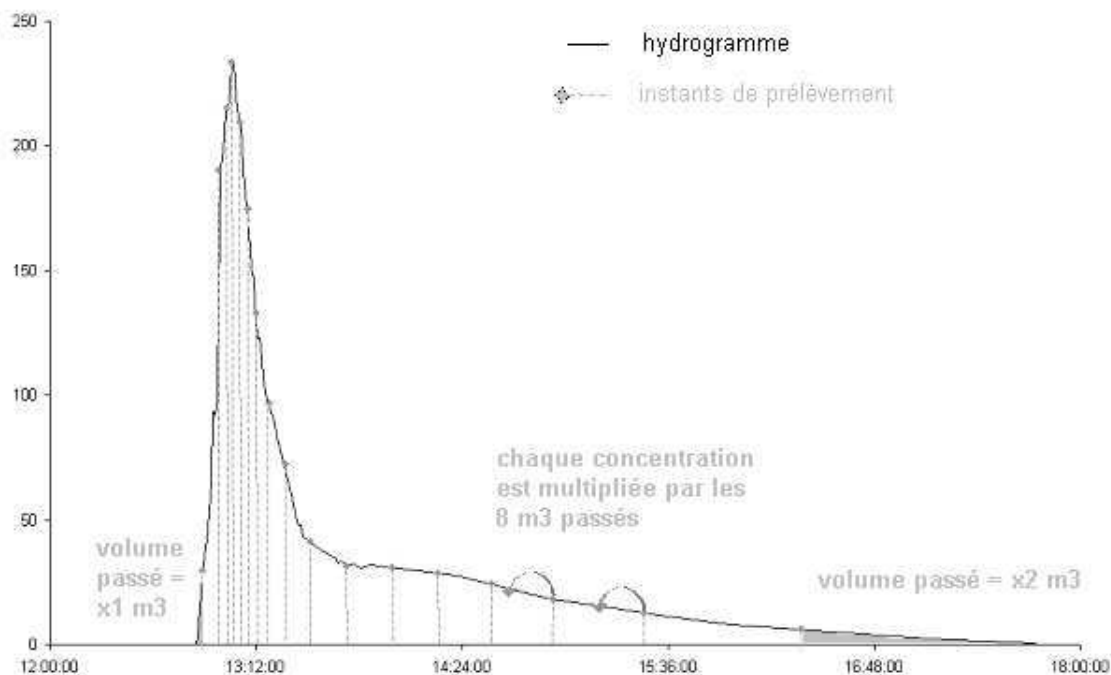
Cette première stratégie de mesure se base sur une instrumentation complète de l'exutoire du bassin versant, telle qu'elle est décrite dans le chapitre III-2, et qui permet



un prélèvement automatique d'eau tous les  $8 \text{ m}^3$  passés à l'exutoire durant un événement.

Avec cette méthode de prélèvement automatique à volume passé constant, chaque mesure de concentration associée à chaque prélèvement correspond donc à un même volume d'eau, hormis pour la première et pour la dernière analyse. En effet, si l'horloge du préleveur n'a pas été réinitialisée avant un événement, le calcul du volume passé ne commence pas à zéro au début de l'événement et prend en compte le volume résiduel de l'événement précédent. Le premier prélèvement peut donc avoir lieu pour  $x \text{ m}^3$  passé, avec  $x$  inférieur à 8. De même, si le volume total passé à l'exutoire du bassin versant pour un événement n'est pas un multiple de 8, le dernier prélèvement est associé à  $x \text{ m}^3$ , avec  $x$  supérieur à 8 (mais inférieur à 16). Si on ne tient pas compte de ces écarts, le mélange à volume égal de tous les échantillons d'eau prélevés durant un événement fournit un échantillon correspondant à la concentration moyenne durant l'événement.

La concentration analysée pour cet échantillon synthétique, multipliée par le volume total passé à l'exutoire au cours de l'événement donne par définition la même valeur de flux que celle calculée avec chaque concentration individuelle selon la méthode présentée Figure 5- 2, si on néglige la différence entre  $x_1$  et 8 et  $x_2$  et 0.



**Figure 5- 2 Troisième interpolation possible des concentrations en pesticides analysées issues des prélèvements automatiques à  $8 \text{ m}^3$  passés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

En effet, dans cette méthode, chaque concentration analysée est affectée au volume passé depuis le prélèvement précédent. Pour un prélèvement à volume passé constant, et si l'on néglige la différence entre  $x_1$  et 8 et  $x_2$  et 0, chaque concentration est donc multipliée par le même volume. Si l'on divise ce flux par le volume total passé, on obtient donc la concentration moyenne sur l'événement, qui est la concentration analysée dans cette stratégie de mesure.

Cette stratégie est certes attractive, mais elle nécessite une instrumentation lourde, bien qu'il faille relativiser le prix de l'instrumentation au vu du prix des analyses

de pesticides, cumulée sur une année. C'est pourquoi nous proposons deux autres stratégies nécessitant une instrumentation plus sommaire.

## 2.2 Avec des bacs répartiteurs de débit

La deuxième stratégie propose d'utiliser à l'exutoire du bassin un système de bacs répartiteurs de débits, collectant le volume ruisselé à l'exutoire du bassin versant et dans lesquels on pourra prélever un échantillon d'eau pour l'analyse de concentration en pesticide.

Un exemple de bacs répartiteurs de débits a été présenté à l'échelle de l'exutoire de la parcelle Figure 3-7, chapitre III.2. Le principe, proposé par l'ITV France, est le suivant : au cours de l'événement, le volume passé à l'exutoire remplit le premier bac ; lorsque celui-ci est rempli, le trop plein se déverse dans le deuxième bac à hauteur de  $1/10^{\text{ème}}$  du volume passé en entrée du bac 1 ; enfin, si le remplissage du bac 2 est également atteint, le trop plein se déverse dans le troisième bac à hauteur de  $1/100^{\text{ème}}$  du volume passé en entrée du bac 1.

Le fonctionnement hydraulique des bacs installés à l'exutoire des deux parcelles expérimentales à Rouffach a été étudié par Madier (2004), qui a proposé un programme de calcul de l'évolution dans le temps des concentrations dans les bacs 1, 2 et 3 au cours de l'événement pluvieux pour un hydrogramme et un chemogramme connus en entrée. En multipliant les longueurs des bacs par 4 dans les trois dimensions, nous proposons d'adapter cette instrumentation à l'exutoire d'un bassin versant comme Rouffach sans changer la forme des bacs (rapport hauteur/largeur/longueur constant). Chaque bac mesure alors 2m de long, 1.6m de large et 1.36m de haut au niveau des trous de déversement, pour un volume total de  $4.352 \text{ m}^3$  (contre  $0.5*0.4*0.34 \text{ m}^3$  respectivement et  $0.068 \text{ m}^3$  pour l'instrumentation initiale). En considérant que le fonctionnement hydraulique de ces bacs agrandis ne changent pas, puisque le rapport hauteur/largeur/longueur reste constant, nous proposons d'utiliser le programme de Madier (2004) pour calculer les concentrations finales que l'on aurait pu mesurer dans chacun des bacs (remplis) à l'issue des 32 événements utilisés dans notre étude.

Nous pouvons alors calculer un flux estimé pour l'événement considéré en multipliant la concentration de chaque bac par le volume passé correspondant, ou plus judicieusement en mélangeant les échantillons issus de chacun des bacs au pro rata du volume passé correspondant et en multipliant la concentration de cet échantillon synthétique par le volume total passé au cours de l'événement. On rappelle que le volume total passé correspond à la somme du volume dans le bac 1, du volume dans le bac 2 multiplié par un facteur 10 et du volume dans le bac 3 multiplié par un facteur 100.

En complément des deux stratégies précédentes, nous proposons enfin une stratégie ne basée uniquement sur un prélèvement manuel et sur l'estimation du volume total passé à l'exutoire du bassin pendant l'événement pluvieux.

## 2.3 Sans instrumentation

Cette stratégie nécessite de connaître le volume passé à l'exutoire du bassin donc on peut imaginer son utilisation dans le cas de bassin instrumentés pour la mesure des débits à leur exutoire.

Le flux est calculé en multipliant par le volume total une seule concentration (parmi toutes les concentrations disponibles). La concentration est choisie à l'instant correspondant à un multiple du temps de concentration estimé du bassin.

Sur le bassin versant de Rouffach, ce temps de concentration est estimé par calcul du temps de transfert sur la plus grande longueur du réseau de routes

---

contributives à l'exutoire. Les temps de transfert sur les routes sont calculés avec l'équation 3-11 du chapitre III-3. Le temps de concentration du bassin versant de Rouffach est ainsi estimé à 13 minutes.

Cependant, une analyse rapide des 32 événements observés sur le bassin nous montre que pour plusieurs événements, le débit à l'exutoire est encore nul (ou très faible) 13 minutes après le début de la pluie, et encore 26 minutes après le début de la pluie pour certains d'entre eux. Nous constatons que le débit est nul à la date de prélèvement prévue pour : (i) 14 événements lorsque le prélèvement a lieu 13 minutes après le début de la pluie, 7 événements lorsqu'il a lieu 26 minutes après le début de la pluie, (iii) contre seulement 4 événements lorsque le prélèvement a lieu 39 minutes après le début de la pluie. Nous proposons une stratégie basée sur un prélèvement d'eau manuel à l'exutoire du bassin versant à trois fois le temps de concentration du bassin après le début de la pluie.

Les erreurs dues à chacune de ces trois stratégies, en pourcentage du flux de référence, sont calculées pour les 32 événements pour les molécules de diuron, de glyphosate et d'AMPA.

## 2.4 Résultats

### 2.4.1 Résultats bruts

Les ratios d'erreur, en pourcentage du flux de référence, sont calculés pour les trois stratégies de mesure de la même manière que précédemment ((flux-flux ref)/flux ref). Ces ratios pour les 32 événements considérés sont présentés Table 5- 2.

La mesure de flux par la stratégie 3 n'a pas pu être réalisée pour 7 événements : les 4 événements pour lesquels le débit est nul au moment du prélèvement, et trois événements pour lesquels le débit n'a toujours pas décollé 39 minutes après le début de la pluie (intensité à 0.2 sur une très longue période avec des arrêts brefs). Ce sont respectivement les événements 040603, 280803, 210704 et 210805, et les événements 071003, 110905 et 011005.

Dans la mesure où les événements correspondant à seulement 3 ou 4 prélèvements sont peu représentatifs, nous les écartons de l'analyse (en gris dans la Table 5- 2).

Parmi les 20 événements restants, nous constatons que la stratégie de mesure par mélange à parts égales des échantillons prélevés automatiquement correspond à des erreurs plus faibles que les deux autres stratégies dans 68% des cas. Parmi les 19 cas où la stratégie par mélange n'est pas la meilleure (en gris dans la Table 5- 2), 6 correspondent à une erreur minimale pour la stratégie à une mesure.

Cependant, le biais (moyenne de la valeur absolue des ratios pour les 20 événements pris en compte) et la précision (écart-type de la valeur absolue des ratios pour les 20 événements pris en compte) sont respectivement le plus faible et la meilleure pour la stratégie de mesure par mélange pour les trois molécules étudiées. De plus, parmi les 19 cas où la stratégie de mélange ne correspond pas au ratio le plus faible, 8 correspondent à des valeurs suspectes de ratio supérieures à 10%, que nous interprétons dans le chapitre 2.4.2.

## 2. Stratégies de mesure pour l'estimation des flux

événement	glyphosate			AMPA			diuron		
	ratio melange	ratio bacs	ratio 1mesure	ratio melange	ratio bacs	ratio 1mesure	ratio melange	ratio bacs	ratio 1mesure
40603	<b>2.29%</b>	-34.80%		<b>1.95%</b>	-31.56%		<b>1.56%</b>	-22.08%	
210703	<b>3.99%</b>	-60.29%	-85.91%	<b>0.24%</b>	-56.06%	-67.08%	<b>2.56%</b>	-52.15%	-78.05%
280803	<b>-4.97%</b>	18.73%		<b>5.10%</b>	-22.81%		<b>0.01%</b>	-5.52%	
300803	<b>3.74%</b>	5.35%	10.62%	<b>14.47%</b>	16.36%	32.38%	<b>-1.71%</b>	-8.97%	-17.93%
70903	<b>1.92%</b>	-38.93%	20.65%	<b>3.64%</b>	-29.07%	13.80%	<b>0.34%</b>	-11.27%	-27.03%
31003	<b>-5.90%</b>	-29.49%	-66.98%	<b>-3.69%</b>	-22.26%	102.51%	<b>-1.80%</b>	-1.62%	1.95%
71003	<b>-0.12%</b>	-1.59%		<b>12.02%</b>	-27.01%		<b>-2.91%</b>	-5.14%	
81003	<b>-0.17%</b>	45.26%	37.38%	<b>-0.05%</b>	1.41%	10.19%	<b>-0.31%</b>	24.38%	25.66%
20604	<b>0.23%</b>	-12.23%	-16.00%	<b>1.29%</b>	5.02%	-2.24%	<b>-1.69%</b>	-10.66%	-19.98%
110604	<b>-2.86%</b>	-21.44%	14.10%	<b>-2.90%</b>	-48.93%	9.32%	<b>4.96%</b>	-27.21%	-65.32%
080704b	27.82%	-4.01%	-6.78%	<b>28.30%</b>	-4.08%	-6.88%	<b>-8.37%</b>	1.21%	0.99%
080704c	<b>-0.38%</b>	6.00%	-17.22%	<b>-0.92%</b>	14.69%	-41.03%	<b>0.60%</b>	-9.62%	25.56%
130704	<b>8.45%</b>	-56.92%	44.61%	<b>3.11%</b>	-27.41%	44.63%	<b>-2.08%</b>	-7.30%	77.14%
210704	<b>-1.01%</b>	7.48%		<b>1.04%</b>	-4.13%		<b>1.36%</b>	-15.12%	
220704	<b>8.14%</b>	34.10%	-75.52%	<b>0.03%</b>	42.55%	-43.73%	<b>1.46%</b>	3.62%	-10.98%
100804	<b>-4.89%</b>	-21.42%	9.35%	<b>3.34%</b>	26.67%	-18.65%	<b>12.82%</b>	30.80%	-6.38%
170804	9.05%	5.64%	0.61%	<b>0.41%</b>	-10.83%	28.96%	<b>-0.45%</b>	0.49%	1.67%
240804	<b>-1.44%</b>	5.85%	-68.66%	<b>3.67%</b>	-29.67%	-62.60%	<b>16.68%</b>	-54.55%	-14.79%
250705	<b>-4.22%</b>	-54.90%	-37.38%	<b>3.46%</b>	-31.10%	30.89%	<b>2.38%</b>	23.16%	42.20%
10805	<b>5.28%</b>	74.73%	117.61%	<b>-1.04%</b>	2.26%	9.24%	<b>-1.35%</b>	-37.34%	-49.84%
210805	6.64%	-17.51%		<b>2.57%</b>	-9.71%		<b>-2.98%</b>	3.15%	
110905	<b>-9.26%</b>	-53.70%		<b>-10.42%</b>	-50.53%		<b>2.57%</b>	10.88%	
160905	14.36%	50.56%	79.61%	<b>15.51%</b>	55.88%	88.34%	<b>15.64%</b>	51.56%	80.22%
11005	<b>1.02%</b>	-29.90%		<b>0.51%</b>	-38.29%		<b>19.65%</b>	56.93%	
50406	<b>1.97%</b>	17.83%	35.95%	<b>-0.11%</b>	-3.20%	-7.08%	<b>-7.06%</b>	-1.51%	-16.06%
100406	<b>24.33%</b>	3.76%	-69.51%	<b>7.96%</b>	4.65%	-8.47%	<b>31.56%</b>	0.52%	-90.93%
80506	<b>5.01%</b>	30.01%	72.18%	<b>4.48%</b>	30.63%	45.09%	<b>-2.06%</b>	-25.63%	4.90%
90506	<b>33.91%</b>	-5.59%	-14.77%	<b>38.27%</b>	57.42%	148.89%	<b>16.68%</b>	53.38%	125.15%
40806	<b>-0.28%</b>	5.51%	5.20%	<b>-0.92%</b>	24.85%	29.51%	<b>-1.02%</b>	29.76%	36.49%
180906	<b>6.85%</b>	-78.95%	-100.00%	<b>-2.99%</b>	25.80%	32.70%	<b>-2.79%</b>	42.54%	53.91%
240906	<b>-5.16%</b>	4.27%	-6.08%	<b>-2.71%</b>	-21.81%	9.98%	<b>-8.11%</b>	47.46%	-12.83%
250906	<b>0.23%</b>	50.61%	-5.75%	<b>0.41%</b>	19.92%	-17.91%	<b>-0.32%</b>	97.06%	91.69%
biais	<b>5.60%</b>	31.29%	40.74%	<b>4.18%</b>	25.53%	36.48%	<b>6.79%</b>	32.50%	39.11%
précision	<b>0.08</b>	0.23	0.33	<b>0.08</b>	0.16	0.34	<b>0.08</b>	0.23	0.33

**Table 5- 2 Ratio de l'erreur due à chaque stratégie de mesure étudiée, en pourcentage du flux de référence, calculé pour les 32 événements observés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) et biais et précision des trois stratégies sur les 20 événements correspondant à plus de 4 analyses.**

#### 2.4.2 Interprétation des erreurs supérieures à 10% pour la stratégie 1

Afin d'interpréter ces 8 ratios supérieurs à 10% pour la stratégie de mélange, nous comparons le volume de référence associé à chaque concentration mesurée (chaque prélèvement) pour le calcul du flux de référence et le volume associé à chaque concentration pour le calcul du flux par la stratégie de mélange. Afin de pouvoir réaliser cette comparaison, nous travaillons pour le flux de référence avec la deuxième méthode d'interpolation (Figure 5- 1), dont l'erreur est négligeable par rapport à l'erreur réalisée avec la stratégie de mesure par mélange. Nous rappelons que la stratégie de mesure par

mélange correspond quasiment à la troisième méthode d'interpolation (Figure 5- 2), en considérant  $x_1$  égal à 8 et  $x_2$  égal à 0.

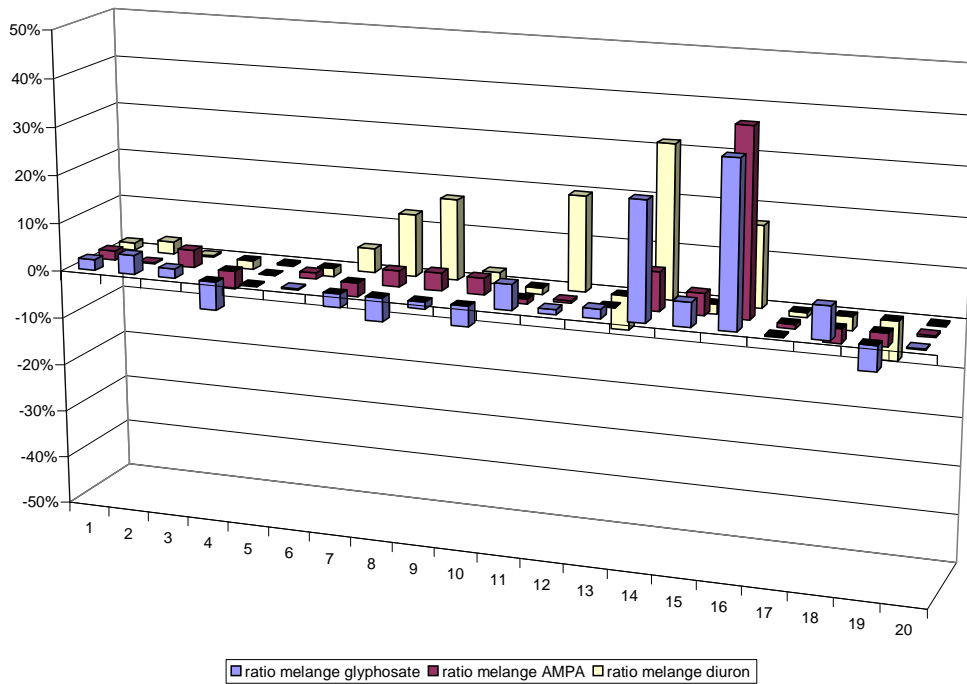
Les volumes associés à chaque concentration mesurée (conc), pour le flux de référence  $V_{ref}$  et pour la stratégie de mélange  $V_{mel}$ , sont présentés dans la Table 5- 3 pour les événements correspondant aux 8 ratios de mélange dépassant 10% (en rouge dans la Table 5- 2).

100804			240804			11005			100406			90506		
conc	$V_{ref}$	$V_{mel}$	conc	$V_{ref}$	$V_{mel}$	conc	$V_{ref}$	$V_{mel}$	conc	$V_{ref}$	$V_{mel}$	conc	$V_{ref}$	$V_{mel}$
1	<b>2.05</b>	<b>7.45</b>	1	<b>11.35</b>	<b>10.92</b>	1	<b>0.44</b>	<b>13.64</b>	1	<b>3.83</b>	<b>10.27</b>	1	8.50	16.69
2	3.82	7.45	2	8.22	10.92	2	28.75	13.64	2	9.35	10.27	2	8.60	16.69
3	4.10	7.45	3	7.69	10.92	3	14.56	13.64	3	8.36	10.27	3	8.02	16.69
4	4.39	7.45	4	9.40	10.92	4	12.78	13.64	4	7.34	10.27	4	7.69	16.69
5	3.05	7.45	5	8.06	10.92	5	11.84	13.64	5	7.43	10.27	5	8.15	16.69
6	<b>27.31</b>	<b>7.45</b>	6	7.51	10.92	<b>6</b>	<b>13.46</b>	<b>13.64</b>	6	7.96	10.27	6	8.65	16.69
			7	8.03	10.92				7	8.64	10.27	7	7.57	16.69
			8	8.18	10.92				8	7.86	10.27	8	8.20	16.69
			9	8.00	10.92				9	7.95	10.27	9	7.89	16.69
			10	8.03	10.92				10	8.46	10.27	10	7.73	16.69
			11	7.95	10.92				11	7.64	10.27	11	7.91	16.69
			12	8.14	10.92				12	8.33	10.27	12	8.94	16.69
			13	6.58	10.92				<b>13</b>	<b>40.36</b>	<b>10.27</b>	13	7.66	16.69
			14	7.15	10.92							14	7.77	16.69
			15	9.57	10.92							<b>15</b>	<b>137.06</b>	<b>16.69</b>
			16	9.04	10.92									
			17	7.54	10.92									
			18	6.74	10.92									
			19	8.85	10.92									
			20	8.69	10.92									
			21	8.00	10.92									
			<b>22</b>	<b>67.51</b>	<b>10.92</b>									

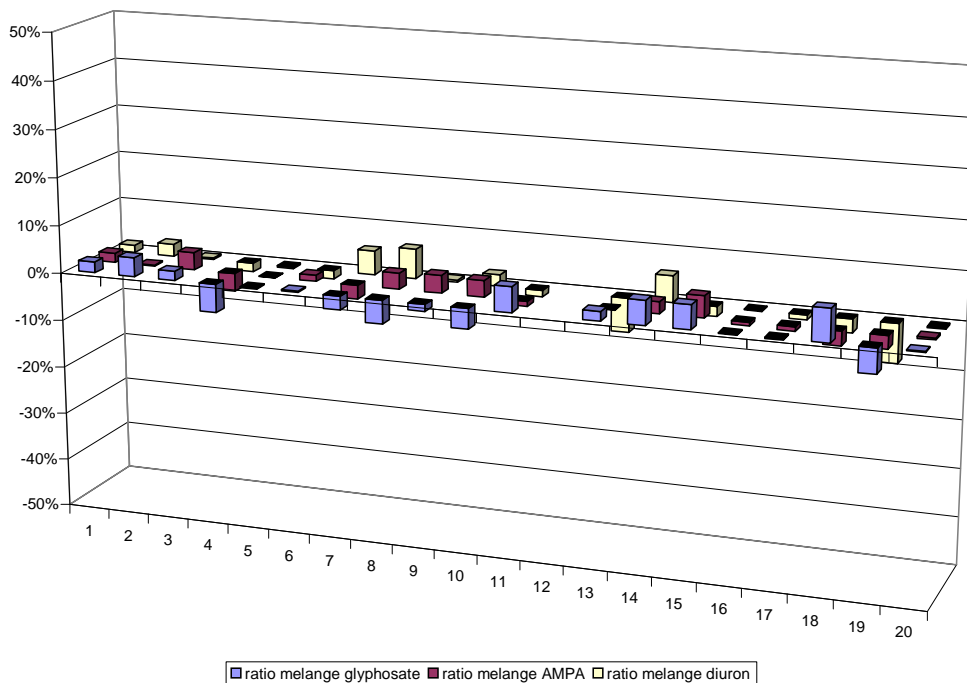
**Table 5- 3** Volume associé à chacune des concentrations mesurées pour le calcul du flux de référence et pour le calcul du flux par la stratégie de mélange, pour les 5 événements correspondant à un ratio d'erreur de la stratégie de mélange en pourcentage du flux de référence supérieur à 10% pour au moins une des trois molécules étudiées (diuron, glyphosate, AMPA).

Nous constatons que pour les événements 100804, 240804, 100406 et 090506, la dernière concentration est associée à un volume très important, dépassant  $16 \text{ m}^3$ . Ces événements n'ont en effet pas pu être échantillonnés jusqu'à la fin de l'hydrogramme car le préleveur automatique (composé de 24 flacons) est arrivé à saturation avant. Quant à l'événement 11005, tous les prélèvements n'ont pas pu être analysés, et les concentrations retenues correspondent à des volumes passés différentes.

En éliminant cet événement 11005 et en ne prenant pas en compte la dernière concentration analysée pour les calculs des flux (de référence et par mélange) pour les quatre autres événements, les ratios d'erreur pour la stratégie de mélange redescendent en dessous de 10%, comme on peut le voir Figure 5- 4 par rapport à la Figure 5- 3.



**Figure 5- 3 Ratio d'erreur de la stratégie de mélange en pourcentage du flux de référence, calculés avant correction, pour les trois molécules étudiées (diuron, glyphosate, AMPA) pour les 20 événements correspondant à plus de 4 analyses.**



**Figure 5- 4 Ratio d'erreur de la stratégie de mélange en pourcentage du flux de référence, calculés sans prise en compte de la dernière concentration mesurée pour les événements 100804, 240804, 100406 et 090506, pour les trois molécules étudiées (diuron, glyphosate, AMPA) pour les 20 événements correspondant à plus de 4 analyses.**

### 3 CONCLUSION

La stratégie par mélange possède le biais et la précision les meilleures parmi les trois stratégies comparées. Parmi les 20 événements correspondant à plus de 4 analyses, la stratégie de mesure par mélange à parts égales des échantillons prélevés automatiquement correspond à des erreurs plus faibles que les deux autres stratégies dans 68% des cas (20 événements et trois molécules). Dans les 32% restants, l'erreur en pourcentage du flux de référence dépasse 10%.

Mais une analyse approfondie des calculs de flux montre que ces 32% correspondant à des événements pour lesquels le prélèvement automatique s'est interrompu avant la fin de l'événement, faute de place dans le préleveur (les 24 flacons du préleveur sont remplis car il y a eu plusieurs événements dans la semaine). Le calcul du flux de référence est alors biaisé car la dernière concentration est associée à toute la fin de l'événement non échantillonné. En ne considérant que la première partie de l'événement, sur laquelle le calcul du flux de référence n'est pas biaisé, l'erreur associée à la stratégie 1 redescend en dessous de 10%.

En assurant donc un relevé sur le terrain suffisamment fréquent pour permettre l'échantillonnage complet de tous les événements observés, la stratégie 1 par mélange à volume égal des prélèvements assure une estimation du flux de référence avec moins de 10% d'erreur pour une seule et unique analyse.

Cette stratégie correspond certes à l'instrumentation la plus lourde de l'exutoire du bassin. Mais nous ferons remarquer que la stratégie 3 nécessite également le suivi des débits à l'exutoire pour connaître le volume total ruisselé. Or, il nous semble que le coût supplémentaire d'un préleveur automatique est négligeable devant les coûts des analyses supplémentaires qu'il serait nécessaire de faire pour obtenir une même précision que la stratégie 1 pour l'estimation du flux, avec seulement des prélèvements manuels. D'autant que le prélèvement manuel, qui mobilise une personne sur le terrain, devient lourd à mettre en œuvre lorsqu'il faut prélever plus d'un échantillon par événement. Concernant la stratégie par bacs répartiteurs de débit, elle ne fournit pas de très bons résultats et correspond à une instrumentation qui peut être délicate à mettre en œuvre suivant les contextes, et on préférera en général une instrumentation avec débitmètre dans les rivières.

## CONCLUSION GENERALE

L'objectif ultime, vers lequel tend cette thèse et dont les conclusions constituent une première étape, est l'estimation des concentrations, et des flux, en produits phytosanitaires à l'exutoire de petits bassins versants avec des moyens appropriés en mesures et modèles au contexte (semi-) opérationnel d'observatoires. Si l'estimation d'une variable intégratrice telle qu'un flux peut-être réalisée avec une incertitude acceptable à l'aide d'une seule analyse de concentration par événement, moyennant le suivi des débits et le prélèvement automatique d'échantillons d'eau, l'estimation de l'évolution des concentrations au cours de l'événement est plus difficile.

### Apports scientifiques

Nous avons exploré l'idée que les facteurs hydrologiques jouaient un rôle prépondérant dans le transfert des pesticides à l'exutoire d'un petit bassin durant les épisodes ruisselant d'intensité moyenne à forte, au cours desquels s'évacue la majorité des flux vers les eaux de surface. L'examen des données confirme une variation liée au débit, mais plus complexe qu'une relation univoque, qui nécessite donc l'emploi de modèles. Nous choisissons d'étudier avec deux modèles différents deux phénomènes liés aux débits. D'une part, le transfert différencié de parcelles contributives est étudié avec un modèle semi-distribué (FlowT) intégrant, de manière conceptuelle, les processus jugés dominants dans le transfert des produits phytosanitaires dans notre contexte d'étude d'après les connaissances actuelles : production de ruissellement à la parcelle via le modèle de Horton, transfert du ruissellement à l'exutoire du bassin par décalage des contributions du temps de transfert le long du réseau hydrographique, transfert conservatif des substances dans le réseau et production de substances à la parcelle via un paramètre de taux de transfert depuis le stock de sol vers la lame ruisselante. D'autre part nous étudions le mélange d'eaux ayant subi des dynamiques de contamination différentes, non localisées spécifiquement dans l'espace, mais qui peuvent être attribuées à une partition verticale du sol, via le modèle à réservoir GR5, modélisant le système de manière globale : les équations de production et de transfert du ruissellement sont les équations classiques des modèles à réservoir et le module chimique suppose la production des concentrations en polluants dans la partie supérieure du réservoir de production de ruissellement, communiquant avec une partie profonde par diffusion de molécules du compartiment le plus concentré vers le compartiment le moins concentré. Notre approche conceptuelle se justifie par l'adéquation des mesures et des modèles avec un contexte semi-opérationnel, les mesures nécessaires à la paramétrisation des modèles utilisés devant demeurer moins coûteuses en argent et en temps que le suivi des concentrations lui-même. L'approche globale avec GR5 permet de limiter le nombre de paramètres à gérer dans la modélisation des concentrations tandis que l'approche distribuée FlowT permet de prendre en compte les processus internes au système et de paramétrer le module hydrologique théoriquement sans calage par mesures de terrain. Cependant, le calage a été utilisé pour les deux modèles, notamment des paramètres chimiques. La modélisation des pesticides se révèle sans surprise plus difficile que celle des débits. Malgré leurs conceptions assez différentes, les deux modèles permettent de simuler les débits de façon équivalente et avec une incertitude faible, le modèle spatialisé permettant de distinguer l'apport des



routes au débit à l'exutoire du bassin, important pour tous les événements, et majeur pour les événements d'intensité faible. Pour ce qui est des concentrations, il est clair que les modèles ne permettent pas de les prédire. La limite majeure réside dans la modélisation du transfert de substances à la parcelle depuis le stock dans le sol vers la lame ruisselante. La seule détermination fiable des stocks dans le sol consiste au dosage de la substance, répété dans l'espace, voire dans le temps si l'on n'utilise pas de modélisation continue de l'évolution de ce stock au cours de la saison. Or, cette modélisation est encore délicate, les processus dominants de mobilisation de produits phytosanitaires à la parcelle étant encore mal connus et la relation entre le stock dans le sol et la concentration dans la lame ruisselante étant complexe. La modélisation du transfert de substances à la parcelle depuis le stock dans le sol vers la lame ruisselante n'est donc pas envisageable actuellement avec un coût (en temps, en argent et en compétences) limité, adapté au contexte semi-opérationnel. Or, les approches par calage d'un taux de transfert constant durant l'événement, ou variant avec le débit à la parcelle, s'avèrent trop frustrées, et le calage d'un taux de transfert (dé)croissant exponentiellement durant l'événement est impossible avec les seules données de débit et de concentration à l'exutoire du bassin.

### **Apports opérationnels**

Nous avons utilisé ces modèles pour traiter la question de l'incertitude sur les concentrations modélisées et la construction de stratégies de mesure de concentrations visant à réduire au maximum cette incertitude avec un nombre minimum de mesures assimilées par les modèles. Nous proposons d'utiliser un modèle de qualité d'eau comme interpolateur des concentrations mesurées à l'exutoire du bassin via la stratégie d'échantillonnage. Notre concept de stratégie d'échantillonnage correspond donc à la recherche des instants de mesure de concentration à l'exutoire du bassin les plus informatifs pour le modèle. Or, les points les plus informatifs s'avèrent être ceux qui permettent de réduire au maximum l'incertitude sur les concentrations modélisées. Nous produisons deux variantes de définition de stratégies, pour une modélisation globale et une modélisation distribuée, fondées sur la sensibilité des paramètres des modèles, et qui sont des extensions de la méthodologie générale d'analyse d'incertitude sur les sorties des modèles que nous avons proposée pour la modélisation des débits. Nous avons d'abord étudié cette question en supposant que nous disposions d'un modèle parfait. Nous simulons des concentrations avec un jeu de paramètres tiré au hasard et nous pouvons reconstituer le chemogramme simulé à partir du petit nombre de mesures proposé par notre stratégie, dont les instants de mesure sont définis en utilisant seulement les débits de l'épisode et la restriction des incertitudes sur les débits modélisés tirée des informations sur les débits des événements précédents. Utilisées avec des modèles plus performants comme interpolateurs des concentrations mesurées, ces stratégies à visée opérationnelle devraient permettre d'atteindre l'objectif ultime annoncé. Les stratégies d'échantillonnage élaborées pour GR5 et FlowT permettent de reproduire le chémogramme à l'exutoire du bassin, avec une incertitude faible, si le modèle est parfait. Les stratégies élaborées ont donc les qualités requises. Mais dans l'état actuel, la méthode n'est pas directement applicable avec les versions de modèles utilisées, conformes à nos exigences scientifiques et à nos contraintes socio-économiques. Il faut en effet améliorer les capacités d'interpolation du modèle.

Cependant, ces améliorations doivent rester compatibles avec le contexte de l'étude, c'est-à-dire ne pas engendrer de mesures de terrain pour la paramétrisation du modèle trop coûteuses par rapport au suivi des concentrations à l'exutoire du bassin. Rappelons que la stratégie proposée nécessite une instrumentation de l'exutoire du bassin permettant le suivi des débits au cours de l'événement et le prélèvement automatique d'échantillons d'eau.

Finalement, l'analyse critique de la qualité des données récoltées au niveau du bassin versant de Rouffach nous permet de proposer des améliorations quant à la récolte des données, afin d'augmenter leur qualité pour en permettre une analyse plus robuste, supportant des objectifs plus ambitieux. Ces recommandations comptent trois points : (i) la mesure des intensités de pluie à un pas de temps en adéquation avec la durée des processus observés pour permettre une modélisation plus fine des débits à l'exutoire du bassin versant, caractérisé par une réponse nerveuse, (ii) la densification des prélèvements d'eau pour les zones de l'hydrogramme éloignées du pic pour les événements forts par un double prélèvement, à volume passé constant et à pas de temps constant, et la diminution du volume fixé pour le déclenchement du prélèvement lors des événements d'intensité plus faible, et enfin (iii) des mesures test à l'exutoire dans le cas d'un canal de mesure ensablé pour conclure sur la validité des mesures de débit et de concentration au niveau de la queue de débit pour les événements de forte, voire moyenne, intensité.

### **Perspectives**

A l'interface des problématiques scientifiques et opérationnelles doit donc être explorée la question de la modélisation du transfert de substances à la parcelle depuis le stock dans le sol vers la lame ruisselante avec un effort de paramétrisation supportable dans un contexte semi-opérationnel, qui passe par une modélisation robuste de l'évolution des stocks à la parcelle au cours de la saison, et par l'identification de paramètres associés au stock, plus faciles et moins coûteux à mesurer que le stock de pesticides dans un sol, ces deux voies de recherche permettant d'économiser le dosage répété dans l'espace, voire dans le temps, des pesticides dans les sols.

De plus, l'amélioration de la qualité des données récoltées à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, en lien avec la modélisation distribuée proposée dans cette étude, pourrait permettre d'améliorer les connaissances sur le transfert de produits phytosanitaires dans ce contexte et notamment de trancher la question des sources de pollution diffuse, à savoir si les dépôts de sédiments sur les routes imperméables proches de l'exutoire peuvent contribuer à la charge de la lame ruisselante à l'exutoire.

J'espère que ce travail contribuera à améliorer le suivi des concentrations en produits phytosanitaires à l'exutoire des bassins observatoires et par là à améliorer l'efficacité des actions de réduction de la pollution entreprises.



## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

**Abede**, A.J., Guinot, V., Solomantine, D.P. (2000). Fuzzy alpha-cut vs. monte carlo techniques in assessing uncertainty in model parameters. In Proceedings 4-th International Conference on Hydroinformatics, Iowa City, USA.

**Adriaanse**, P., Allen, R., Gouy, V., Hollis, J., Hosang, J., Jarvis, N., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., Schäfer, H., Smeets, L., Yon, D. (1997). Surface Water Models and EU Registration of plant protection products. Final Report of the work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Model of FOCUS. 231 pages.

**Agences de l'Eau** (2000). Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau : SEQ EAU, principes généraux. Etudes des Agences de l'Eau n°64.

**Ahuja**, L.R. (1986). Characterization and modeling of chemical transfer to runoff. *Adv. Soil Science*, 4: 149-188.

**Anderton**, S., Latron, J., Gallart, F., (2002). Sensitivity analysis and multi-response, multi-criteria evaluation of a physically based distributed model. *Hydrological Processes*, 16: 333-353.

**Armand**, R., Bockstaller, C., Auzet, A.-V., Van Dijk, P. (2007). How to assess runoff mitigation of conservation tillage practices in relation to soil surface characteristics variability? A methodological approach. *Soil & Tillage Research*, Soumis en 2007.

**Aronica**, G., Freni, G., Oliveri, E. (2005). Uncertainty analysis of the influence of rainfall time resolution in the modeling of urban drainage systems. *Hydrological processes*, 19: 1055-1071.

**Auberto**, 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. Rapport de l'expertise réalisée par l'INRA et le Cemagref à la demande du Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP) et du Ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD).

**Auzet** A.-V., Andrieux P., Angulo-Jaramillo R., Bariac T., Boulègue J., Bresson L.-M., Darboux F., Esteves M., Gascuel-Odoux C., Kirkby M.J., Le Bissonnais Y., Ludwig B., Planchon O., Roulier S. (2000). Ruissellement, infiltration et dynamique des états de surface du sol : rôle des hétérogénéités locales sur les chemins de l'eau. Colloque PNRH 2000. Toulouse.

**Auzet** A.-V. (2000). Ruissellement, érosion et conditions de surface des sols à l'échelle de versants et petits bassins versants. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg I. 79 p + annexes.

**Bailey** G.W., Swank R.R., Nicholson H.P. (1974). Predicting pesticide runoff from agricultural land : a conceptual model. *Journal of environmental quality*, 3(2): 95-102.

**Ball**, J.E., Alexander, M. (2006). Modelling street surface runoff. 7th International Conference on Hydroinformatics. HIC 2006, Nice, France.

**Barriuso**, E., Calvet, R. Cure, B. (1991). Simplification du travail du sol et pollution par les pesticides. *Perspectives agricoles*, 162: 31-39.

**Barriuso**, E., Calvet, R., Schiavon, M., Soulas, G. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols: transformations et dissipations. *Etude et Gestion des Sols*, 3(4) : 279-296.

**Beck**, B. (2002). Model evaluation and performance. *Encyclopedia of Environmetrics*, 3 :1275-1279.

**Becker**, A., Braun, P. (1999). Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 217: 239-252.

**Belpomme**, D., Bourguignon, C., Irigaray, P., Picot, A., Reiss, C., Seralini, G.-E., Gadenne, A., Bougon, C. (2007). Rapport d'expertise et d'audit externe concernant la pollution par les pesticides en Martinique. Conséquences agrobiologiques, alimentaires et sanitaires et proposition d'un plan de sauvegarde en cinq points. 52 pages + annexes.

**Bertoni**, J.-C. (2001). Etude hydrologique et analyse des incertitudes sur trois bassins versants semi urbanisés de la région centrale d'Argentine. Thèse de doctorat présentée à l'université Montpellier II. 305 p.

**Beven**, K.J. (1989). Changing ideas in hydrology: the case of physically based models. *Journal of Hydrology*, 105 (1/2) : 157-172.

**Beven**, K.J., Binley, A. (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological processes*, 6: 279-298.

**Beven**, K.J. (1993). Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modeling. *Advance in water resources*, 16: 41-51.

**Beven**, K.J., Lamb, R., Quinn, P., Romanowicz, R., Freer, J. (1995). 'TOPMODEL', in Singh, V.P. (ed.), *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resource Publications, Colorado, 627-668.

**Beven**, K.J. (1996). The limits of splitting: Hydrology. *The Science of the Total Environment*, 183: 89-97.

**Beven**, K.J. (1997). TOPMODEL: A Critique. *Hydrological Processes*, 11 : 1069-1085.

**Beven**, K.J., Freer, J. (2001). Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modeling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology*, 249: 11-29.

**Beven**, K.J. (2005). A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology* in press.

**Bezler**, C. (2002). Apport méthodologique sur les risques de pollution des eaux superficielles par les produits phytosanitaires. Application du diagnostic parcellaire (CORPEN) dans le bassin versant prioritaire viticole et urbain de Guebwiller (Haut-Rhin) :deuxième phase. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du titre d'Ingénieur des Techniques agricoles, ENITA Bordeaux. 48 pages + annexes.

**Bibard**, V., Thierry, J., Marquet, N., Tournaye, J.-C., Cambon, B., Gril, J.-J., Guyot, C., Real, B. (2001). Mise en œuvre des recommandations du CORPEN à l'échelle d'un bassin versant : premiers résultats obtenus sur le site de la fontaine du Theil. *Ingénieries – eau, agriculture,territoires*, N° spécial 2001: 99-108.

**Bidleman**, T.F. (1999). Atmospheric transport and air-surface exchange of pesticides. *Water, Air and Soil Pollution*, 115: 115-166.

**Blanchoud**, H., Moreau-Guigon, E., Farrugia, F., Chevreuil, M. and Mouchel, J.-M. (2007). Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. *The Science of The Total Environment*, 375(1-3): 168-179.

**Blöschl**, B., Sivapalan, M. (1995). Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes*, 9(3-4): 251-290.

**Borah**, D.K., Bera, M. (2003). Watershed-scale hydrologic and non-point source pollution model: review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE*, 46(6): 1553-1566.

**Boyle**, P. et Tubiana, M. (co-présidents); Autier, P. et Boffetta, P. (CIRC); Aurengo, A., Masse, R. et DeThe, G. (Académie de médecine); Monier, R. et Valleron, A.J. (Académie des sciences); Hill, C. (FNCLCC). (2007). Les causes du cancer en France. Nouvelles données scientifiques. Rapport, version abrégée. 45 pages.

**Briand**, O., Bertrand, F., Millet, M., Seux, R. (2001). Etude expérimentale des transferts sol-air de pesticides à l'échelle d'une parcelle. Utilité de déterminer des flux de volatilisation. *Ingénieries – eau, agriculture, territoires*, N° spécial 2001 : 67-71.

**Bronstert**, A. (1999). Capabilities and limitations of detailed hillslope hydrological modelling. *Hydrological processes*, 13 : 21-48.

**Brooks**, M.C., Wise, W.R. (2005). Quantifying uncertainty due to random errors for moment analyses of breakthrough curves. *Journal of Hydrology*, 303( 1-4): 165-17.

**Carluer**, N. (1998). Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses: prise en compte du réseau anthropique. Paris, Université Pierre et Marie Curie: 349p + 4 annexes.

**Carsel**, R.F., Smith, C.N., Mulkey, L.A., Dean, J.D., Jowise, P. (1984). User's manual for the pesticide root zone model (PRZM): Release 1. EPA-600/3-84-109. U.S. EPA, Athens, GA.

**Cerdan**, O. (2001). Analyse et modélisation du transfert de particules solides à l'échelle de petits bassins versants cultivés. Thèse préparée à l' INRA, Unité Sciences du Sol - Service d'étude des Sols et de la Carte, Centre d'Orléans, Université d'Orléans. 186 pages.

**Chahinian**, N. (2004). Paramétrisation multi-critères et multi-échelles d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole. Thèse de doctorat de l'Université Montpellier II. 242 pages.

**Chen**, Z., Huang, G.H., Chakma, A. (2003). Hybrid fuzzy-stochastic modelling approach for assessing environmental risks at contaminated groundwater systems. *Journal of Environmental Engineering*, 129(1) :79\_88.

**Christiaens**, K., Feyen, J. (2002). Use of sensitivity and uncertainty measures in distributed hydrological modelling with an application to the MIKE SHE model. *Water Resources Research*, 38(9): 1169.

**Ciarapica**, L., Todini, E. (2002). TOKAPI: a model for the representation of the rainfall-runoff process at different scales. *Hydrological Processes*, 16: 207-229.

**Colin**, F. (2000). Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires-cas de l'atrazine dans le bassin versant du sousson (Gers, France). Thèse de doctorat préparée à l'UMR Cemagref-ENGREF « Structures et Systèmes Spatiaux », Montpellier pour obtenir le grade de docteur de l'Engref, spécialité Sciences de l'Eau. 233 pages.

**Cooper**, J.R., Jenkins, J.J., Curtis, A.S. (1990). Pendimethalin volatility following application to turfgrass. *J. Environ. Qual.*, 19 : 508-513.

**CORPEN**. (1997). Etat d'avancement des travaux des groupes régionaux 'phyto' chargés de la lutte contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires-BILAN 2003. 32 pages + annexes.

**CORPEN.** (2001). Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires-bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics de bassins versants et d'exploitations. Groupe PHYTOPRAT. Brochure de 34 pages.

**CORPEN.** (2003). Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques-application aux produits phytosanitaires. Groupes INDICATEURS & PHYTOPRAT-TRANSFERTS. Brochure de 136 pages.

**Croke, J., Mockler, S., Fogarty, P., Takken, I.** (2005). Sediment concentration changes in runoff pathways from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity. *Geomorphology*, 68: 257-268.

**De Condappa, D.** (2000). Illustration de la méthode « Beerkan » en vue de la caractérisation hydrodynamique d'un sol. Rapport de stage de DEA MMGE. Université Joseph Fourier Grenoble I. 38 pages.

**De Roo, A.P.J.** (1998). Modelling runoff and sediment transport in catchments using GIS. *Hydrological Processes*, 12: 905-922.

**Descroix L., Gonzales Barrios, J.L., Vandervaere, J.P., Viramontes, D., Bollery, A.** (2002). An experimental analysis of hydrodynamic behaviour on soils and hillslopes in a subtropical mountains environment. *Journal of Hydrology*, 266: 1-14.

**Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K. C., McVoy, C. W.** (1995). Validity of agroecosystem models a comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling*, 81: 3-29.

**Diskin, M.H., Nazimov, N.** (1995). Linear reservoir with feedback regulated inlet as a model for infiltration process. *Journal of Hydrology*, 172: 313-330.

**Doherty, J.** (2000). PEST, model independent parameter estimation. User manual. Corinda, Australia.

**Doll, R., Peto, R.** (1981). The cause of cancer. Quantitative estimates of avoidable risks of cancer in the United States today. *J. Natl. Cancer. Inst.*, 66 :1191-1308.

**Domange, N.** (2005). Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin). Thèse présentée pour obtenir le grade de docteur de l'Université Louis Pasteur Strasbourg I, 284 pages.

**Doridian Jr., A.S., Huber, W.C.** (1991). Modeling of Nonpoint Source Water Quality in Urban and Non-urban Areas. USEPA, Athens GA 30613. EPA/600/3-91/039. 94 pages.

**Downer, C.W., Ogden, F.L., Martin, W.D., Harmon, R.S.** (2002). Theory, development and applicability of the surface water hydrologic model CASC2D. *Hydrological processes*, 16: 255-275.

**Duan, Q., Sorooshian, S., Gupta, V.** (1992). Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. *WRR*, 28(4): 1015-1031.

**Dubus, I.G., Brown, C.D., Beulke, S.** (2000). Sensitivity analysis for leaching models used for pesticide registration in Europe. Cranfield University.

**Dubus, I.G., Brown, C.D., Beulke, S., Turner, N.L.** (2002). Uncertainty and probabilistic approaches to pesticide fate modelling. Cranfield University.

**Dubus, I.G.** (2002). Calibration of pesticide leaching models. PhD thesis, Cranfield Centre for EcoChemistry.

**Dubus**, I.G., Brown, C.D., Beulke, S. (2003). Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *The Science of the Total Environment*, 317: 53-72.

**Dubus**, I.G., Janssen, P.H.M. (2003). Issues of replicability in Monte Carlo modeling: a case study with a pesticide leaching model. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(12): 3081-3087.

**Duchemin**, (2005). In 35<sup>ème</sup> Congrès du Groupe Français des Pesticides. Produits phytosanitaires : Impacts environnementaux, gestion, traitements. Marne-La-Vallée.

**Ducheyne**, S., Feyen, J. (1999). A procedure to reduce model uncertainty by comparison with field data illustrated on a nitrogen simulation model. ...

**Duhamel**, R., Kramers, E. (2003). Bassin versant experimental de Guebwiller et environs-Diagnostic au siege d'exploitation-Bilan des pratiques phytosanitaires. Rapport de 50 pages + annexes.

**Durand**, P., Gascuel-Oudou, C., Cordier, M.-O. (2002). Parametrisation of hydrological models : a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie*, 22: 217-228.

**Eckhardt**, K., Arnold, J.G. (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251: 103-109.

**Edijatno**, Michel, C. (1989). Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La Houille Blanche*, 2: 113-121.

**Fiener**, P., Auerswald, K. (2005). Measurement and modeling of concentrated runoff in grassed waterways. *Journal of Hydrology*, 301(1-4): 198-215.

**Fisher**, P., Abrahart, R. J., Herlinger, W. (1997). The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. *Hydrological Processes*, 11: 241-252.

**Fourche**, R. (2004). Contribution à l'histoire de la protection phytosanitaire dans l'agriculture française, 1880-1970. *Ruralia*, 2004-15, [En ligne], mis en ligne le 30 septembre 2005. URL : <http://ruralia.revues.org/document1049.html>. Consulté le 21 novembre 2007.

**Francos**, A., Elorza, F.J., Bouraoui, F., Bidoglio, G., Galbiati, L. (2003). Sensitivity analysis of distributed environmental simulation models: understanding the model behaviour in hydrological studies at the catchment scale. *Reliability Engineering and System Safety*, 79: 205-218.

**Franks**, W., Beven, K. (1997). Bayesian estimation of uncertainty in land-surface-atmosphere flux predictions. *Journal of Geophysical Research*, 102(D20): 23,991-23,999.

**Freer** J., Beven K., Ambrose B. (1996). Bayesian estimation of uncertainty in runoff prediction and the value of data: an application of the GLUE approach. *Water Resources Research*, 32(7): 2161-2173.

**Freissinet**, C., Erlich, M., Vauclin, M. (1998). A fuzzy-logic based approach to assess imprecisions of soil water contaminant modelling. *Soil and Tillage Research*, 47: 11\_17.

**Freissinet**, C., Vauclin, M., Erlich, M.. (1999). Comparison of \_rst-order analysis and fuzzy set approach for the evaluation of imprecision in a pesticide groundwater pollution screening model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 37: 21-43.

**Fuentes**, C., Haverkamp, R. Parlange, J.-Y. (1992). Parameter constraints on closed form soil water relationships. *Journal of Hydrology*, 134: 117-142.



**Fourche, R.** (2004). Contribution à l'histoire de la protection phytosanitaire dans l'agriculture française, 1880-1970. *Ruralia*, 2004-15, [En ligne], mis en ligne le 30 septembre 2005. URL : <http://ruralia.revue.org/document1049.html>. (consulté le 17 septembre 2007).

**Garen, D., Woodward, D., Geter, K.** (1999). A user agency's view of hydrologic, soil erosion and water quality modelling. *Catena*, 37: 277-289.

**Garfias, J., Verrette, J.-L., Antigüedad, I., André, C.** (1996). Choix d'un modèle pluie-ruissellement pour des conditions hydrologiques complexes. *Journal of Hydrology*, 176: 227-247.

**Gaume, E., Villeneuve, J.-P., Desbordes, M.** (1998). Uncertainty assessment and analysis of the calibrated parameters values of an urban storm water quality model. *Journal of Hydrology*, 210: 38-50.

**Gomez, J.A., Vanderlinden, K., Nearing, M.A.** (2005). Spatial variability of surface roughness and hydraulic conductivity bafter disk tillage: implication for runoff variability. *Journal of Hydrology*, 311: 143-156.

**Gourley, J.J., Vieux, B.** (2006). A method for identifying sources of model uncertainty in rainfall-runoff simulations. *Journal of Hydrology*, **in press**.

**Gouy, V.** (1993). Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles – Thèse de troisième cycle : Université Louis Pasteur de Strasbourg, ENITRTS. 350 p.

**Gouy, V., Dur, J.-C., Calvet, R., Belamie, R., Chaplain, V.** (1999). Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide runoff from soil using simulated rainfall. *Pesticide Science*, 55: 175-182.

**Gouy, V., Gril, J.-J.** (2001). Diagnostic de la pollution diffuse par les produits phytosanitaires et solutions correctives. *Ingénieries – eau, agriculture,territoires*, N° spécial 2001 : 81-90.

**Govers, G, Takken, I, Helming, K.** (2000). Soil roughness and overland flow. *Agronomie*, 20(2): 131-146.

**Grandgirard, A.** (2007). De la gestion intégrée comme doctrine a l'intégration comme défi de gestion. Thèse de doctorat préparée pour obtenir le grade de docteur de l'Ecole des Mines de Paris, Spécialité « Sciences de Gestion ». 285 pages.

**Granet, M., Judenherc, S., Souriau, A.** (2000). Des images du système lithosphère-asthénosphère sous la France et leurs implications géodynamiques : l'apport de la tomographie télésismique et de l'anisotropie sismique, In *Bulletin de la Société Géologique de France*, pages 149-167.

**Grayson, R.B., Moore, I.D., McMahon, T.A.** (1992). Physically-based Hydrologic Modeling 1. A Terrain-Based Model for Investigative Purposes. *Water Resources Research*, 28(10): 2639-2658.

**Grébil, G., Novak, S., Perrin-Garnier, C., Schiavon, M.** (2001). La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Ingénieries – eau, agriculture,territoires*, N° spécial 2001 : 31-44.

**Grégoire, C., Litaudon-Jouve, C.** (2004). Etude de la dynamique de l'occupation de sol en zone viticole A.O.C sur trois communes du Bas-Rhin. *Revue Géographique de l'Est*, Tome XLIV(1-2): 43-53.

**Grégoire, C.** (2006). Caractérisation et modélisation des processus de transfert de pollution diffuses au sein de bassins versants viticoles avec prise en compte de l'hétérogénéité spatio-temporelle des systèmes étudiés, *Discipline : sciences de l'Univers*, code 933 0905, Université Louis Pasteur, 85 pages + annexes.

**Guillotreau**, P. (1998). De l'utilité des observatoires. In Martin, G., La Dynamique des politiques sociales, observation, management, évaluation. L'Harmattan, Paris. pages 343-361.

**Gupta**, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O. (1998). Toward improved calibration of hydrological models: multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resources Research*, 34: 751-763.

**Guyonnet**, D., Côme, B., Perrochet, P., Parriaux, A. (1999). Comparing two methods for addressing uncertainty in risk assessment. *Journal of Environmental Engineering*, 125(7): 660-666.

**Guyonnet**, D., Bourguine, B., Dubois, D., Fargier, H., Côme, B., Chiles, J.P. (2003). Hybrid approach for addressing uncertainty in risk assessment. *Journal of Environmental Engineering*, 129(1): 68-78.

**Hamby**, D.H. (1994). A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32: 135-154.

**Hattermann**, F.F., Wattenbach, M., Krysanova, V., Wechsung, F. (2005). Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe Catchment – validation and uncertainty analysis. *Hydrological Processes*, 19: 693-714.

**Haverkamp**, R., Arrue, J.L., Soet, M. (1997). Soil physical properties within the root zone of the vine area of Tomelloso, Spain. Local and spatial standpoint. Contribution of Soil Physics Group for final integrated report EFEDA II, Spain. Chapter 3, Project CEE CT920090, Brussels.

**Haverkamp**, R., Bouraoui, F., Zammit, C., Angulo-Jaramillo, R. (1999). Soil Properties and Moisture Movement in the Unsaturated Zone (Chap. 5) in *Handbook of Groundwater Engineering*, CRC Press LLC, pages 5-1 à 5-50.

**Hooper**, R. P., Stone, A., Christophersen, N., de Grosbois, E., Seip, H.M. (1988). Assessing the Birkenes model of stream acidification using a multisignal calibration methodology. *Water Resources Research*, 24: 1308-1316.

**Hornberger**, G. M., Spear, R. C. (1981). An approach to the preliminary analysis of environmental systems. *J. Env. Management*, 12: 7-18.

**Horton**, R. (1933). The role of infiltration in the hydrologic cycle. *American Geophysical Union Transaction*, 14: 446-460.

**IFEN**. (2006). Les pesticides dans les eaux, données 2003 et 2004, n°5. Document édité par l'IFEN, Orléans, 40 pages.

**Iman**, R.L., Conover, W.J. (1979). The use of the rank transformation in regression. *Technometrics*, 21: 499-509.

**Iman**, R.L., Helton, J.C. (1985). A comparison of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models. Technical Report SAND84-1461, Sandia National Laboratories, Albuquerque, USA.

**Jakeman**, A.J., Hornberger, G.M. (1993). How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model? *Water Resources Research*, 29(8): 2637-2649.

**Janssen**, P.H.M., Heuberger, P.S.C. (1995). Calibration of process-oriented models. *Ecological Modelling*, 83: 55-66.

**Jansen**, M.J.W. (1998). Prediction error through modelling concepts and uncertainty from basic data. *Nutrient Cycling in Agrosystems*, 50: 247-253.

**Jarvis**, N.J., Jansson, P.E., Dik, P.E, Messing, I. (1991). Modelling water and solute transport in macroporous soils. I, Model description and sensitivity analysis. *J. Soil Sci.*, 42 : 59-70.

**Jarvis**, N.J., Brown, C.D., Granitza, E. (2000). Sources of error in model predictions of pesticide leaching : a case study using the macro model. *Agricultural Water Management*, 44: 247-262.

**Jaunky**. (2000). Etude de la volatilisation des pesticides incorporés dans un sol agricole: etudes expérimentales et modélisation, these de l'Université Louis Pasteur, 281 pages.

**Johanson**, R.C., J.C. Imhoff and H.H. Davis, Jr. (1980). User's Manual for Hydrological Simulation Program - FORTRAN (HSPF). Research Grant No. R804971-01. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.

**Johnson**, R.M., Sims, J.T. (1993). Influence of surface and subsoil properties on herbicide sorption by atlantic coastal soils. *Soil Science*, 155(5) : 339-348.

**Jones**, J.A., Grant, G.E. (1996). Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resources Research*, 32(4): 959-974.

**Kang**, S.H., Kodell, R.L., Chen, J.J. (2000). Incorporating model uncertainties along with data uncertainties in microbial risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 32: 68-72.

**Khazel**, E., Spink, A., Warner, J. (2003). A catchment water balance model for estimating groundwater recharge in aride and semiarid regions of south-east Iran. *Hydrogeology Journal*, 11: 333-342.

**Kinsel**, Walter G.(ed.). (1980). CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Report No. 26, 640 pages.

**Kirchner**, J.W., Dillon, P.J., LaZerte, B.D. (1993). Separating hydrological and geochemical influences on runoff chemistry in spatially heterogeneous catchments. *Water Resources Research*, 29: 3903–3916.

**Kirchner**, J.W., Hooper, R.P., Kendall, C., Neal, C., Leavesley, G. (1996). Testing and validating environmental models. *The Science of the Total Environment*, 183: 33-47.

**Kleijnen**, J.P.C. (1995). Verification and validation of simulation models. *European Journal of Operational Research*, 82: 145-162.

**Kleijnen**, J.P.C. (2004). An overview of the design and analysis of simulation experiments for sensitivity analysis. *European Journal of Operational Research*, in press.

**Klöppel**, H., Haider, J., Kördel, W. (1994). Herbicides in surface runoff: A Rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere*, 28(4): 649-662.

**Krzystofowicz**, R. (1999). Bayesian theory of probabilistic forecasting via deterministic hydrologic model. *Water Resources Research*, 35(9): 2739-2750.

**Kuczera** G., Parent E. (1998). Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. *Journal of Hydrology*, 211: 69-85.

**Kuczera**, G., Kavetski, D., Franks, S., Thyer, M. (2006). Towards a Bayesian total error analysis of conceptual rainfall-runoff models: characterising model error using storm-dependent parameters. *Journal of Hydrology*, 331: 161-177.

**La Marche**, J.L., Lettenmaier, D.P. (2001). Effects of forest roads on flood flows in the Deschutes river, Washington. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 115-134.

**Lamb**, R., Myrabo, S. (1998). Use of spatially distributed water table observations to constrain uncertainty in a rainfall-runoff model. *Advances in Water Resources*, 22(4): 305-317.

**Lange**, J., Leibundgut, C., Greenbaum, N., Schick, A.P. (1999). A noncalibrated rainfall-runoff model for large, arid catchments. *Water Resources Research*, 35(7): 2161-2172.

**Le Bissonais**, Y., Singer, M.J. (1993). Seal formation, runoff and interrill erosion from 17 California soils. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 224-229.

**Le Bissonais**, Y., Renaud, B., Delouche, H. (1995). Interactions between soil properties and moisture content in crust formation, runoff and interrill erosion from tilled loess soils. *Catena*, 25: 33-46.

**Le Bissonais**, Y., Benkhadra, H., Chaplot, V., Fox, D., King, D., Daroussin, J. (1998). Crusting runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m<sup>2</sup> to small catchment. *Soil and tillage research*, 46: 69-80.

**Le Bissonais**, Y., Cerdan, O., Lecomte, V., Benkhadra, H., Souchère, V., Martin, P. (2005). Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena*, 62: 111-124.

**Lecomte**, V. (1999). Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant : Processus, déterminisme et modélisation spatiale, ENGREF, 242 pages.

**Legates** D.R., McCabe Jr., G.J. (1999). Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1): 233-241.

**Legay**, J.-M. (1997). L'expérience et le modèle. Un discours sur la méthode. *Sciences en questions*. INRA Editions. 111 pages.

**Lennartz**, B., Louchart, X., Voltz, M., Andrieux, P. (1997). Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards. *Journal of environmental quality*, 26: 1493-1502.

**Leonard**, R.A., Labgdale, G.W., Fleming, W.G. (1979). Herbicide runoff from upland piedmont watersheds-data and implications for modeling pesticide transport. *Journal of environmental quality*, 8(2): 223-229.

**Leonard**, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A. (1987). GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans. Amer. Soc. of Agric. Engrs*, 30: 1403-1418.

**Leonard**, R.A. (1990). Movement of pesticides into surface waters in Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modelling. *Soil Society of American Book n°2*. Cheng H.H.: 303-350.

**Leonard**, J., Andrieux, P. (1998). Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena*, 32: 209-223.

**Leu**, Singer, H., Stamm, C., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P. (2004). Simultaneous Assessment of Sources, Processes and Factors Influencing Herbicide

Losses to Surface Waters in a Small Agricultural Catchment. *Environ. Sci. Technol*, 38: 3827-3834.

**Loague**, KM, Freeze, RA. (1985). A comparison of rainfall-runoff modeling techniques on small upland catchments. *Water Resources Research*, 21: 229-248.

**Loague**, K.M., Green, R.E. (1991). Statistical graphical methods for evaluating solute transport models overview application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7(1-2): 51-73.

**Loague**, K.M., Vanderkwaak, J.E. (2002). Simulating hydrological response for the R-5 catchment: comparison of two models and the impact of the roads. *Hydrological Processes*, 16: 1015-1032.

**Loehle**, C. (1997). A hypothesis testing framework for evaluating ecosystem model performance. *Ecological modelling*, 97: 153-165.

**Louchart**, X., Voltz, M., Andrieux, P. (2000). Dynamique de la mobilisation et du transfert du diuron par le ruissellement. *C. R. Acad. Sci., Ser. III* 331 : 475-481.

**Louchart**, X., Voltz, M., Andrieux, P., Moussa, R. (2001). Herbicides runoff at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *J. Environ. Qual.*, 30(3): 982-991.

**Louchart**, X., Voltz, M., Coulouma, G., Andrieux, P. (2004). Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards. *Chemosphere*, 57(8): 921-930.

**Madier**, S. 2004. Mesure de flux de produits phytosanitaires – Etude du Protocole Réseau National Transfert. Mémoire de DEA PAE3S préparé à l'ENGEES. 73 pages.

**Madsen**, H. (2000). Automatic calibration of a conceptual rainfall-runoff model using multiple objectives. *Journal of Hydrology* 235, 276-288.

**Malet**, J.-F., Auzet A.-V., Maquaire O., Ambroise B., Descroix B., Esteves M., Vandervaere J.-P., Truchet E. 2003. Soil surface characteristics influence on infiltration in black marls: application to the Super-Sauze earthflow (Southern Alps, France). *Earth Surface Processes and Landforms* 28: 547-564.

**Mantilla-Morales**, G., Leviandier T., Ma Z.C. (1994). Modélisation des flux de nitrates dans le bassin de la Charente, in Symposium sur les relations continent-zones côtières, 13/15 9 1994 La Rochelle. GIP Hydrosystème.

**Mantilla-Morales**, G. (1995). Mise au point d'un modèle de transfert de nitrates sur le bassin de la Charente. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris.

**Mc Donald**, L.H., Sampson, R.W., Anderson, D.H. (2001). Runoff and road erosion at the plot and road segment scales, S<sup>t</sup> John, US Virgin Islands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 251-272.

**McIntyre**, N., Jackson, B., Wade, A.J., Butterfield, D., Wheeler, H.S. (2005). Sensitivity analysis of a catchment-scale nitrogen model. *Journal of Hydrology*, 315: 71-92.

**McKay**, M.D., Conover, W.J., Beckman, R.J. (1979). A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from computer code. *Technometrics*, 21: 239-245.

**McMahon**, A., Heathcote, J., Carey, M., Erskine, A., Barker, J. (2001). Guidance on assigning values to uncertain parameters in subsurface contaminant fate and transport modelling. National Groundwater and Contaminant Land Centre Report, NV/99/38/3.

**Meixner**, T., Gupta, H.V., Bastidas, L.A., Bales, R.C. (1999). Sensitivity analysis using mass flux and concentration. *Hydrological Processes*, 13: 2233-2244.

**Merz**, B., Plate, E.J. (1997). An analysis of the effects of spatial variability of soil moisture on runoff. *Water Resources Research*, 33(12): 2909-2922.

**Merz**, B., Bardossy, A. (1998). Effects of spatial variability on the rainfall runoff process in a small loess catchment. *Journal of Hydrology*, 212-213: 304-317.

**Merz**, B., Bardossy, A., Schiffer, G.R. (2002). Different methods for modelling the areal infiltration of a grass field under heavy precipitation. *Hydrological Processes*, 16: 1383-1402.

**Michaud**, J., Sorooshian, S. (1994). Comparison of simple versus complex distributed runoff models on a midsized semiarid watershed. *Water Resour. Res.*, 30(3) : 593-606.

**Michel**, C. (1983). Que peut-on faire en hydrologie avec un modèle à un paramètre ? *La Houille Blanche*, 1: 39-44.

**Mignonneau**, F. (2006). *Pratiques Agricoles et Territoire-Vers une typologie des moyens d'observation. Mémoire de Fin d'Etudes pour l'obtention du diplôme d'ingénieur de l'Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers.* 97 pages.

**Moussa**, R. (1996). Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrological Processes*, 10(9): 1209-1227.

**Moussa**, R., Voltz, M., Andrieux, P. (2002). Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16 393:412.

**Mowrer**, H.T. (2000). Uncertainty in natural resource decision support systems : Sources, interpretation, and importance. *Computers and Electronics in Agriculture*, 27: 139-154.

**Muleta**, M.K., Nicklow, J.W. (2005). Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology*, 306: 127-145.

**Nash**, J.E., Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models, I, A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282-290.

**Novak**, S.M., Portal, J., Schiavon, M. (1998). Effects of soil type upon metalochlor losses in subsurface drainage. *Chemosphere*, 42: 235-244.

**Oberle**, A. (2006). In 36<sup>ème</sup> Congrès du Groupe Français des Pesticides. Faire le point avant 2015. Strasbourg.

**Ogden**, F.L., Julien, P.Y. (1993). Runoff ensitivity to temporal and spatial rainfall variability at runoff plane and small basin scales. *Water Resources Research*, 29(8): 2589-2597.

**Olesen**, H.R. (2001). A platform for model evaluation. In 7-th Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory purposes, pages 42\_46.

**Paput**, M.-C. (2004). Bassin versant de Vosne-Romanée-Bilan de l'action 1998-2002, sur ce bassin bourguignon pas seulement viticole. *PHYTOMA La Défense des végétaux*, N°570, 14-18.

**Parsons**, J.E., Thomas, D.L., Huffman, R.L. (2001) (updated 2004). *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models. Their Use and Application.* ISBN 1-58161-398-9. Southern Cooperative Series Bulletin. 184 pages.

**Pasquet**, F. (2003). Vers une modélisation pluie-débit sur petit bassin versant: Application au piémont viticole alsacien (Rouffach, Haut-Rhin, France) + étude du régime pluviométrique de Rouffach. Strasbourg, CEVH. 102 pages.

**Pebesma**, E.J., Switzer, P., Loague, K. (2005). Error analysis for the evaluation of model performance: rainfall-runoff event time series data. *Hydrological Processes*, 19: 1529-1548.

**Perrin**, C. (2000). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. Thèse de doctorat de l'INPG. 287 pages.

**Pralong**, N. (2005). Contributions à la mise en place d'un modèle hydrologique. Mémoire de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur des Travaux Ruraux et du DEA SSE, Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, 2005, 103 pages.

**Rakem**, Y. (1999). Analyse critique et reformulation mathématique d'un modèle pluie-débit empirique (GR4J). Thèse de doctorat. Ecole nationale des Ponts et Chaussées. 267 pages.

**Reckhow**, K.H., Clements, J.T., Dodd, R.C. (1990). Statistical evaluation of mechanistic water-quality models. *Journal of Environmental Engineering*, 116(2): 250-268.

**Refsgaard**, J.C. (1997). Parametrisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 198: 69-97.

**Rijsdijk**, Sampurno Bruijnzeel, L.A., Kukuh Sutoto, C. (2006). Runoff and sediment yield from rural roads, trails and settlements in the upper Konto catchment, East Java, Indonesia. *Geomorphology*, **xx: xxx-xxx**.

**Rivière**, J.-L. (2001). Ecotoxicologie et toxicologie des produits phytosanitaires. De l'obligation réglementaire à la protection des milieux. *Ingénieries – eau, agriculture, territoires*, N° spécial 2001 : 23-27.

**Rykiel**, E.J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229-244.

**Saghafian**, B., Julien, P.Y. (1995). Time to equilibrium for spatially variable watersheds. *Journal of Hydrology*, 172: 231-245.

**Salles**, C., Tournoud, M.G., Chu, Y. (2006). Estimating nutrient and sediment flood loads in a small Mediterranean river. *Hydrological Processes*, in press.

**Saltelli**, A., Marivoet, J. (1990). Non-parametric statistics in sensitivity analysis for model output: A comparison of selected techniques. *Reliability Engineering and System Safety*, 28(2): 229–253.

**Saltelli**, A., Chan, K., Scott, E. M. (2000). *Sensitivity Analysis*. Wiley, 504pages.

**Schiavon**, M., Perrin-Garnier, C., Portal, J.M. (1995). La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires: état et origine. *Agronomie*, 15, 157-170.

**Schleppi**, P., Waldner, P.A., Stähli, M. (2006). Errors of flux integration methods for solutes in grab samples of runoff water, as compared to flow-proportional sampling. *Journal of Hydrology*, 319: 266-281.

**Senarath**, S. U. S., Ogden, F. L., Downer, C. W., Sharif, H. O. (2000). On the calibration and verification of two-dimensional, distributed, Hortonian, continuous watershed models. *Water Resources Research*, 36(6): 1495–1510.

**Sharika**, Senaraht, U.S., Ogden, F.L., Downer, C.W., Sharif, H.O. (2000). On the calibration and verification of two-dimensional, distributed, Hortonian, continuous watershed models. *Water Resources Research*, 36(6): 1495-1510.

**Shui-Ming**, Z., Duo-Sen, L., Zong-Sheng, W., Xing-Fa, M. (1993). A kinetic model describing the effect of temperature on the loss rate of pesticides in soil. *Ecological modelling*, 70: 115-125.

**Sieber**, A., Uhlenbrook, S. (2005). Sensitivity analysis of a distributed catchment model to verify the model structure. *Journal of Hydrology*, 310: 216-235.

**Smith**, E.P., Rose K.A. (1995). Model goodness-of-fit analysis using regression and related techniques. *Ecological Modelling*, 77: 49-64.

**Sorooshian**, S., Gupta, V.K. (1995). Model calibration (Chap. 2) in *Computer models of watershed hydrology*. Edition Vijay P. Singh. Departement of Civil and Environmental Engineering Louisiana State, University Baton Rouge, LA 70803-6405, USA, ISBN 0-918334-91-8.

**Souchère**, V., King, D., Daroussin, J., Papy, F., Capillon, A. (1998). Effects of tillage on runoff direction: consequences on runoff contributing area within agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 206: 256-267.

**Tarantola**. (2000). *Simlab Software for Uncertainty and Sensitivity Analysis User Manual*. 2000. POLIS-JRC/ISIS.

**Theil**, H. (1958). *Economic Forecasting and Policy*. North Holland, Amsterdam.

**Thiollet-Scholtus**, M. (2004). Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole. THESE Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'INPL Spécialité : Sciences Agronomiques, préparée à l'INPL(ENSAIA)-INRA UMR 1121, 180 pages.

**Tiktak**, A. (2000). Application of the pesticide leaching models to the Vredepeel dataset. II. Pesticide fate. *Agric. Water Manage.*, 44: 119-134.

**Tournebize**, J. (2001). Impact de l'enherbement du vignoble alsacien sur le transfert des nitrates, Mémoire de thèse de doctorat : Université Louis Pasteur Strasbourg, IMFS, ENGEES-CEREG, 251p + annexes.

**Tron**, I., Piquet, O., Cohuet, S. (2001). Effets chroniques des pesticides sur la santé : état actuel des connaissances. Observatoire Régional de Santé de Bretagne. (disponible sous [www.observatoire-pesticides.gouv.fr](http://www.observatoire-pesticides.gouv.fr), rubrique bibliographie/documents guides).

**USDA**. (1972). *National Engineering Handbook Section 4: Hydrology*. Soil Conservation Service, US Department of Agriculture, Washington, D.C.

**Vanclouster**, M., Boesten, J.J.T.I., Trevisan, M., Brown, C.D., Capri, E., Eklo, O.M., Got-tesbüren, B., Gouy, V., van der Linden, A.M.A. (2000). A european test of pesticide-leaching models : methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, 44: 1-19.

**Van de Giesen**, N., Jan Stomph, T., de Ridder, N. (2005). Surface runoff scale effects in West African watershed: modelling and management options. *Agricultural Water Management* 72, 109-130.

**Van Griensven**, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R. (2006). A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology*, 324: 10-23.



**Varado**, N. (2004). Contribution au développement d'une modélisation hydrologique distribuée. Application au BV de la Donga, Bénin. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, préparée au Laboratoire d'Etude des Transferts en hydrologie et en Environnement. 320 pages.

**Voltz**, M., Louchart, X. (2001). Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. Ingénieries – eau, agriculture, territoires, N° spécial 2001 : 45-54.

**Wagener**, T., McIntyre, N., Lees, M.J., Wheeler, H.S., Gupta, H.V. (2003). Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modelling: dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes*, 17: 455-476.

**Wainwright**, J., Parson, A.J., Abrahams, A.D. (2000). Plot-scale studies of vegetation, overland flow and erosion interactions: case studies from Arizona and New Mexico. *Hydrological Processes*, 14: 2921-2943.

**Warren-Hicks**, W.J., Butcher, J.B. (1996). Monte Carlo analysis: Classical and Bayesian Application. *Human Ecological Risk Assessment*, 2(4): 643-649.

**Wauchope**, R.D., Yeh, S., Linders, J. B.H.J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kördel, W., Gerstl, Z., Lane, M., Unsworth, J.B. (2002). Review pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitation and reliability. *Pest Management Science*, 58 : 419-445.

**Wheater**, H. S., Tuck, S., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Kleissen, F. M., Walker, T. A. B., Beck, M. B. (1993). Hydrological flow paths at the allt A' mharcaidh catchment: An analysis of plot and catchment scale observations. *Hydrological Processes*, 7(4): 359-371.

**Willmott** C.J., Ackleson J.G., Davis R.E., Feddema J.J., Klink K.M., Legates D.R., O' Donnell J., and Rowe C.M. (1985). Statistics for the evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysic Research*, 90: 8995-9005.

**Woolhiser**, D. A. (1996). "Search for physically based runoff model - A hydrologic El Dorado?" *J.Hydraul. Eng.*, 122(3): 122-129.

**Woolisher**, D.A., Smith, R.E., Giraldez, J.-V. (1996). Effects of spatial variability of saturated hydraulic conductivity on Hortonian overland flow. *Water Resources Research*, 32(3): 671-678.

**Yapo**, P.O., Gupta, H.V., Sorooshian, S. (1998). Multi-objective global optimization for hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 204: 83-97.

**Yu**, P.-S., Yang, T.-Ch., Chen, S.-J. (2001). Comparison of uncertainty analysis methods for a distributed rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology*, 244: 43-59.

**Zehe**, E., Maurer, T., Ihringer, J., Plate, E. (2001). Modeling water flow and mass transport in a loess catchment. *Phys. Chem. Earth(B)*, 26(7-8): 487-507.

**Zhang**, H., Haan, C.T., Nofziger, D.L. (1993). An approach to estimating uncertainties in modeling transport of solutes through soils. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12: 35-50.

**Zhang**, X.C., Norton, L.D., Hickman, M. (1997). Rain pattern and soil moisture content effects on atrazine and metolachlor losses in runoff. *Journal of environmental quality*, 26: 1539-1547.

**Ziegler**, A.D., Giambelluca, T.W. (1997). Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. *Journal of Hydrology*, 196: 204-229.

**Ziegler**, A.D., Giambelluca, T.W., Sutherland, B.A., Nullet, M.A., Yarnasarn, S., Pinthong, J., Preechapanya, P., Janiaree, S. (2004). Towards understanding the cumulative impacts of roads in upland agricultural watersheds of northern Thailand. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 104: 145-158.

#### Références personnelles

##### Colloque International:

C. Grégoire, S. Madier. 2007. Impact of the Strategies of Sampling on the Accuracy of Pesticides Flows. 2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. WETPOL 2007. Tartu, Estonie.

S. Madier, T. Leviandier, I.G. Dubus. 2006. Predictions of event-based pesticide flux at the catchment scale: a model evaluation exercise. 7th International Conference on Hydroinformatics. HIC 2006. Nice, France.

##### Colloque National:

S. Madier, B. Ali, A.-V. Auzet. 2006. Spatialiser l'infiltration dans les modèles distribués de transfert: une typologie fonctionnelle en contexte viticole. In 36ème Congrès du Groupe Français des Pesticides "Faire le point avant 2015". Strasbourg.

S. Madier, N. Domange, C. Grégoire, T. Leviandier. 2005. Mesure de flux de produits phytosanitaires: Etude du Protocole Réseau National Transfert. In 35ème Congrès du Groupe Français des Pesticides "Produits phytosanitaires: impacts environnementaux, gestion et traitement". Marne La Vallée.

C. Grégoire, N. Pralong, S. Madier. 2005. Gestion Environnementale des risques dus à l'utilisation de produits phytosanitaires au sein d'un bassin viticole: apport d'une modélisation sous SIG. In 35ème Congrès du Groupe Français des Pesticides "Produits phytosanitaires: impacts environnementaux, gestion et traitement". Marne La Vallée.



## SOMMAIRE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Propriétés physicochimiques du diuron, du glyphosate et de l'AMPA.

ANNEXE 2 : Guide méthodologique de détermination des routes et parcelles contributives à l'exutoire d'un petit bassin versant viticole.

ANNEXE 3 : Hyétogrammes, Hydrogrammes et Chémogrammes, pour le diuron, le glyphosate et l'AMPA, enregistrés pour les 32 événements de l'étude.

ANNEXE 4 : Relation entre concentration et débit pour les 13 événements possédant le plus de prélèvements.

ANNEXE 5 : Programme de prétraitement des données de débit et de concentration enregistrées, en vue de la modélisation.

ANNEXE 6 : Code du modèle FlowT et variantes.

ANNEXE 7 : Fichiers d'entrée de FlowT.

ANNEXE 8 : Guide de l'utilisateur de FlowT.

ANNEXE 9 : Exemple d'échantillonnage Latin Hypercube Sampling dans l'espace des paramètres de FlowT, pour le découpage n°2 du bassin versant de Rouffach (réseau 2005), pour le relevé d'Etats de Surface du 30 août 2005, pour une taille d'échantillon X.

ANNEXE 10 : Exemple d'analyse de Monte Carlo avec FlowT pour l'événement du 11 juin 2004, pour le découpage n°2 du bassin versant de Rouffach (réseau 2005), pour une taille d'échantillon de jeux de paramètres égale à 10 fois le nombre de paramètres.

ANNEXE 11 : Guide de l'utilisateur de GR5.

ANNEXE 12 : Exemple d'analyse de sensibilité pour l'événement du 11 juin 2004, pour le découpage n°2 du bassin versant de Rouffach (réseau 2005), pour une taille d'échantillon de jeux de paramètres égale à 10 fois le nombre de paramètres.

ANNEXE 13 : Spécificités de mise en œuvre des analyses de sensibilité et d'incertitude pour GR5 et FlowT.

ANNEXE 14 : Programmes d'analyse d'incertitude sur les débits modélisés.

ANNEXE 15 : Présentation de la méthode Beerkan de mesure locale d'infiltration à charge constante.

ANNEXE 16 : Deux outils statistiques utilisés dans l'étude : le sondage stratifié et le test de Mann-Whitney\_Wilcoxon.

**ANNEXE 17 : Améliorer la qualité des données récoltées.**

ANNEXE 18 : Définition d'une stratégie d'échantillonnage avec GR5 (pour l'événement du 11 juin 2004).

ANNEXE 19 : Définition d'une stratégie d'échantillonnage avec FlowT (pour l'événement du 11 juin 2004).

ANNEXE 1 :

Propriétés physicochimiques  
du diuron, du glyphosate  
et de l'AMPA



---

## **Glyphosate**

(Source : base de données AGRITOX ( <http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php> )

Formule brute : C<sub>3</sub> H<sub>8</sub> N O<sub>5</sub> P

Nom IUPAC : N-(Phosphonométhyl)glycine

activité biologique principale : herbicide

### **Propriétés physico-chimiques :**

Solubilité dans l'eau à 25°C : 10,5 g/L au pH de 2

Partition n-octanol/eau (log K<sub>ow</sub>) : -3,2 à 25°C

Pression de vapeur (25°C) : 13,1 µPa

DT<sub>50</sub> (eau) : 69 jour au pH de 7

## **Diuron**

(Source : [http://www.sea.eawag.ch/inhalt/sites/stoffe/pdf/Biozide\\_f.pdf](http://www.sea.eawag.ch/inhalt/sites/stoffe/pdf/Biozide_f.pdf) )

formule brute : C<sub>9</sub>H<sub>10</sub>Cl<sub>2</sub>N<sub>2</sub>O

nom IUPAC : 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-diméthylurea

activité biologique principale : herbicide

### **Propriétés physico-chimiques :**

Solubilité dans l'eau à 25°C : 42 mg/L

Partition n-octanol/eau (log K<sub>ow</sub>) : 2,85-3,95

Pression de vapeur (25°C) : 1,1.10<sup>-3</sup> mPa

Coefficient d'adsorption (K<sub>oc</sub>)=400

DT<sub>50</sub> (sédiments) : 90-180 jours

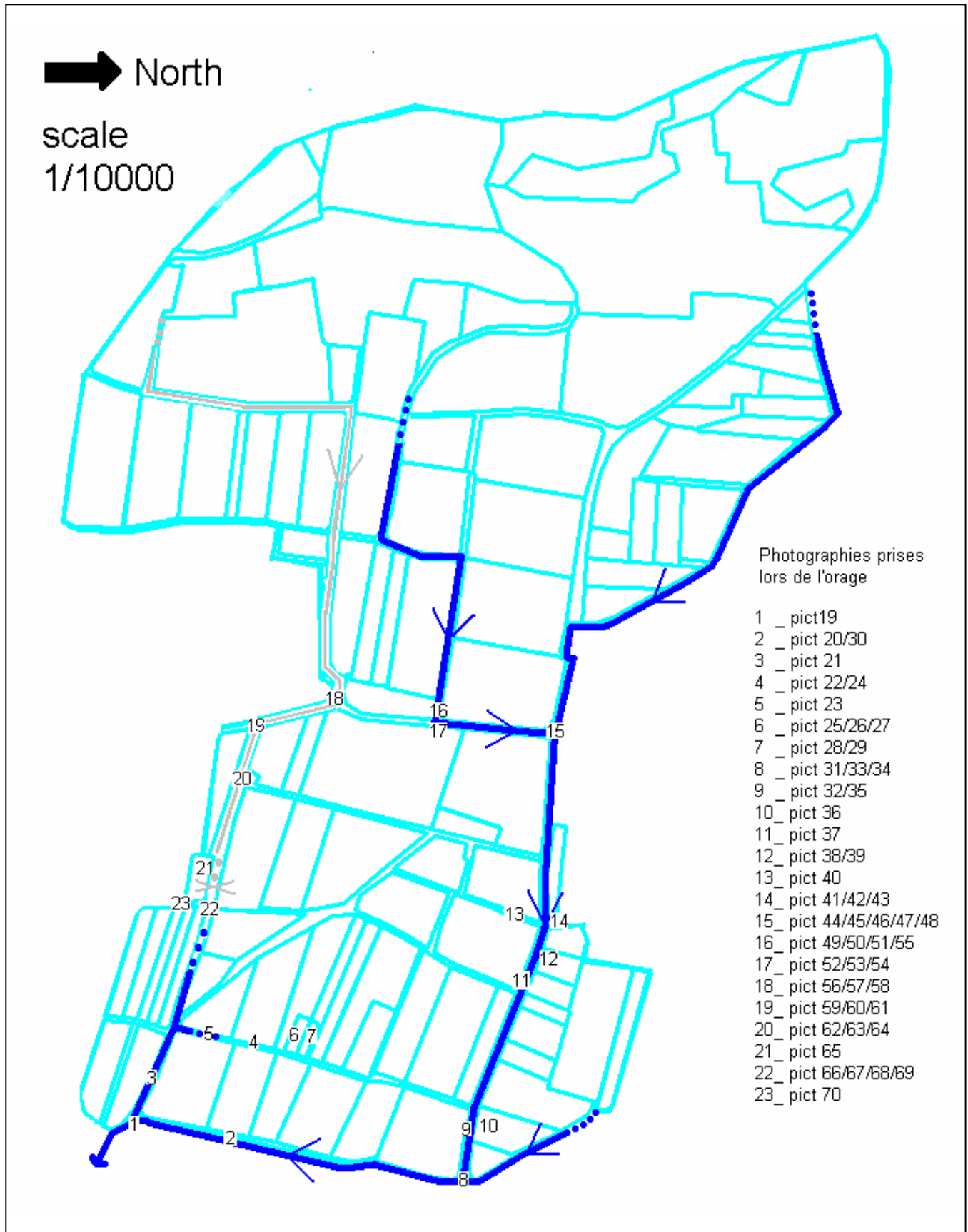




## ANNEXE 2:

Guide méthodologique  
de détermination des  
routes et parcelles  
contributives à l'exutoire  
d'un petit bassin versant  
viticole





**Commentaires**

4 \_ Dans les traces de roue du chemin se forment des flaques sans qu'il n'y ait de ruissellement.

6/7\_ Les parcelles ne ruissellent pas, le faible volume d'eau récolté est directement issu de la pluie tombant dans les avaloirs.

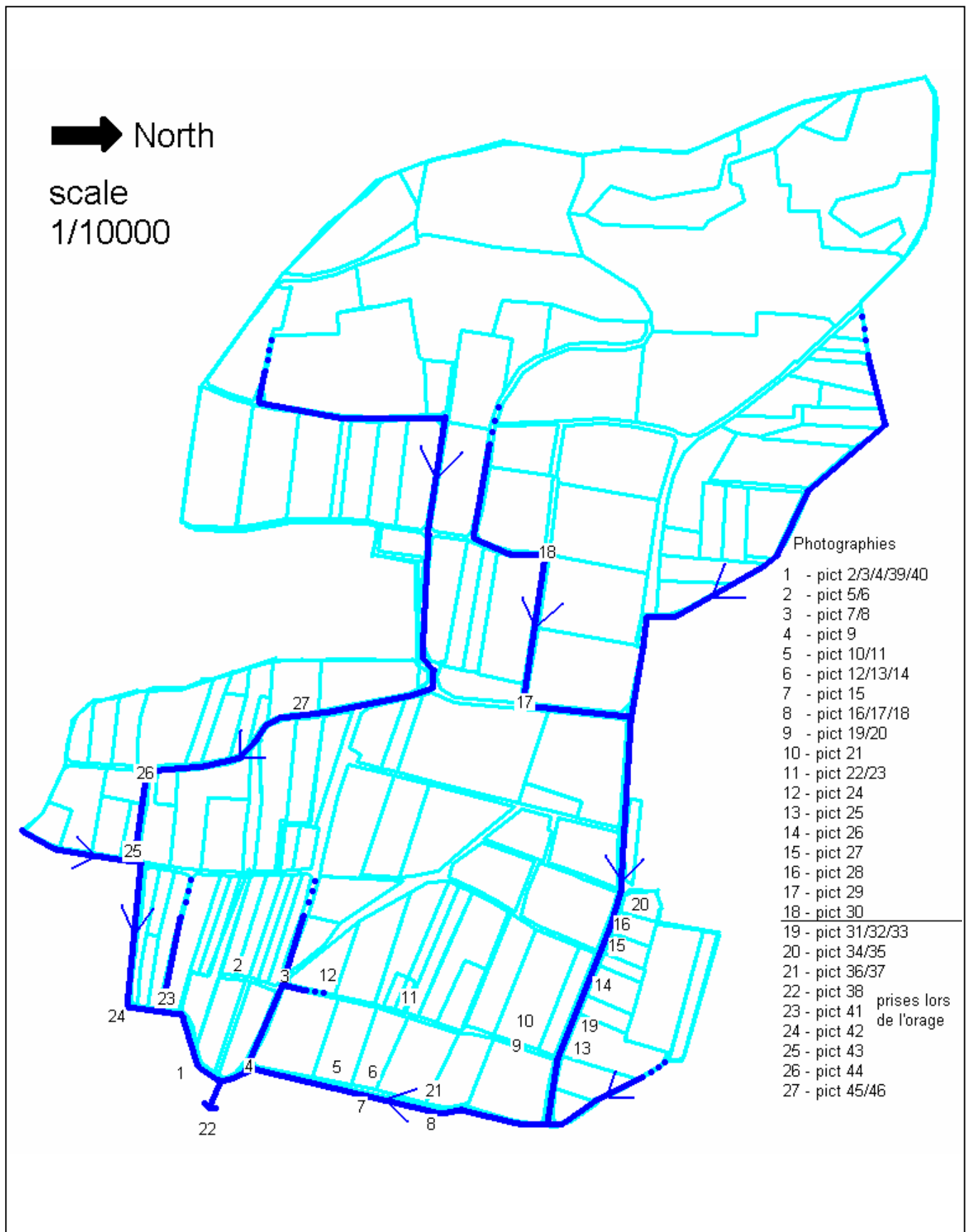
10 \_ La parcelle ne ruisselle pas.

12 \_ Des flaques se forment dans les labours mais il n'y a pas de ruissellement.

13 \_ Il n'y a pas d'écoulement sur le chemin enherbé.

16 \_ L'écoulement sur les chemins cailloutés se concentre dans des rigoles.

17 \_ Pertes: une faible part de l'écoulement sur la route se perd dans la parcelle avale.



**Commentaires**

- 1 \_ La rampe dans le talus peut contribuer à la connexion des parcelles à la route.
- 2/3 \_ La parcelle ne contribue pas.
- 5 \_ Traces de ruissellement.
- 6 \_ La parcelle peut contribuer via notamment les traces de roue.
- 7 \_ La connexion enherbée est un obstacle au transfert.
- 8 \_ Connexion très sensible au transfert.
- 9 \_ Traces de ruissellement dans le sens du chemin.
- 10 \_ Traces de ruissellement dans la parcelle.
- 11 \_ Stagnation de l'eau: le chemin concave ne contribue pas à l'écoulement.
- 12 \_ Traces de ruissellement à l'aval de la parcelle.
- 13 \_ Connexion sensible au transfert.
- 14/15 \_ Les connexions, en herbe et concaves, interceptent le ruissellement.
- 17 \_ La connexion empêche le transfert.
- 18 \_ La bande enherbée et le talus empêchent le transfert.
- 19 \_ Les parcelles contribuent et le ruissellement a lieu principalement dans les traces de roue.
- 20 \_ Des flaques se constituent dans la parcelle mais elle ne ruisselle pas et la connexion enherbée empêche le transfert.
- 21 \_ La parcelle contribue et le ruissellement a lieu principalement dans les traces de roue.
- 1 (pict39) \_ Perte d'une partie de l'écoulement dans le réseau d'assainissement.

## Caractéristiques de la parcelle

- Pente importante (pict21\_2006, pict54\_2005)
- Absence de couverture de sol (pict21\_2006)
- Traces de roue (pict33\_2006, pict36\_2006)

## Caractéristiques de la connexion

- Connexion parcelle/route dés herbée ou enherbement insuffisant (pict31\_2006)
- Sillon (érosion ruisselante) ou trace de roue (érosion anthropique) en aval de la parcelle vers la route (pict45\_2006)
- talus non intact (rampe d'accès par exemple) (pict4\_2006)

**Les parcelles contributives à l'exutoire du bassin versant sont nécessairement ruisselantes ET connectées au réseau de transfert.**

## Exemples sur le terrain

Sillon dans le sens de la pente  
(figure d'érosion ruisselante)

Pict54\_2005



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach

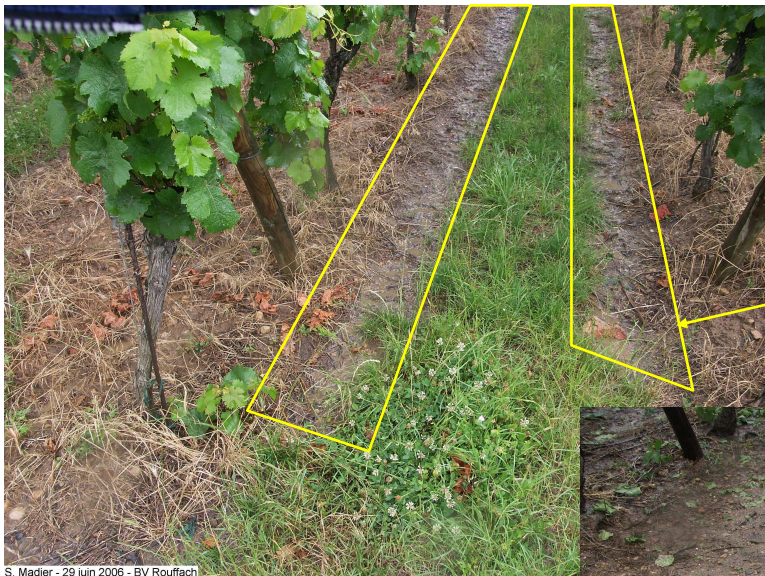


S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach

Pict21\_2006



## Exemples sur le terrain



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach

Pict36\_2006

Que ce soit dans un interrang enherbé ou un interrang désherbé, les traces de roue de machines agricoles sont des zones préférentielles de génération du ruissellement et d'écoulement



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach

Pict33\_2006



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach

Pict45\_2006

La poursuite des traces de roue en aval de la parcelle jusque vers la route (à travers la connexion) favorise la communication entre la parcelle et le « réseau hydrographique » (connexion sensible au transfert)



## Exemples sur le terrain



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach  
Pict31\_2006

La connexion, insuffisamment enherbée, permet le transfert du ruissellement issu de la parcelle vers le « réseau hydrographique »

La rampe dans le talus annihile les qualités du talus enherbé d'obstacle à la connexion entre parcelle et route (support du réseau hydrographique)



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach  
Pict4\_2006

## Caractéristiques de la parcelle

- Interrang enherbé
- Pas de trace de roue
- flaquage mais pas de ruissellement (pict38\_2005)

## Caractéristiques de la connexion

- Connexion large suffisamment enherbée (pict35\_2005)
- Connexion concave (pict26\_2006)
- Talus intact (pas de rampe) (pict55\_2005)
- Aménagement en aval de la parcelle (muret) (pict7\_2006)

**Les parcelles non contributives à l'exutoire du bassin versant sont non ruisselantes OU non connectées au réseau de transfert ou les deux.**

## Exemples sur le terrain

Des flaques se forment dans la parcelle durant l'orage mais il n'y a pas de ruissellement



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffech  
Pict38\_2005



### Exemples sur le terrain

La connexion est suffisamment enherbée et large pour empêcher le transfert d'un éventuel ruissellement de l'exutoire de la parcelle à la route.



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict35\_2005

La connexion, concave, piège l'éventuel ruissellement issu de la parcelle et empêche son transfert à la route.



S. Madier - 29 juin 2006 - BV Rouffach  
Pict26\_2006

La connexion en forme de talus (intact) empêche le transfert d'un éventuel ruissellement de l'exutoire de la parcelle à la route.



Pict55\_2005

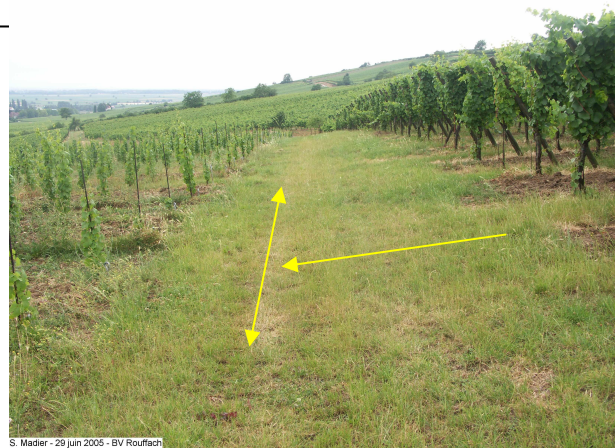
## Caractéristiques du chemin

- Chemin enherbé sans trace de roue (pict40\_2005)
- Chemin concave, stagnation du ruissellement (pict23\_2006)
- Chemin ou fossé débouchant sur une zone d'infiltration (pict60/64/69\_2005)
- Obstacle à l'écoulement (pict60\_2005)

### Les parcelles ne bordant pas une route goudronnée (bétonnée ou cailloux) ne contribuent pas à l'exutoire du bassin

## Exemples sur le terrain

Le chemin enherbé ne participe pas au réseau d'écoulement et peut-être assimilé à une connexion enherbée piégeant le ruissellement issu de la parcelle amont.



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict40\_2005

Ici, le piégeage du ruissellement au sein du chemin, concave, est nettement visible (flaques, sans ruissellement, observées durant l'événement également).



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict23\_2006



## Exemples sur le terrain

Un agglomérat de terre et de gravier détourne l'écoulement vers un fossé végétalisé dans lequel se poursuit le ruissellement.



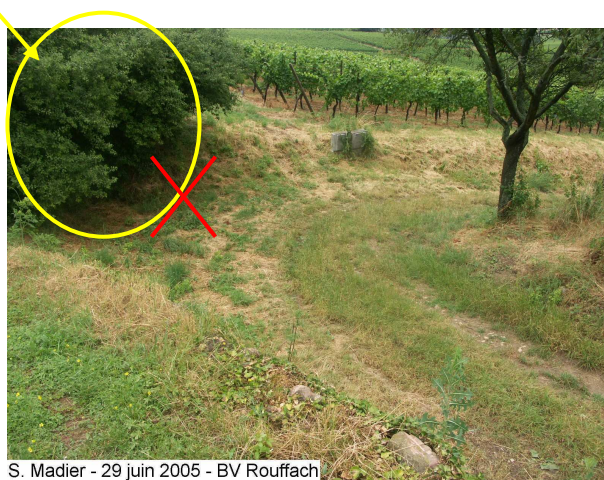
S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict60\_2005



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict64\_2005

Le fossé végétalisé débouche sur une petite zone boisée, dans laquelle la totalité du ruissellement s'infiltré, et qui constitue un obstacle à l'écoulement.

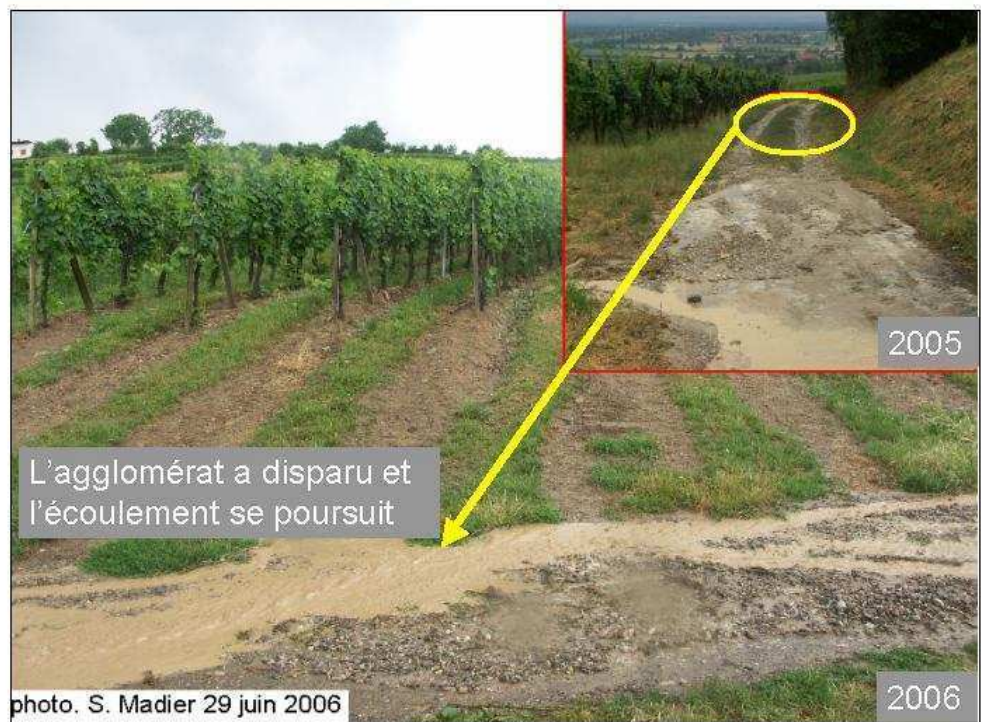
Aucun ruissellement n'est visible à la sortie de la zone boisée, les parcelles et routes en amont ayant généré le ruissellement perdu ne contribuent donc pas à l'exutoire du bassin versant.



S. Madier - 29 juin 2005 - BV Rouffach  
Pict69\_2005



Exemples sur le terrain



## Recommandations

- ✓ On peut imaginer l'automatisation de la définition des chemins de l'eau par superposition sous SIG d'une carte des routes (goudronnées, bétonnées ou cailloux) et de l'indication de pente moyenne des routes. Cependant,
  - Les données d'un MNT ne conviennent pas à la définition des pentes moyennes des routes;
  - Une modification locale de la pente peut, comme nous l'avons observé en 2005, soustraire ou ajouter une partie du réseau de route au réseau de routes contributives à l'exutoire du bassin.
- ✓ On peut imaginer l'automatisation de la définition des parcelles potentiellement contributives à l'exutoire par: (i) élimination sur la base d'images des parcelles ne bordant pas une route goudronnée, ou bétonnée (ou cailloux), (ii) identification sur la base d'images des caractéristiques de la connexion parcelle/route: présence/absence de talus, largeur de la connexion, taux d'enherbement de la connexion, présence/absence de chemin préférentiel dans la connexion (sillons d'écoulement, traces de roue). Cependant,
  - Une connexion plutôt large et enherbée peut transférer le ruissellement de la parcelle à la route si la pente de la connexion y est favorable;
  - Un talus peut présenter des défauts permettant le transfert du ruissellement de la parcelle vers la route.

**Nous recommandons donc de ne pas faire l'économie d'un passage sur le terrain, pour lever toute ambiguïté dans la définition des routes et parcelles contributives à l'exutoire, et de réaliser au moins une fois des observations sous pluie naturelle.**





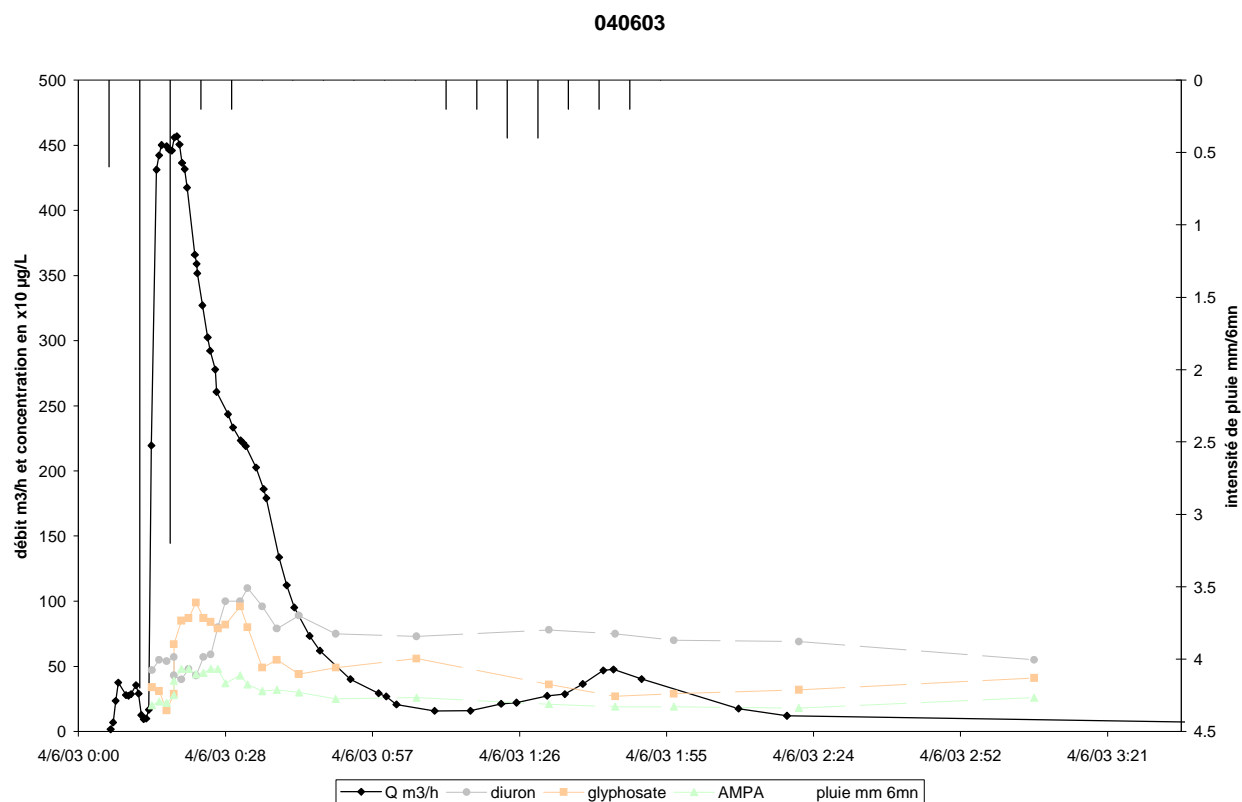
## ANNEXE 3 :

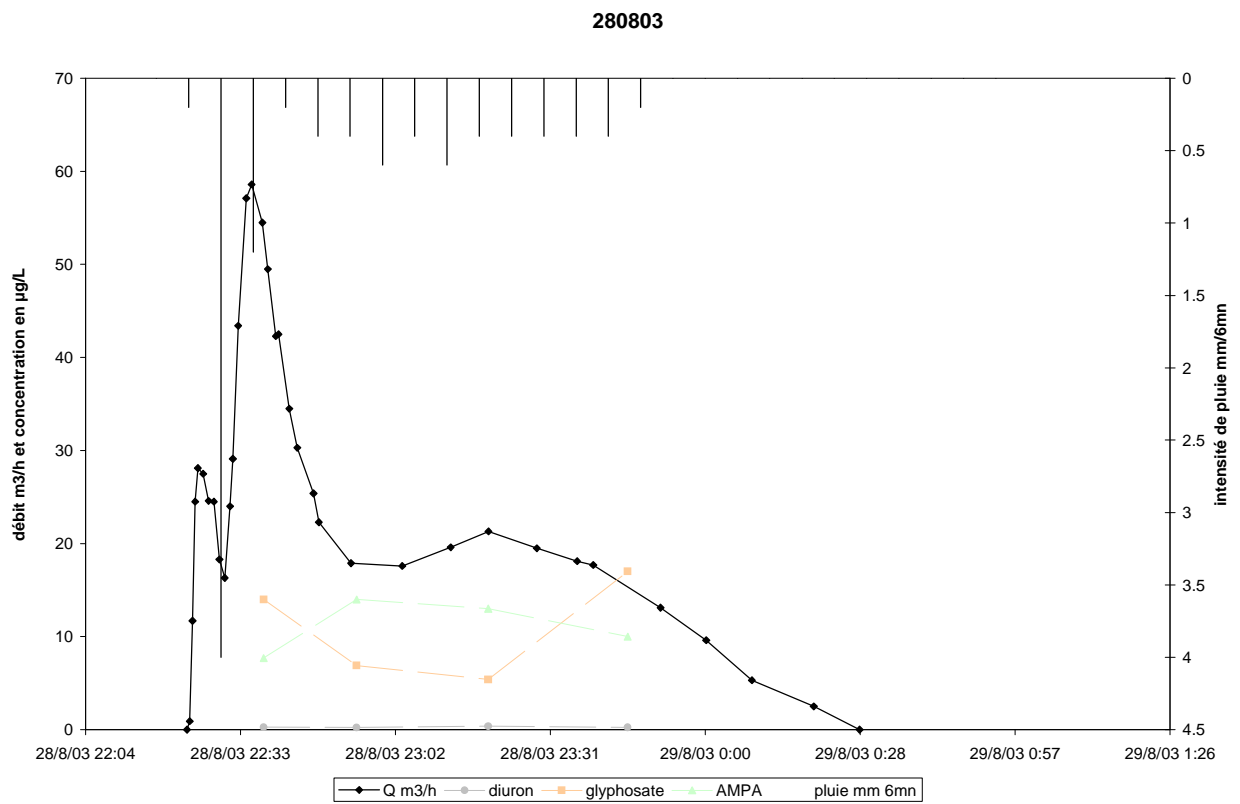
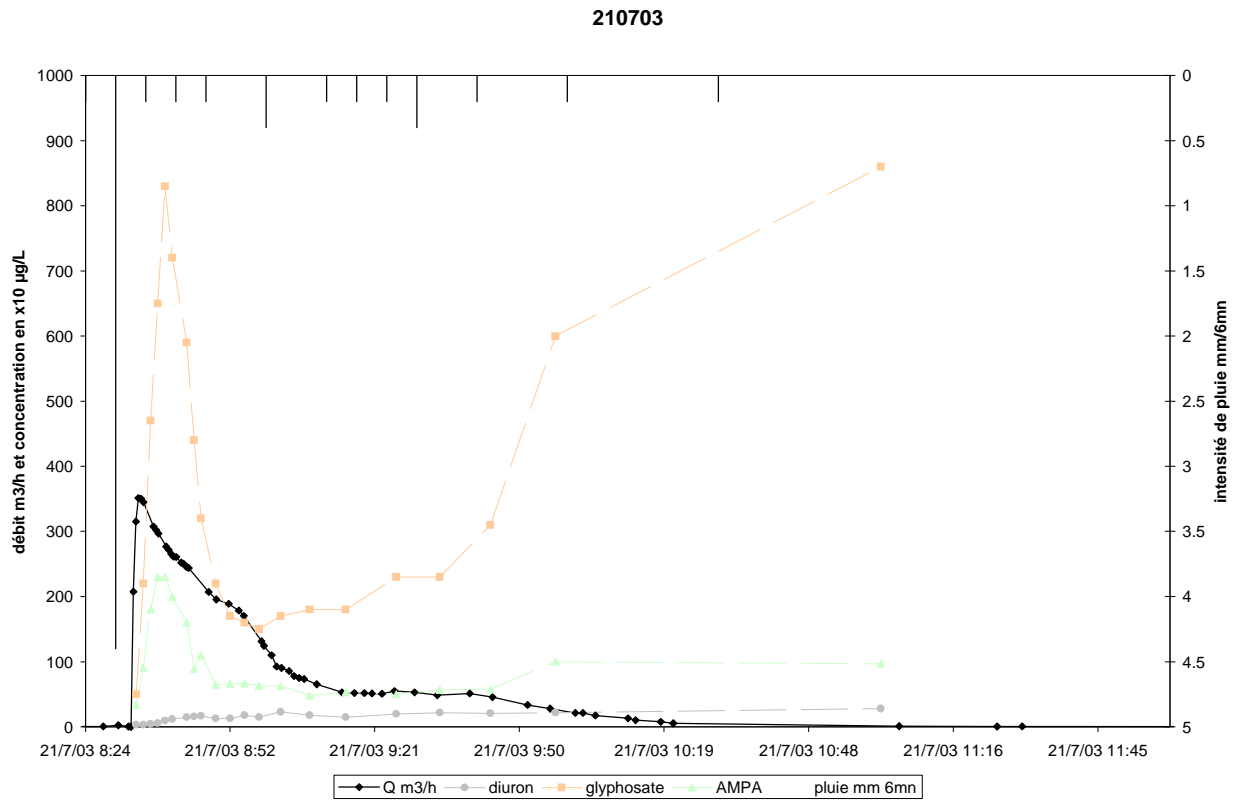
Hyétogrammes, Hydrogrammes et  
Chémogrammes, pour le diuron, le glyphosate  
et l'AMPA, enregistrés pour les 32 événements  
de l'étude



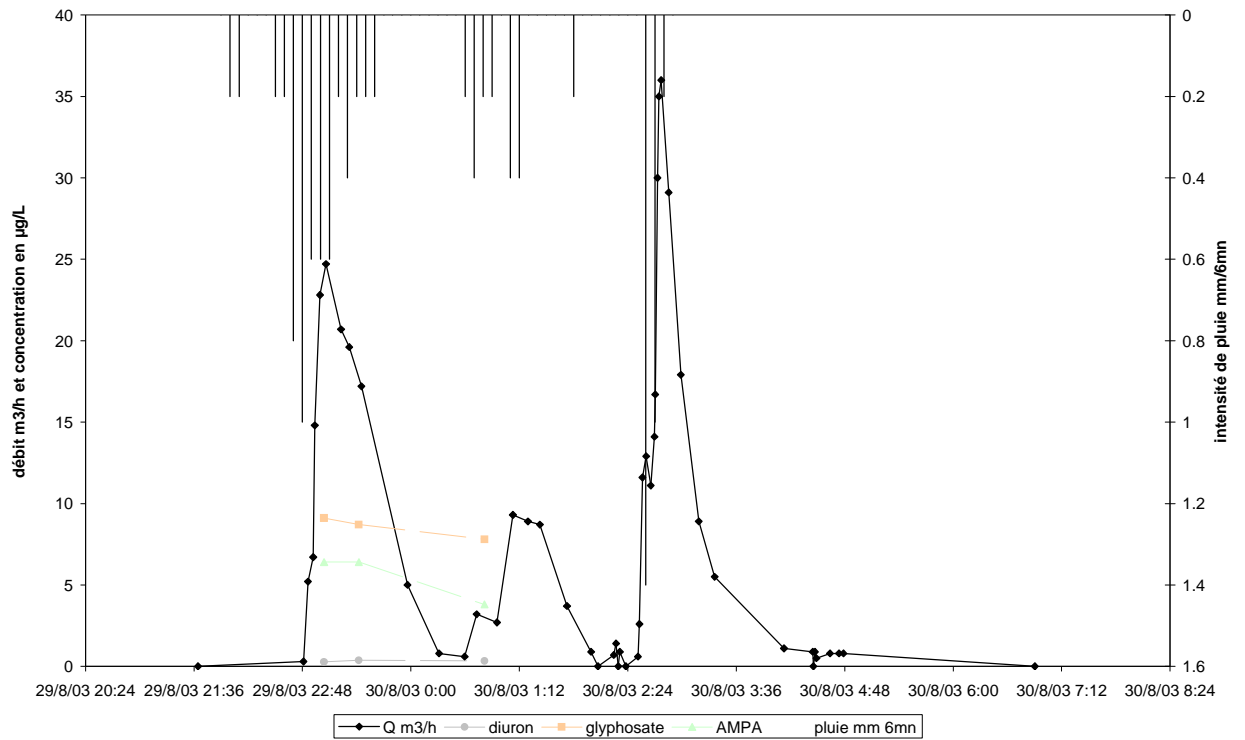
Les événements sont présentés dans l'ordre chronologique, du 04 juin 2003 au 25 septembre 2006.

L'événement du 08 juillet 2004 a été dédoublé dans l'étude.

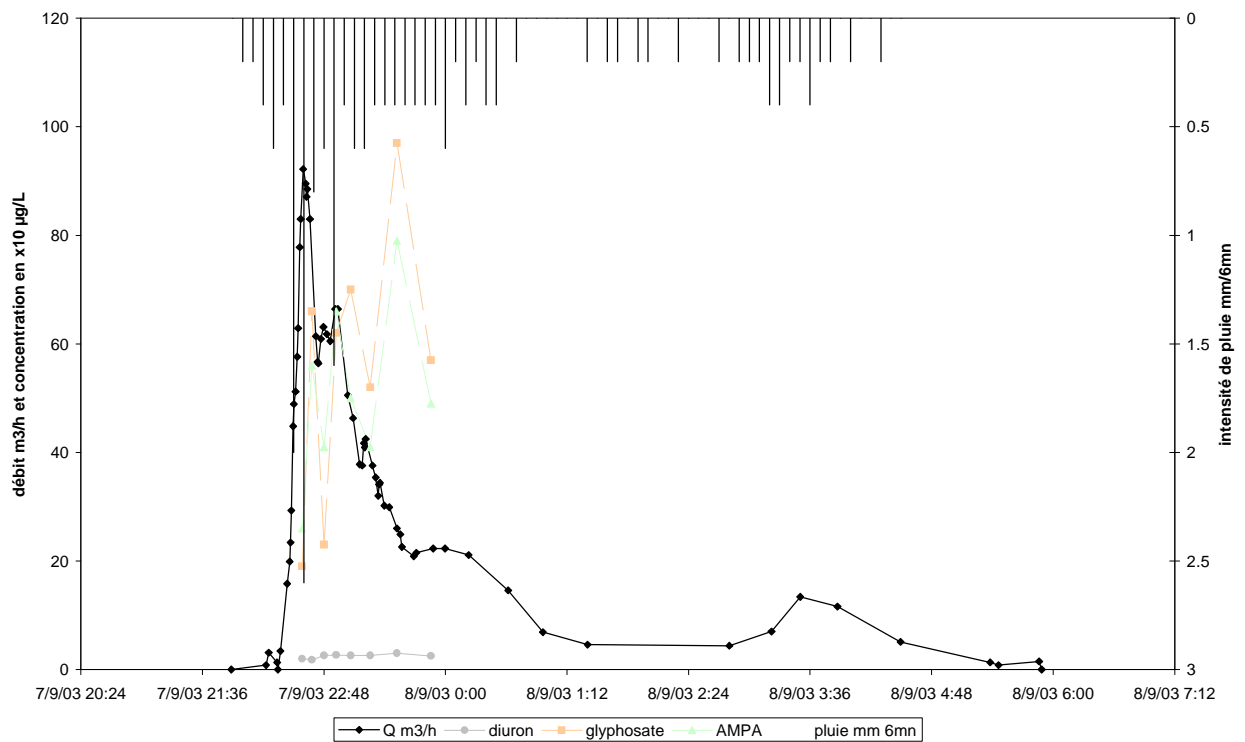


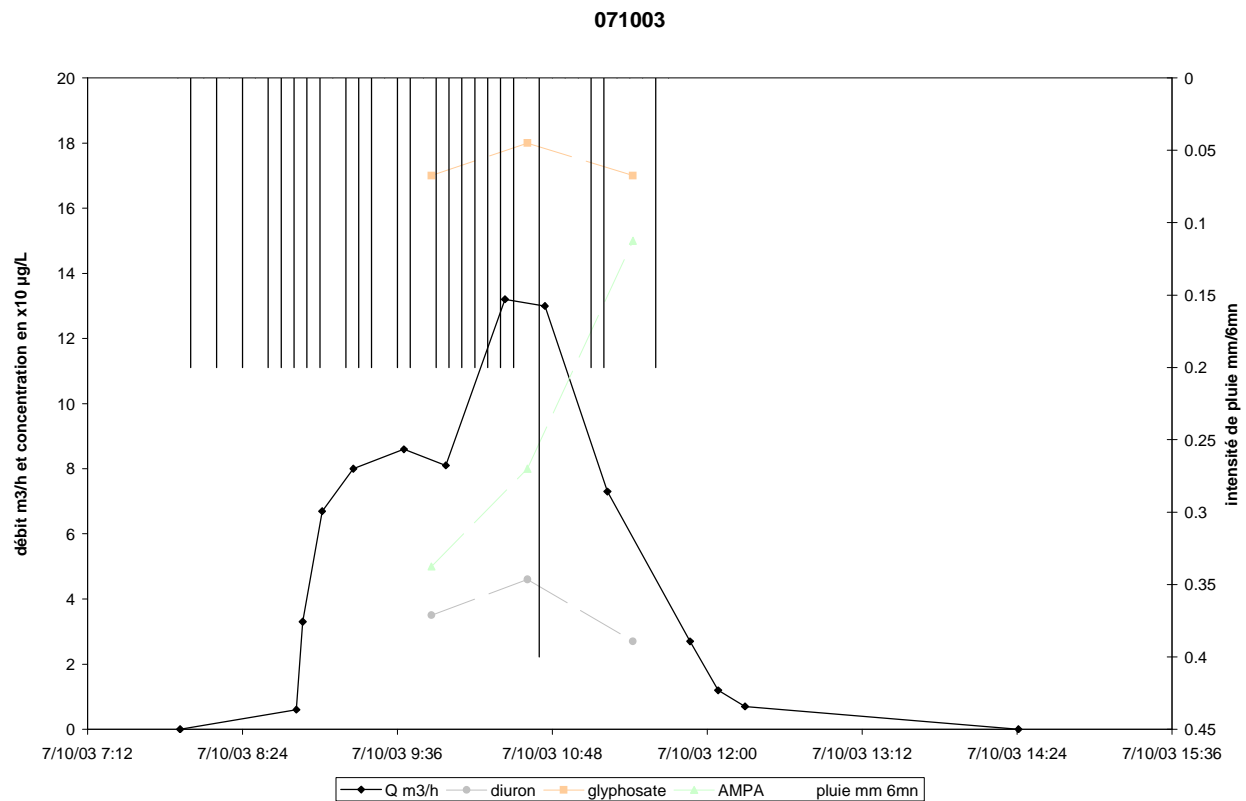
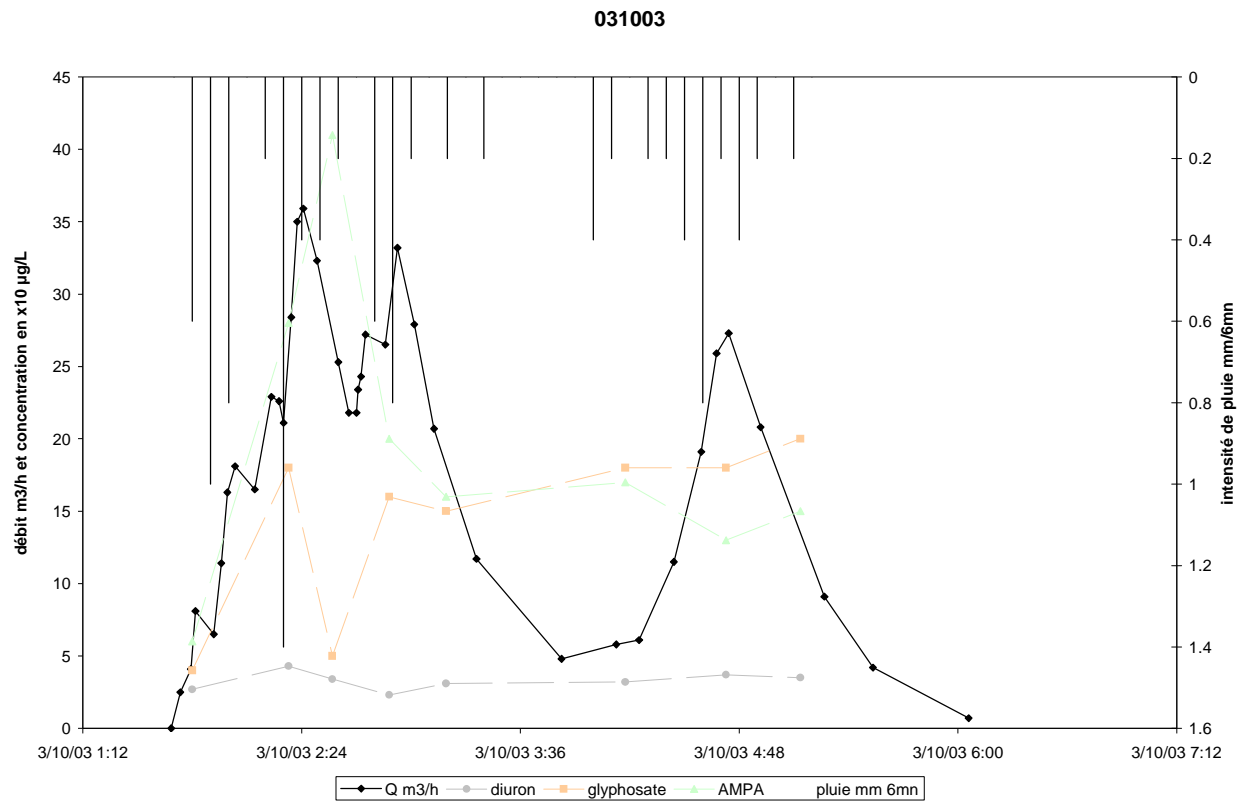


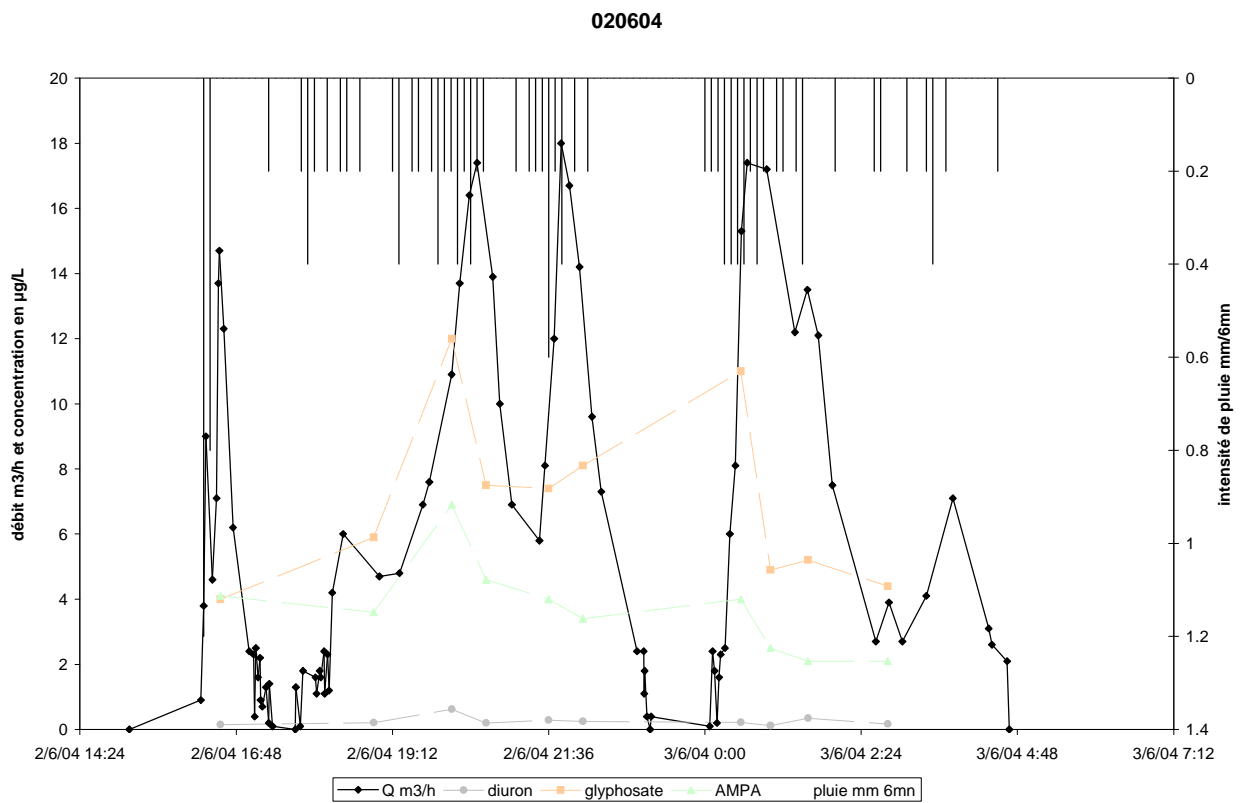
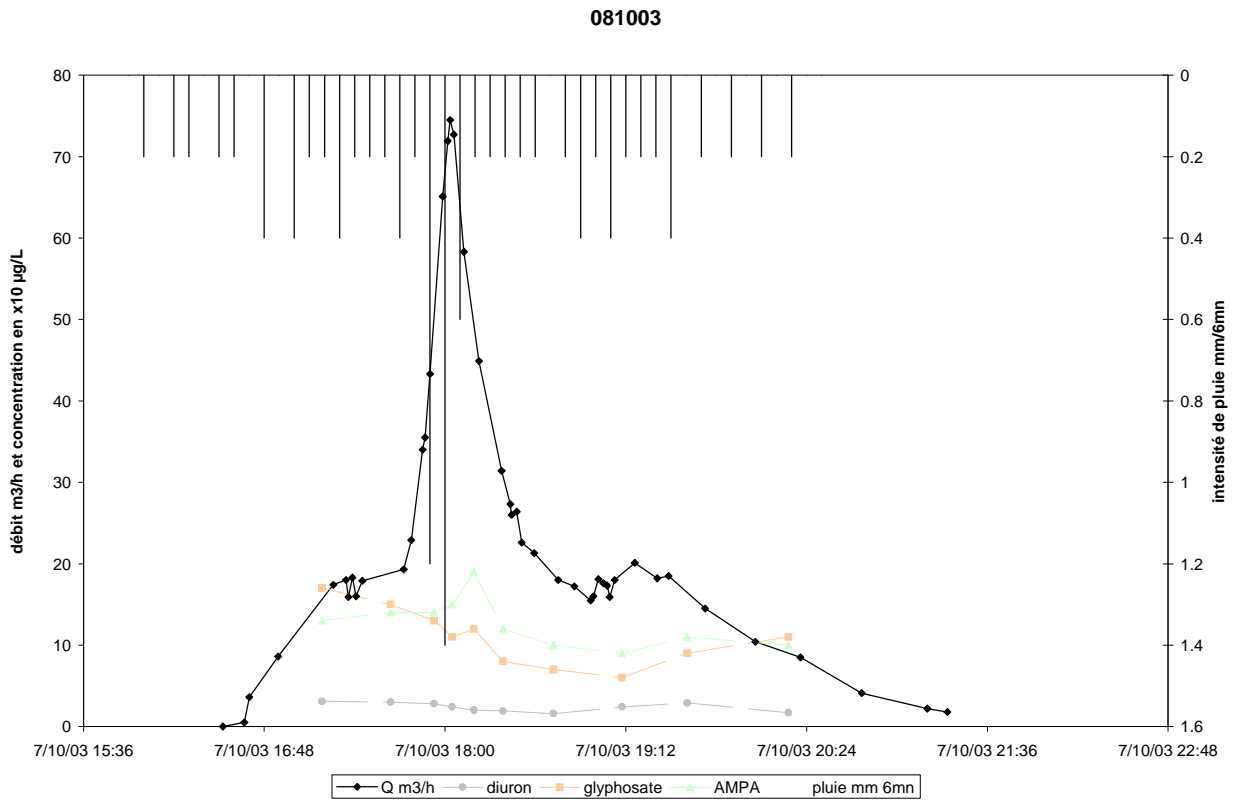
300803



070903

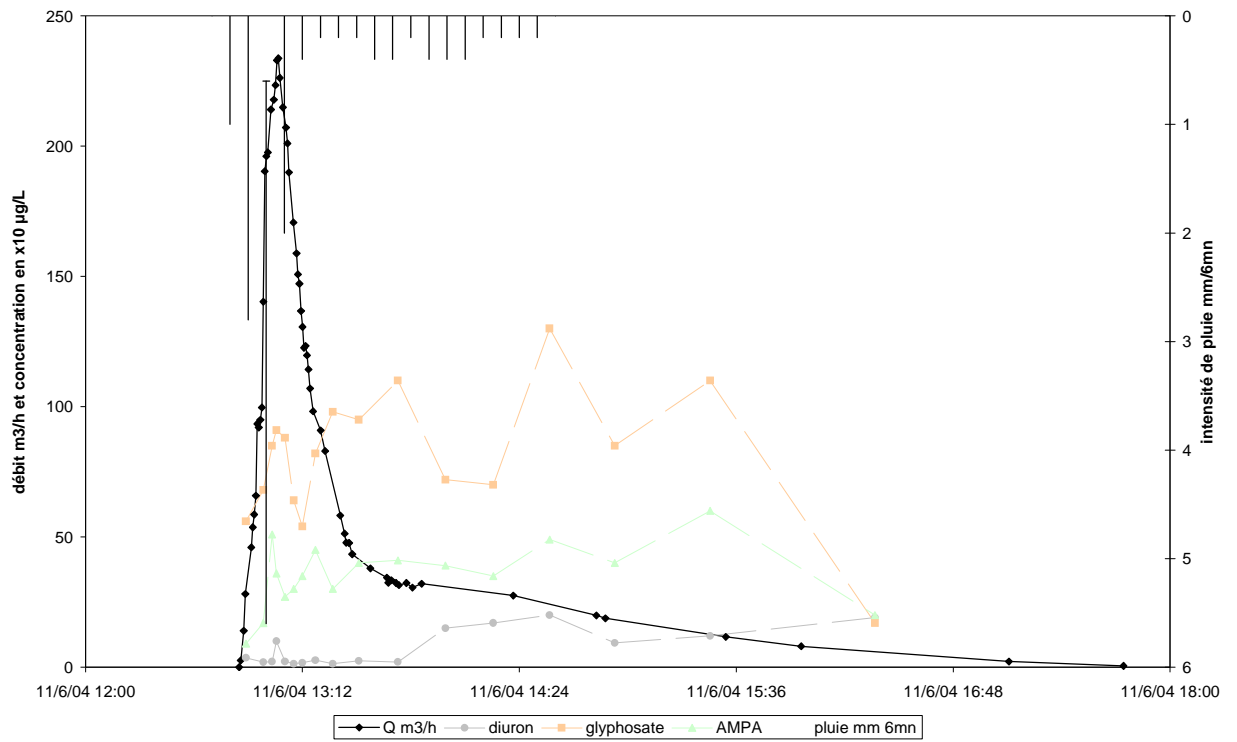




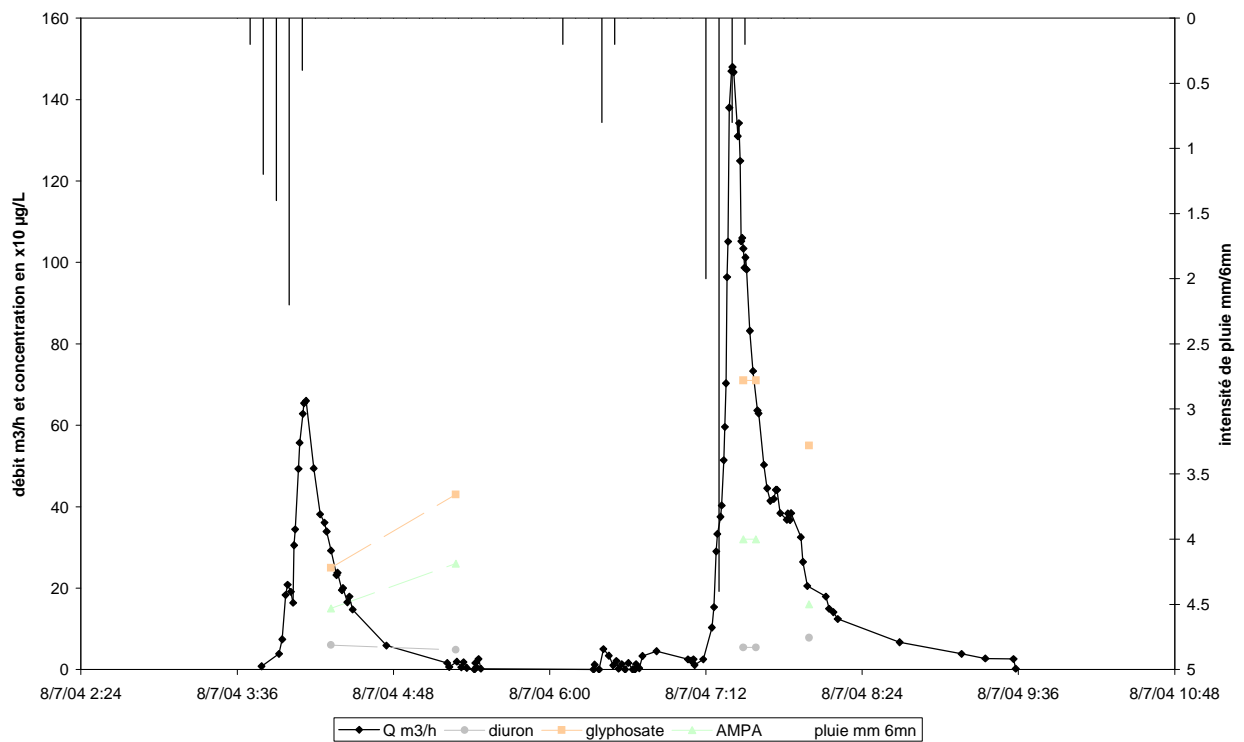




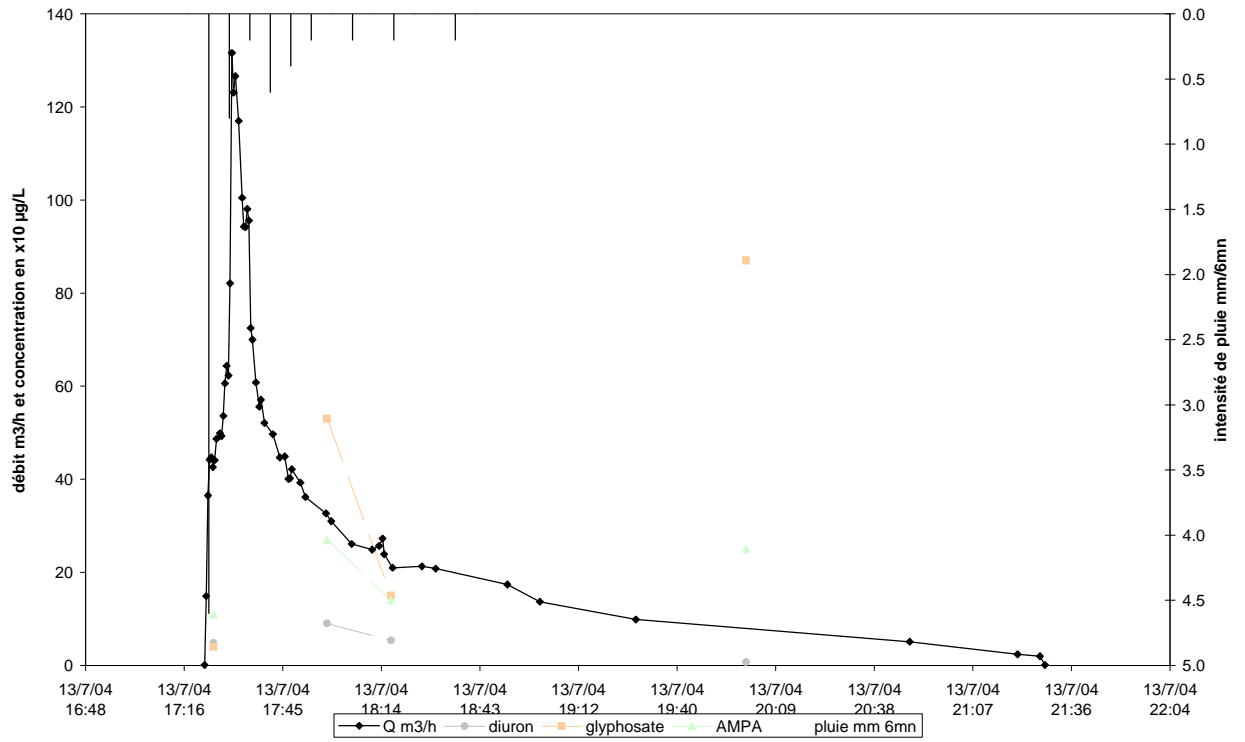
110604



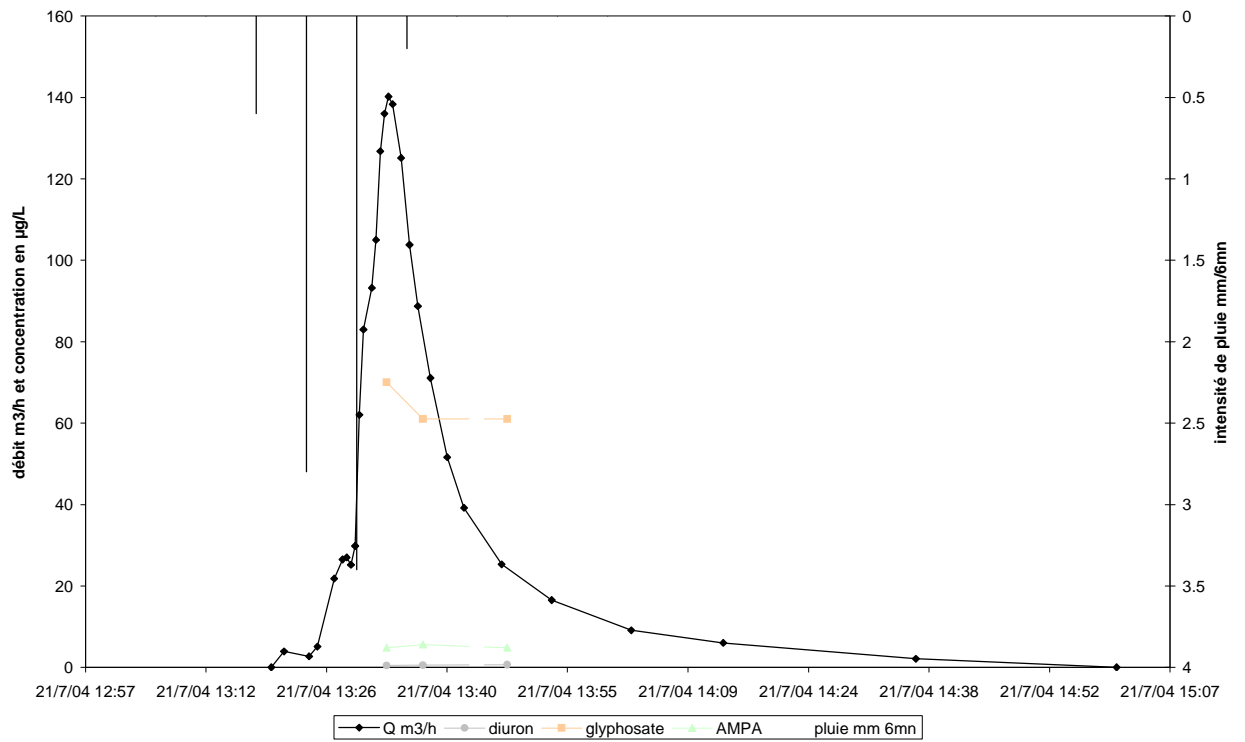
080704



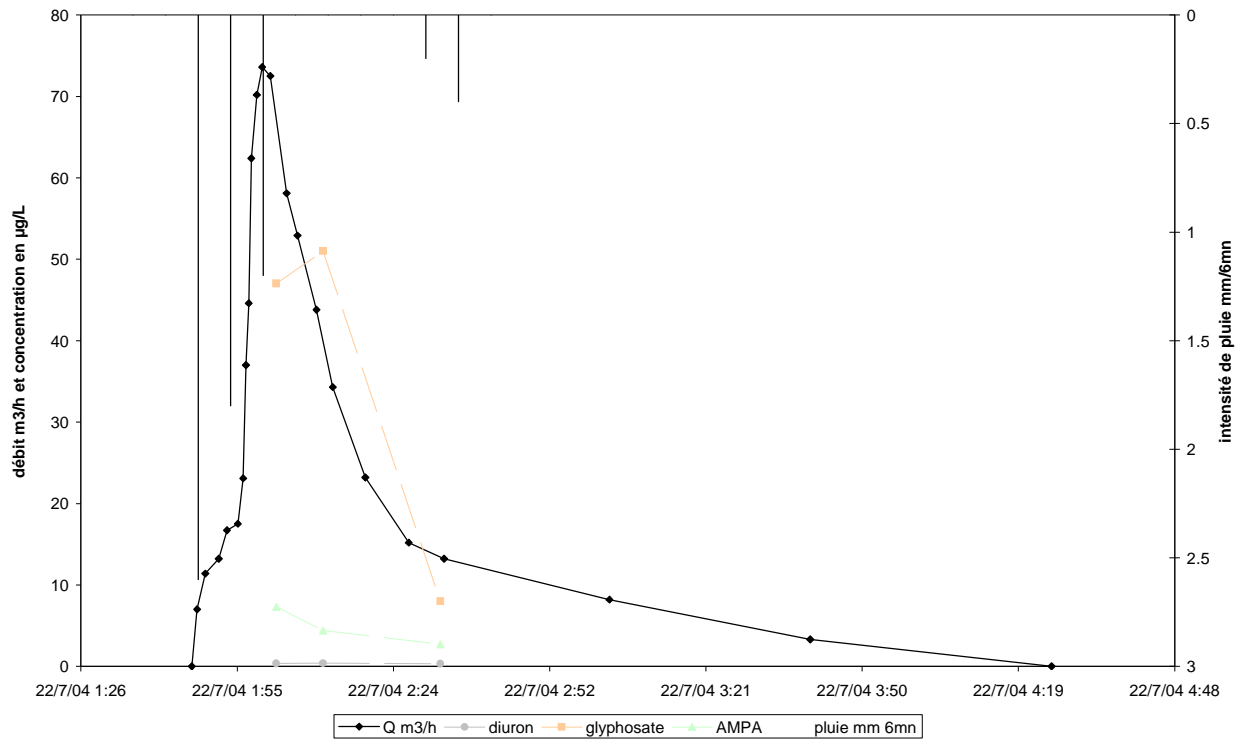
130704



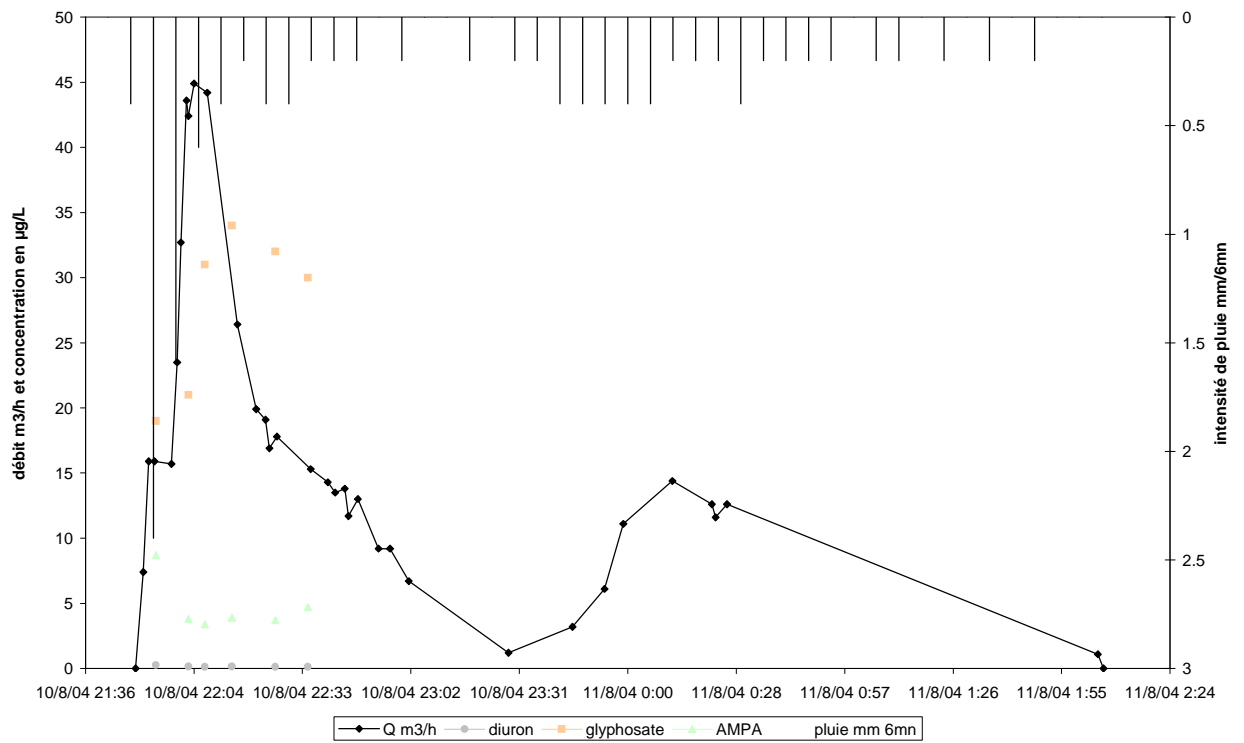
210704



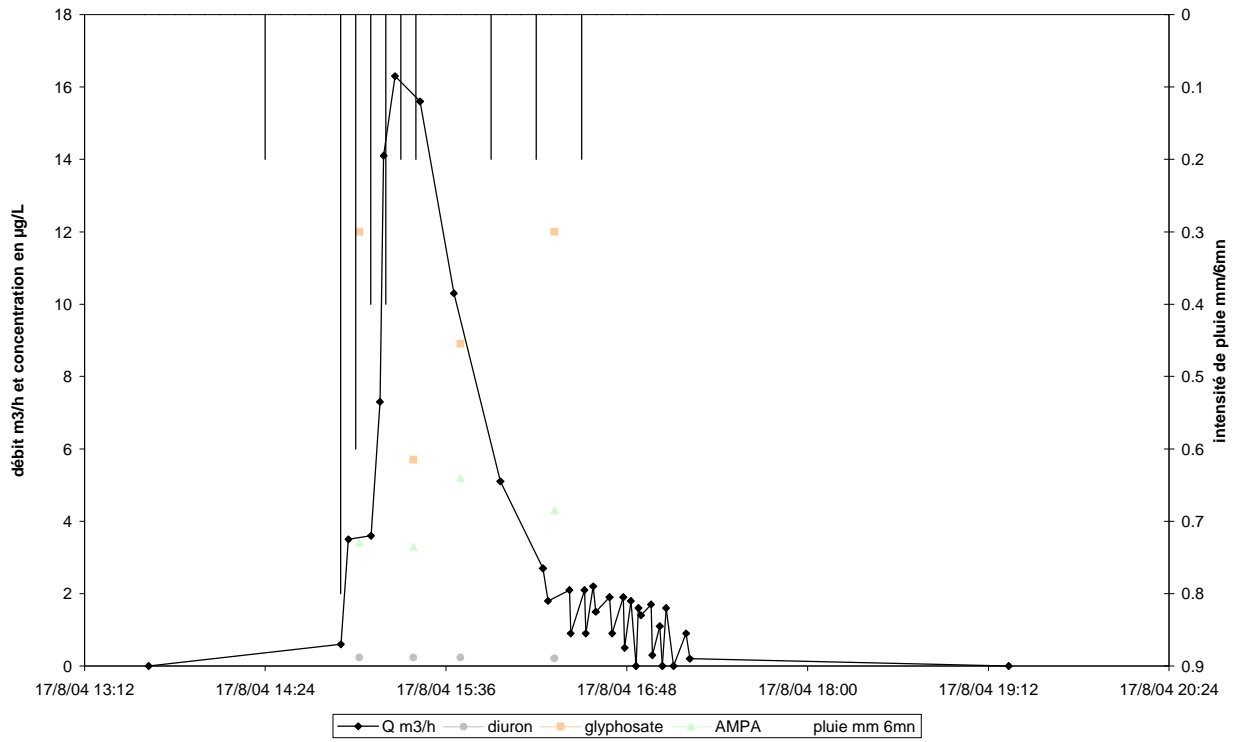
220704



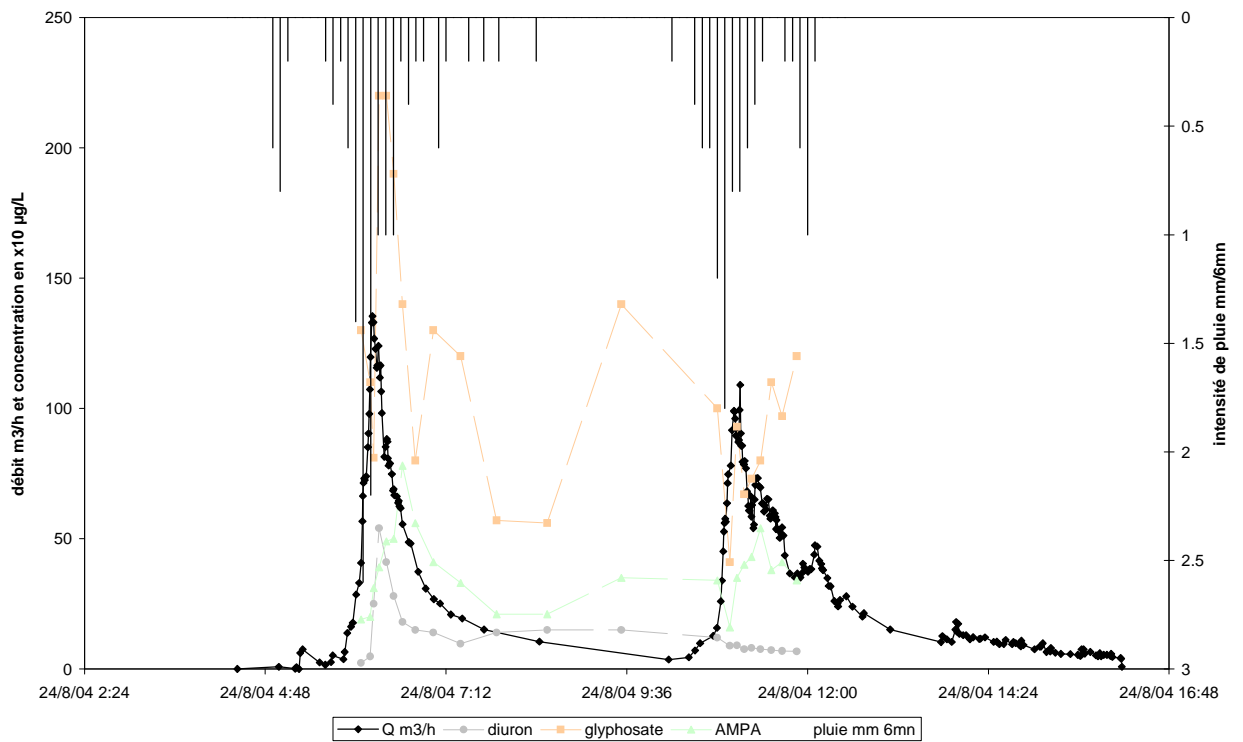
100804

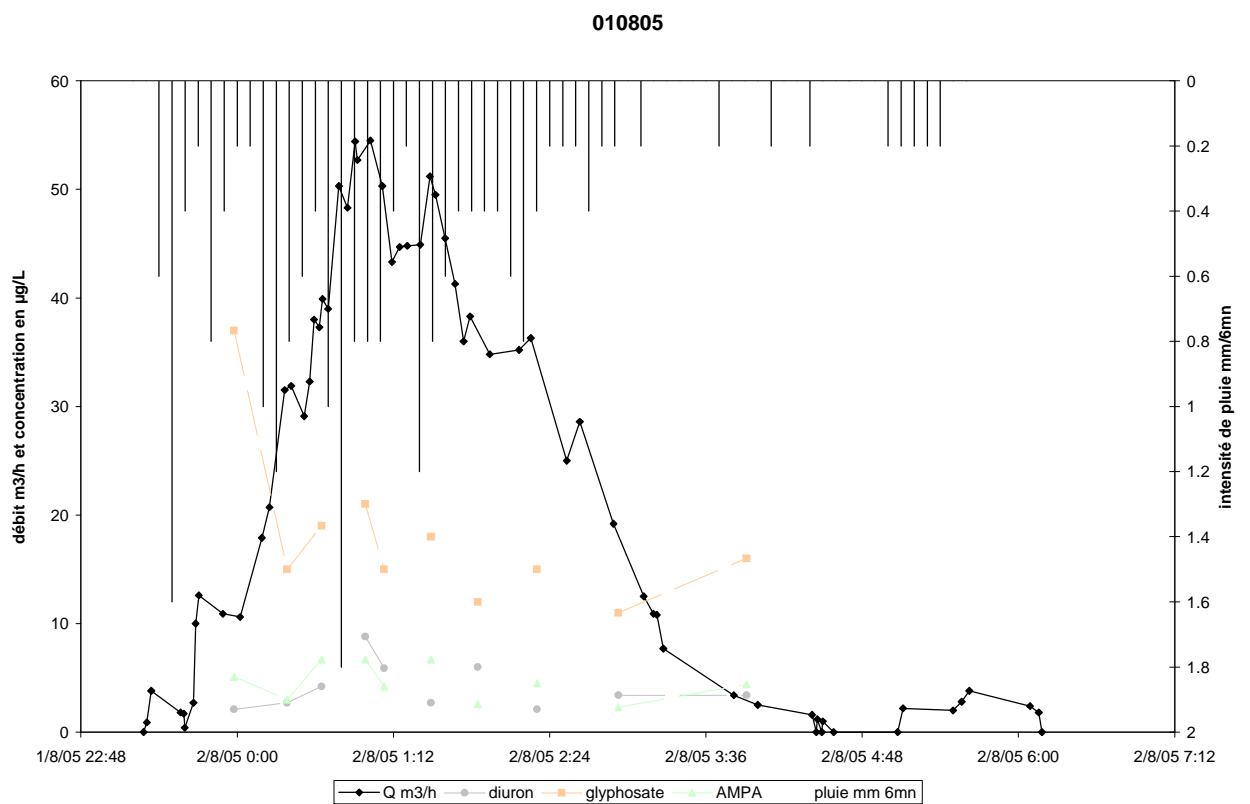
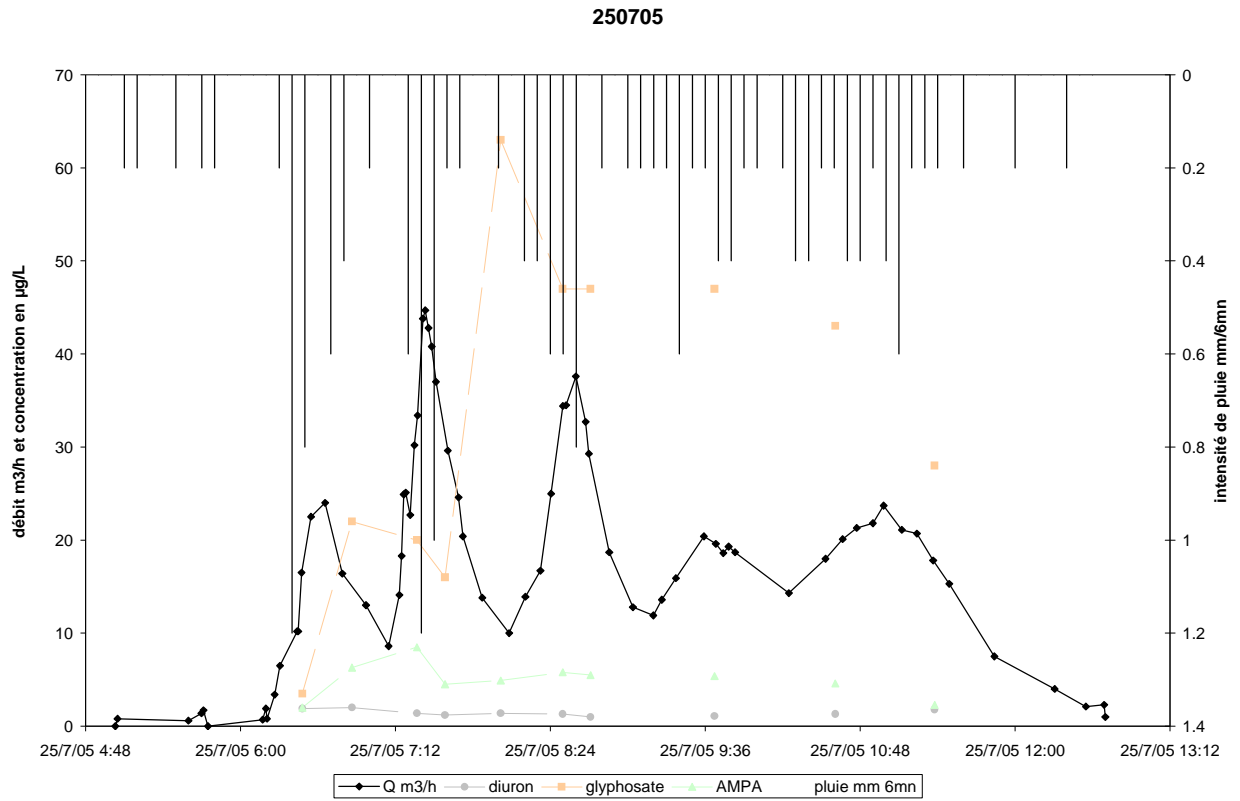


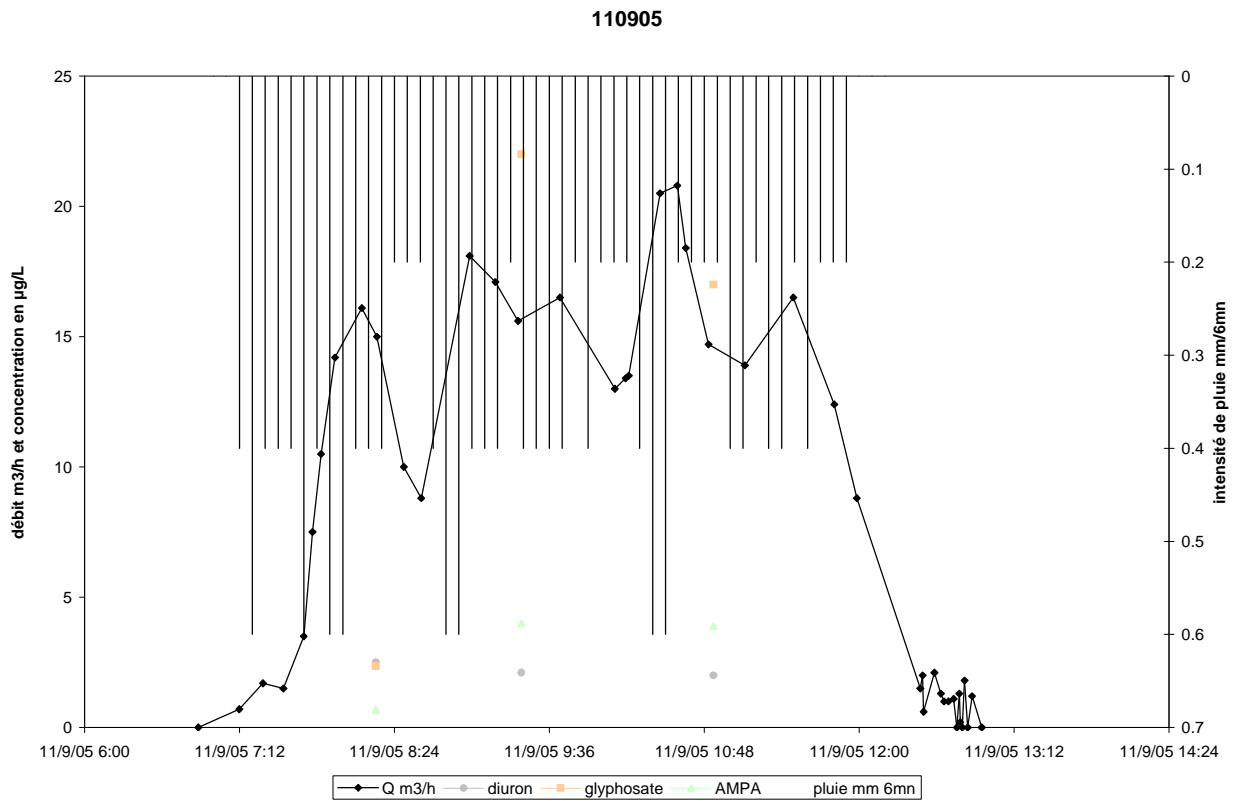
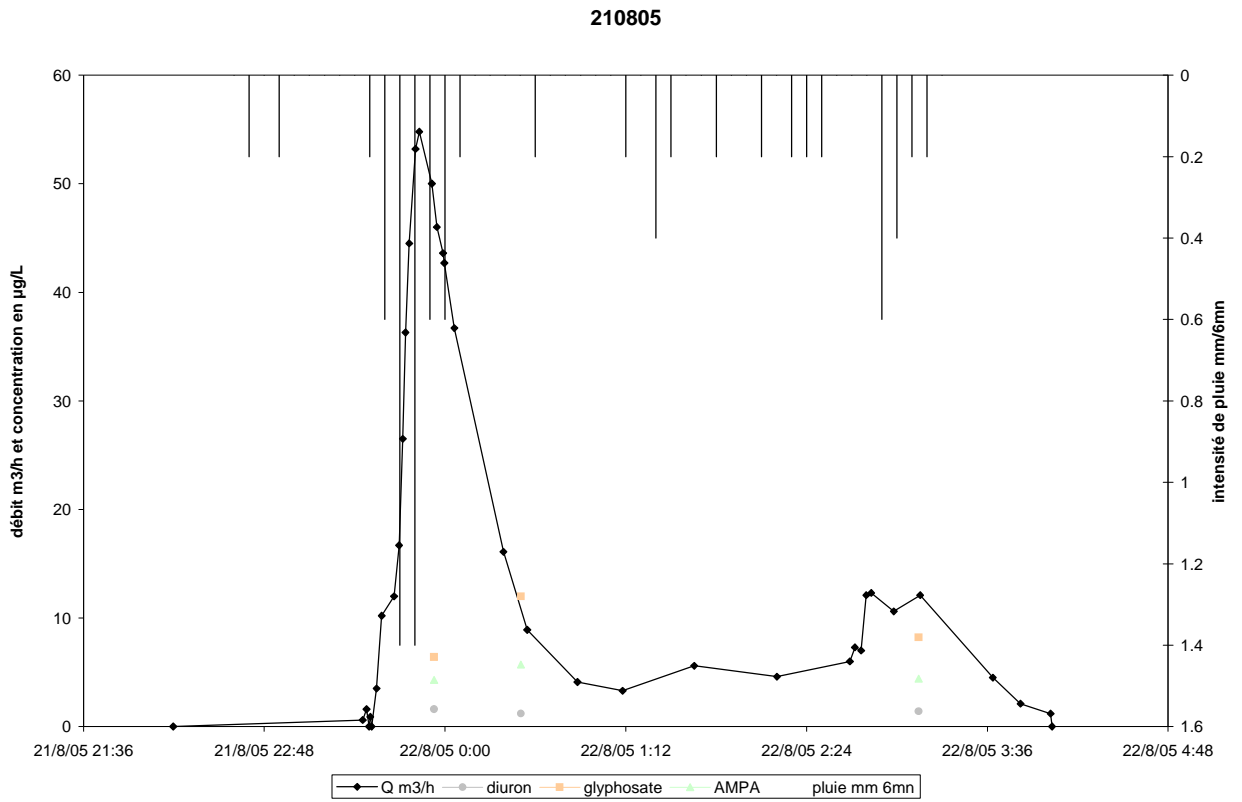
170804

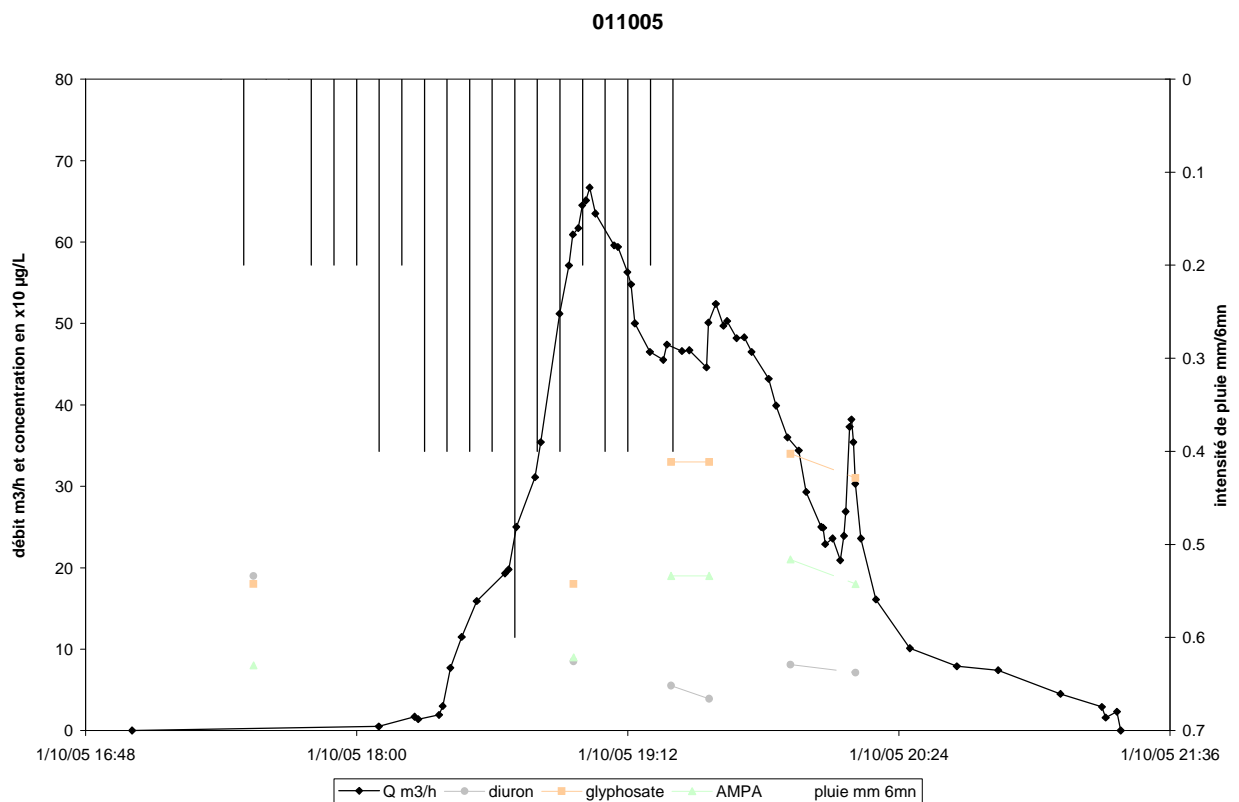
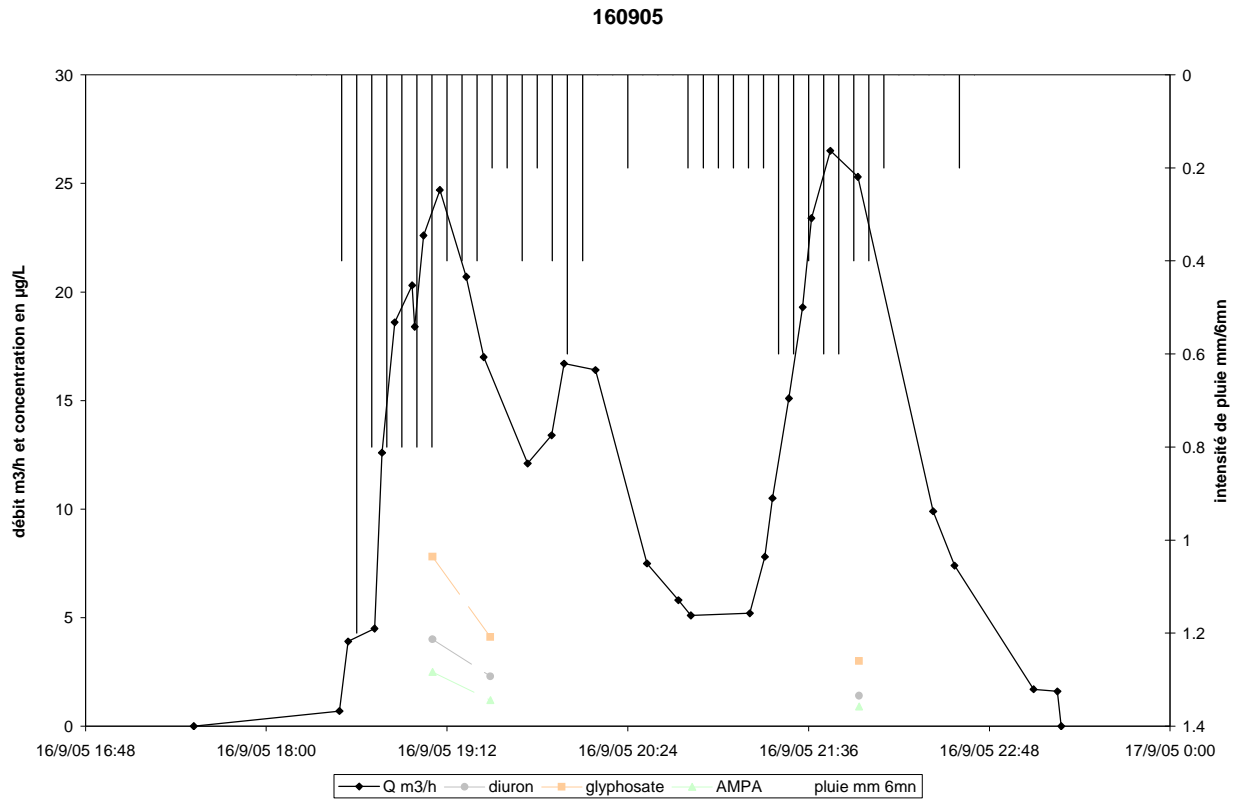


240804

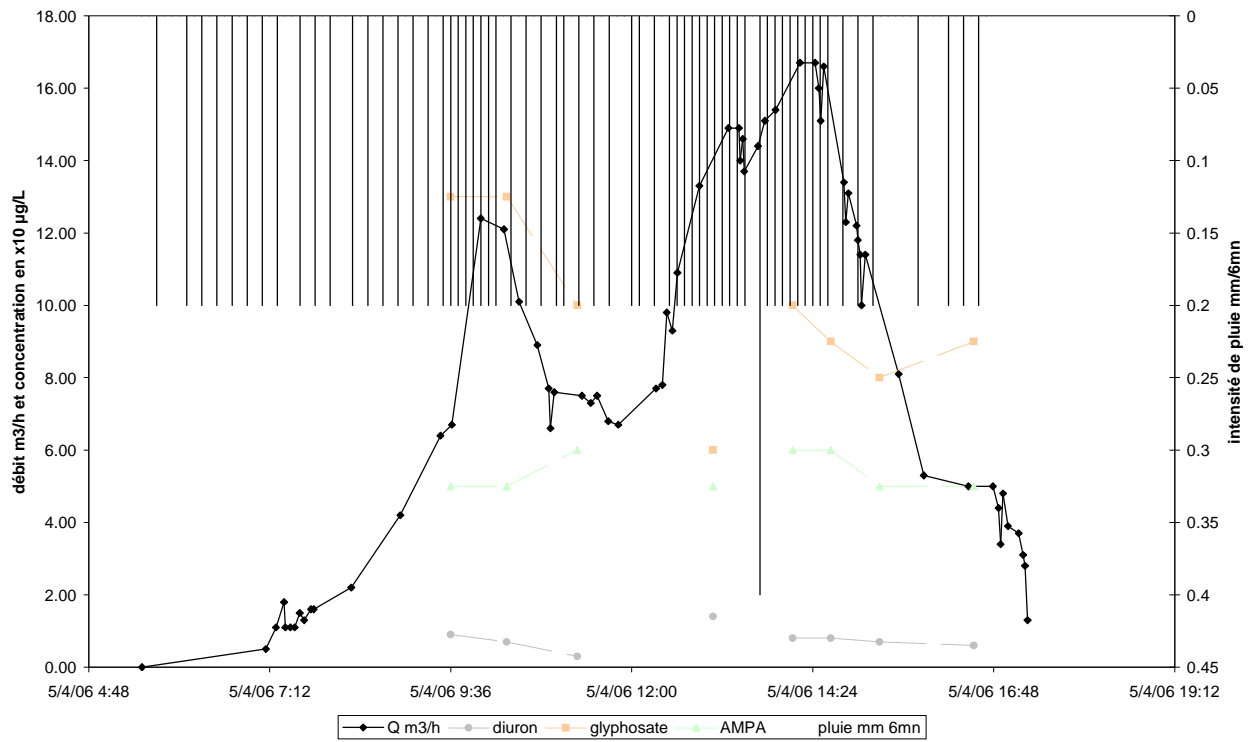




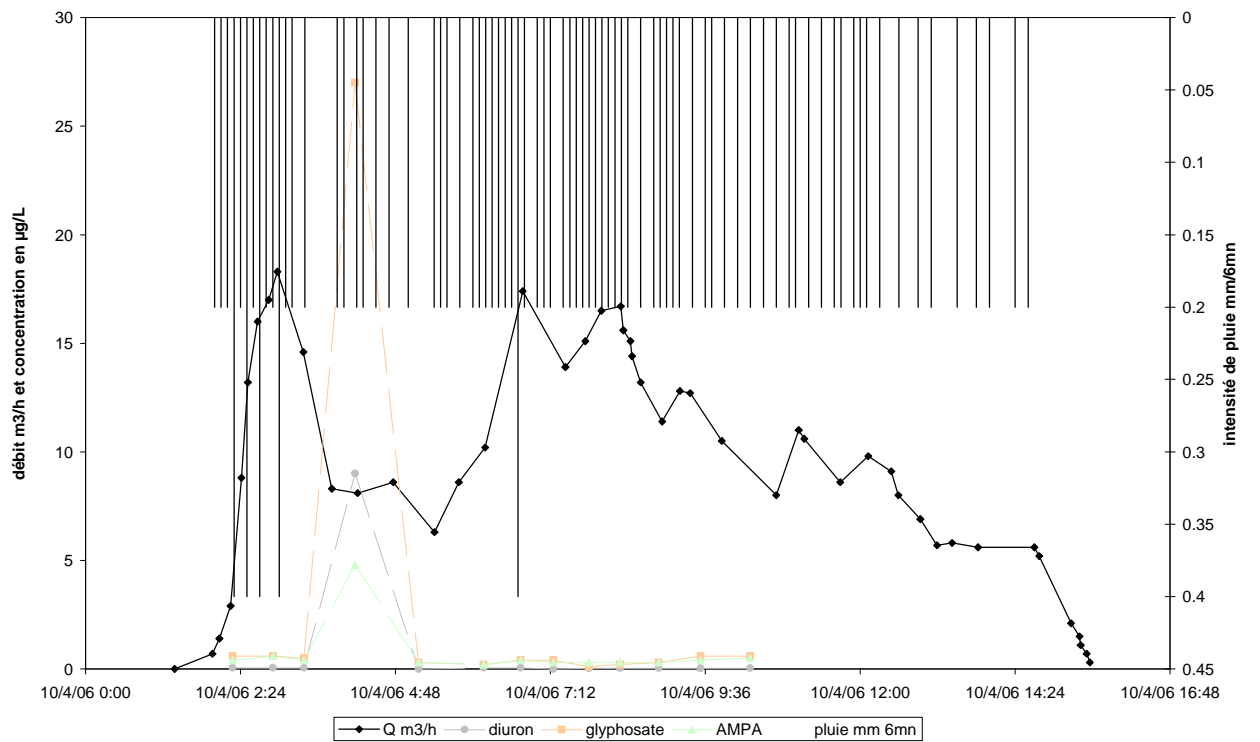




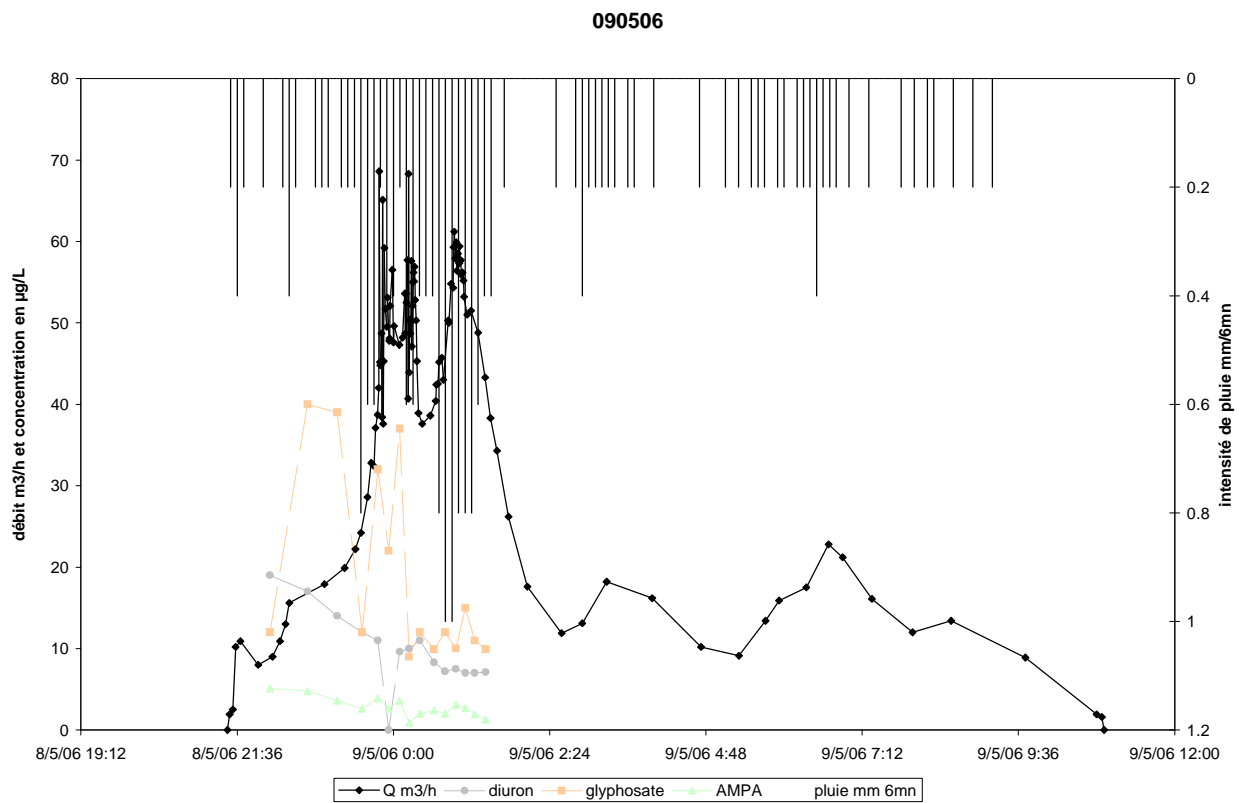
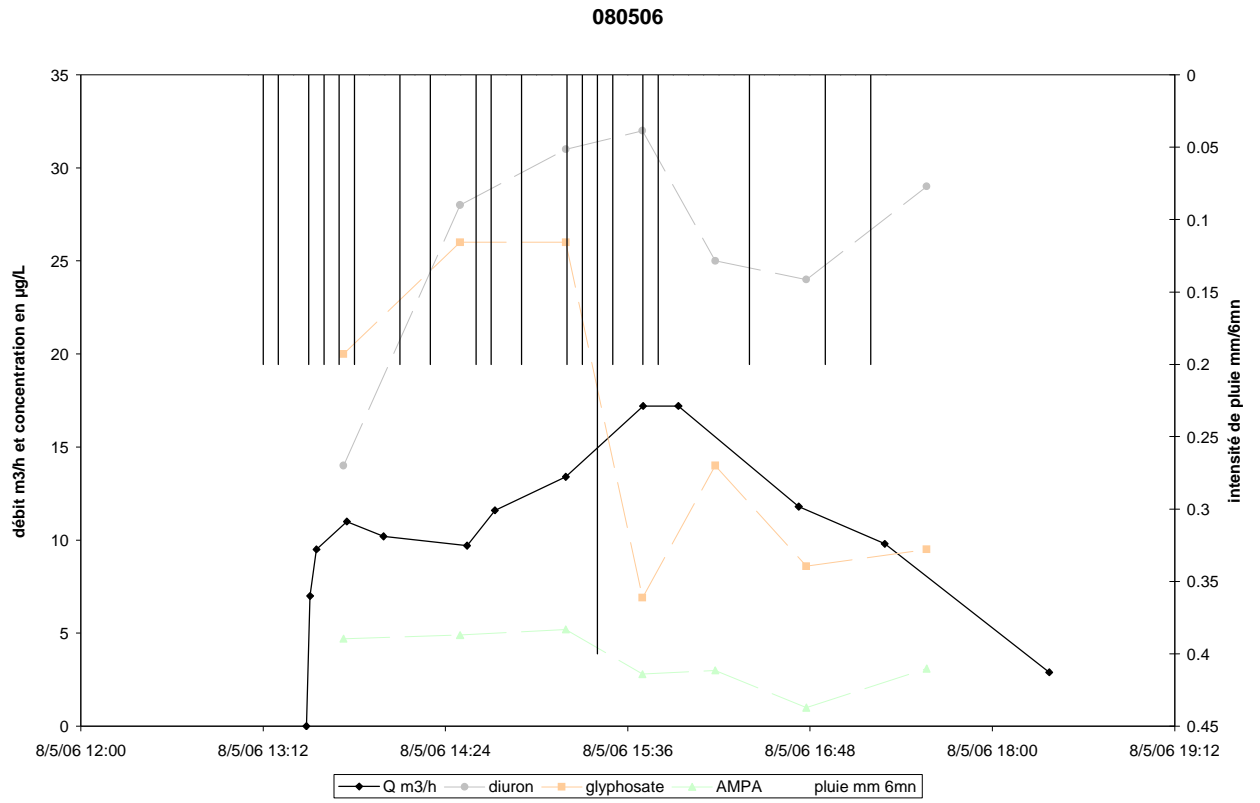
050406



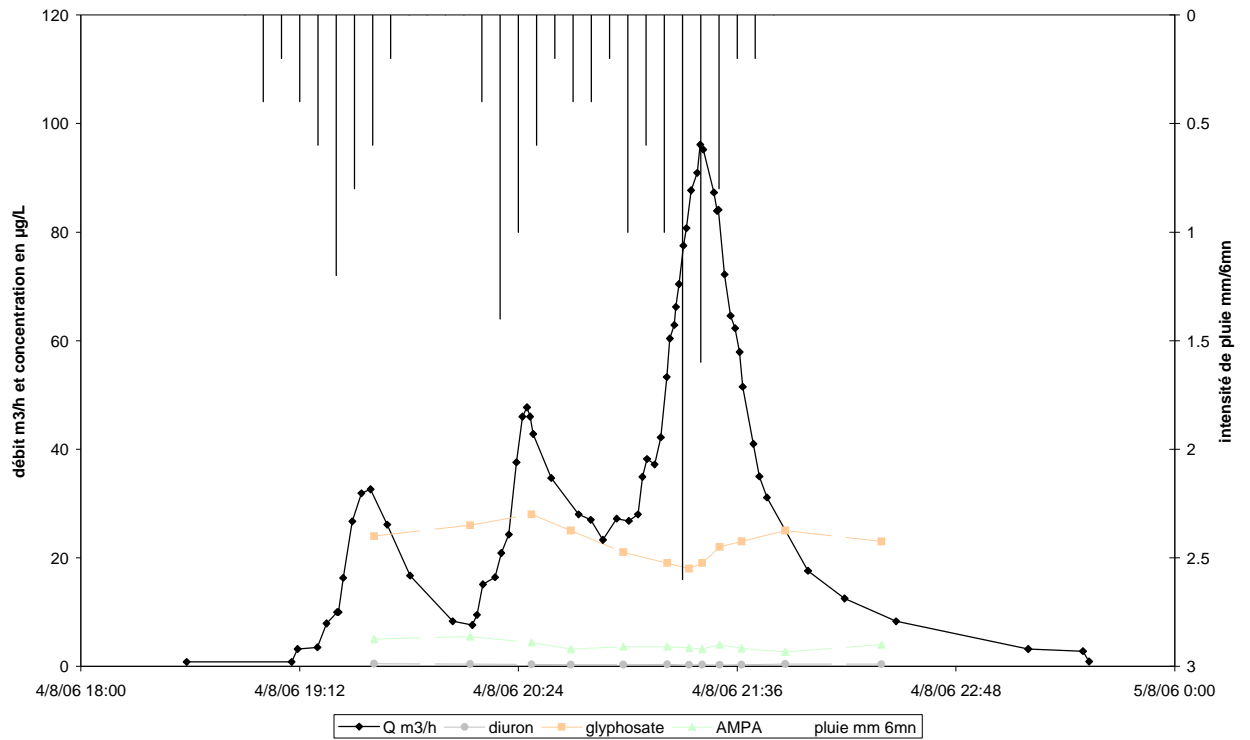
100406



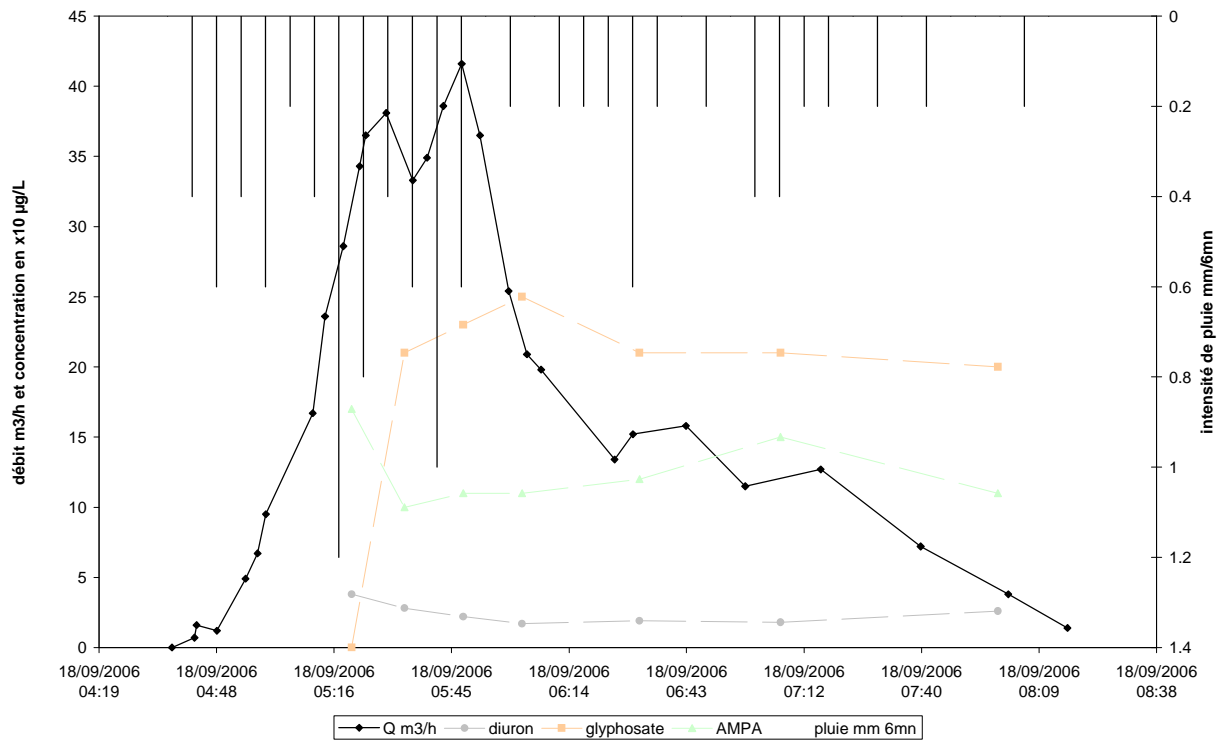


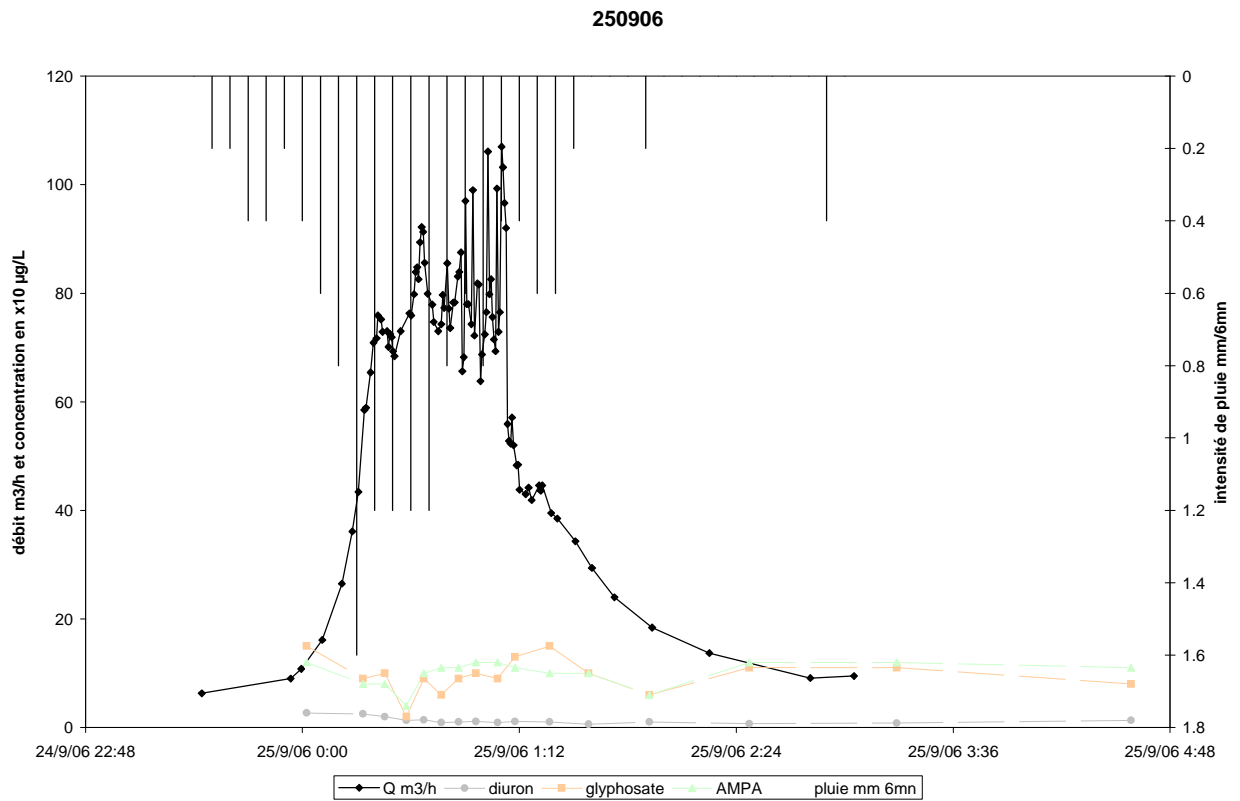
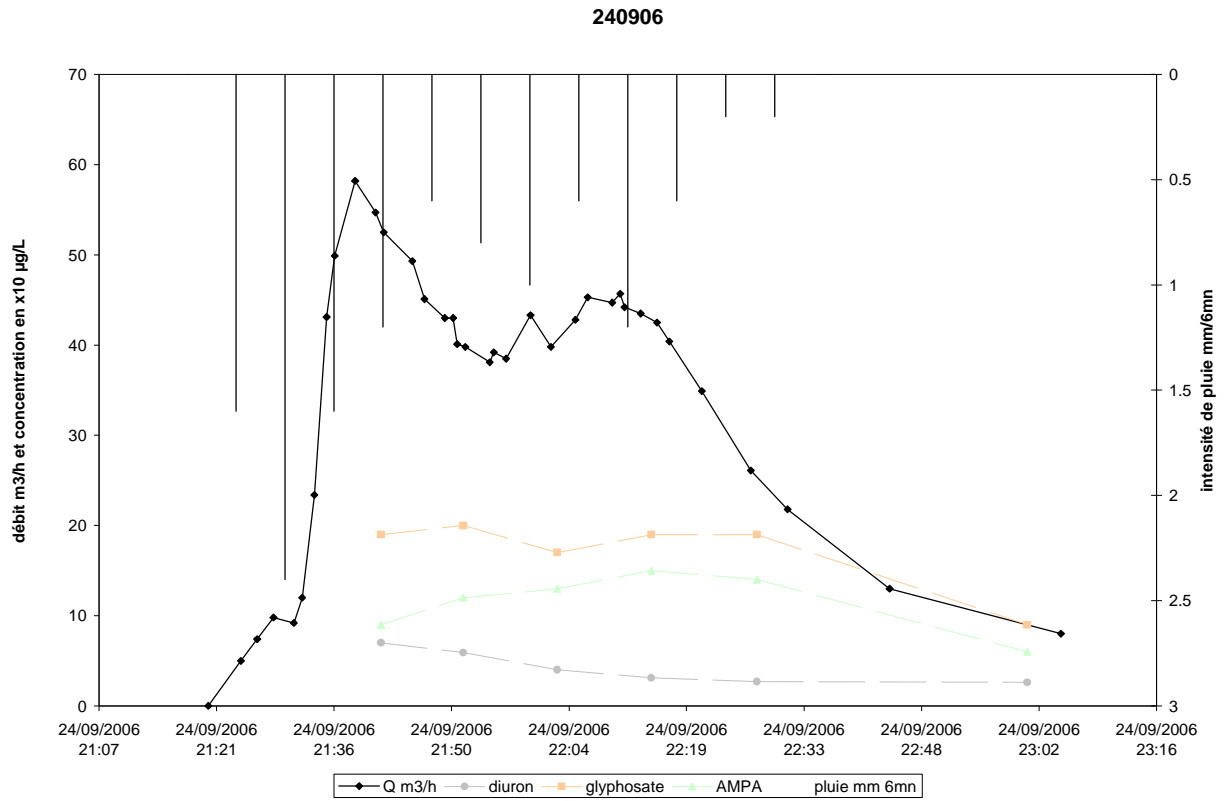


040806



180906

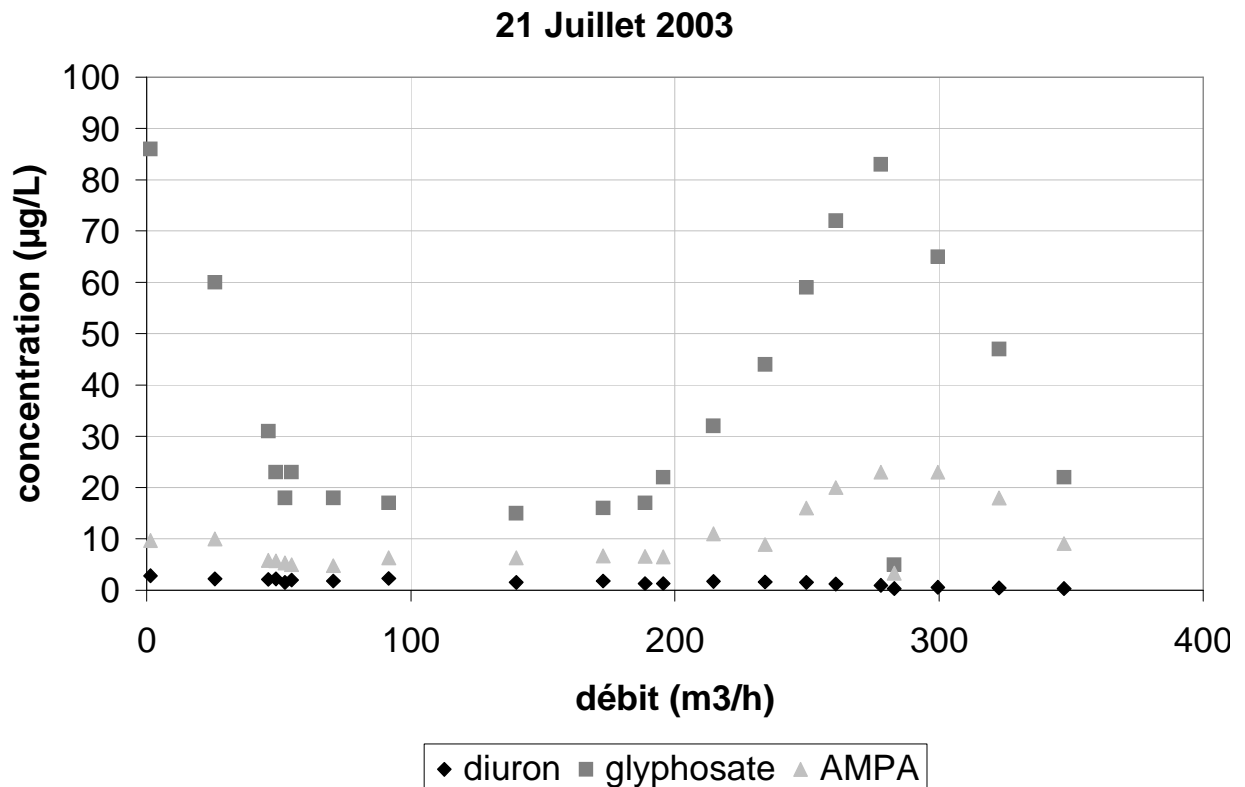
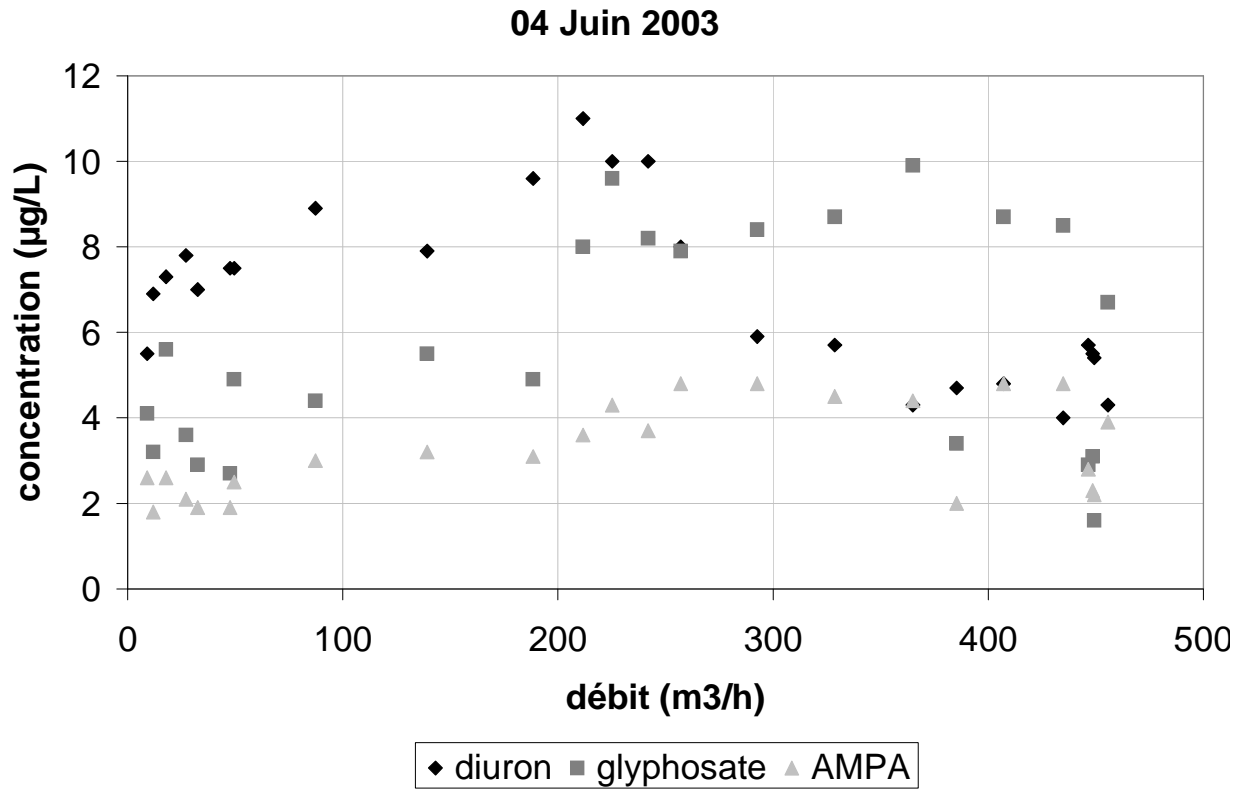


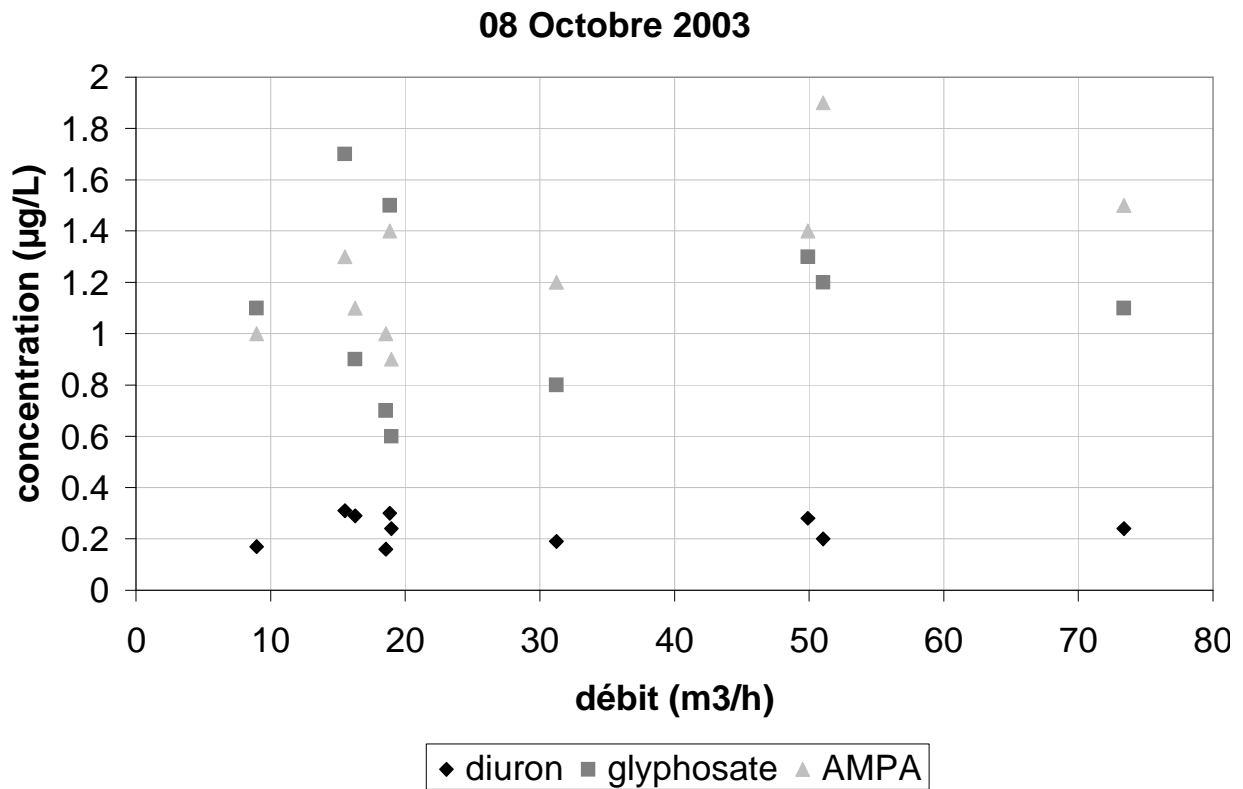
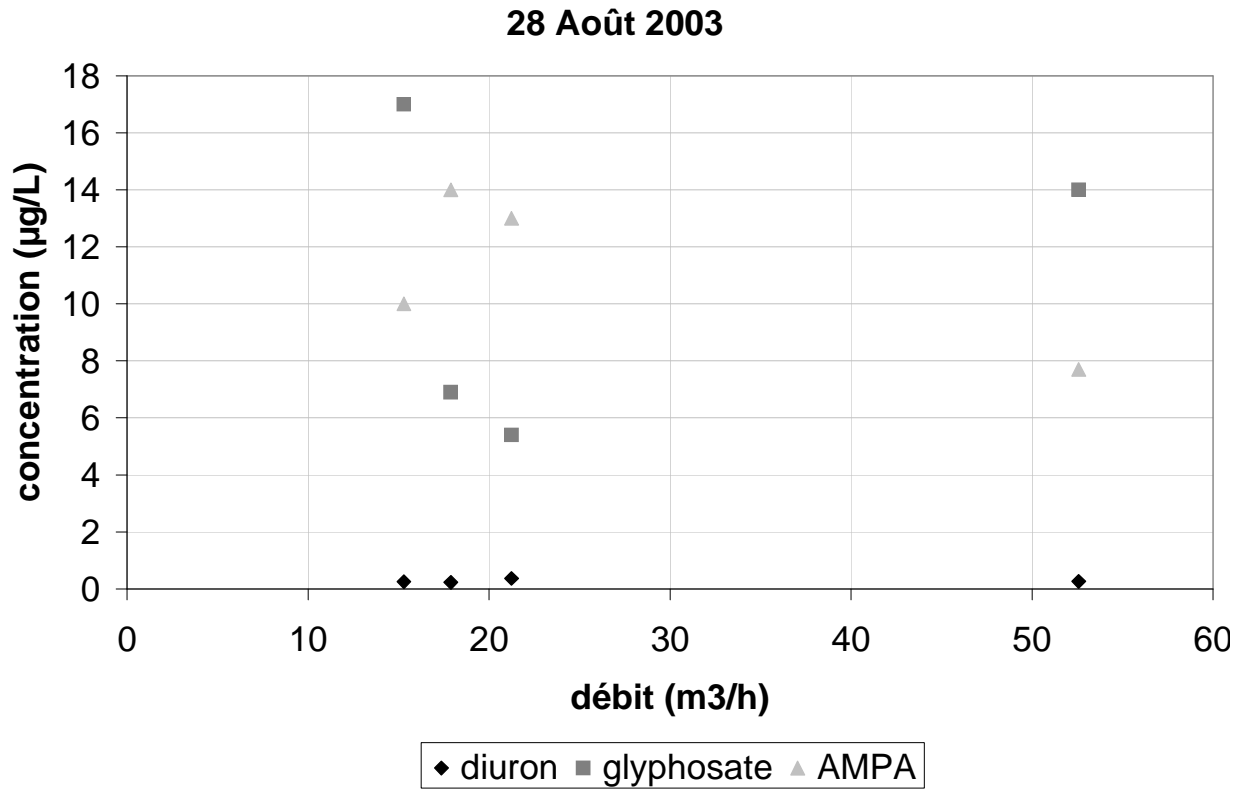


## ANNEXE 4 :

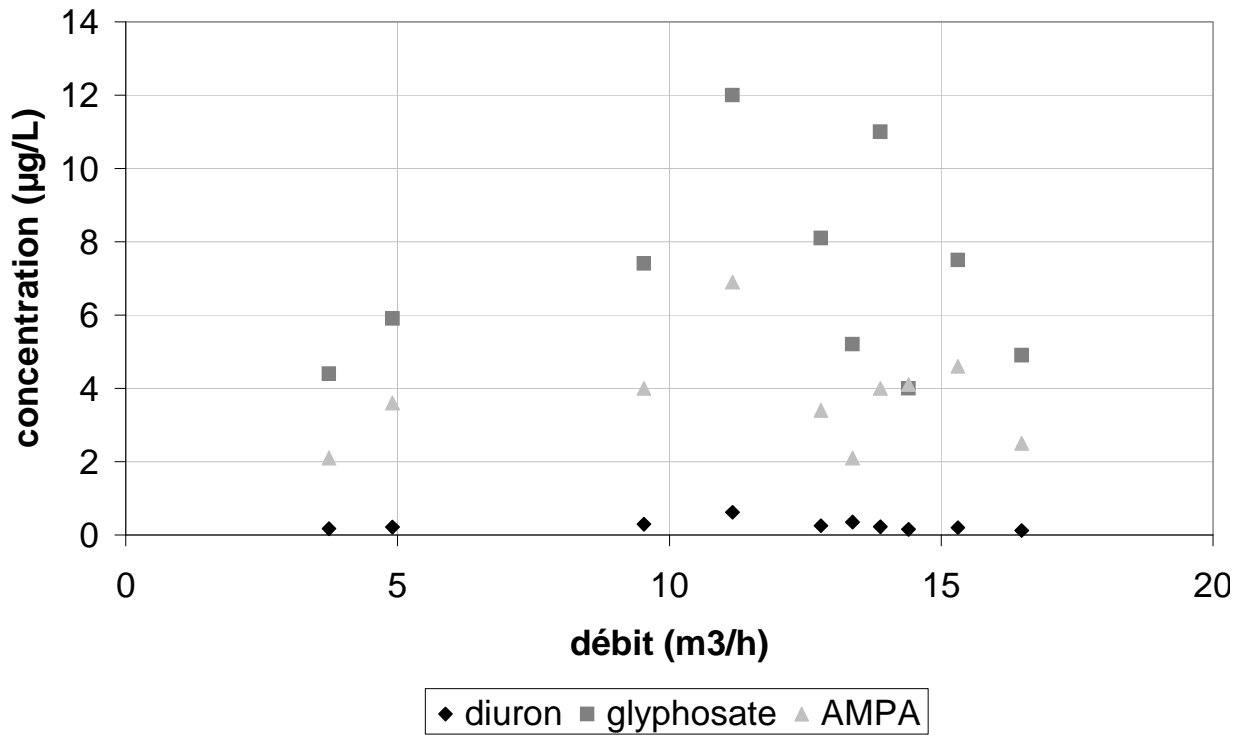
Relation entre concentration et débit pour les  
13 événements possédant le plus de  
prélèvements



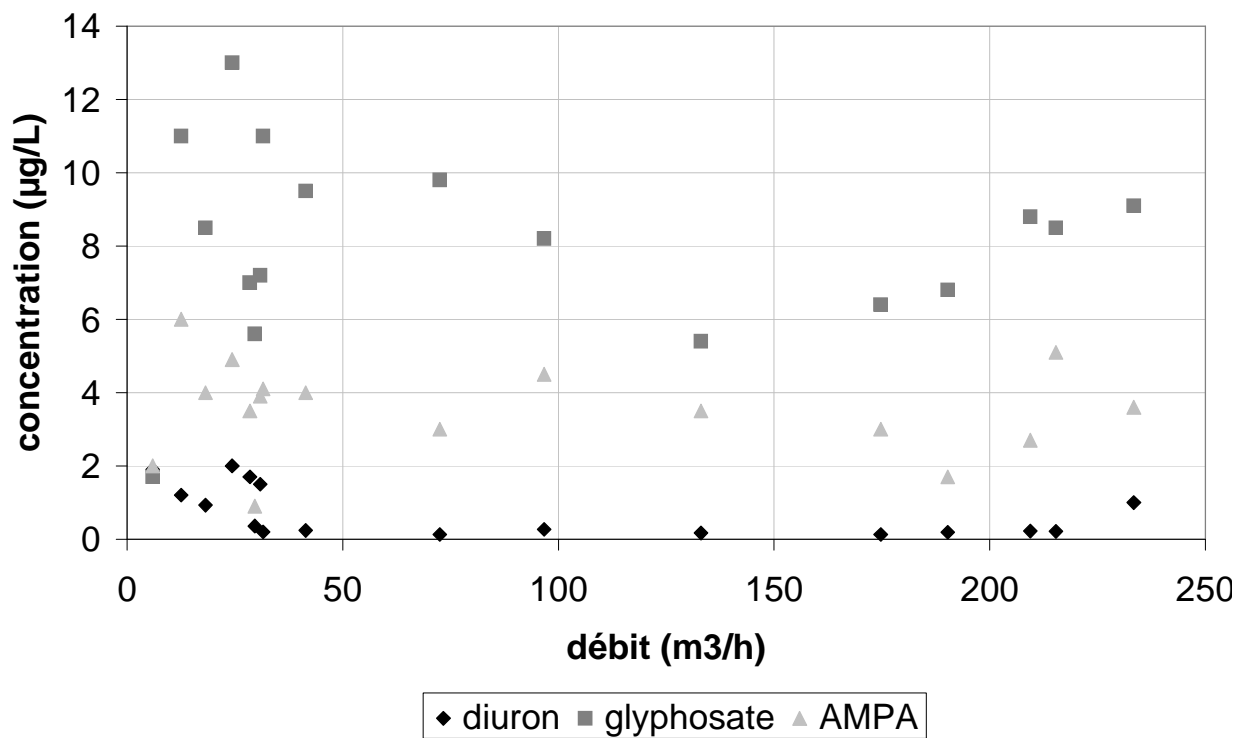




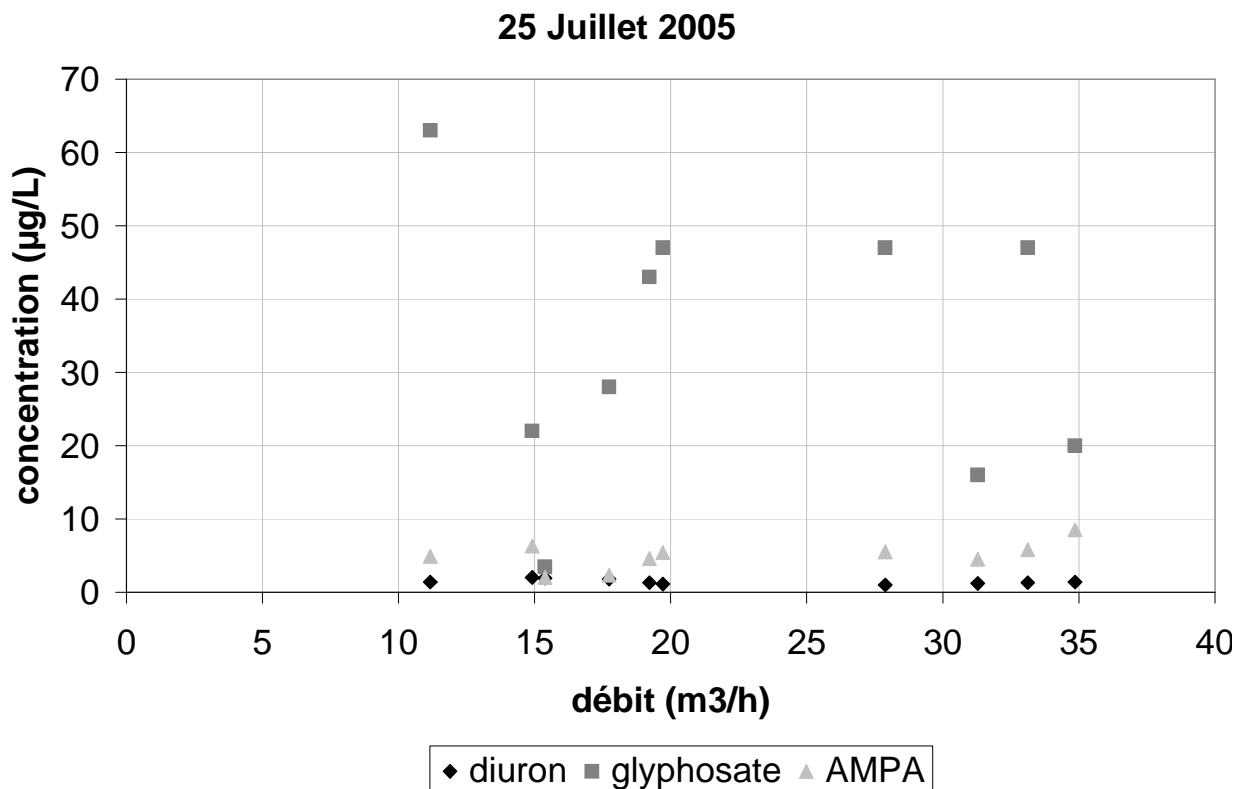
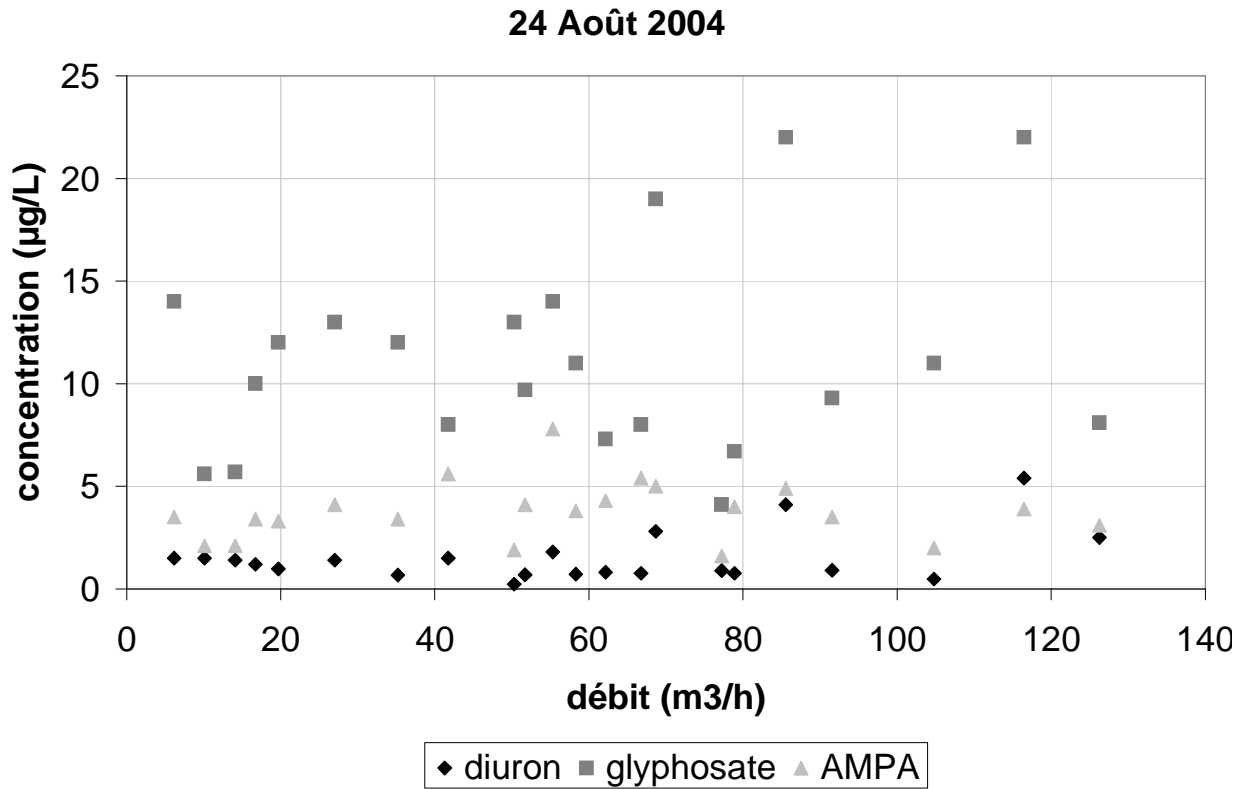
02 Juin 2004

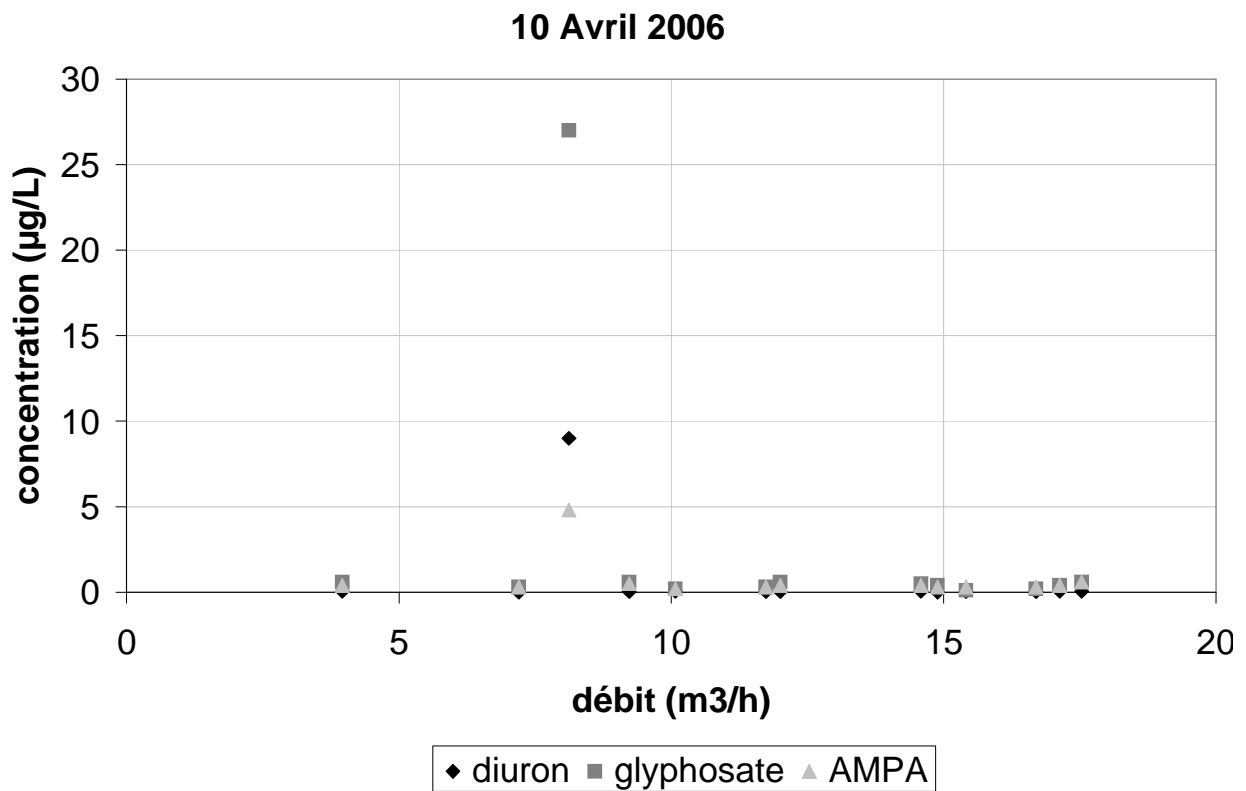
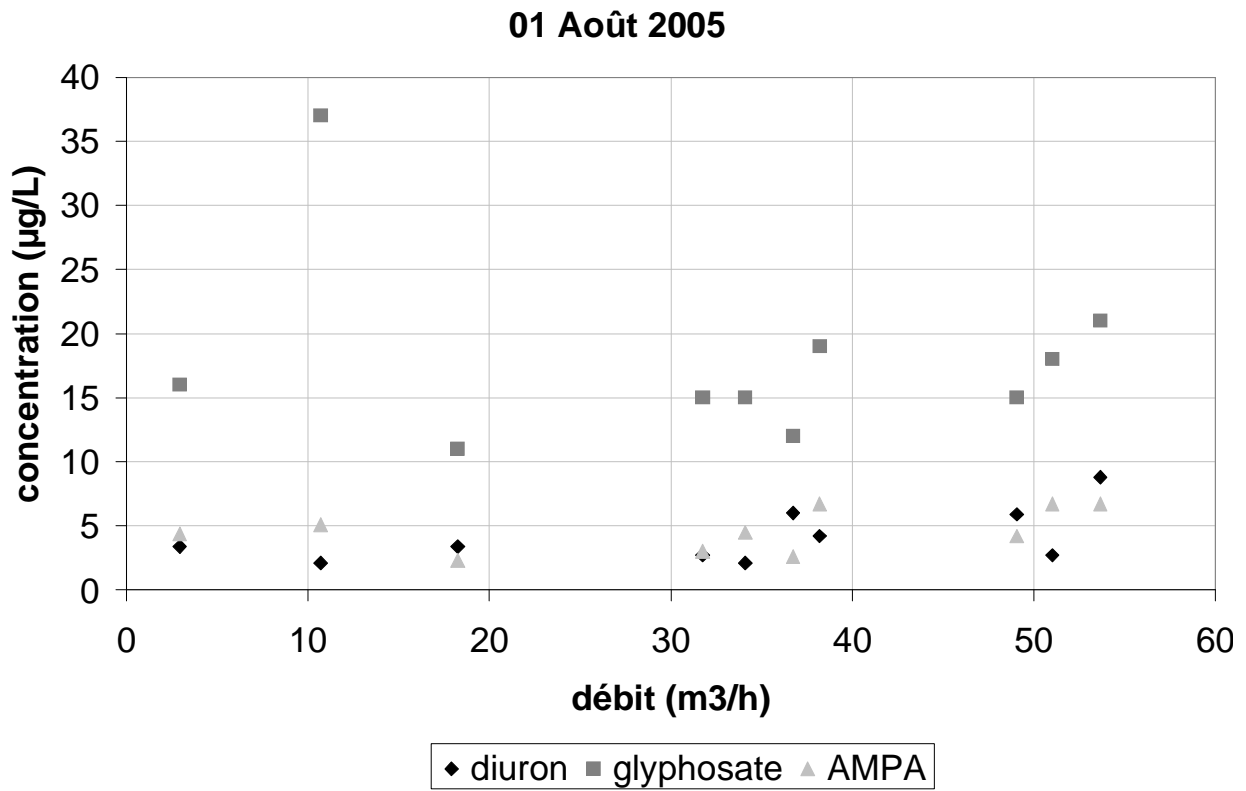


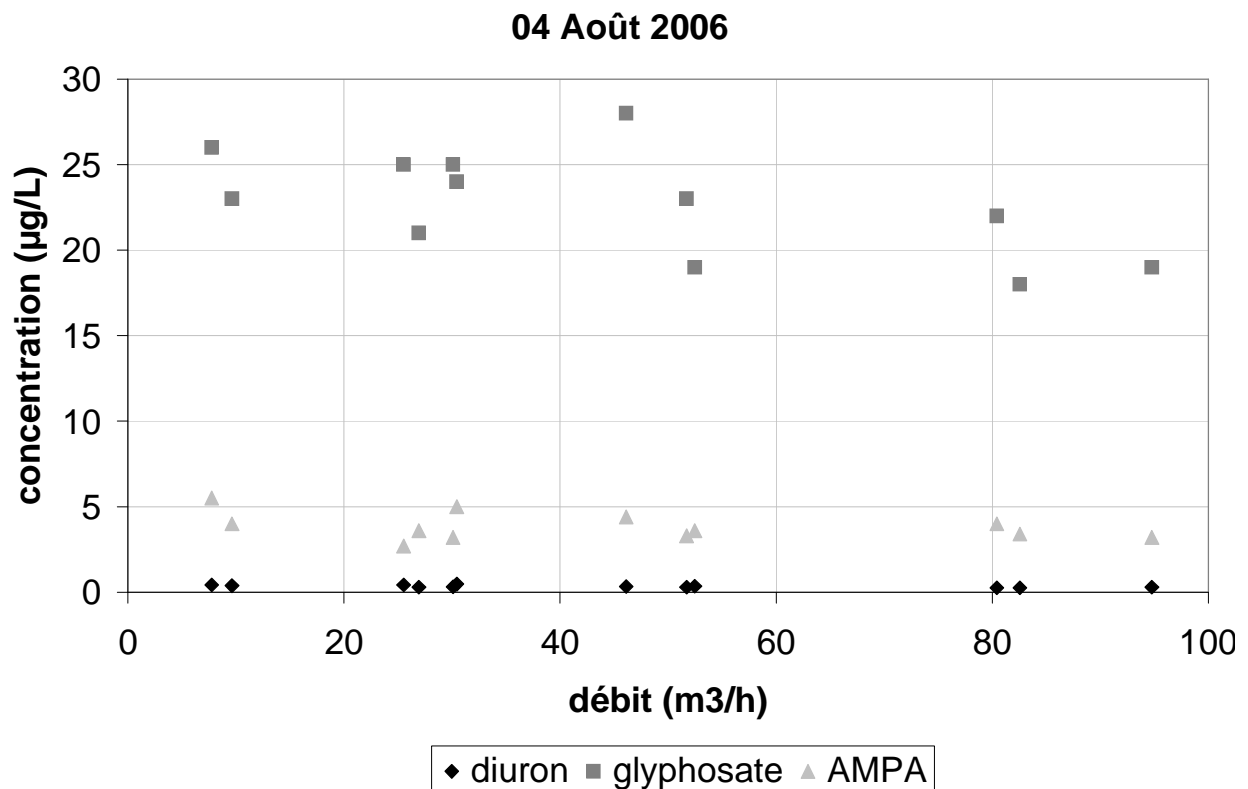
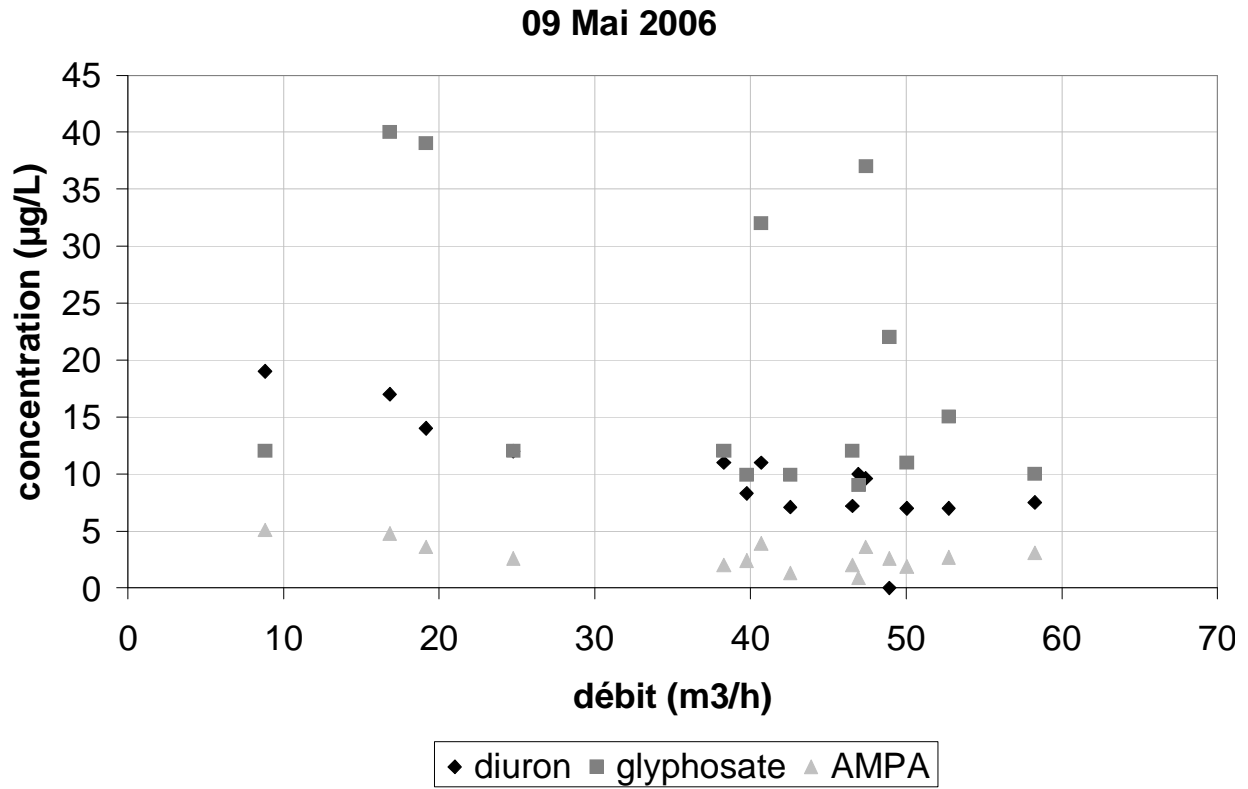
11 Juin 2004

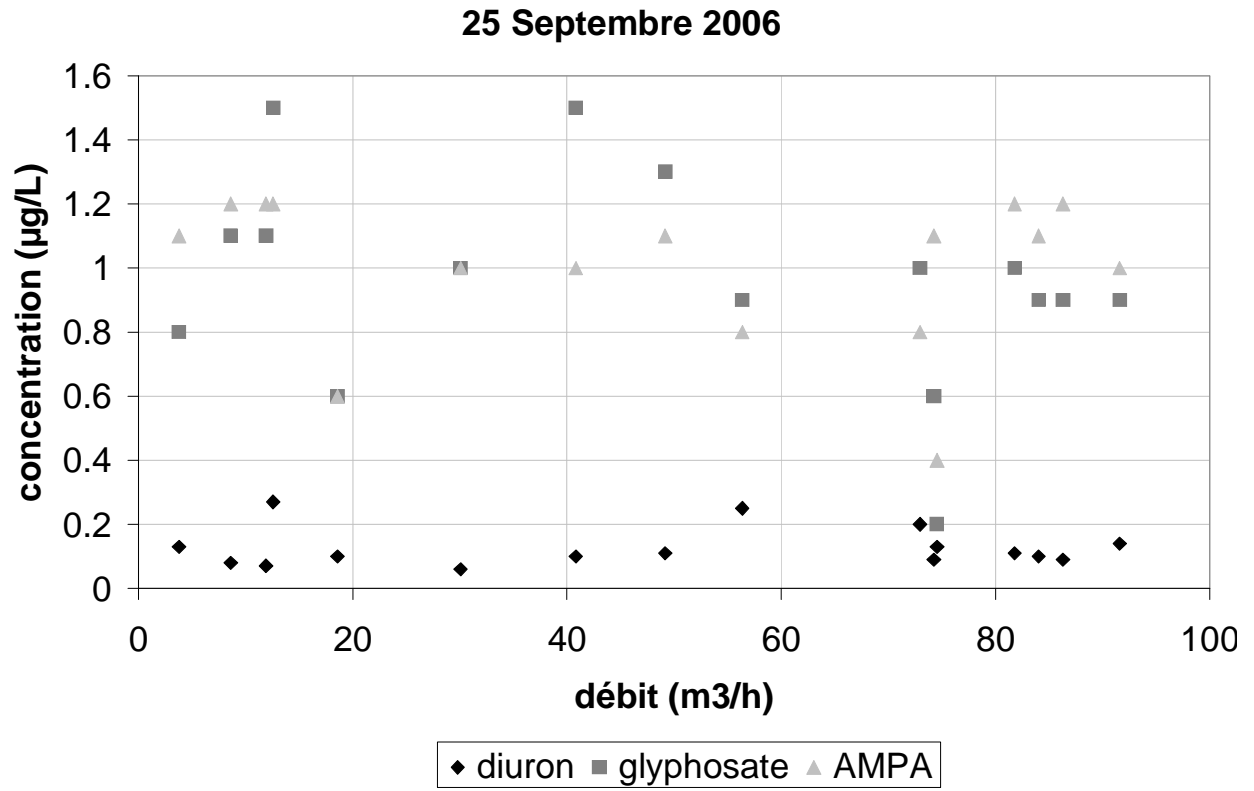




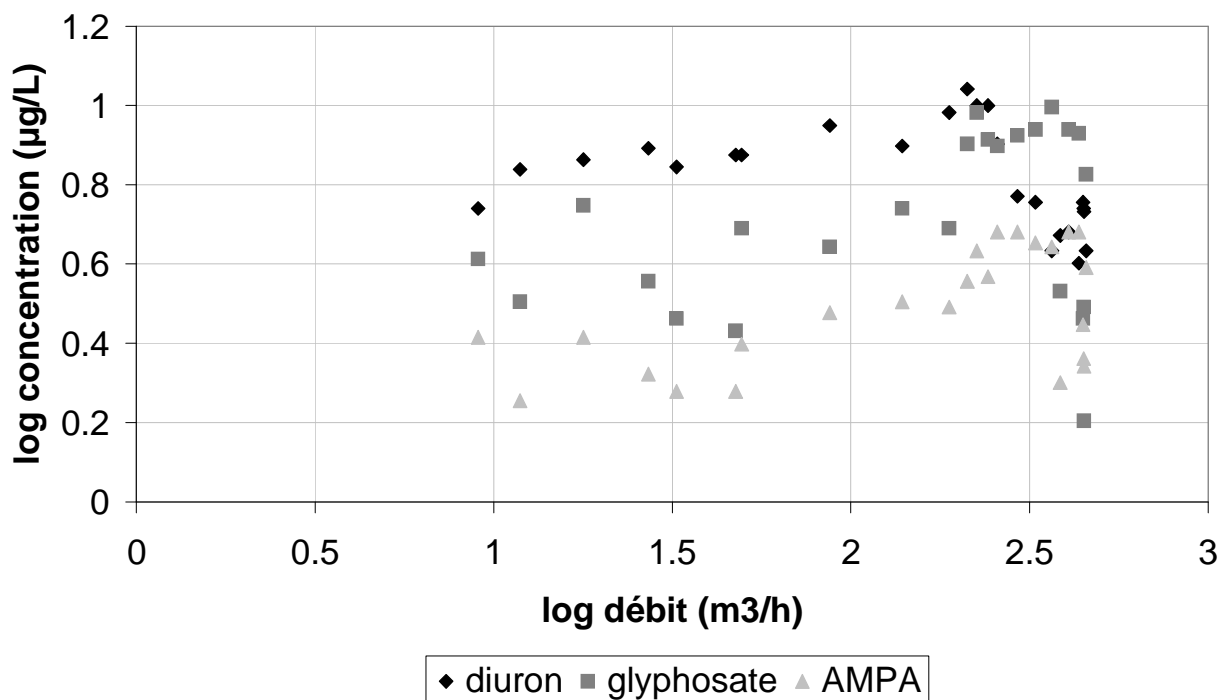




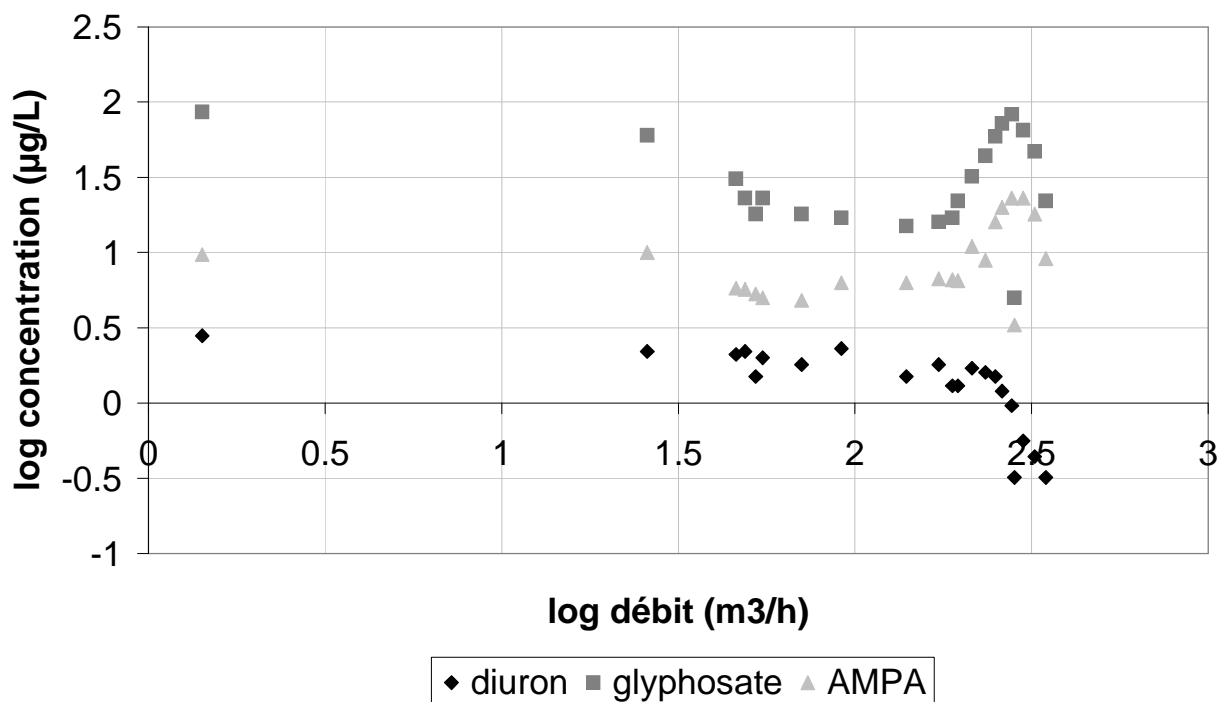


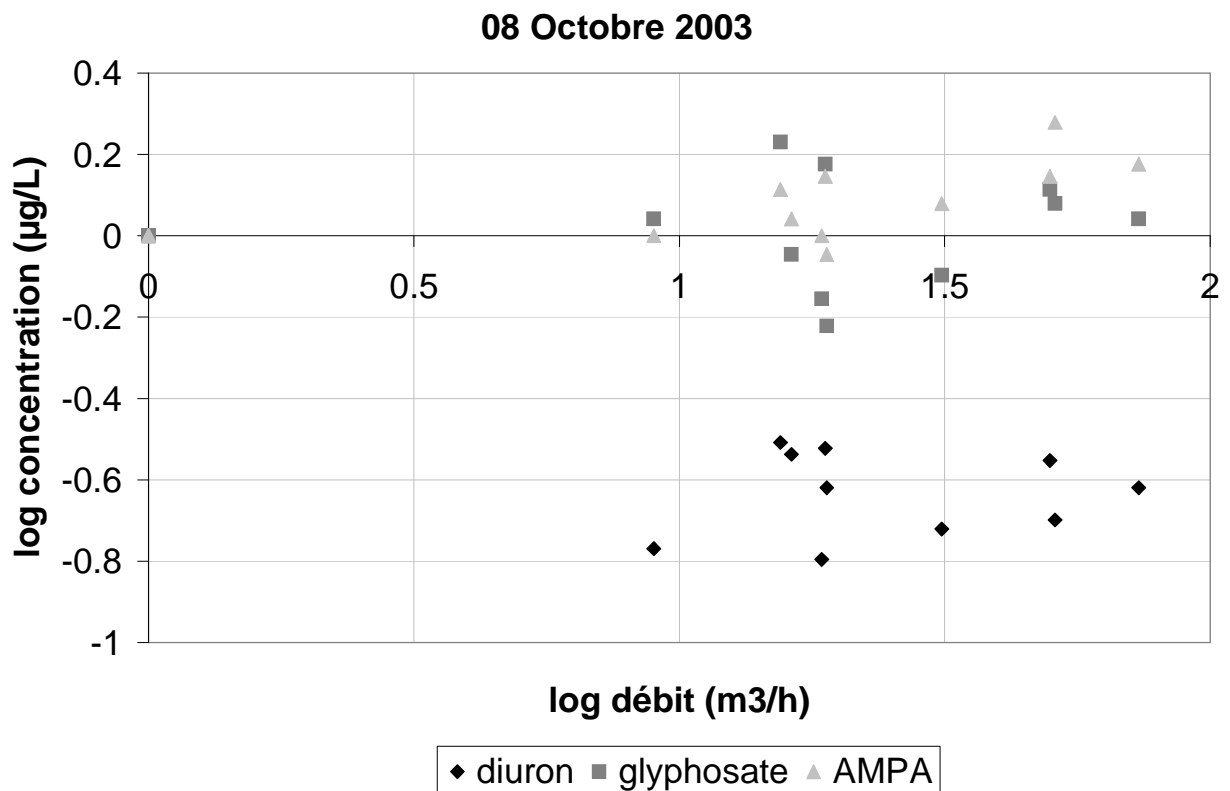
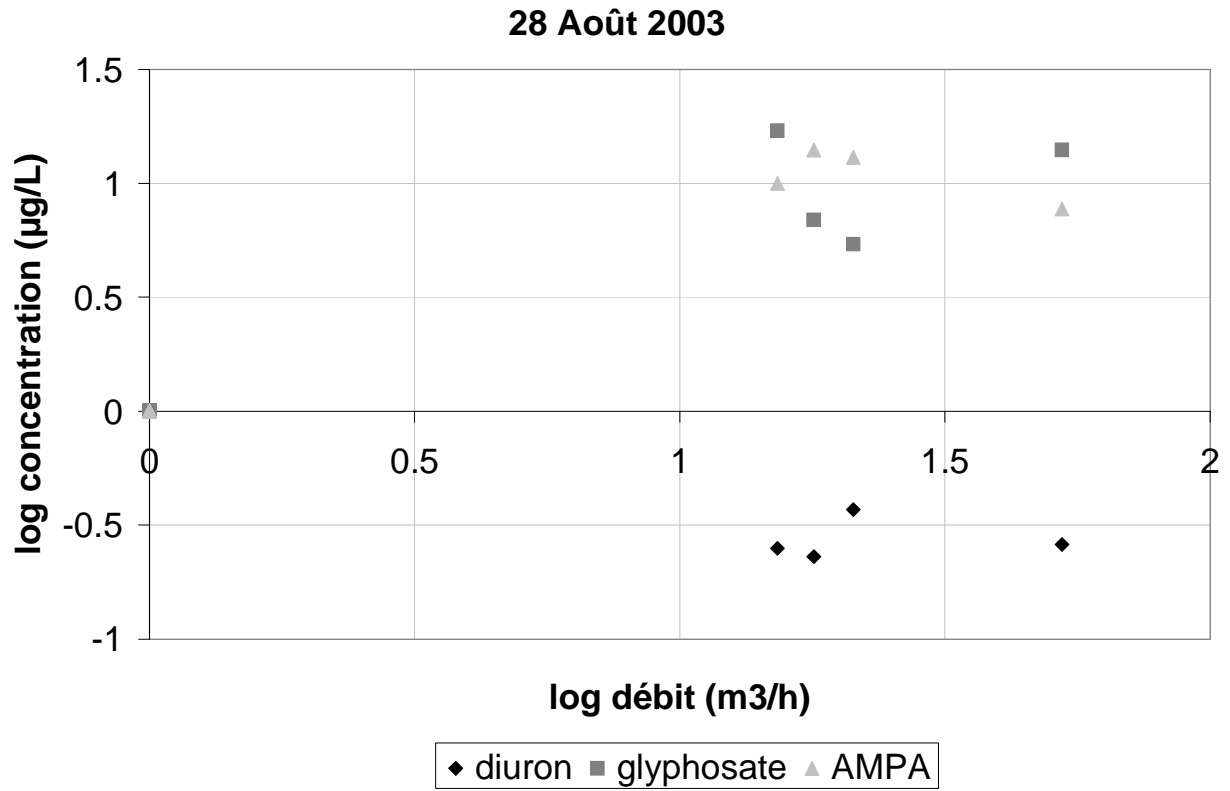


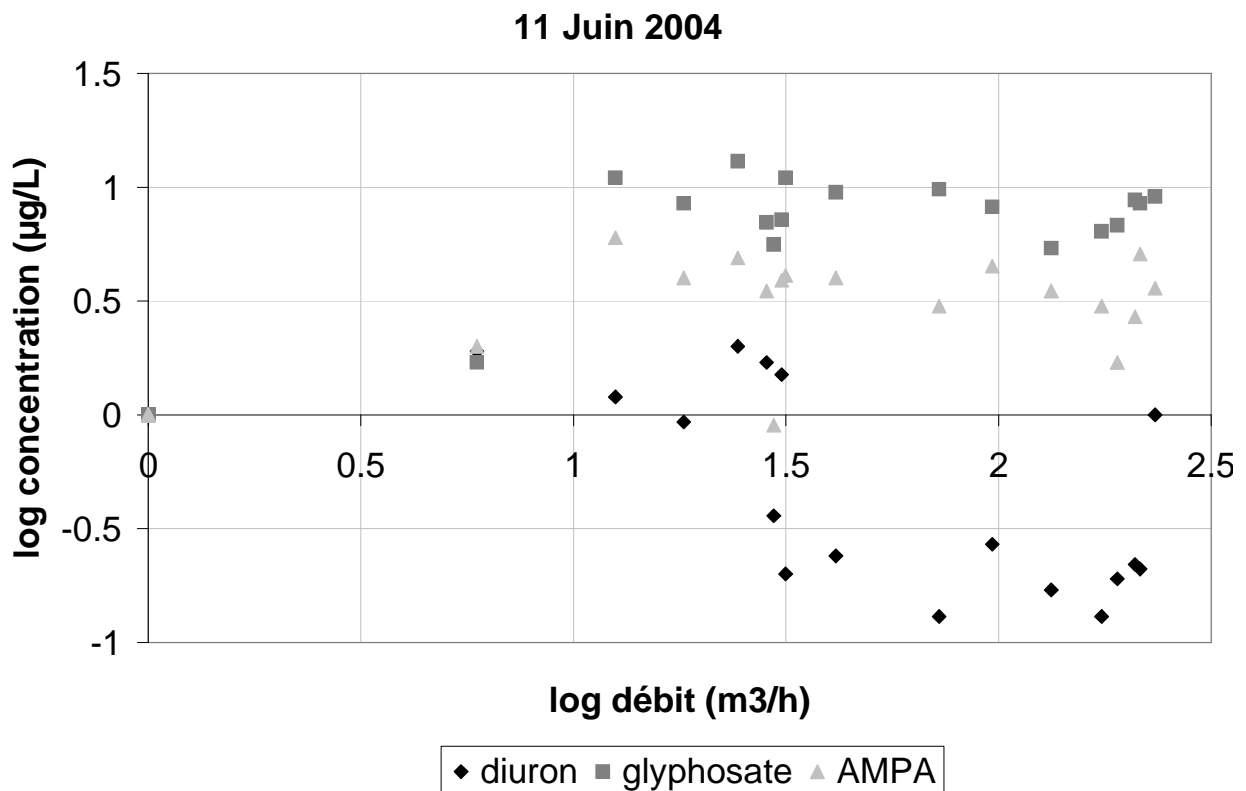
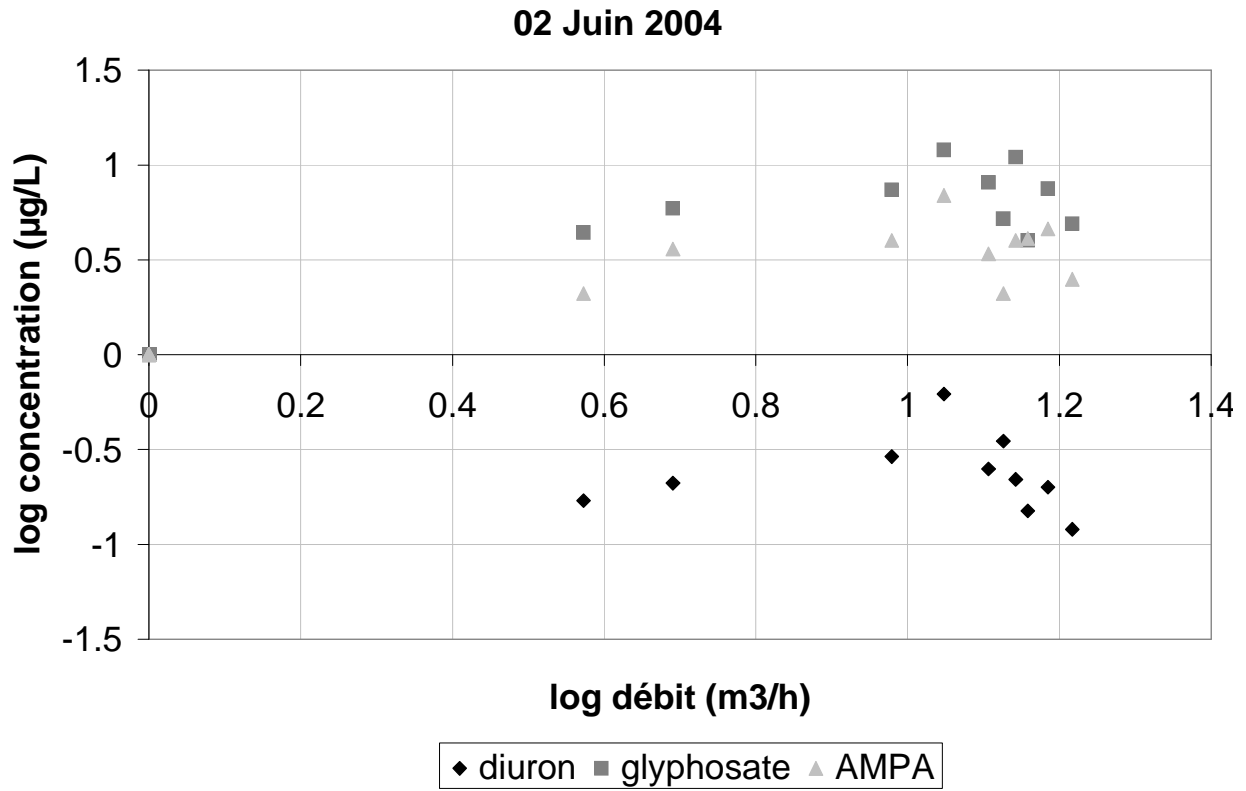
04 Juin 2003

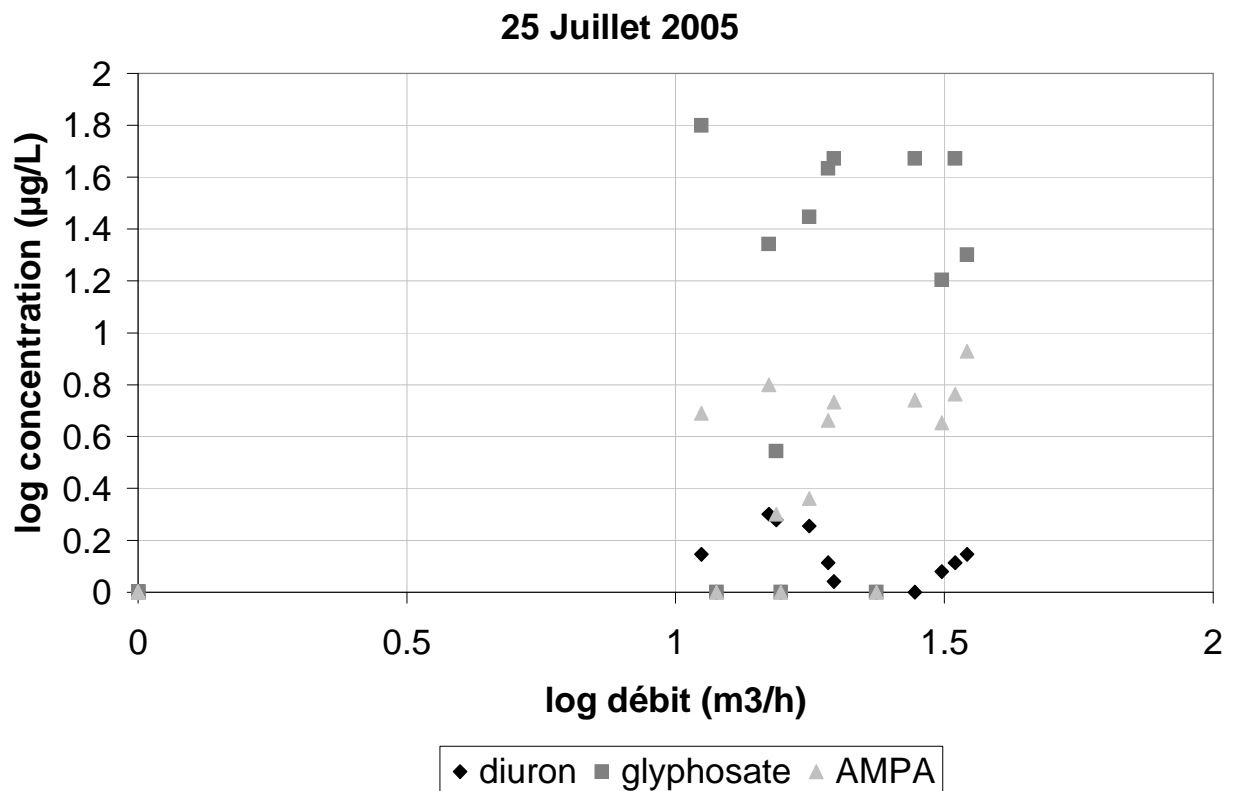
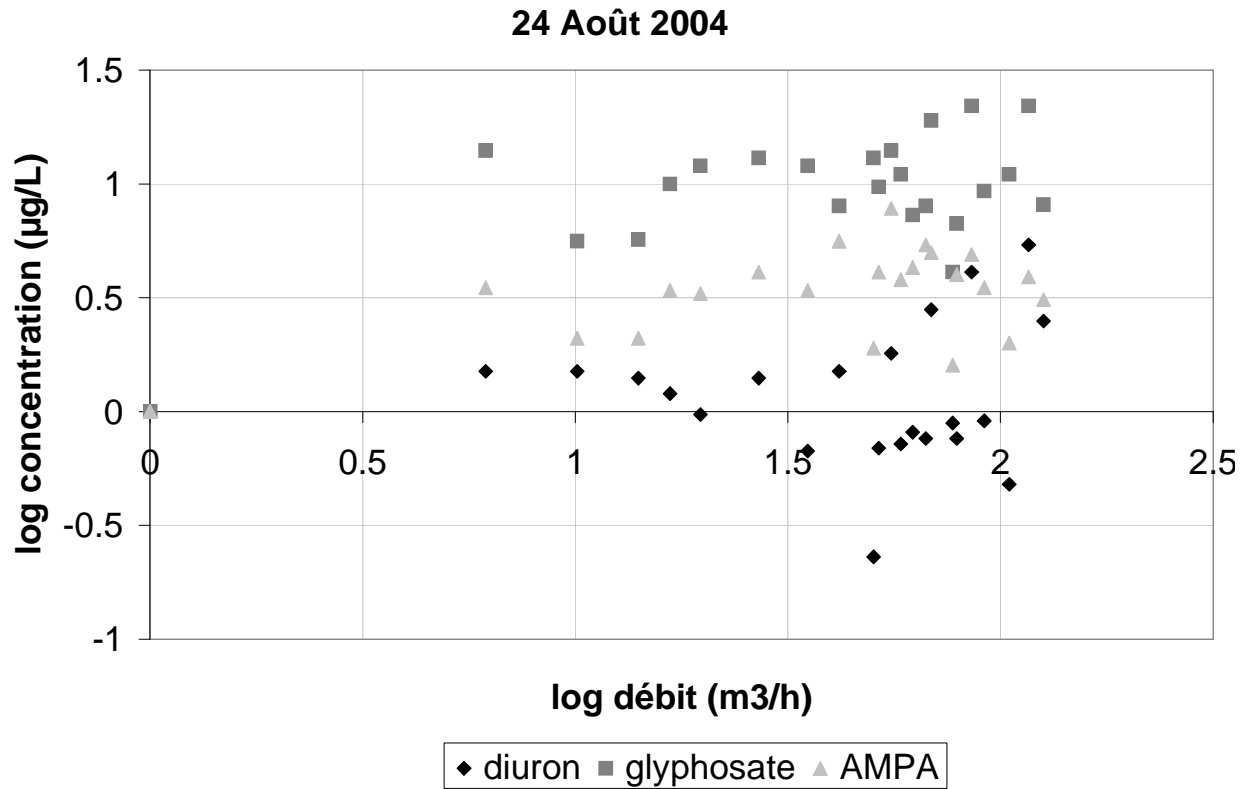


21 Juillet 2003

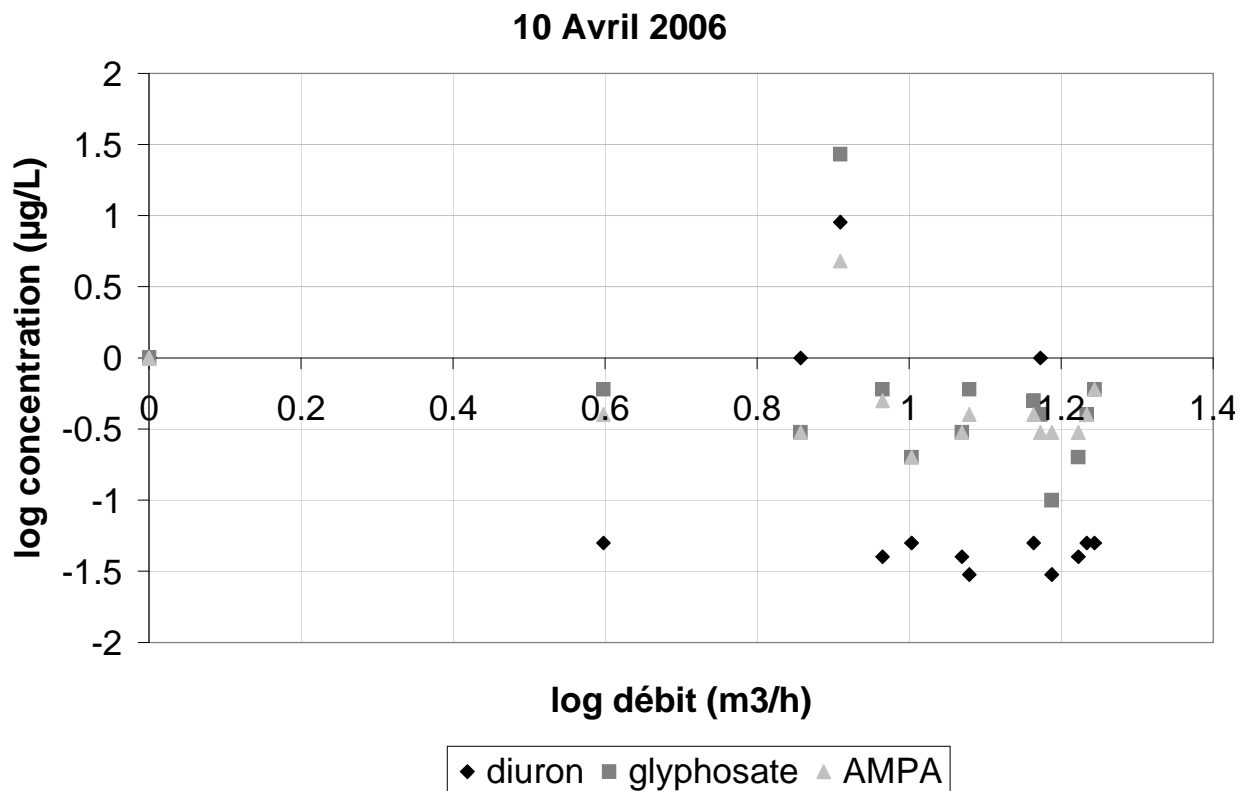
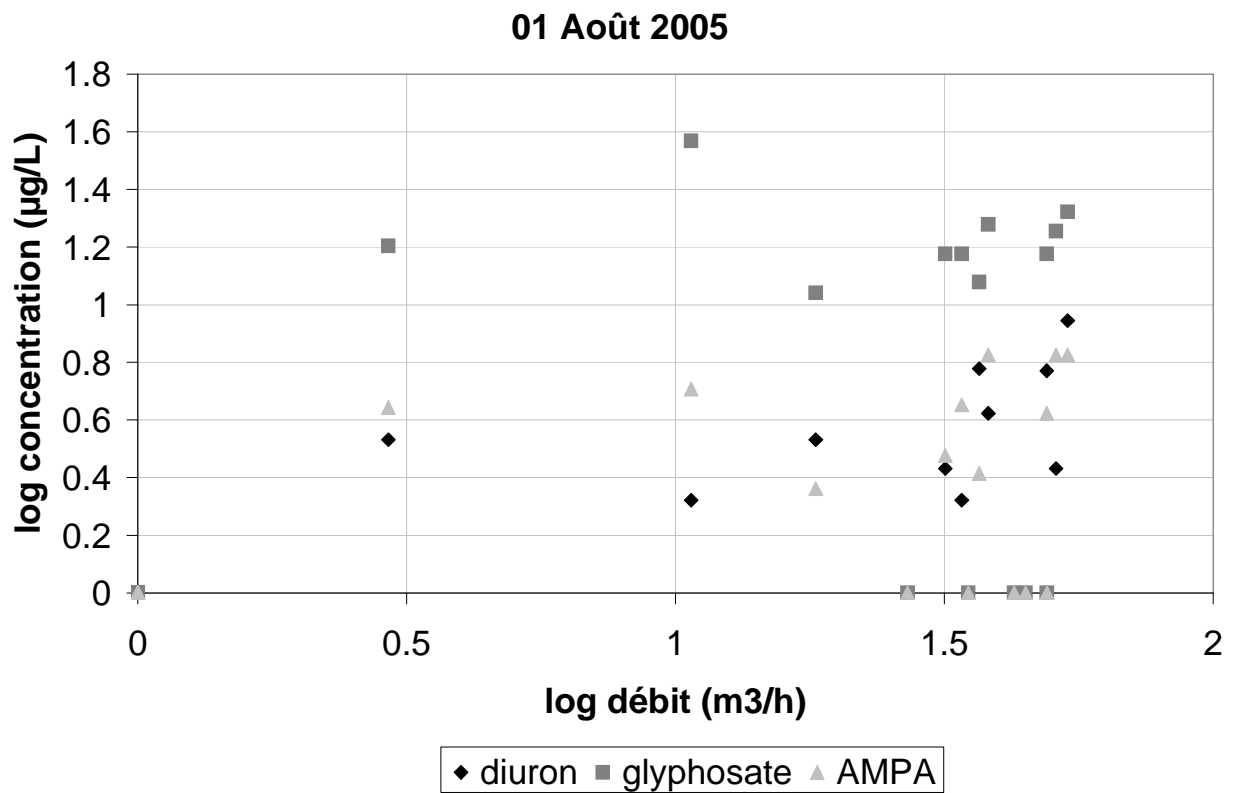


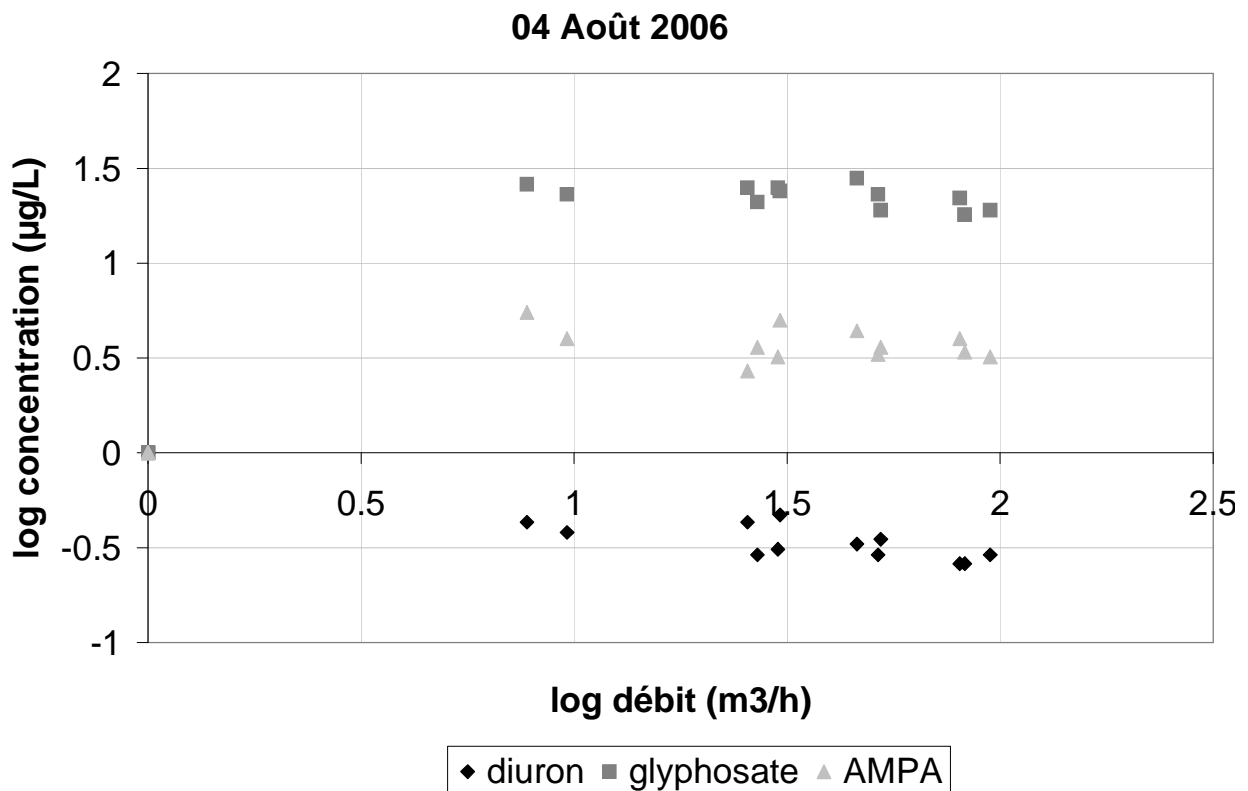
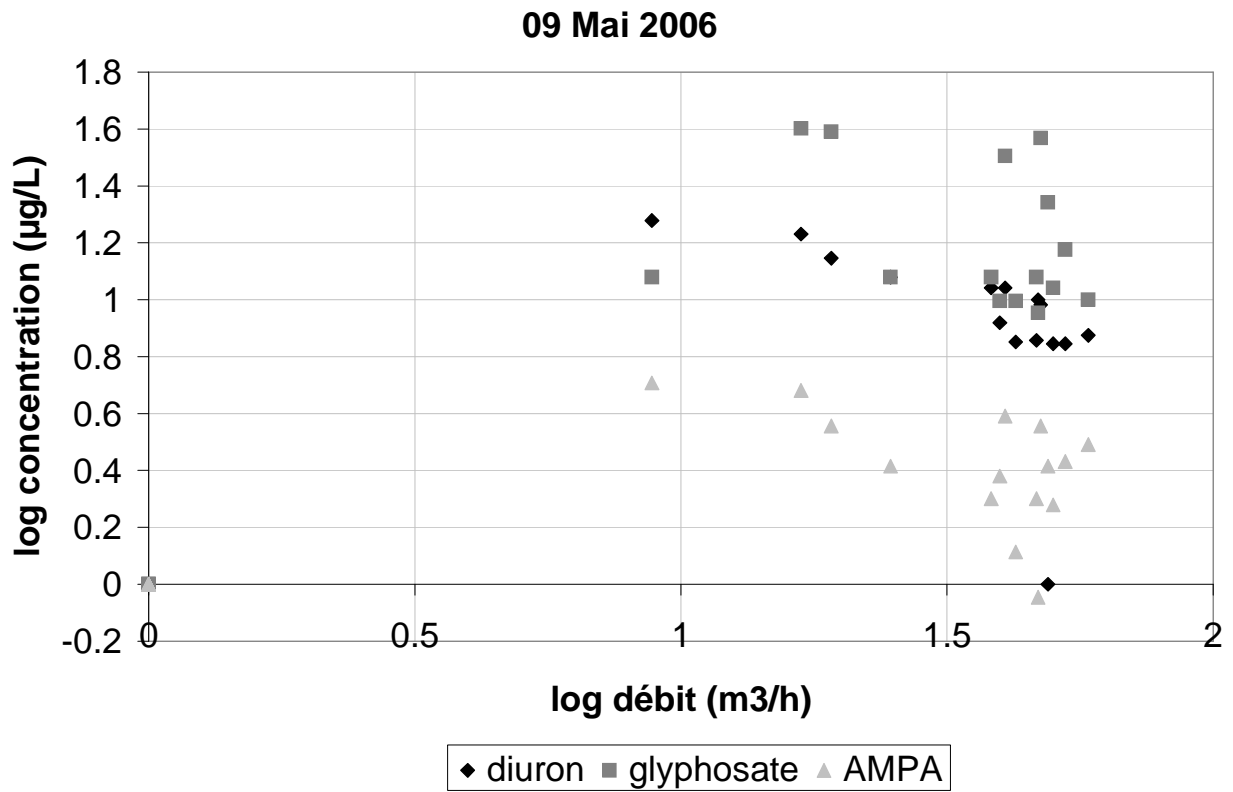


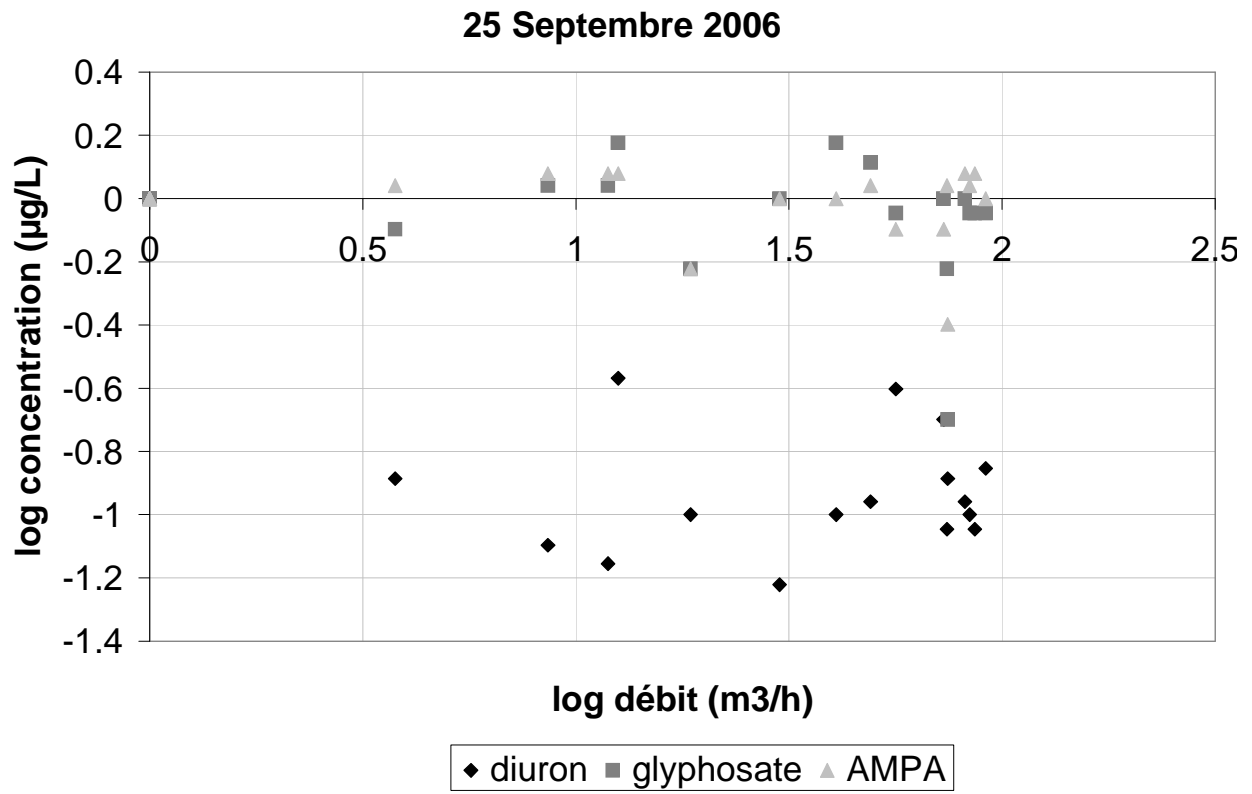












## ANNEXE 5 :

Programme de prétraitement des données de débit et de concentration enregistrées, en vue de la modélisation.



La première tâche dans le prétraitement des données est le calcul des instants de prélèvement associés à un hydrogramme donné et à la répartition des prélèvements parmi les pas de temps de calcul pour l'événement.

-----Corps de programme FlowT-----

```
%Chargement des fichiers d'entrée
[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[pluie]=textread('pluie110604.txt');
[Voluminit]=textread('vol110604.txt');

[repartition]=repartition_prelev(Qobserve,Voluminit);
[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
date=HIETO(:,1)/1440;
[prelevements]=interpolation_prelev(repartition,date);
save('prelev110604','repartition','-ascii') ;
clear all
```

-----Corps de programme GR5-----

```
%Chargement des fichiers d'entrée
[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[Voluminit]=textread('vol110604.txt');
[date]=textread('date110604.txt');

[repartition]=repartition_prelev(Qobserve,Voluminit);
[prelevements]=interpolation_prelev(repartition,date);
save('prelev110604','repartition','-ascii') ;
clear all
```

Les fichiers prelevXXYYZZ pour l'événement XXYYZZ donne en première colonne les dates de prélèvement (au format « date » de excel) et en deuxième colonne le débit interpolé à la date de prélèvement. Il devra être complété avec les valeurs de concentration analysées en troisième colonne pour donner le fichier chemobserveXXYYZZ\_molecule.txt, utilisé dans la troisième tâche de prétraitement des données.

Les pas de temps de calcul pour un événement peuvent être légèrement différents entre le modèle FlowT et le modèle GR5. Toujours égaux aux pas de mesure de la pluie (rallongés jusqu'au retour à un débit nul), un modèle peut comporter un ou deux pas de calcul supplémentaires par rapport à l'autre, en début et/ou en fin d'événement.

Les pas de calcul pris en compte par GR5 sont enregistrés à partir du fichier sortie du modèle GR5 dans un fichier date.dat.

Les pas de calcul pris en compte par FlowT sont calculés via le programme interpolationpluie6min.mat. Le code du programme est disponible dans l'annexe annexe\_MC.doc.

---

-----repartition\_prelev.mat-----

```
function [repartition]=repartition_prelev(date,Voluminit)

n=length(date(:,1));

corresp(1,1)=1;
for i=2:n
    ind=(date(i,1)-date(i-1,1))*86400;
    k=(int32(ind));
    corresp(i,1)=corresp(i-1,1)+k;
end
m=corresp(n,1);
for j=1:m
    xi(j)=j;
end
x=corresp(:,1);
y=date(:,1);
yi=interp1(x,y,xi);
xq=date(:,1);
yq=date(:,2);
yiq=interp1(xq,yq,yi);
Vtot(1)=Voluminit(1);
for i=2:m
    Vtot(i)=Vtot(i-1)+(24*(yiq(i-1))*(yi(i)-yi(i-1)))+(12*(yiq(i)-yiq(i-1))*(yi(i)-yi(i-1)));
    prelev(i)=(Vtot(i)/8)-Voluminit(2);
end
for i=1:m-1
    if (prelev(i)<=1)&(prelev(i+1)>1)
        repartition(1,1)=yi(i);
        repartition(1,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=2)&(prelev(i+1)>2)
        repartition(2,1)=yi(i);
        repartition(2,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=3)&(prelev(i+1)>3)
        repartition(3,1)=yi(i);
        repartition(3,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=4)&(prelev(i+1)>4)
        repartition(4,1)=yi(i);
        repartition(4,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=5)&(prelev(i+1)>5)
        repartition(5,1)=yi(i);
        repartition(5,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=6)&(prelev(i+1)>6)
        repartition(6,1)=yi(i);
        repartition(6,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=7)&(prelev(i+1)>7)
        repartition(7,1)=yi(i);
        repartition(7,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=8)&(prelev(i+1)>8)
        repartition(8,1)=yi(i);
        repartition(8,2)=yiq(i);
    elseif (prelev(i)<=9)&(prelev(i+1)>9)
        repartition(9,1)=yi(i);
        repartition(9,2)=yiq(i);
    end
end
```

---

```

elseif (prelev(i)<=10)&(prelev(i+1)>10)
    repartition(10,1)=yi(i);
    repartition(10,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=11)&(prelev(i+1)>11)
    repartition(11,1)=yi(i);
    repartition(11,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=12)&(prelev(i+1)>12)
    repartition(12,1)=yi(i);
    repartition(12,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=13)&(prelev(i+1)>13)
    repartition(13,1)=yi(i);
    repartition(13,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=14)&(prelev(i+1)>14)
    repartition(14,1)=yi(i);
    repartition(14,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=15)&(prelev(i+1)>15)
    repartition(15,1)=yi(i);
    repartition(15,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=16)&(prelev(i+1)>16)
    repartition(16,1)=yi(i);
    repartition(16,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=17)&(prelev(i+1)>17)
    repartition(17,1)=yi(i);
    repartition(17,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=18)&(prelev(i+1)>18)
    repartition(18,1)=yi(i);
    repartition(18,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=19)&(prelev(i+1)>19)
    repartition(19,1)=yi(i);
    repartition(19,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=20)&(prelev(i+1)>20)
    repartition(20,1)=yi(i);
    repartition(20,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=21)&(prelev(i+1)>21)
    repartition(21,1)=yi(i);
    repartition(21,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=22)&(prelev(i+1)>22)
    repartition(22,1)=yi(i);
    repartition(22,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=23)&(prelev(i+1)>23)
    repartition(23,1)=yi(i);
    repartition(23,2)=yiq(i);
elseif (prelev(i)<=24)&(prelev(i+1)>24)
    repartition(24,1)=yi(i);
    repartition(24,2)=yiq(i);
else
end
end
end

```

```

-----interpolation_prelev.mat-----
function[prelevements]=interpolation_prelev(observ,date)

HIETO(:,1)=round(date*86400);
NbpasTemps=length(date);
n=length(observ(:,1));

```



---

```

for j=1:n
    yi(j)=round(observ(j,1)*86400);
end

ind=1;
for k=1:n
    while HIETO(ind,1)<yi(k)
        ind=ind+1;
    end
    nextyi(k)=ind;
end
val=nextyi(1);
prelevements(val,1)=0;
ind=0;
for k=1:n
    if nextyi(k)==val
        ind=ind+1;
    else
        prelevements(val,1)=ind;
        val=nextyi(k);
        ind=1;
    end
end

prelevements(val,1)=ind;
for j=val+1:NbpasTemps
    prelevements(j,1)=0;
end

```

-----

La deuxième tâche dans le prétraitement des données est la transformation des débits observés aux pas de temps d'enregistrement en débits observés aux pas de temps de calcul du modèle.

-----Corps de programme FlowT-----

```

[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[pluie]=textread('pluie110604.txt');
[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve) ;
date=HIETO(:,1)/1440;
[Qobs6min]=interpolationQobs(Qobserve,date)
save('Qobserv110604interp6min','Qobs6min','-ascii') ;
clear all

```

-----Corps de programme GR5-----

```

Qobserve=textread('Qobserve110604.txt');
date=textread('date110604.txt');
[Qobs6min]=interpolationQobs(Qobserve,date);
save('Qobserv110604interp6min','Qobs6min','-ascii');
clear all

```

-----

```

-----interpolationQobs.mat-----
function[Qobs6min]=interpolationQobs(Qobserve,date)

HIETO(:,1)=round(date*1440);%date de pluie en minutes et arrondi pour éviter
les .99999 ou .0000001

NbpasTemps=length(date);
n=length(Qobserve(:,1));
HIETO(:,1)=HIETO(:,1)+0;
corresp(1,1)=1;
for i=2:n
    ind=(Qobserve(i,1)-Qobserve(i-1,1))*86400;
    k=round(ind);
    corresp(i,1)=corresp(i-1,1)+k;
end
m=corresp(n,1);
for j=1:m
    xi(j)=j;
end
xq=corresp(:,1);
yq=Qobserve(:,2);
yiq=interp1(xq,yq,xi);

Vtotobs=0;
for i=1:m-1
    Vtotobs=Vtotobs+(yiq(i)+yiq(i+1))*0.5*(1/3600);%résultat en m3
end
yi(1)=round(Qobserve(1,1)*86400);
for j=2:m
    yi(j)=yi(j-1)+1;
end

if yi(m)<(HIETO(NbpasTemps,1)*60)% on les compare en secondes pour éviter les
erreurs d'arrondi (normalement date excel*86400=entier (nb de secondes))
    k=1;
    while (HIETO(k,1)*60)<yi(m)
        k=k+1;
    end
    limite=k-1;
else
    limite=NbpasTemps;
end
ind=1;
for k=1:limite
    while yi(ind)<(HIETO(k,1)*60) %on raisonne tjrs en secondes
        ind=ind+1;
    end
    Qobs(k)=yiq(ind);
    dates(k)=ind;
end
if limite<NbpasTemps
    for k=limite+1:NbpasTemps
        Qobs(k)=0;
    end
end
end

```

---

```

volume=0;
if (yi(1)<(HIETO(1,1)*60))&(((HIETO(1,1)*60)-yi(1))>359)
    volume=0;
    for i=dates(1)-(6*60)+1:dates(1)
        volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
    end
    Qobs6min(1,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    for k=2:limite
        volume=0;
        for i=dates(k-1)+1:dates(k)
            volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
        end
        Qobs6min(k,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    end

elseif (yi(1)<(HIETO(1,1)*60))&(((HIETO(1,1)*60)-yi(1))<359)
    volume=0;
    for i=2:dates(1)
        volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
    end
    Qobs6min(1,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    for k=2:limite
        volume=0;
        for i=dates(k-1)+1:dates(k)
            volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
        end
        Qobs6min(k,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    end
end

if (yi(1)>(HIETO(1,1)*60))
    k=1;
    while dates(k)==1
        Qobs6min(k,1)=0;
        k=k+1;
    end
    volume=0;
    for i=2:dates(k)
        volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
    end
    Qobs6min(k,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    for j=k+1:limite
        volume=0;
        for i=dates(j-1)+1:dates(j)
            volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
        end
        Qobs6min(j,1)=volume*0.01;%résultat en m3/h
    end
end
end

```

---

```

volume=0;
if limite<NbpasTemps
    volume=0;
    for i=dates(limite)+1:m
        volume=volume+(yiq(i)*(1/3.6));%résultat en litres pour un pas de
temps de 6minutes;
    end
    Qobs6min(limite+1)=volume*0.01;

    for k=limite+2:NbpasTemps
        Qobs6min(k,1)=0;
    end
end
end

```

-----

La troisième tâche dans le prétraitement des données est la transformation des concentrations observées aux pas de temps de prélèvement en concentrations observées aux pas de temps de calcul du modèle.

-----Corps de programme-----

```

%chargement fichiers d'entrée
[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[pluie]=textread('pluie110604.txt');
chemobserve=textread('chemobserve110604_AMPA.txt');
[Qobs6min]=textread('Qobserv110604interp6min');

[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve) ;
date=HIETO(:,1)/1440;

[M]=interpolation(Qobserve,chemobserve); % interpole les concentrations
observées aux instants de mesure du débit

flux(:,1)=Qobserve(:,1);
flux(:,2)=M(:,2).*M(:,3);% calcul du flux instantané aux instants de mesure
du débit; en µg/h
[flux6min]=interpolationQobs(flux,date);% integration du flux sur les pas de
mesure de la pluie de la même manière qu'on a intégré le débit; résultat en
µg/h

fin=length(Qobs6min(:,1));
for i=1:fin
    if Qobs6min(i,1)==0
        chemobs6min(i,1)=0;
    else
        chemobs6min(i,1)=flux6min(i,1)/(Qobs6min(i,1)*1000);%on calcule la
concentration moyenne sur le pas de mesure de la pluie (résultat en µg/L)
    end
end
save('chemobserv110604interp6min_AMPA_bis','chemobs6min','-ascii') ;
clear all;

```

-----

```

-----interpolation.mat-----
function [M]=interpolation(Qobs,Cobs)

% dans un premier temps on transforme les dates en format seconde avec
% première date = 0 et les Q en L/h

finQ=length(Qobs(:,1));
finC=length(Cobs(:,1));

Qinter(1,1)=0;
for i=2:finQ
    value=Qinter(i-1,1)+((Qobs(i,1)-Qobs(i-1,1))*86400);
    if value==Qinter(i-1,1)% avec l'arrondi on peut avoir deux fois la même
date en secondes
        Qinter(i,1)=value+1;
    else
        Qinter(i,1)=value;
    end
end
Q(:,1)=round(Qinter(:,1));
Q(:,2)=Qobs(:,2)*1000;

Cinter(1,1)=((Cobs(1,1)-Qobs(1,1))*86400);
for i=2:finC
    value=Cinter(i-1,1)+((Cobs(i,1)-Cobs(i-1,1))*86400);
    if value==Cinter(i-1,1)
        Cinter(i,1)=value+1;
    else
        Cinter(i,1)=value;
    end
end
C(:,1)=[Q(1,1);round(Cinter(:,1));Q(finQ,1)];%on impose une constance de la
concentration égale à la première concentration mesurée pour les 8 premiers m3
passés et une concentration constante égale à la dernière concentration
mesurée pour les derniers m3 passés
C(:,2)=[Cobs(1,3);Cobs(:,3);Cobs(finC,3)];

% on interpole les concentrations observées à tous les pas de temps de
% l'hydrogramme

yi=interp1(C(:,1),C(:,2),Q(:,1));

M=[Q(:,1), yi,Q(:,2)];

```

ANNEXE 6 :

Code du modèle FlowT et variantes



---

```

-----FlowTPol6min.mat-----
function [hydrogramme,chemogramme] = FlowTPol6min(HIETO,NbpasTemps,BV,caract)

%détermination du nombre d'unités hydrologiques
NbBV=length(BV(:,1));

%détermination du pas de temps de calcul en minutes
DPasTemps=caract(1);

%initialisation
for n=1:NbBV
    NbBVcontrib(n)=0;
    for m=1:NbpasTemps
        CAPINF(m,n)=BV(n,7);
        STKintercep(m,n)=0;
        STKMCR(m,n)=0;
        Qamont(m,n)=0;
        QamontP(m,n)=0;
    end
end
%calcul pour chaque unité pour chaque pas de calcul
for i=1:NbBV
    Hintercep=BV(i,5);
    HmcrRELIEF=BV(i,6);
    CcpInfi=BV(i,7)*DPasTemps;
    NUMaval=BV(i,4);
    if NUMaval==0
        TCaval=0;
    else
        TCaval=BV(NUMaval,3);
    end
    m=0;
    Ttrans=BV(i,10);
    for j=2:NbpasTemps
        CcpInfi=CcpInfi;
        PotV1=STKintercep(j-1,i);
        PotV11=STKintercep(j-1,i)+HIETO(j,2);
        STKintercep(j,i)=min(Hintercep,PotV1);
        PLUIEnette(j,i)=max(0,PotV11-STKintercep(j,i));
        MELANGE=PLUIEnette(j,i)+Qamont(j,i)/BV(i,2);
        alpha=2.3026/BV(i,9);
        if MELANGE>0
            m=m+DPasTemps;
        end
        CAPINF(j,i)=BV(i,8)+(BV(i,7)-BV(i,8))*exp(-alpha*m);
        CcpInfi=CAPINF(j,i)*DPasTemps;
        PotV2=max(0,STKMCR(j-1,i)+MELANGE-CcpInfi);
        INFILTR(j,i)=STKMCR(j-1,i)+MELANGE-PotV2;
        STKMCR(j,i)=min(HmcrRELIEF,PotV2);
        RUISS(j,i)=max(0,PotV2-STKMCR(j,i));
        Qaval(j+TCaval,i)= BV(i,2)*RUISS(j,i); %en L sur 6 minutes
        if NUMaval==0
        else
            Qamont(j,NUMaval)=Qamont(j,NUMaval)+Qaval(j,i);
        end
    end
end

```



```
RUISSP(j,i)=Ttrans*RUISS(j,i)*BV(i,2)+ QamontP(j,i);**
QavalP(j+TCaval,i)= RUISSP(j,i); %en mg sur 6 minutes
```

```
if NUMaval==0
else
    QamontP(j,NUMaval)=QamontP(j,NUMaval)+QavalP(j,i);
end
```

```
end
if NUMaval==0
else
    NbBVcontrib(NUMaval)=NbBVcontrib(NUMaval)+1;
end
end
```

```
%mise en forme des résultats
for j=2:NbpasTemps
    if Qaval(j,NbBV)==0 *
        CONC(j,NbBV)=0; *
    else
        CONC(j,NbBV)=QavalP(j,NbBV)./Qaval(j,NbBV);* %résultat en mg/L
        .....sur 6 minutes
    end
end
```

```
% fichiers de sortie
hydrogramme=Qaval(:,NbBV)*0.01;%résultat en m3/h (constant sur 6 minutes) *
```

```
flux=QavalP(:,NbBV);%résultat en milligrammes sur 6 minutes *
chemogramme=CONC(:,NbBV)*1000;%résultat en µg/L (constant sur 6 minutes) *
```

Les encadrés rouges correspondent à la partie chimique de FlowT. Si l'on veut utiliser une version strictement hydrologique, on peut éliminer ces encadrés et utiliser la fonction `[hydrogramme]=FlowTPol6min(HIETO,NbpasTemps,BV,caract)`.

Le modèle FlowT peut également sortir les hydrogrammes et chemogrammes en d'autres points du bassin versant que l'exutoire. Il suffit pour cela de remplacer NbBV par le numero de l'unité concernée dans les lignes du code marquées d'une \*.

Le programme de stratégie d'échantillonnage de FlowT utilise également deux autres versions du code, FlowTPol6min\_hydro.mat et FlowTPol6min\_TxdepQ.mat.

La première version correspond à la version strictement hydrologique de FlowT, mais fournit la matrice RUISS en sortie au lieu de la matrice hydrogramme `[RUISS]=FlowTPol6min_hydro(HIETO,NbpasTemps,BV,caract)`.

La seconde remplace la ligne de code marquée d'une \*\* par les lignes suivantes

```
% on fait varier Txdep avec les débits produits par la parcelle,Ttrans étant
la valeur de Txdep pour le débit max
    if RUISSmax(1,i)==0
        RUISSP(j,i)=0;
    else
RUISSP(j,i)=Ttrans*(RUISS(j,i)/RUISSmax(1,i))*RUISS(j,i)*BV(i,2)+QamontP(j,i);
    end
```

ANNEXE 7 :

Fichiers d'entrée de FlowT



<b>pluie.txt</b>	
dates* de pluie (dT=6mn)	pluie (mm/6mn)
38149.52916660880	0
38149.53333327550	1
38149.53749994210	2.8
38149.54166660880	5.6
38149.54583327550	2
38149.54999994210	0.4
38149.55416660880	0.2
38149.55833327550	0.2
38149.56249994210	0.2
38149.56666660880	0.4
38149.57083327550	0.4
38149.57499994210	0.2
38149.57916660880	0.4
38149.58333327550	0.4
38149.58749994210	0.4
38149.59166660880	0.2
38149.59583327550	0.2
38149.59999994210	0.2
38149.60416660880	0.2
38149.60833327550	0

\* dates en format "standard"  
sous excel avec 11 chiffres  
après la virgule

<b>Qobserve.txt</b>	
dates* d'enregistrement du débit (dT non constant)	débit en m3/h
38149.53543981480	0
38149.53578703700	2.6
38149.53648148150	14
38149.53682870370	28.1
38149.53821759260	46
38149.53856481480	53.7
38149.53891203700	58.6
38149.53925925930	65.8
38149.53960648150	93.4
38149.53995370370	92
38149.54030092590	94.9
38149.54064814810	99.7
38149.54099537040	140.3
38149.54134259260	190.3
38149.54168981480	196.1
38149.54203703700	197.6
38149.54273148150	214
38149.54342592590	217.8
38149.54377314820	223.4
38149.54412037040	232.9
38149.54446759260	233.7
38149.54481481480	226.2
38149.54550925930	214.9
38149.54620370370	207.1
38149.54655092590	201
38149.54689814810	189.9
38149.54793981480	170.7
38149.54863425930	158.8
38149.54898148150	150.8
38149.54932870370	147.2
38149.54967592590	136.7
38149.55002314810	130.6
38149.55037037040	122.6
38149.55071759260	123.3
38149.55106481480	119.7
38149.55141203700	114.3
38149.55175925930	107
38149.55245370370	98.2
38149.55418981480	90.9
38149.55523148150	83
38149.55870370370	58.2
38149.55974537040	51.3
38149.56009259260	47.8
38149.56078703700	47.7
38149.56148148150	43.4
38149.56564814810	37.9
38149.56946759260	34.4
38149.56981481480	32.4
38149.57050925930	33.4
38149.57155092590	32.3
38149.57224537040	31.5
38149.57398148150	32.3
38149.57537037040	30.6
38149.57745370370	32
38149.59863425930	27.5
38149.61773148150	19.9
38149.61981481480	18.8
38149.64759259260	11.6
38149.66495370370	8
38149.71287037040	2.2
38149.73925925930	0

Annexe\_2005.txt

Unités= tronçon de route ou parcelle

n° Bvumont	n° groupe route	n° groupe parcelle	Longueur en m	nom de l'unité	n° Bvumont	n° groupe route	n° groupe parcelle	Longueur en m	nom de l'unité
1	1	1	37.9	71(1)	67	0	67	81.1	174(2)
2	1	2	70.5	71(2)	68	0	68	78.2	175(1)
3	2	3	73.7	97	69	0	69	78.2	175(2)
4	3	4	128	83	70	15	70	82.8	204(1)
5	4	5	146.7	96	71	15	71	40.1	204(2)
6	5	6	105.2	117	72	15	72	49.6	204(3)
7	0	7	41.6	45	73	15	73	24.4	204(4)
8	0	8	54.4	45bis	74	15	74	37	204(5)
9	0	9	70.2	46	75	15	75	65.6	204(6)
10	0	10	65.6	48	76	0	76	50.2	167
11	0	11	108.8	55(1)	77	16	77	40.1	168
12	0	12	108.8	55(2)	78	17	78	118.5	180_181
13	0	13	65.1	60(1)	79	18	79	83	187
14	0	14	65.1	60(2)	80	19	80	21.1	caniveau
15	0	15	72.6	61(1)	81	20	81	2	canal V
16	0	16	72.6	61(2)					
17	0	17	95.8	64(1)					
18	0	18	95.8	64(2)					
19	6	19	25.7	63					
20	7	20	29.8	44(1)					
21	7	21	13.1	44(2)					
22	7	22	10.5	44(3)					
23	7	23	30.9	44(4)					
24	7	24	13.6	44(5)					
25	7	25	19.6	44(6)					
26	8	26	32.8	62(1)					
27	8	27	60	62(2)					
28	8	28	78.8	62(3)					
29	8	29	40.1	62(4)					
30	8	30	91.1	62(5)					
31	9	31	92.7	94					
32	0	32	2	118_caniveau					
33	0	33	1.4	132_caniveau					
34	10	34	81.7	118					
35	11	35	83.7	132					
36	0	36	35.4	192					
37	0	37	37.5	193(1)					
38	0	38	37.5	193(2)					
39	0	39	47.6	197					
40	0	40	81.3	198					
41	0	41	3	156(1)_caniveau					
42	0	42	2.2	156(2)_caniveau					
43	0	43	2.1	156(3)_caniveau					
44	0	44	2	157(1)_caniveau					
45	0	45	2	157(2)_caniveau					
46	0	46	2.1	157(3)_caniveau					
47	0	47	2	157(4)_caniveau					
48	0	48	1.8	157(5)_caniveau					
49	0	49	2.9	157(6)_caniveau					
50	12	50	23.9	156(1)					
51	12	51	21.7	156(2)					
52	12	52	20.9	156(3)					
53	13	53	13.6	157(1)					
54	13	54	29.9	157(2)					
55	13	55	19.5	157(3)					
56	13	56	43.5	157(4)					
57	13	57	33	157(5)					
58	13	58	40.7	157(6)					
59	14	59	15.4	191(1)					
60	14	60	77.4	191(2)					
61	14	61	55.1	191(3)					
62	0	62	75	174ter(1)					
63	0	63	75	174ter(2)					
64	0	64	75	174bis(1)					
65	0	65	75	174bis(2)					
66	0	66	81.1	174(1)					

n°Bvamont	Aire (m2)	Tc en multiple de 6 minutes	n°Bvaval	Hint en mm	Hmcr en mm	lo en multiple de lf	lf en mm/mn	T90 en mn	Txdep en mg/L	nom de l'unité
1	102.33	0	2	1.4	2.628067837	1	0	5	0	71(1)
2	162.15	1	3	1.4	2.644408186	1	0	5	0	71(2)
3	169.51	1	5	0	5.136182238	1	0	5	0	97
4	294.4	1	5	1.4	2.497523308	1	0	5	0	83
5	337.41	1	6	0	2.621311515	1	0	5	0	96
6	294.56	2	34	0	4.810093387	1	0	5	0	117
7	522	2	21	1.5	3	1	0.83	5	1	45
8	560	2	22	1.5	3	1	0.83	5	1	45bis
9	1723	3	23	1.5	3	1	0.83	5	1	46
10	1059	3	24	1.5	3	1	0.83	5	1	48
11	2337.5	5	27	1.5	3	1	0.83	5	1	55(1)
12	2337.5	5	27	1.5	3	1	0.83	5	1	55(2)
13	794	3	19	1.5	3	1	0.83	5	1	60(1)
14	794	3	19	1.5	3	1	0.83	5	1	60(2)
15	1474	3	19	1.5	3	1	0.83	5	1	61(1)
16	1474	3	19	1.5	3	1	0.83	5	1	61(2)
17	1041.5	4	29	1.5	3	1	0.83	5	1	64(1)
18	1041.5	4	29	1.5	3	1	0.83	5	1	64(2)
19	84.81	0	29	0	4.257252332	1	0	5	0	63
20	92.38	0	21	0	2.641602111	1	0	5	0	44(1)
21	35.37	0	22	0	2.820691288	1	0	5	0	44(2)
22	28.35	0	23	0	2.774567362	1	0	5	0	44(3)
23	71.07	1	24	0	2.634723656	1	0	5	0	44(4)
24	35.36	0	25	0	2.451045587	1	0	5	0	44(5)
25	49	0	26	0	2.424140607	1	0	5	0	44(6)
26	88.56	0	27	0	2.769360865	1	0	5	0	62(1)
27	150	0	28	0	2.767294336	1	0	5	0	62(2)
28	181.24	1	29	0	2.561025226	1	0	5	0	62(3)
29	88.22	0	30	0	3.480785844	1	0	5	0	62(4)
30	227.75	1	31	0	3.221185777	1	0	5	0	62(5)
31	213.21	1	34	0	1.958249658	1	0	5	0	94
32	163.4	0	34	0	4.065499035	1	0	5	0	118_caniveau
33	117.18	0	35	0	4.065499035	1	0	5	0	132_caniveau
34	24.51	0	35	0	1.282330011	1	0	5	0	118
35	25.11	1	50	0	1.306000647	1	0	5	0	132
36	890	1	50	1.5	3	1	0.83	5	1	192
37	437	2	51	1.5	3	1	0.83	5	1	193(1)
38	437	2	51	1.5	3	1	0.83	5	1	193(2)
39	943	2	55	1.5	3	1	0.83	5	1	197
40	3308	3	56	1.5	3	1	0.83	5	1	198

n°Bvamont	Aire (m2)	Tc en multiple de 6 minutes	n°Bvaval	Hint en mm	Hmcr en mm	lo en multiple de lf	lf en mm/mn	T90 en mn	Txdep en mg/L	nom de l'unité
41	71.7	0	50	0	4.065499035	1	0	5	0	156(1)_caniveau
42	47.74	0	51	0	4.065499035	1	0	5	0	156(2)_caniveau
43	43.89	0	52	0	4.065499035	1	0	5	0	156(3)_caniveau
44	27.2	0	53	0	4.065499035	1	0	5	0	157(1)_caniveau
45	59.8	0	54	0	4.065499035	1	0	5	0	157(2)_caniveau
46	40.95	0	55	0	4.065499035	1	0	5	0	157(3)_caniveau
47	87	0	56	0	4.065499035	1	0	5	0	157(4)_caniveau
48	59.4	0	57	0	4.065499035	1	0	5	0	157(5)_caniveau
49	118.03	0	58	0	4.065499035	1	0	5	0	157(6)_caniveau
50	7.17	0	51	0	1.112143933	1	0	5	0	156(1)
51	6.51	0	52	0	1.008376091	1	0	5	0	156(2)
52	6.27	0	53	0	1.083241907	1	0	5	0	156(3)
53	4.08	0	54	0	1.112143933	1	0	5	0	157(1)
54	8.97	0	55	0	1.078465007	1	0	5	0	157(2)
55	5.85	1	56	0	1.112628155	1	0	5	0	157(3)
56	13.05	0	57	0	1.130097128	1	0	5	0	157(4)
57	9.9	0	58	0	1.247228298	1	0	5	0	157(5)
58	12.21	1	70	0	3.190612847	1	0	5	0	157(6)
59	55.44	0	60	0	3.202066578	1	0	5	0	191(1)
60	178.02	1	61	0	2.844263813	1	0	5	0	191(2)
61	126.73	0	70	0	2.706584488	1	0	5	0	191(3)
62	1318	3	71	1.5	3	1	0.83	5	1	174ter(1)
63	1318	3	71	1.5	3	1	0.83	5	1	174ter(2)
64	1854	3	72	1.5	3	1	0.83	5	1	174bis(1)
65	1854	3	72	1.5	3	1	0.83	5	1	174bis(2)
66	1078.5	3	73	1.5	3	1	0.83	5	1	174(1)
67	1078.5	3	73	1.5	3	1	0.83	5	1	174(2)
68	1474.5	3	74	1.5	3	1	0.83	5	1	175(1)
69	1474.5	3	74	1.5	3	1	0.83	5	1	175(2)
70	273.24	0	71	0	2.033319373	1	0	5	0	204(1)
71	76.19	1	72	0	1.813545033	1	0	5	0	204(2)
72	148.8	0	73	0	2.427026911	1	0	5	0	204(3)
73	39.04	0	74	0	4.149355719	1	0	5	0	204(4)
74	70.3	1	75	0	4.111717191	1	0	5	0	204(5)
75	190.24	1	80	0	3.169649992	1	0	5	0	204(6)
76	1868	2	77	1.5	3	1	0.83	5	1	167
77	52.13	0	79	0	4.121362187	1	0	5	0	168
78	272.55	1	79	0	2.318808602	1	0	5	0	180_181
79	190.9	1	80	0	2.795984682	1	0	5	0	187
80	48.53	0	81	0	1.832631176	1	0	5	0	caniveau
81	1	0	0	0	4.571065543	1	0	5	0	canal V

n°Bvumont	Aire (m2)	Tc en multiple de 6 minutes	n°Bvaival	Hint en mm	Hmcr en mm	lo en multiple de lf	lf en mm/mn	T90 en mn	Txdep en mg/L	nom de l'unité
43	43.89	0	52	0	4.065499035	1	0	5	0	156(3)_caniveau
44	27.2	0	53	0	4.065499035	1	0	5	0	157(1)_caniveau
45	59.8	0	54	0	4.065499035	1	0	5	0	157(2)_caniveau
46	40.95	0	55	0	4.065499035	1	0	5	0	157(3)_caniveau
47	87	0	56	0	4.065499035	1	0	5	0	157(4)_caniveau
48	59.4	0	57	0	4.065499035	1	0	5	0	157(5)_caniveau
49	118.03	0	58	0	4.065499035	1	0	5	0	157(6)_caniveau
50	7.17	0	51	0	1.112143933	1	0	5	0	156(1)
51	6.51	0	52	0	1.008376091	1	0	5	0	156(2)
52	6.27	0	53	0	1.083241907	1	0	5	0	156(3)
53	4.08	0	54	0	1.112143933	1	0	5	0	157(1)
54	8.97	0	55	0	1.078465007	1	0	5	0	157(2)
55	5.85	1	56	0	1.112628155	1	0	5	0	157(3)
56	13.05	0	57	0	1.130097128	1	0	5	0	157(4)
57	9.9	0	58	0	1.247228298	1	0	5	0	157(5)
58	12.21	1	70	0	3.190612847	1	0	5	0	157(6)
59	55.44	0	60	0	3.202066578	1	0	5	0	191(1)
60	178.02	1	61	0	2.844263813	1	0	5	0	191(2)
61	126.73	0	70	0	2.706584488	1	0	5	0	191(3)
62	1318	3	71	1.5	3	1	0.83	5	1	174ter(1)
63	1318	3	71	1.5	3	1	0.83	5	1	174ter(2)
64	1854	3	72	1.5	3	1	0.83	5	1	174bis(1)
65	1854	3	72	1.5	3	1	0.83	5	1	174bis(2)
66	1078.5	3	73	1.5	3	1	0.83	5	1	174(1)
67	1078.5	3	73	1.5	3	1	0.83	5	1	174(2)
68	1474.5	3	74	1.5	3	1	0.83	5	1	175(1)
69	1474.5	3	74	1.5	3	1	0.83	5	1	175(2)
70	273.24	0	71	0	2.033319373	1	0	5	0	204(1)
71	76.19	1	72	0	1.813545033	1	0	5	0	204(2)
72	148.8	0	73	0	2.427026911	1	0	5	0	204(3)
73	39.04	0	74	0	4.149355719	1	0	5	0	204(4)
74	70.3	1	75	0	4.111717191	1	0	5	0	204(5)
75	190.24	1	80	0	3.169649992	1	0	5	0	204(6)
76	1868	2	77	1.5	3	1	0.83	5	1	167
77	52.13	0	79	0	4.121362187	1	0	5	0	168
78	272.55	1	79	0	2.318808602	1	0	5	0	180_181
79	190.9	1	80	0	2.795984682	1	0	5	0	187
80	48.53	0	144	0	1.832631176	1	0	5	0	caniveau
81	13265	4	83	1.5	3	1	0.83	5	1	30
82	109.25	0	83	0	2.938989633	1	0	5	0	74
83	262.08	2	84	0	3.064074444	1	0	5	0	73(1)
84	43.2	0	85	0	4.931821723	1	0	5	0	73(2)



n°Bvumont	Aire (m2)	Tc en multiple de 6 minutes	n°Bvaaval	Hint en mm	Hmcr en mm	lo en multiple de lf	lf en mm/mn	T90 en mn	Txdep en mg/L	nom de l'unité
85	253.69	1	99	0	1.991152856	1	0	5	0	79
86	435	4	94	1.5	3	1	0.83	5	1	77bis(1)
87	435	4	94	1.5	3	1	0.83	5	1	77bis(2)
88	2527	4	94	1.5	3	1	0.83	5	1	77
89	2751	4	95	1.5	3	1	0.83	5	1	78
90	1664	4	96	1.5	3	1	0.83	5	1	78bis
91	80.64	1	92	0	5.080185771	1	0	5	0	101
92	104.79	1	93	0	5.568830838	1	0	5	0	100(1)
93	79.23	0	94	0	3.227658607	1	0	5	0	100(2)
94	39.6	1	95	0	3.971339672	1	0	5	0	100(3)
95	44.96	0	96	0	5.095171562	1	0	5	0	99(1)
96	53.21	0	99	0	5.83153657	1	0	5	0	99(2)
97	1734	5	101	1.5	3	1	0.83	5	1	107(1)
98	1734	5	101	1.5	3	1	0.83	5	1	107(2)
99	56.49	0	100	0	1.948681782	1	0	5	0	106(1)
100	166.6	1	101	0	1.906143567	1	0	5	0	106(2)
101	64.74	0	102	0	1.850691009	1	0	5	0	106(3)
102	167.67	0	109	0	1.967278647	1	0	5	0	124
103	2469	2	110	1.5	3	1	0.83	5	1	221
104	1482	4	112	1.5	3	1	0.83	5	1	222
105	1551	3	113	1.5	3	1	0.83	5	1	223
106	1237	4	114	1.5	3	1	0.83	5	1	224
107	2101.5	4	115	1.5	3	1	0.83	5	1	225(1)
108	2101.5	4	115	1.5	3	1	0.83	5	1	225(2)
109	68.42	0	110	0	3.36832666	1	0	5	0	1(1)
110	109.78	1	111	0	2.95203243	1	0	5	0	1(2)
111	79.68	0	112	0	2.34798229	1	0	5	0	1(3)
112	38.19	0	113	0	2.606923375	1	0	5	0	1(4)
113	70.32	0	114	0	3.012027802	1	0	5	0	1(5)
114	40.04	0	115	0	3.114733395	1	0	5	0	1(6)
115	88	1	116	0	3.242959555	1	0	5	0	1(7)
116	211.6	1	124	0	3.001344605	1	0	5	0	3
117	547.5	1	120	1.5	3	1	0.83	5	1	219
118	1617	2	122	1.5	3	1	0.83	5	1	217
119	633	2	123	1.5	3	1	0.83	5	1	216
120	82.6	1	121	1.4	4.030506795	1	0	5	0	4(1)
121	54	0	122	1.4	4.691276406	1	0	5	0	4(2)
122	59	1	123	1.4	4.94410168	1	0	5	0	4(3)
123	23.04	1	124	1.4	5.737438046	1	0	5	0	4(4)
124	315.33	1	136	0	1.93857361	1	0	5	0	5
125	313.95	1	139	1.4	2.41870294	1	0	5	0	6
126	571.5	6	136	1.5	3	1	0.83	5	1	209(1)

n°Bvumont	Aire (m2)	Tc en multiple de 6 minutes	n°Bvaval	Hint en mm	Hmcr en mm	lo en multiple de lf	lf en mm/mn	T90 en mn	Txdep en mg/L	nom de l'unité
127	571.5	6	136	1.5	3	1	0.83	5	1	209(2)
128	940.5	6	138	1.5	3	1	0.83	5	1	207(1)
129	940.5	6	138	1.5	3	1	0.83	5	1	207(2)
130	1436	6	139	1.5	3	1	0.83	5	1	206(1)
131	1436	6	139	1.5	3	1	0.83	5	1	206(2)
132	2290	4	140	1.5	3	1	0.83	5	1	205
133	2112	3	141	1.5	3	1	0.83	5	1	185
134	1039	4	143	1.5	3	1	0.83	5	1	186(1)
135	1039	4	143	1.5	3	1	0.83	5	1	186(2)
136	18.43	0	137	0	3.983720599	1	0	5	0	7(1)
137	21	0	138	0	3.934771177	1	0	5	0	7(2)
138	22.14	1	139	0	5.77847447	1	0	5	0	7(3)
139	33.25	0	140	0	5.108044949	1	0	5	0	7(4)
140	103.14	0	141	0	2.647816247	1	0	5	0	7(5)
141	65.1	0	142	0	2.593045982	1	0	5	0	7(6)
142	12.19	0	143	0	2.451045587	1	0	5	0	7(7)
143	33.54	1	144	0	3.274409847	1	0	5	0	7(8)
144	1	0	0	0	4.571065543	1	0	5	0	canal V



ANNEXE 8 :

Guide de l'utilisateur de FlowT



## 1 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE FLOWT

Nous proposons une vue synthétique de la mise en œuvre du modèle FlowT (en noir dans la Figure 1) ainsi que de la macrostructure construite pour lancer FlowT en boucle (en bleu dans la Figure 1) dans le cadre d'une analyse de Monte Carlo. En effet, l'analyse de Monte Carlo du modèle appelle la programmation d'une macrostructure, qui communique avec les fichiers d'entrée et de sortie du modèle.

Le modèle FlowT nécessite deux fichiers d'entrée : le fichier donnant les valeurs de pluie au cours du temps (pluie.txt) et le fichier donnant la structure du bassin versant (BV.txt) c'est-à-dire la hiérarchisation des unités, l'aire de chaque unité et les valeurs des paramètres sur chaque unité. Comme le fichier des pluies (pluie.txt) se termine en général avant le fichier des débits enregistrés par le débitmètre (Qobserve.txt), et que les calculs de FlowT (FlowT.mat<sup>1</sup>) s'arrêtent à la fin du fichier de pluie, il faut rallonger ce dernier pour que les calculs aient lieu du début de la pluie jusqu'à la fin de l'hydrogramme enregistré. C'est l'objet du programme interpolationpluie6min.mat.

Lorsque le modèle est lancé en boucle dans une analyse de Monte Carlo, un jeu de paramètre est testé à chaque lancement du modèle (chaque simulation), fournissant un hydrogramme (et un chémogramme) modélisé à l'exutoire du bassin versant. La macrostructure orchestrant le lancement en boucle de FlowT utilise le fichier des jeux de paramètre à tester (parvar.dat) en entrée et enregistre les hydrogrammes (et chémogrammes) modélisés pour chaque jeu dans le fichier de sortie out.dat.

Pour « coller » à chaque simulation le jeu de paramètres à tester dans le fichier BV.txt, la macrostructure utilise le programme fonction\_BV.mat. En réalité, le programme fonction\_BV.mat construit le fichier BV.txt à chaque simulation, en tirant les informations sur la hiérarchisation des unités et l'aire de chaque unité du fichier BVinit.txt et les valeurs des paramètres sur chaque unité du fichier parvar.dat. De plus, le programme fonction\_BV.mat convertit le paramètre Tc, donné en secondes par mètre dans parvar.dat, en un multiple du pas de calcul (6 min), unité utilisée dans FlowT.mat. Le fichier annexe.txt est utilisé pour cette conversion.

Un exemple pour chaque fichier d'entrée est proposé en annexe 7.

## 2 FICHIER BV.TXT

Les caractéristiques des unités hydrologiques composant le bassin versant (nombre et aire en m<sup>2</sup> de chacune), les valeurs de paramètres sur chaque unité et la hiérarchie des unités sont données par le fichier BV.txt. Un exemplaire de ce fichier est présenté en annexe 7 (les parties en gris ne sont présentes que pour la compréhension du lecteur), pour le découpage 2005 du bassin versant et pour le découpage 2006.

Comme pour le découpage du bassin versant de Rouffach, après avoir identifié les routes et parcelles contributives à l'exutoire du bassin (voir fiches méthodologiques annexe 2), chaque parcelle X est considérée comme une unité hydrologique ainsi que chaque tronçon de route associé à une parcelle. Les parcelles correspondant à un enherbement un interrang sur deux sont divisées en deux unités X(1) et X(2). Les routes Y sont divisées en autant de tronçons que de parcelles bordant la route (une parcelle étant connectée à un tronçon) : Y(1), Y(2), etc. La règle de base quant à la hiérarchisation de ces unités est que chaque unité ne peut se déverser que dans une seule unité aval, mais une unité peut recevoir les eaux de plusieurs unités amont. Le numéro de l'unité aval est précisé en colonne 4 du fichier BV.txt.

---

<sup>1</sup> Ou FlowTPol6min.mat

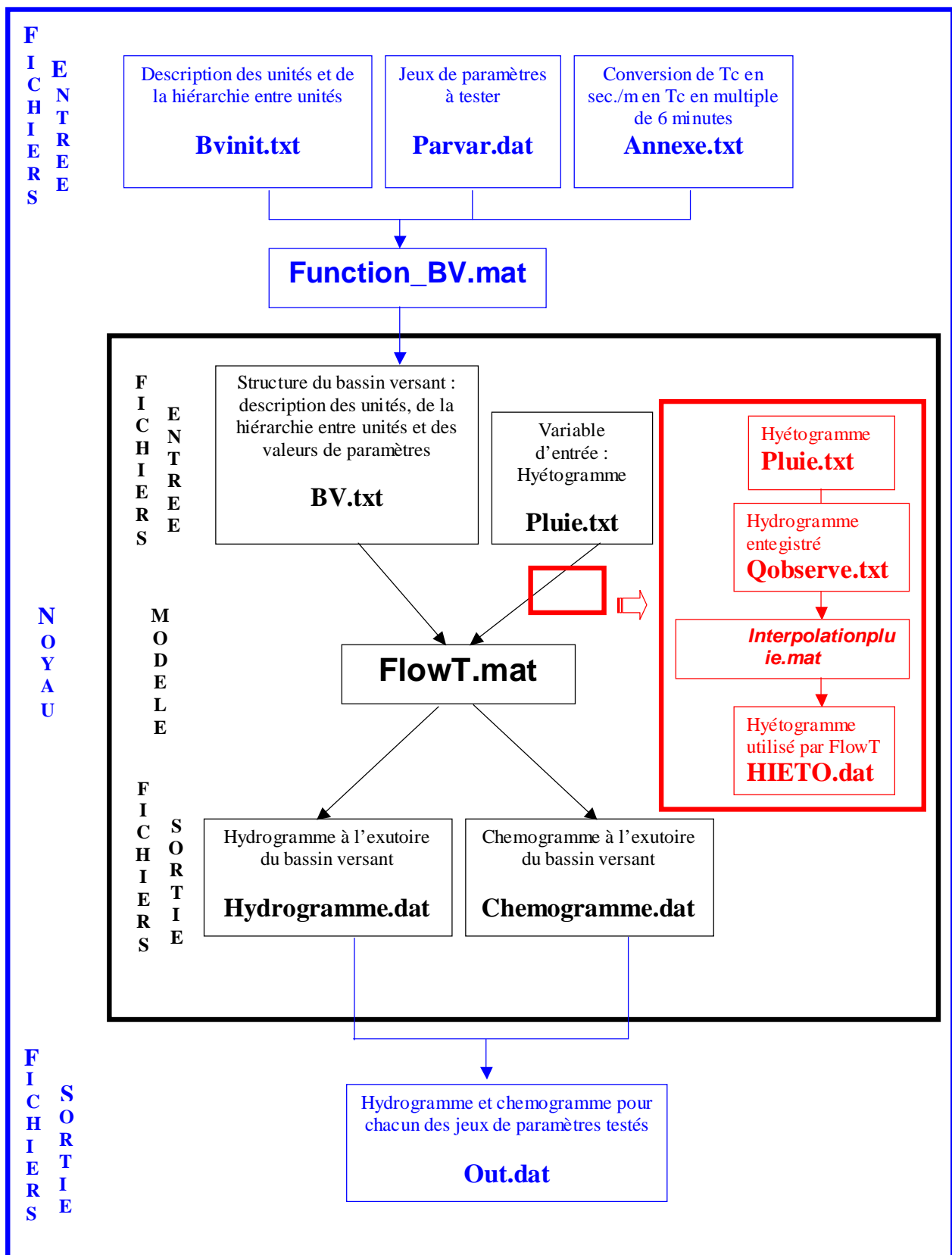


Figure 1 Organigramme d'utilisation de FlowT

Les unités sont rangées dans ce fichier de manière à ce que toutes les unités amont d'une unité figurent dans les lignes précédant l'unité en question (peu importe dans quel ordre). Cette disposition est indispensable au bon déroulement des calculs.

Les valeurs de paramètres proposées en annexe 7 dans le fichier BV.txt correspondent à un scénario de base. Les valeurs de Tc et de Hmcr sur les routes sont issues du calcul via les formules empiriques équation 1 et équation 2.

Hmcr sur les routes est estimé via l'équation polynomiale empirique ci-dessous (Pralong, 2005)

$$Hmcr = 240096I^6 - 237180I^5 + 92349I^4 - 18123I^3 + 1910I^2 - 107.27I + 2.9463 \quad \text{Equation 1}$$

avec I pente moyenne de l'UHF dans le sens d'écoulement.

Le temps de transfert Tc (multiple de dT, pas de temps de calcul égal à 6 minutes dans notre étude) sur les routes est estimé via une relation empirique (équation 3-11) établie sur la base des relations de Manning-Strickler (Pralong, 2005) :

$$Tc = L * I^{-1/2} * n^{1/3} \quad \text{Equation 2}$$

avec L et I respectivement longueur de l'unité et pente moyenne dans le sens de l'écoulement, et n coefficient de Manning.

L'opérateur doit donc déterminer sur son bassin les pentes et longueur dans le sens de l'écoulement des routes contributives à l'exutoire du bassin. Il doit également déterminer l'aire des routes et des parcelles contributives. Les valeurs des autres paramètres seront déterminées à partir des campagnes de terrain de 2005 et 2006 (voir les conclusions du chapitre III-3.6 et III-3.7 du mémoire de thèse).

En dehors des valeurs de paramètres, la seule variable d'entrée nécessaire à FlowT est la valeur de pluie en mm/dT à un pas de temps constant dT qui sera le pas de temps de calcul du modèle.

### 3 FICHER PLUIE.TXT ET HIETO.TXT

Le pas de temps de mesure de la pluie, qui est aussi le pas de temps de calcul, est fourni dans le fichier caract.txt (en minutes) (6 minutes dans notre étude). Le nombre de pas de temps de calcul (NbpasTemps) est normalement égal au nombre de valeurs contenues dans le fichier pluie.txt. Cependant, nous désirons que le calcul se poursuive au-delà du dernier pas de mesure de la pluie. Puisque nous disposons de l'enregistrement des débits à l'exutoire du bassin versant et que, dans un objectif de modélisation, il nous sera nécessaire de comparer débits enregistrés et modélisés, le calcul débute donc au premier pas de temps d'enregistrement de la pluie pour terminer au dernier pas de temps d'enregistrement du débit. La construction du fichier de pluie rallongé HIETO.dat, utilisé en fichier d'entrée à la place de pluie.txt, est réalisée via la fonction interpolationpluie6min.mat qui utilise nos fichiers bruts d'enregistrement de pluie (pluie.txt) et de débit (Qobserve.txt). Un exemple de la structure de ces fichiers bruts est fourni en annexe 7 et le code du programme interpolationpluie6min.mat est fourni en annexe 5.



#### 4 FICHIERS HYDROGRAMME.DAT ET CHEMOGRAMME.DAT

En sortie, le modèle FlowT produit : (i) l'hydrogramme modélisé à l'exutoire du bassin versant, le débit est constant sur le pas de calcul dT et fournit en m<sup>3</sup>/h, (ii) le flux de pesticide à l'exutoire, exprimé en milligrammes pour le pas de calcul dT, et (iii) le chémogramme modélisé à l'exutoire, la concentration étant constante sur le pas de calcul et exprimée en µg/L. Notons que le modèle pourrait tout aussi bien fournir les mêmes données à l'exutoire de n'importe laquelle des unités hydrologiques du bassin versant. Mais ne possédant pas d'hydrogrammes ou de chémogrammes à l'intérieur du bassin versant, nous exploitons seulement les modélisations à l'exutoire du bassin versant.

Comme le modèle FlowT est utilisé non pas avec un seul jeu de paramètres mais testé avec de nombreux jeux (analyse de Monte Carlo), il est nécessaire de construire une macrostructure autour du modèle FlowT qui stocke les hydrogrammes et chémogrammes modélisés à l'exutoire du bassin versant pour différents jeux de paramètres testés. Cette macrostructure utilise un fichier de variation des paramètres parvar.txt et lance le modèle pour chaque jeu.

#### 5 FICHIER PARVAR.DAT

Il s'agit de faire varier chaque valeur de paramètre indépendamment d'une unité à l'autre pour chaque lancement du modèle (ou run). Le fichier parvar.dat contient les valeurs des paramètres à tester pour chacune des n unités du bassin et possède la forme présentée Table 1 pour p lancements du modèle.

La méthodologie de construction du fichier parvar.dat est détaillée plus loin (7) et les programmes correspondant sont fournis en annexe 10.

Dans cette approche il faut donc reconstruire le fichier BV.txt pour chaque lancement du modèle à partir des valeurs de paramètres contenues dans le fichier parvar.dat. La fonction function\_BV.mat a été construite à cette fin et son code est détaillé en annexe 10. Les valeurs immuables du fichier BV.txt concernant les caractéristiques des unités (aire et unité aval) sont reprises dans le fichier Bvinit.txt : le fichier comprend 3 colonnes qui correspondent aux colonnes 1, 2 et 4 du fichier BV.txt présenté en annexe 7.

		Tc mn/m	Hint mm	Hmcr mm	Io mult. If	If mm/mn	T90 mn	Txdep mg/L
unité 1	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							
unité 2	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							
etc.	etc.							
unité n	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							

**Table 1 Structure du fichier parvar.dat construit pour le lancement en boucle de FlowT avec plusieurs jeux de paramètres dans l'analyse de Monte Carlo.**

Mais deux problèmes se posent dans la reconstruction du fichier BV.txt, résolus par la fonction function\_BV.mat.

## 6 PROGRAMME FUNCTION\_BV.MAT ET FICHER ANNEXE.TXT

Le premier problème concerne le calcul du temps de transfert le long du réseau hydrographique c'est-à-dire le long des routes. En effet, le modèle FlowT utilise Tc comme le nombre (entier) de pas de calcul (6 mn) dont il faut décaler la contribution d'une unité, calculée au pas de temps n, pour qu'elle arrive au pas de calcul n+Tc sur l'unité aval.

D'après les données de terrain on peut estimer le temps de transfert sur une unité en minutes, ou en mn/m si on rapporte ce temps à la longueur de l'unité dans le sens de l'écoulement. Il suffirait donc a priori de diviser cette donnée en minutes par 6 (ou dT pas de calcul en minutes) et d'arrondir à l'entier le plus proche pour obtenir Tc dans le format utilisable par FlowT.

Cependant, de nombreux Tc estimés, notamment sur les tronçons de routes, sont inférieurs à 3 minutes, ce qui mène à un Tc nul exprimé en multiple de 6 mn. Cette erreur ne pose pas de problème majeur pour les unités parcelles, qui communiquent directement avec la route. Elle est par contre problématique sur les unités routes car ces erreurs se somment d'une unité à l'autre le long du réseau de transfert et mènent à un temps de transfert à l'exutoire largement sous-estimé. La détermination de Tc en multiple de 6mn dans le fichier BV.txt reconstruit à partir du fichier parvar.txt pour chaque lancement du modèle demande donc un petit exercice de calcul du temps de transfert le long du réseau de routes qui occupe les 2/3 du programme fonction\_BV.mat (annexe 10).

Les valeurs de Tc en mn/m contenue dans BV.txt sont multipliées par les longueurs des unités dans le sens de l'écoulement puis sommées le long des routes. La sommation est effectuée entre deux nœuds du réseau. Ca n'est qu'à ce stade que les valeurs de Tc sont divisées par 6mn pour obtenir Tc en multiple de 6 mn. L'arrondi engendre alors moins d'erreur sur le temps de transfert le long du réseau. On peut se référer à l'exemple Table 2 pour 5 unités route entre deux nœuds d'un réseau qui illustre cette procédure.

Tc mn	Somme Tc mn	(Somme Tc)/6 mn	Arrondi	Tc multiple de 6
3	3	0.5	1	1
5	8	1.3	1	0
6	14	2.3	2	1
2	16	2.7	3	1
3	19	3.2	3	0

**Table 2 Exemple de calcul de Tc, temps de concentration de l'unité, en multiple de 6mn (colonne 5) à partir du Tc en minute (colonne 1) donné pour un enchaînement de 5 unités routes fictives (lignes 1 à 5).**

Cette procédure nécessite la définition des unités tronçon de route situées entre les deux même nœuds du réseau ainsi que des longueurs des différentes unités. C'est le fichier annexe.txt qui fournit ces informations au programme fonction\_BV.mat avec en colonne 1 le numéro de l'unité, en colonne 4 sa longueur (m) et en colonne 2 le numéro de la portion de réseau (entre deux nœuds) à laquelle l'unité appartient (si c'est une unité route, 0 si c'est une parcelle). Les Tc des unités tronçon de route portant le même numéro seront sommés.

La dernière colonne (n°3) de annexe.txt permet de désigner les unités possédant le même jeu de paramètres et de répondre ainsi au **deuxième problème** qui se pose dans

---

la reconstruction du fichier BV.txt dans cette approche de variation indépendante des paramètres d'une unité à l'autre.

En effet, on peut envisager de regrouper certaines unités parcelles entre elles, par exemple toutes les parcelles connectées à une même route (cf. carte des numéros des unités), et de leur affecter une même valeur de paramètres. Le fichier parvar.txt fournira alors les jeux à tester pour le groupe et contiendra moins de lignes que d'unités. Les parcelles possédant le même numéro dans la troisième colonne du fichier annexe.txt se verront attribuer le même jeu de paramètres.

Finalement, le programme de la macrostructure pour lancer FlowT en boucle est proposé en annexe 10, et la structure des fichiers d'entrée annexe.txt et de sortie out.dat en annexe 7.

Afin de disposer d'un guide complet nous proposons de rappeler dans les deux derniers chapitres de ce guide de l'utilisateur de FlowT les conclusions des chapitres III-3.6 et III-3.7 du mémoire sur la paramétrisation des unités parcelle et les conclusions du chapitre III-4.1.2 du mémoire sur la construction du fichier parvar.dat.

## 7 ANALYSE DE MONTE CARLO DE FLOWT

La macrostructure pour la mise en œuvre du lancement en boucle de FlowT a été présentée dans le chapitre III-3.2.4. Elle s'appuie sur le fichier parvar.dat<sup>2</sup>, qui donne les valeurs de paramètres à tester pour chaque unité du bassin. Contrairement à l'analyse de Monte Carlo pour le modèle GR5, ce fichier n'est pas construit avec le logiciel SIMLAB. En effet son utilisation est fastidieuse dès lors que la dimension de l'espace à échantillonner est grande. Nous construisons donc le fichier parvar.dat pour l'analyse de Monte Carlo de FlowT avec un programme que nous créons sous Matlab.

Sur chaque unité du bassin, les paramètres du modèle FlowT (Tc, Hint, Hmcr, Io, If, T90 et Txdep) se voient attribuer une distribution de probabilité uniforme, dans les gammes de valeurs fournies dans le chapitre III-7. Le programme parvar.mat proposé en annexe 8 fournit les bornes minimales et maximales des distributions des 7 paramètres pour chaque unité du bassin versant. L'échantillonnage LHS dans l'espace défini par ces distributions uniformes est réalisé grâce au programme lhsu.mat, qui est la seule fonction matlab que nous n'ayons pas programmé personnellement.

Le programme de construction du fichier parvar.dat varie avec la gamme de valeur autorisée pour les paramètres (valeurs minimales xmin et valeurs maximales xmax), le nombre de jeux échantillonnés X, avec le réseau de routes et de parcelles considéré (réseau 2005 ou réseau 2006) et pour chacun des deux réseaux avec le niveau de découpage du bassin versant.

Le lancement en boucle de FlowT est réalisé via les programmes présentés en annexe 9 à partir du fichier parvar construit suivant l'organigramme de la Figure 1, d'après les indications fournies dans le guide de l'utilisateur chapitre III-3.2.6. La structure du fichier résultat de l'analyse de Monte Carlo, out.dat, fourni par ce programme est présentée Figure 2.

---

<sup>2</sup> Ne pas confondre le fichier parvar.dat de FlowT avec le fichier parvar.dat de GR5, même si leurs rôles sont les mêmes

	Q1	C1	Q2	C2	etc...	Q51	C51
jeu1	0	0	0	0		0	0
jeu2	0	0	0	0		0	0
jeu3	0	0	0	0		0	0
jeu4	0	0	0.23	0		0	0
jeu5	0	0	1.57	0		0	0
jeu6	0	0	0	0		0	0
jeu7	0	0	32.4	0		0	0
jeu8	0	0	0	0		0	0
jeu9	0	0	3.95	0		0	0
jeu10	0	0	0	0		0	0
etc...	etc...						
jeu X	0	0	0	0		0	0

**Figure 2 Structure du fichier out.dat des hydrogrammes et chémoigrammes modélisés à l'exutoire du bassin versant par FlowT pour chacun des jeux de paramètres du fichier parvar.dat (ici pour l'événement 110604).**

Chaque ligne du fichier out.dat correspond à un jeu de paramètres testé de parvar.dat. Les valeurs  $q_i$  (débit modélisé au pas de calcul  $i$ ) et  $c_i$  (concentration modélisée au pas de calcul  $i$ ) pour tous les pas de calcul du modèle, soient 51 pas de calculs pour l'événement 110604, alternent le long de la ligne. Contrairement à GR5, les valeurs des paramètres ne sont pas rappelées en tête de ligne.

Les fichiers out.dat et out1.dat sont utilisés dans les analyses de sensibilité et d'incertitude des modèles.

## 8 PARAMETRISATION DE FLOWT : CHAPITRES III.3-6 ET III.3-7

### 8.1 Typologie de parcelles

Les trois « super » types considérés pour la spatialisation de If et Hmcr des parcelles sont décrits dans la Table 3 et on peut les désigner par la simple pratique et la présence (ou l'absence) de traces de roue.

« Super »type	Description simple
1	Désherbé chimiquement ; Désherbée mécanique ou enherbée avec traces roue ; désherbée mécanique tassée
2	Désherbé mécanique sans trace de roue
3	Désherbé mécanique fraîchement travaillé ; enherbé sans trace de roue

**Table 3 Description des trois “super” types retenus pour la paramétrisation dans le modèle FlowT des caractéristiques hydrologiques des parcelles du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Une pratique non pérenne est une pratique qui peut passer d'un Supertype à l'autre au cours du temps : le désherbage mécanique est non pérenne puisqu'au fur et à mesure que la pluie dégrade l'état de surface, il passe du Supertype 3 au Supertype 1.

De plus, l'existence des traces de roue est la seconde source de variabilité temporelle des « super »types sur une parcelle. L'existence de traces de roue d'une année sur l'autre dépend de l'état du sol lors des vendanges : si les machines s'enfoncent, les parcelles présenteront des traces de roues l'année suivante (communication orale A ; Roth).

## 8.2 Gammes de variation des paramètres If et Hmcr par « Super » type de parcelle

### 8.2.1 « Super » type 1

Nous considérons une distribution uniforme de If et Hmcr pour le supertype 1 et calculons les bornes min et max de leurs gammes de variation, sur la base des mesures obtenues lors de la campagne de terrain de 2006. Les résultats sont consignés dans la Table 4.

	min	max
If	5	23
Hmcr	0	3

**Table 4 Bornes minimum et maximum des gammes de valeur de If et Hmcr sur les parcelles pour le « super » type 1, bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

### 8.2.2 « Super » type 2

Nous ne disposons à l'issue de la campagne de terrain 2006 que de deux valeurs de If (57 et 81 mm/h) et deux valeurs de Hmcr (2.2 et 5.2 mm) qui ne permettent aucun traitement statistique.

Nous considérons donc une distribution uniforme des deux paramètres avec les gammes de valeur [50 ;100] mm/h pour If et [3 ;6] mm pour Hmcr.

### 8.2.3 « Super » type 3

Les unités appartenant à ce type ne contribuent pas au ruissellement, nous imposons donc If égal à 100 mm/h (les intensités de pluie maximale observées depuis 2003 sont inférieure à 10 mm/6mn) et nous imposons Hmcr égal à 6 mm.

## 8.3 Gamme de variation de Tc sur les parcelles

Les temps de concentration observés sur les parcelles varient de 10 à 81 secondes avec une moyenne de 40 sec/m. Ces temps de concentration sont certainement surestimés sur 1m puisque les processus de concentration du ruissellement ne sont pas tous présents à cette échelle. On se réfère pour cela aux conclusions du chapitre 2.3 sur l'échelle des processus d'érosion par écoulement concentré. Nous considérons donc pour toute la longueur de l'unité une distribution uniforme de Tc avec la gamme de valeurs [0 ;30] sec/m.

Pour les autres paramètres sur les parcelles (non sensibles), nous adoptons les gammes de valeurs suivantes : [1 ; 50] pour Io, [0 ; 5] pour T90 et [0 ; 0,1] pour Txdep.

## 8.4 Gammes de variation de Tc et Hmcr (et If) sur les routes

### 8.4.1 Travaux antérieurs

Hmcr sur les routes est estimé via l'équation 1. Le temps de transfert Tc sur les routes est estimé via l'équation 2.

### 8.4.2 Gammes de variation des paramètres

Les distributions de Tc et Hmcr sur les routes sont considérées uniformes et les gammes de valeurs sont égale respectivement à [0 ; 2\*Tc<sub>calculé</sub>] et [0 ; 2\*Hmcr<sub>calculé</sub>].

Les gammes de valeur varient donc d'une route à l'autre en fonction de la valeur de  $T_c$  et de  $H_{mcr}$  calculée d'après les équations et , mais elles restent constantes dans le temps pour une même route.

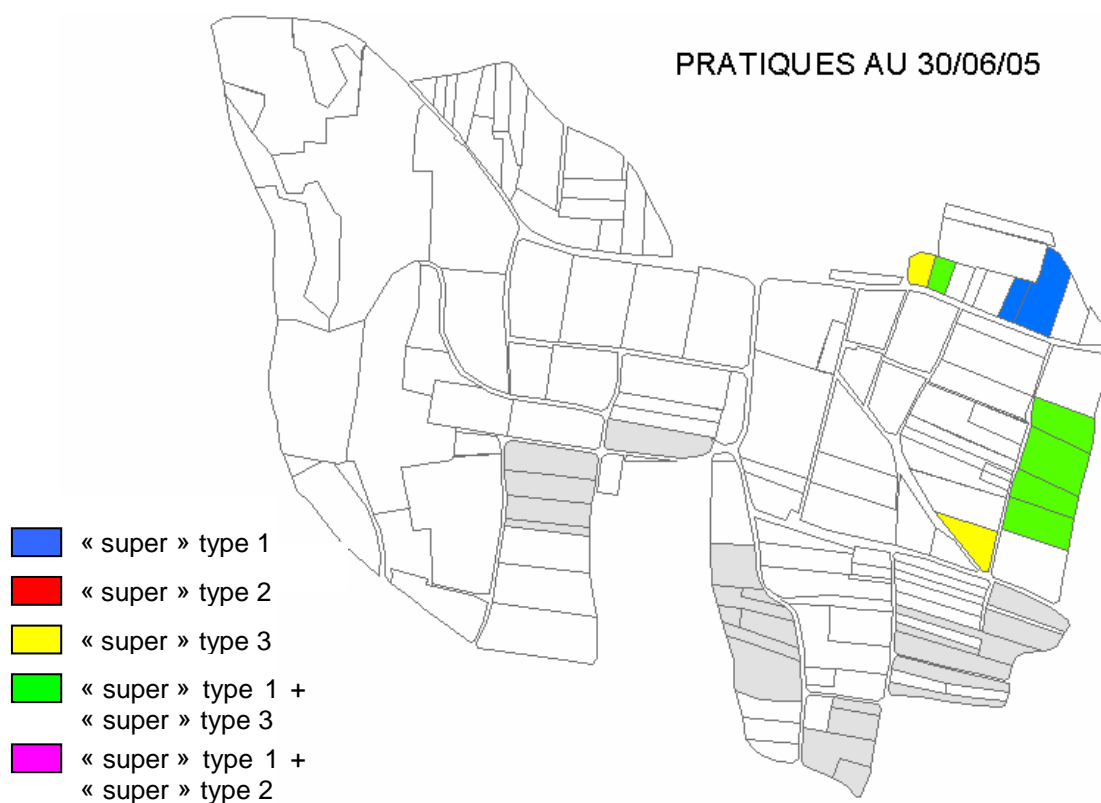
La capacité d'infiltration est considérée nulle sur les routes.

Pour les autres paramètres sur les routes (non sensibles), nous adoptons les gammes de valeurs suivantes : [1 ; 50] pour  $I_o$ , [0 ; 5] pour  $T_{90}$  et [0] pour  $T_{xdep}$ .

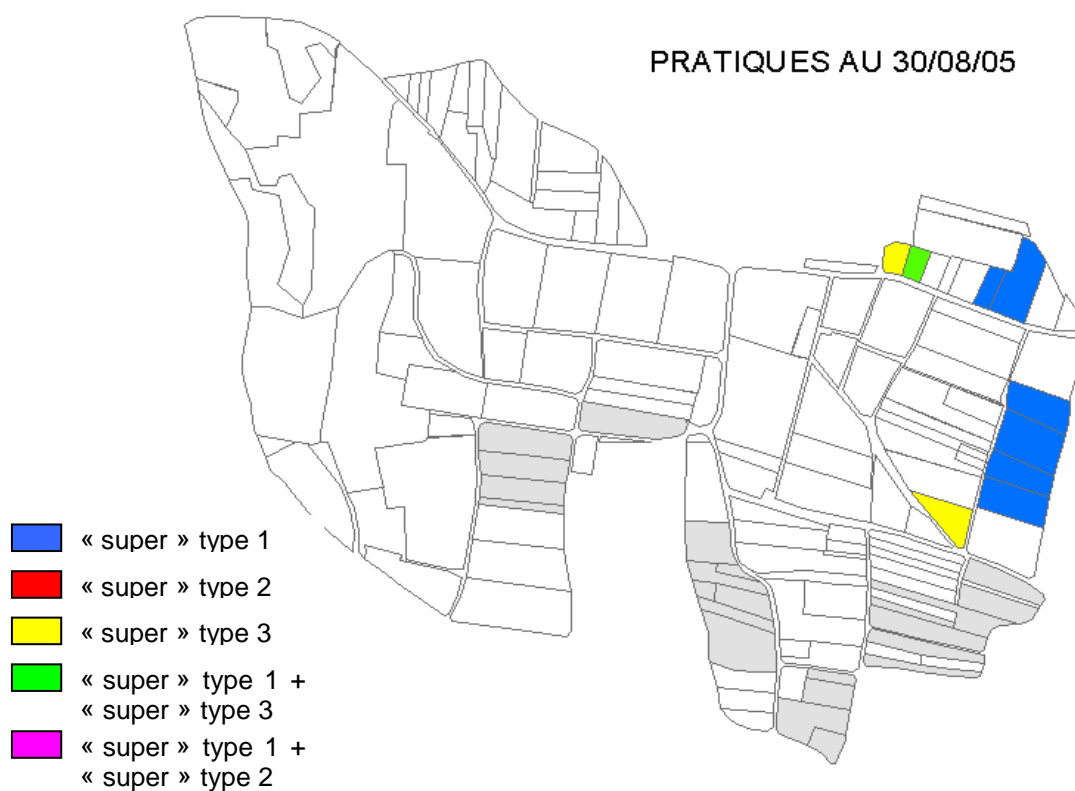
Nous avons donc défini les gammes de valeur de  $T_c$ ,  $H_{mcr}$  et  $I_f$ , les trois paramètres sensibles de FlowT, pour les unités parcelle et pour les unités routes. La répartition spatiale de  $T_c$  et  $H_{mcr}$  des unités routes est pérenne dans le temps puisque les valeurs des paramètres sont associées aux caractéristiques pérennes des routes (pente, longueur, la rugosité étant aussi pérenne pour une route « en dur »). En revanche, la répartition spatiale de  $H_{mcr}$  et  $I_f$  sur les parcelles suit la répartition des « super » types 1, 2 et 3 d'occupation de sol définis dans les Figures 2 à 6.

### 8.5 Variabilité temporelle des valeurs de paramètres sur les parcelles

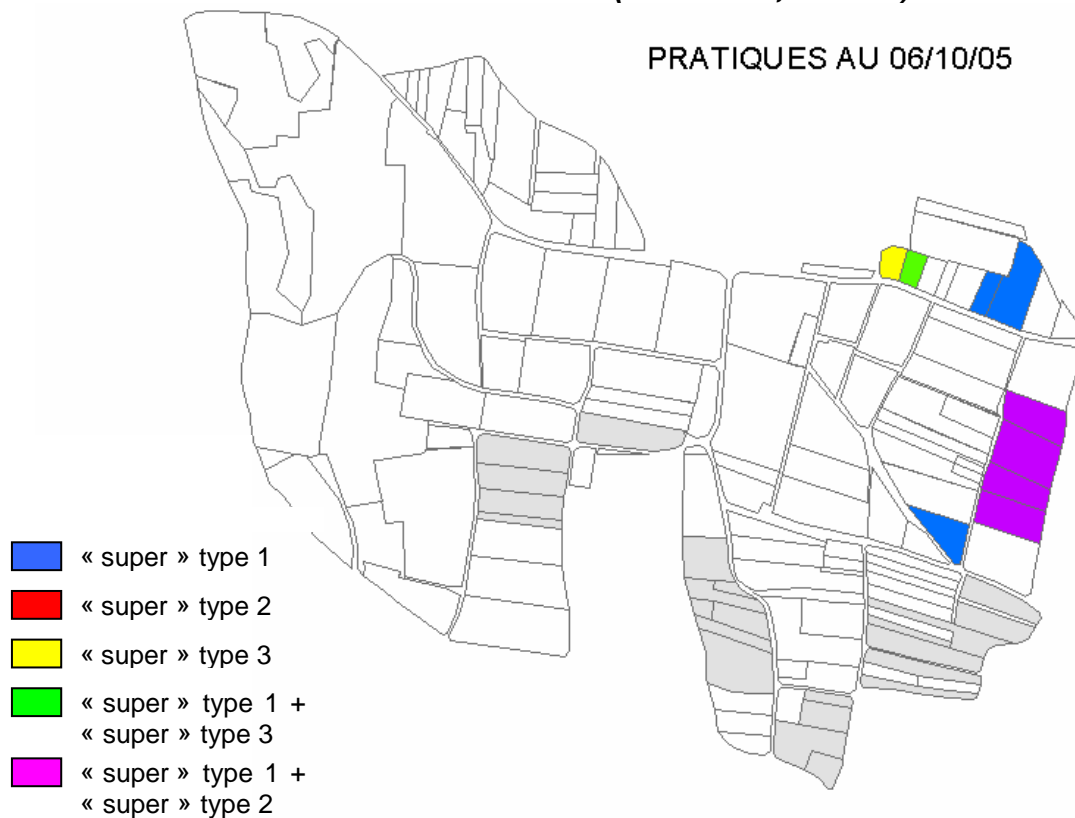
Les relevés d'Etats de Surface réalisés en juin 2005, août 2005, octobre 2005, juillet 2006 et septembre 2006 fournissent la répartition spatiale des 3 super types pour chacune de ces dates et son évolution au cours des années 2005 et 2006. Les 5 cartes de répartition spatiale sont proposées Figure 2 à 6.



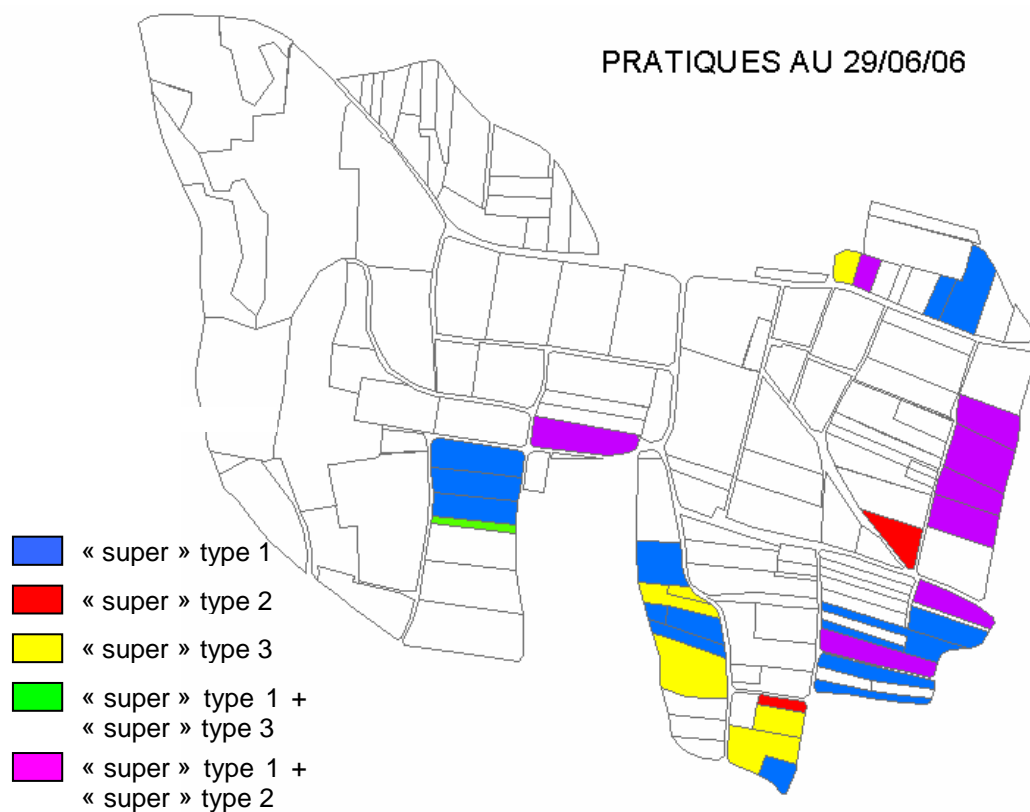
**Figure 2 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 30 juin 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



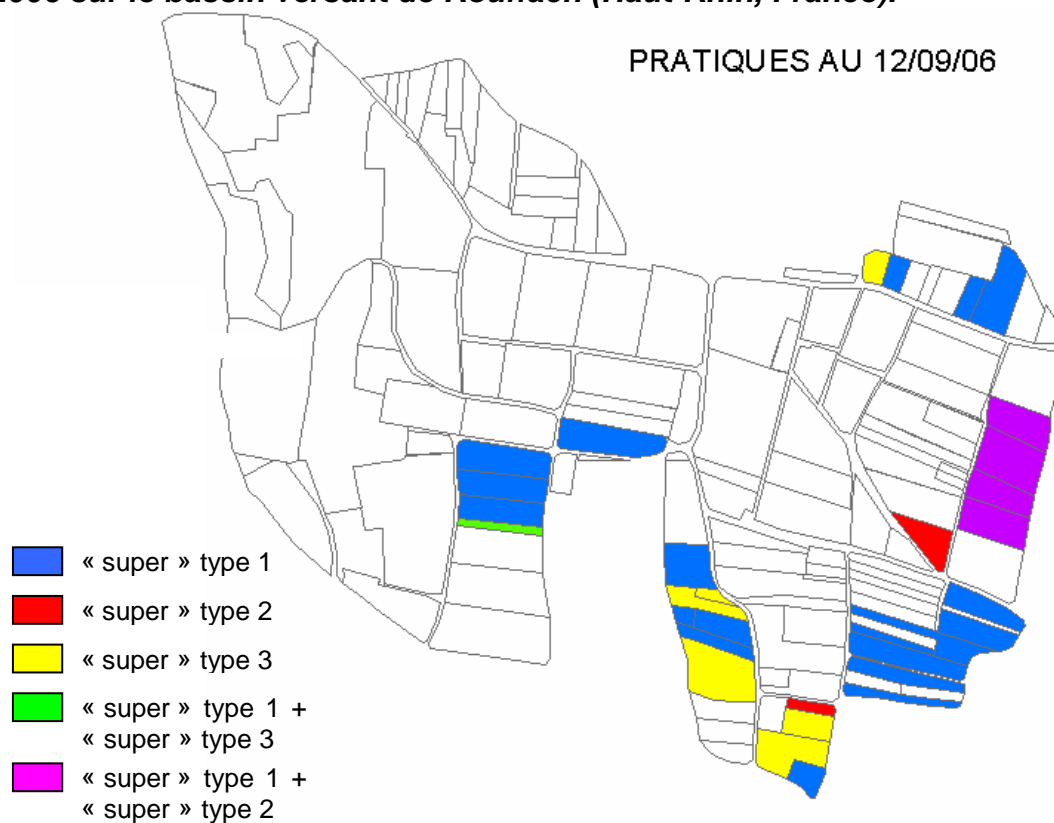
**Figure 3 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 30 août 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 4 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 6 octobre 2005 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 5 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 29 juin 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



**Figure 6 Répartition spatiale des “super” types 1, 2 et 3 au 12 septembre 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**



Les pratiques correspondant au Supertype 1 figurent en bleu, les pratiques correspondant au Supertype 2 figurent en rouge, et les pratiques correspondant au Supertype 3 figurent en jaune. Si la parcelle comporte deux pratiques (enherbée un rang sur deux) et que l'une correspond au Supertype 1 l'autre au Supertype 3, la parcelle figure en vert. Si l'une correspond au Supertype 1 et l'autre au Supertype 2, la parcelle figure en violet.

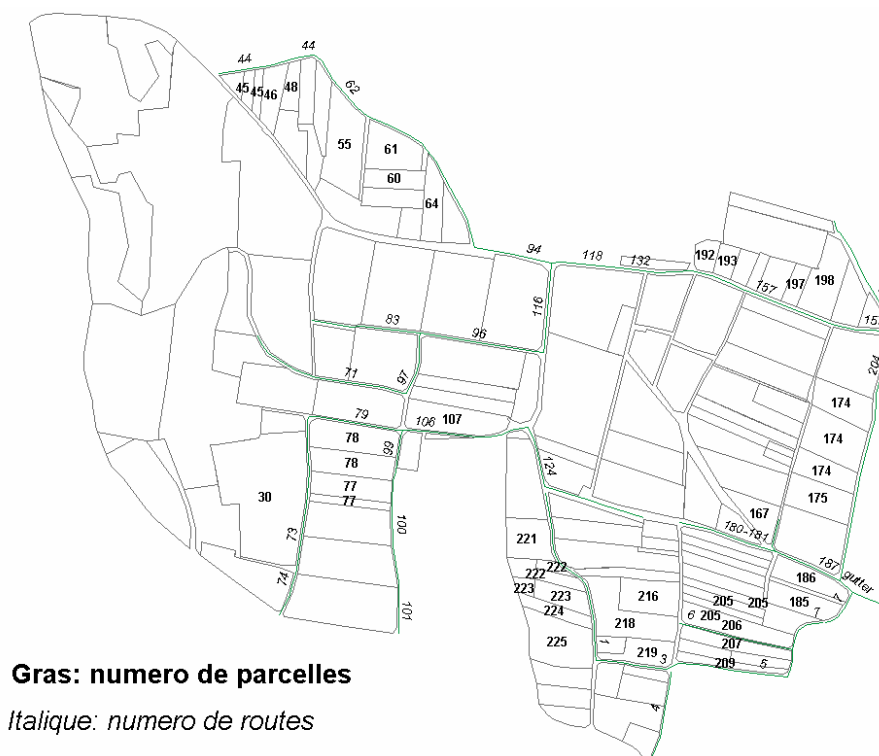
Les parcelles non pérennes, dont la paramétrisation varie dans le temps, sont les parcelles 193, 167, et la moitié désherbée des parcelles enherbées un rang sur deux 186, 206, 107, 175, 174, 174bis, 174ter. Les numéros des unités, parcelles et routes, sont renseignés Figure 7. Sur les autres parcelles la paramétrisation reste la même toute la saison 2005 et toute la saison 2006.

Au vu des dates de travail du sol et des pluies, chaque événement de 2005 et 2006 a été associé à l'une de ces cartes pour la paramétrisation de FlowT sur les parcelles non pérennes (Table 5).

événement	250705	010805	210805	110905	160905	011005	050406
carte	300605	300805	300805	300805	300805	061005	290606*
événement	100406	080506	090506	040806	180906	240906	250906
carte	290606*	290606*	290606*	290606*	120906	120906	120906

\* signifie que les désherbées fraîchement travaillées sont remplacé par des désherbées travaillées (supertype 3 remplacé par supertype 2).

**Table 5 Association de chaque événement observé en 2005 et 2006 sur le bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France) à l'une des 5 cartes de répartition spatiale des « super » types.**



**Figure 7 Numéros donnés aux parcelles et aux routes contributives à l'exutoire du bassin versant de Rouffach (Haut-Rhin, France).**

Ce travail de relevé des Etats de Surface et de classification des parcelles par « super » type pour leur paramétrisation est à actualiser pour la modélisation des événements de l'année 2007 et suivantes.



## ANNEXE 9 :

Exemple d'échantillonnage Latin Hypercube  
Sampling dans l'espace des paramètres de  
FlowT, pour le découpage n°2 du bassin  
versant de Rouffach (réseau 2005), pour le  
relevé d'Etats de Surface du 30 août 2005, pour  
une taille d'échantillon X



---

-----Corps de programme-----

Définition des gammes de variation des paramètres par unité

%partie commune 2005/2006 du réseau

%routes Herbe 71

xmin=[0,0,0,1,0,0,0]; %dans l'ordre [Tc,Hint,Hmcr,Io,If,T90,Txdep] valeur min

xmax=[5,3,5.3,50,0.1,5,1]; %[Tc,Hint,Hmcr,Io,If,T90,Txdep] valeur max

XMIN=xmin;

XMAX=xmax;

%routes 97

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[14,0,10.3,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes Herbe 83

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[5,3,5,50,0.1,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 96

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[5,0,5.2,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 117

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[12,0,9.6,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 62

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[6,0,5.7,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 94

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[4,0,3.9,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 118-caniveau

xmin=[0,0,0,1,0,0,0];

xmax=[10,0,8.1,50,0,5,1];

XMIN=[XMIN,xmin];

XMAX=[XMAX,xmax];

---

```
%routes 132-caniveau
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[10,0,8.1,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 118
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[4,0,2.6,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 132
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[4,0,2.6,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 192
xmin=[0,0,6,1,1.7,0,0];
xmax=[30,3,6.1,50,1.8,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 193-1
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 193-2 %non pérenne
xmin=[0,0,6,1,1.7,0];
xmax=[30,3,6.1,50,1.8,5];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 197
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 198
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 156-caniveau
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[10,0,8.1,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

---

```
%routes 157-caniveau
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[10,0,8.1,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 156
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[3,0,2.1,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 157
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[4,0,2.4,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%routes 191
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[6,0,5.8,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 174ter-1
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 174ter-2 %non pérenne
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 174bis-1
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 174bis-2 %non pérenne
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

%parcelles 174-1
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```



---

```
%parcelles 174-2 %non pérenne
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%parcelles 175-1
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%parcelles 175-2 %non pérenne
xmin=[0,0,0,1,0.0833,0,0];
xmax=[30,3,3,50,0.3833,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%routes 204
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[5,0,4.7,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%parcelles 167 %non pérenne
xmin=[0,0,6,1,1.7,0,0];
xmax=[30,3,6.1,50,1.8,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%routes 168
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[6,0,8.2,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%routes 180-181
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[4,0,4.6,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%routes 187
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[5,0,5.6,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

```
%routes caniveau
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[3,0,3.7,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];
```

---

```

%canal Venturi (exutoire des réseaux 2005 et 2006)
%routes canal Venturi
xmin=[0,0,0,1,0,0,0];
xmax=[12,0,9.1,50,0,5,1];
XMIN=[XMIN,xmin];
XMAX=[XMAX,xmax];

Echantillonnage LHS
s=lhsu(XMIN,XMAX,X);

Mise en forme du fichier parvar
unit=length(s(1, :))/7;
for i=1:unit+1
    corresp2(i)=(i-1)*7;
end
parvar=s(:,corresp2(1)+1:corresp2(2));
for i=2:unit
    parvar=[parvar;s(:,corresp2(i)+1:corresp2(i+1))];
end

Sauvegarde du fichier parvar
save('parvar','parvar','-ascii'); clear all;

```

---

-----lhsu.mat-----

Cette fonction, contrairement à toutes les autres, n'a pas été programmée par nous.

```

function s=lhsu(xmin,xmax,nsample)
% s=lhsu(xmin,xmax,nsample)
% LHS from uniform distribution
% Input:
%   xmin   : min of data (1,nvar)
%   xmax   : max of data (1,nvar)
%   nsample: no. of samples
% Output:
%   s      : random sample (nsample,nvar)
%   Budiman (2003)

nvar=length(xmin);
ran=rand(nsample,nvar);
s=zeros(nsample,nvar);
for j=1:nvar
    idx=randperm(nsample);
    P=(idx'-ran(:,j))/nsample;
    s(:,j)=xmin(j)+P.*(xmax(j)-xmin(j));
end

```

---



## ANNEXE 10 :

Exemple d'analyse de Monte Carlo avec  
FlowT pour l'événement du  
11 juin 2004,  
pour le découpage n°2 du bassin versant de  
Rouffach (réseau 2005), pour une taille  
d'échantillon de jeux de paramètres égale à 10  
fois le nombre de paramètres



---

-----Corps de programme-----

```

%chargement des fichiers d'entrée
[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[pluie]=textread('pluie110604.txt');
[caract]=textread('caract.txt');
[BVinit]=textread('BVinit.txt');
[annexe]=textread('annexe.txt');
[parvar]=textread('parvar');

%n est le nombre d'unités du bassin
n=length(BVinit(:,1));
%S est la taille de l'échantillon
S=3500;

%corresp fournit pour chaque unité i le numéro de ligne précédant le premier
jeu associé à l'unité i (voir tableau)
for i=1:n
    corresp(i)=(i-1)*S;
end

%lancement de FlowT S fois
for set=1:S
    [BV]=function_BV(BVinit,parvar,annexe,corresp,set);
    [HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
    [hydrogramme,chemogramme]=FlowTPol6min(HIETO,NbpasTemps,BV,caract);
    ind=1;
    for i=1:NbpasTemps
        out(set,ind)=hydrogramme(i);
        out(set,ind+1)=chemogramme(i);
        ind=ind+2;
    end
end

%sauvegarde du fichier de résultats
save('out110604','out','-ascii'); clear all

```

---

Tableau : rappel de la structure du fichier parvar

			<i>Tc</i> mn/m	<i>Hint</i> mm	<i>Hmcr</i> mn	<i>Io</i> mult. If	<i>If</i> mm/mn	<i>T90</i> mn	<i>Txdep</i> g/L
<b>Corresp(1)+1</b>	<i>unité 1</i>	<i>Run 1</i>							
		<i>Etc.</i>							
<b>Corresp(2)</b>	<i>Unité 2</i>	<i>Run p</i>							
<b>Corresp(2)+1</b>		<i>Run 1</i>							
		<i>Etc.</i>							
<b>Corresp(3)</b>	<i>Etc.</i>	<i>Run p</i>							
		<i>Etc.</i>							
<b>Corresp(n)+1</b>	<i>Unité n</i>	<i>Run 1</i>							
		<i>Etc.</i>							
<b>Corresp(n)+p</b>		<i>Run p</i>							

---

```

-----function_BV.mat-----
function[BV]=function_BV(BVinit,parvar,annexe,corresp,set)

%On colle dans le fichier BV le jeux de paramètres à tester pour la simulation
en cours, issu de parvar,
n=length(BVinit(:,1));
for i=1:n
    BV(i,1)=BVinit(i,1);
    BV(i,2)=BVinit(i,2);
    BV(i,4)=BVinit(i,3);
end
k=1;
for j=1:n
    if annexe(j,3)==k
        BV(j,5:10)=parvar(corresp(k)+set,2:7);
        BV(j,7)=parvar(corresp(k)+set,4)*parvar(corresp(k)+set,5);
        annexe(j,5)=parvar(corresp(k)+set,1)/60;%Tc dans parvar est en sec/m
et il faut le convertir dans annexe en min/m
    else
        k=k+1;
        BV(j,5:10)=parvar(corresp(k)+set,2:7);
        BV(j,7)=parvar(corresp(k)+set,4)*parvar(corresp(k)+set,5);
        annexe(j,5)=parvar(corresp(k)+set,1)/60;%Tc dans parvar est en sec/m
et il faut le convertir dans annexe en min/m
    end
end
% Le reste de la fonction consiste à mettre en forme le paramètre Tc, donné en
mn/m pour chaque unité, et qui doit être fournit en multiple de 6 minutes dans
le fichier d'entrée BV, pour être directement utilisable par le modèle FlowT
k=1;
p=1;
for i=1:n
    if annexe(i,2)==0
        for j=1:5
            parcelle(k,j)=annexe(i,j);
            parcelle(k,9)=i;
        end
        k=k+1;
    else
        for j=1:5
            reseau(p,j)=annexe(i,j);
            reseau(p,9)=i;
        end
        p=p+1;
    end
end
mbis=length(parcelle(:,1));
for i=1:mbis
    parcelle(i,6)=parcelle(i,5)*parcelle(i,4);
    parcelle(i,7)=round(parcelle(i,6)/6);
    parcelle(i,8)=parcelle(i,7);
end
m=length(reseau(:,1));
for i=1:m
    reseau(i,6)=reseau(i,5)*reseau(i,4);
end

```

---

```

k=1;
somme=reseau(1,6);
reseau(1,7)=round(somme/6);
reseau(1,8)=reseau(1,7);
ind=1;
for i=2:m
    if reseau(i,2)==k
        somme=somme+reseau(i,6);
        reseau(i,7)=round(somme/6);
        reseau(i,8)=reseau(i,7)-reseau(i-1,7);
    else
        k=k+1;
        somme=reseau(i,6);
        reseau(i,7)=round(somme/6);
        reseau(i,8)=reseau(i,7);
        ind=1;
    end
end
for i=1:mbis
    BV(parcelle(i,9),3)=parcelle(i,8);
end
for i=1:m
    BV(reseau(i,9),3)=reseau(i,8);
end
-----interpolationpluie6min.mat-----
function[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve)

n=length(pluie(:,1));
finP=pluie(n,1);
m=length(Qobserve(:,1));
finQ=Qobserve(m,1);

finH=round((finQ-finP)*240);%finQ et finP en standard EXCEL (1=1jour) on
multiplie par (24*10) pour avoir le nombre de pas de calcul dt=6min

x=round(pluie(:,1)*1440);%pluie en minutes
y=pluie(:,2);

if finH<1
    NbpasTemps=length(x);
else % si l'hydrogramme observé se termine après le hyétogramme observé (ce
qui est souvent le cas) on modélise jusqu'à la fin de l'hydrogramme observé
    for i=1:finH
        x(n+i)=x(n)+6*i;
        y(n+i)=0;
    end
    NbpasTemps=n+finH;
end
%date avec l=1mn, il faut *1440 pour avoir une date compatible sous EXCEL
(l=1jour).
HIETO=[x,y];
-----

```





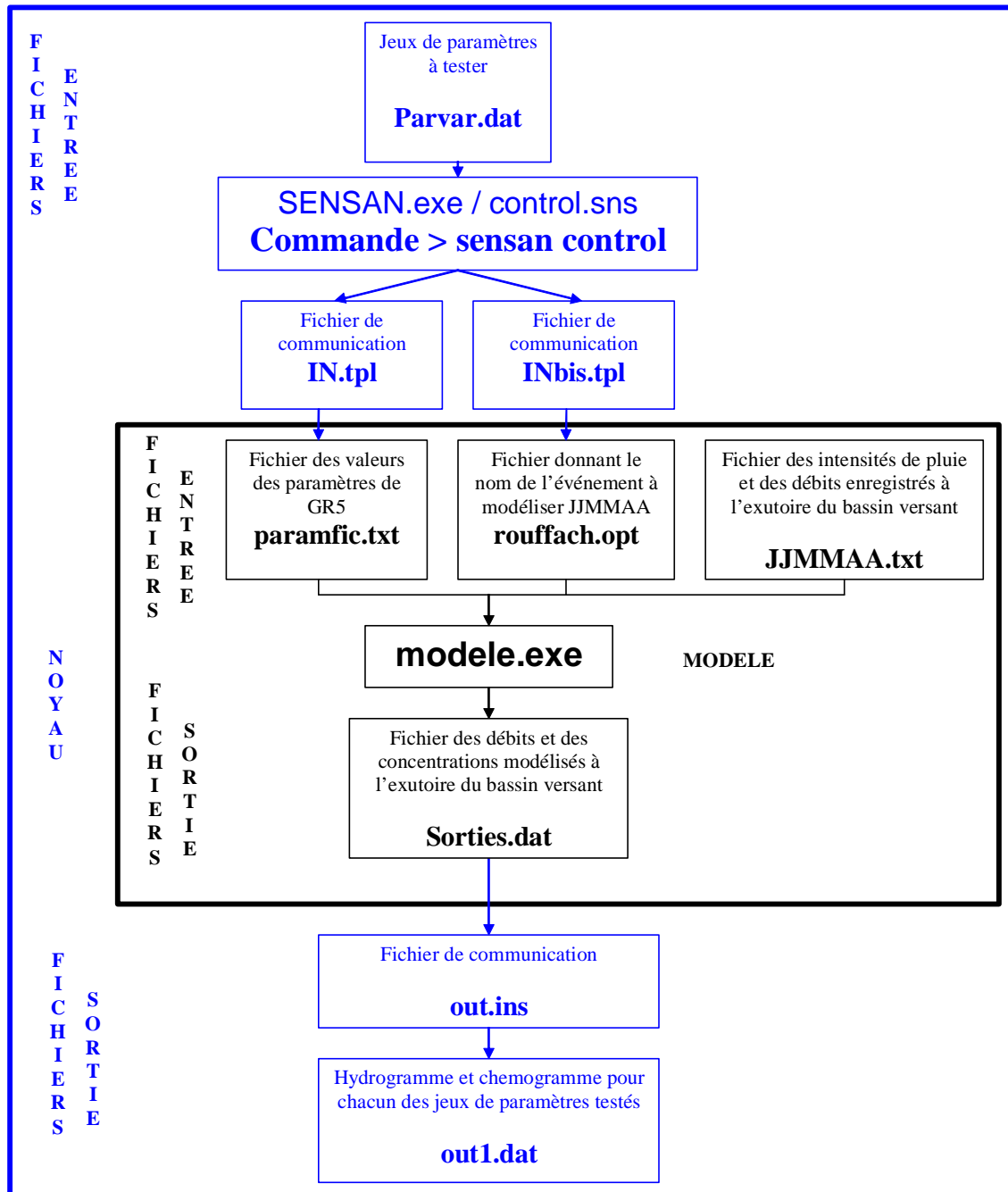
ANNEXE 11 :

Guide de l'utilisateur de GR5



## 1 ORGANIGRAMME D'UTILISATION DE GR5

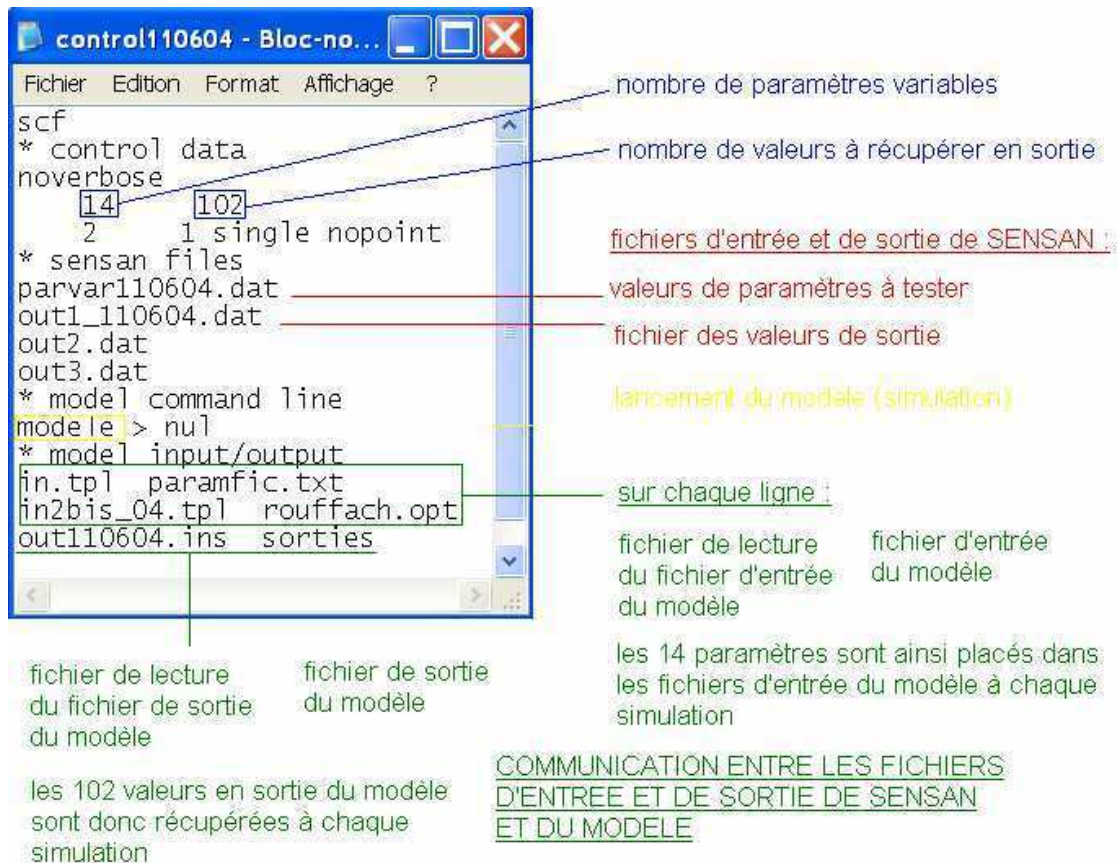
Pour GR5, l'échantillonnage LHS est réalisé avec SIMLAB, développé par le Joint Research Centre (Tarantola, 2000), tandis que le lancement en boucle utilise le logiciel SENSAN (Doherty, 2000) qui communique avec GR5 par des fichiers texte d'entrée et de sortie. L'organigramme d'utilisation de GR5 est présenté Figure 1.



*Figure 1 Organigramme d'utilisation de GR5 : structure principale (noyau noir) et macrostructure de lancement en boucle (bleu).*

## 2 FICHIER DE CONTROLE CONTROL.SNS

SENSAN communique avec GR5 via le fichier de contrôle control.sns dont un exemple est fourni Figure 2 pour l'événement 110604.



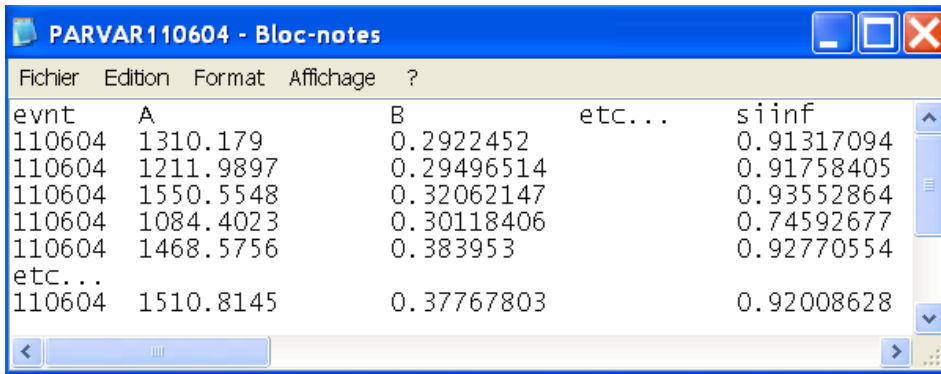
**Figure 2** *Détail du fichier de contrôle du logiciel SENSAN pour l'événement 110604*

C'est ce fichier qui orchestre la communication entre le fichier d'entrée de SENSAN (parvar.dat) et les fichiers d'entrée de GR5 (paramfic.txt, rouffach.opt) et entre le fichier de sortie de GR5 (sorties.dat) et le fichier de sortie de SENSAN (out1.dat). La communication entre ces fichiers est assurée par les fichiers IN.tpl, INbis.tpl et out.ins.

Le fichier parvar.dat pour l'analyse de Monte Carlo de GR5 est construit à partir du logiciel SIMLAB permettant l'échantillonnage LHS de l'espace des paramètres et ne doit pas être confondu avec le fichier éponyme, utilisé dans l'analyse de Monte Carlo de FlowT et construit avec un de nos programmes en matlab.

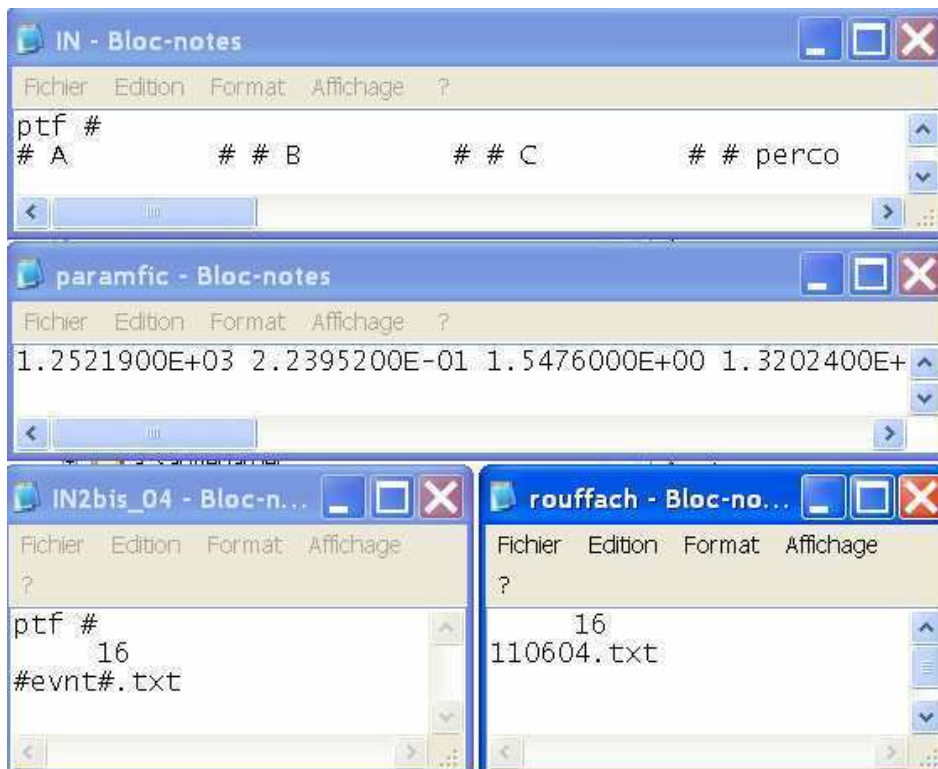
### 3 COMMUNICATION EN ENTREE

La communication entre le fichier d'entrée de SENSAN parvar.dat (Figure 3) et les fichiers d'entrée de GR5 paramfic.txt et rouffach.opt est assurée respectivement par IN.tpl et INbis.tpl (Figure 4).



evnt	A	B	etc...	siinf
110604	1310.179	0.2922452		0.91317094
110604	1211.9897	0.29496514		0.91758405
110604	1550.5548	0.32062147		0.93552864
110604	1084.4023	0.30118406		0.74592677
110604	1468.5756	0.383953		0.92770554
etc...				
110604	1510.8145	0.37767803		0.92008628

**Figure 3** Structure du fichier des jeux de paramètres à tester, *parvar.dat*, fichier d'entrée du logiciel *SENSAN* pour le lancement en boucle du modèle *GR5* (ici pour l'événement 110604).



ptf #	# # A	# # B	# # C	# # perco
	1.2521900E+03	2.2395200E-01	1.5476000E+00	1.3202400E+

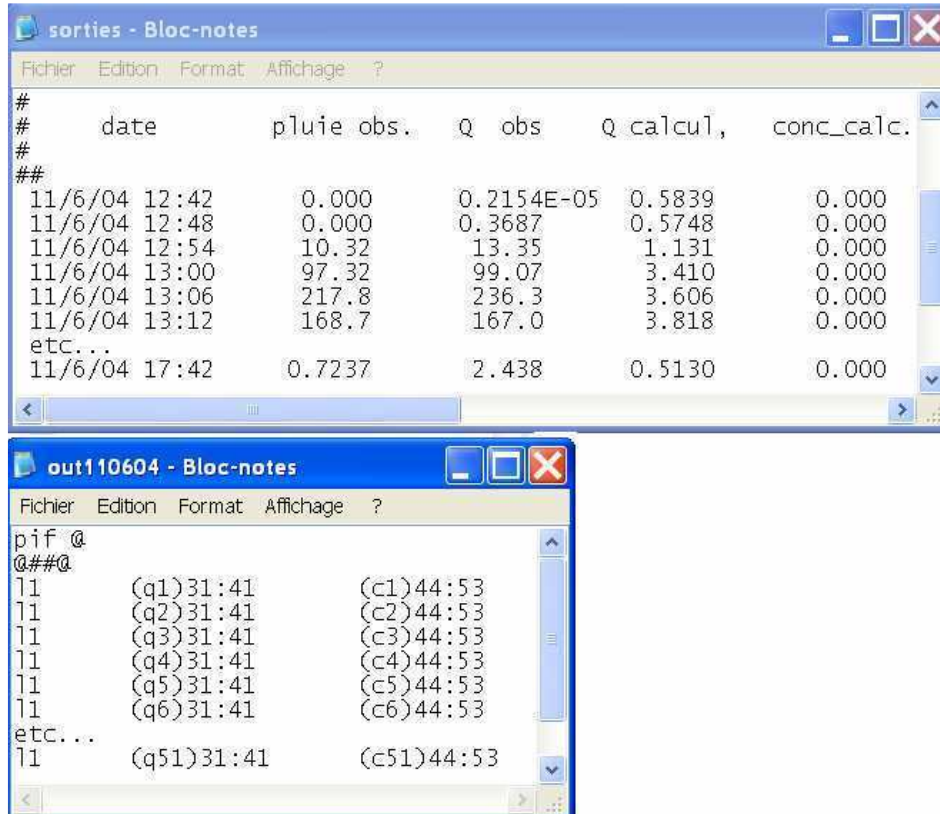
ptf #	#evnt#.txt
16	110604.txt

**Figure 4** Structure des fichiers d'entrée *paramfic.txt* et *rouffach.opt* du modèle *GR5* et des fichiers de communication entre ces fichiers et le fichier *parvar.dat*, respectivement *IN.tpl* et *INbis.tpl* (ici pour l'événement 110604).

Le fichier *IN.tpl* indique où coller dans le fichier *paramfic.txt* les valeurs des 13 paramètres A, B, C, perco, vidan, eis, eir, ro, clin, cdiff, prop, sisup, siinf fournies par le fichier *parvar.dat* (une ligne correspond à un jeu à tester) et le fichier *INbis.tpl* indique où coller dans le fichier *rouffach.opt* le code de l'événement à modéliser *evnt*, 14<sup>ème</sup> paramètre du fichier *parvar.dat*.

#### 4 COMMUNICATION EN SORTIE

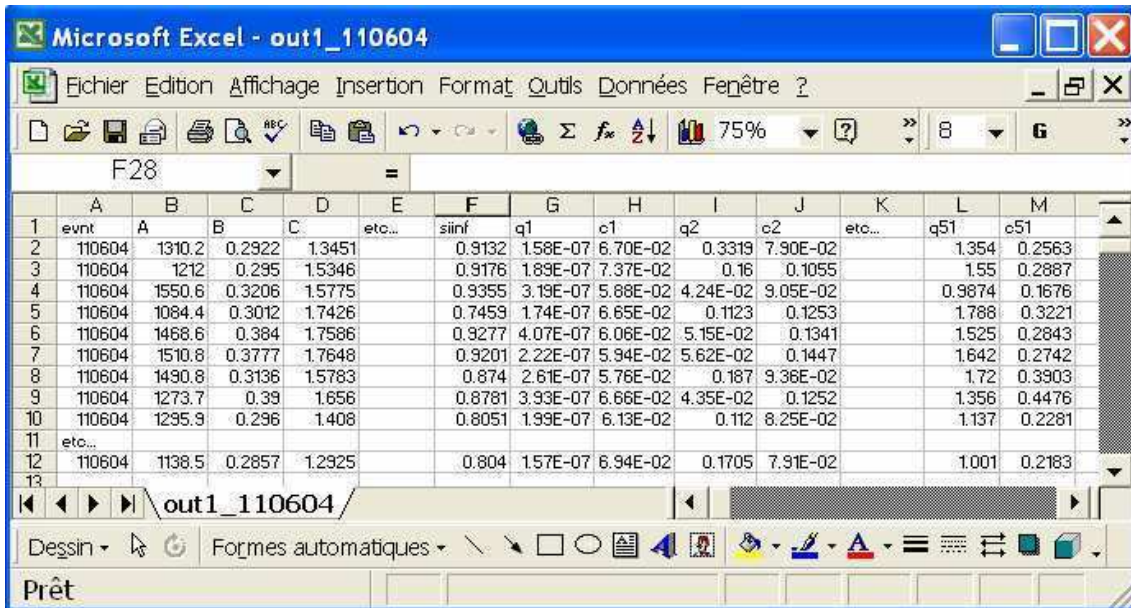
La communication entre le fichier de sortie de GR5 sorties.dat (Figure 5) et le fichier de sortie de SENSAN out1.dat (Figure 6) est assurée par le fichier de communication out.ins (Figure 5).



**Figure 5 Structure du fichier de sortie de GR5 sorties.dat et du fichier de communication out.ins entre ce fichier et le fichier de sortie de SENSAN, out1.dat (ici pour l'événement 110604).**

Pour chaque ligne du fichier sortie.dat après le symbole ## le fichier de communication out.ins recherche la valeur comprise entre les colonnes 31 et 41 et lui donne le nom qi (pour la ligne i) et recherche la valeur comprise entre les colonnes 44 et 53 et lui donne le nom ci (pour la ligne i). Les valeurs qi, débit modélisé pour chaque pas de calcul i du modèle GR5, et les valeurs ci, concentration modélisée pour chaque pas de calcul i du modèle GR5, sont consignées dans le fichier de sortie de SENSAN out1.dat.

Chaque ligne du fichier out1.dat correspond à un jeu de paramètres testé de parvar.dat. La ligne correspondante du fichier parvar.dat est collée, suivie des valeurs qi et ci pour tous les pas de calcul du modèle, soient 51 pas de calculs pour l'événement 110604.

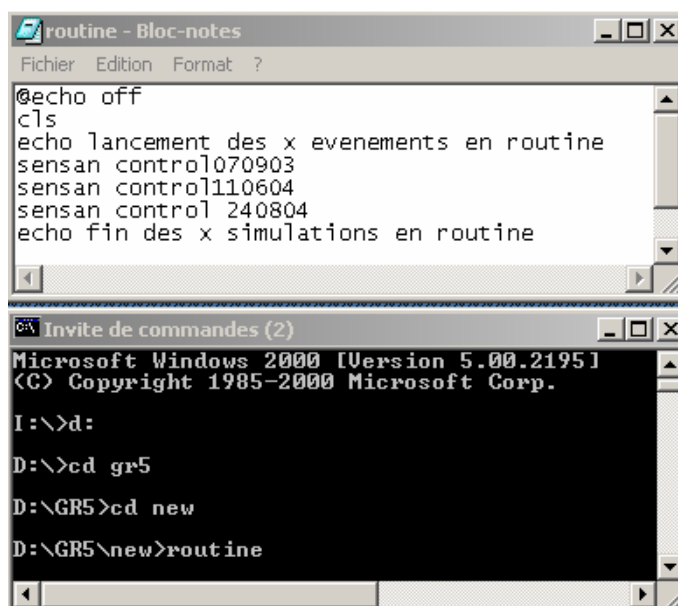


	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	evnt	A	B	C	etc...	siinf	q1	c1	q2	c2	etc...	q51	c51
2	110604	1310.2	0.2922	1.3451		0.9132	1.58E-07	6.70E-02	0.3319	7.90E-02		1.354	0.2563
3	110604	1212	0.295	1.5346		0.9176	1.89E-07	7.37E-02	0.16	0.1055		1.55	0.2887
4	110604	1550.6	0.3206	1.5775		0.9355	3.19E-07	5.88E-02	4.24E-02	9.05E-02		0.9874	0.1676
5	110604	1084.4	0.3012	1.7426		0.7453	1.74E-07	6.65E-02	0.1123	0.1253		1.788	0.3221
6	110604	1468.6	0.384	1.7586		0.9277	4.07E-07	6.06E-02	5.15E-02	0.1341		1.525	0.2843
7	110604	1510.8	0.3777	1.7648		0.9201	2.22E-07	5.94E-02	5.62E-02	0.1447		1.642	0.2742
8	110604	1490.8	0.3136	1.5783		0.874	2.61E-07	5.76E-02	0.167	9.36E-02		1.72	0.3903
9	110604	1273.7	0.39	1.656		0.8781	3.93E-07	6.66E-02	4.35E-02	0.1252		1.356	0.4476
10	110604	1295.9	0.296	1.408		0.8051	1.99E-07	6.13E-02	0.112	8.25E-02		1.137	0.2281
11	etc...												
12	110604	1138.5	0.2857	1.2925		0.804	1.57E-07	6.94E-02	0.1705	7.91E-02		1.001	0.2183
13													

**Figure 6 Structure du fichier out1.dat des hydrogrammes et chémogrammes modélisés à l'exutoire du bassin versant par GR5 pour chacun des jeux de paramètres du fichier parvar.dat (ici pour l'événement 110604).**

## 5 MODELISATION EN BOUCLE

Les fichiers parvar.dat, out.ins et control.sns sont construits pour chaque événement modélisé. La structure du fichier d'entrée de GR5 pour l'événement à modéliser est présentée dans la Figure 8. Le lancement en boucle du modèle GR5 via le logiciel SENSAN est réalisé par la commande `sensan control`. Cependant, plusieurs lancements en boucle pour plusieurs événements peuvent être lancés à la suite en construisant de fichier routine.exe présenté Figure 7.



```

routine - Bloc-notes
Fichier Edition Format ?
@echo off
cls
echo lancement des x evenements en routine
sensan control070903
sensan control110604
sensan control 240804
echo fin des x simulations en routine

Invite de commandes (2)
Microsoft Windows 2000 [Version 5.00.2195]
(C) Copyright 1985-2000 Microsoft Corp.

I:\>d:
D:\>cd gr5
D:\GR5>cd new
D:\GR5\new>routine

```

**Figure 7 Fichier routine.exe pour le lancement en boucle de GR5 pour plusieurs événements à la suite**



The screenshot shows a Microsoft Excel window titled 'Microsoft Excel - 110604'. The spreadsheet contains the following data:

	A	B	C	D	E
1	date	pluie mm 6mn	date	Q m3/h	prelev
2	11/06/2004 12:42	0	11/06/2004 12:51	0	55.5918611
3	11/06/2004 12:48	1	11/06/2004 12:51	2.6	55.6
4	11/06/2004 12:54	2.8	11/06/2004 12:52	14	55.74
5	11/06/2004 13:00	5.6	11/06/2004 12:53	28.1	55.92
6	11/06/2004 13:06	2	11/06/2004 12:55	46	57.15
7	11/06/2004 13:12	0.4	11/06/2004 12:55	53.7	57.57
8	11/06/2004 13:18	0.2	11/06/2004 12:56	58.6	58.03
9	etc...		11/06/2004 12:56	65.8	58.55
10	11/06/2004 14:36	0	11/06/2004 12:57	93.4	59.22
11			11/06/2004 12:57	92	59.99
12			etc...		
13			11/06/2004 17:44	0.5	187.86
14					

**Figure 8 Structure du fichier d'entrée de GR5 des intensités de pluie et des débits enregistrés à l'exutoire du bassin versant pour l'événement à modéliser JJMMAA.txt (ici 110604.txt).**

## ANNEXE 12 :

Exemple d'analyse de sensibilité pour  
l'événement du 11 juin 2004,  
pour le découpage n°2 du bassin versant de  
Rouffach (réseau 2005), pour une taille  
d'échantillon de jeux de paramètres égale à 10  
fois le nombre de paramètres





-----fonction Resultat de l'analyse de Monte Carlo-----

```

n=length(obs);
m=length(scilab(:,1));

Calcul de la valeur de Nash sur la racine des débits pour chaque simulation
(matrice m2 de la variable à expliquer)

moyrac=0;
for i=1:n
    moyrac=moyrac+((obs(i))^0.5/n);
end
refrac=0;
for i=1:n
    refrac=refrac+((obs(i))^0.5-moyrac)^2;
end
Nashrac=0;
for j=1:m
    predrac=0;
    ind=1;
    for i=1:n
        predrac=predrac+((scilab(j,(ind)))^0.5-(obs(i))^0.5)^2;
        ind=ind+2;
    end
    Nashrac(j)=1-(predrac/refrac);
end

m2=Nashrac';

```

-----

Cette fonction varie avec le critère employé et la variable de sortie concernée (débit ou concentration). Pour le calcul de RMSE sur les débits modélisés par GR5 on a :

-----fonction Resultat de l'analyse de Monte Carlo-----

```

n=length(obs);
m=length(scilab(:,1));

Calcul de la valeur de RMSE pour chaque simulation

moy=0;
ind1=0;
for i=1:n
    if obs(i)==0
    else
        moy=moy+obs(i);
        ind1=ind1+1;
    end
end
moy=moy/ind1;
RMSE=0;
for j=1:m
    pred=0;
    ind=1;

```

---

```

for i=1:n
    if obs(i)==0
        ind=ind+2;
    else
        pred=pred+((scilab(j,ind+13*))-obs(i))^2;
        ind=ind+2;
    end
end
RMSE(j)=(100/moy)*((pred/ind1)^0.5);
end

m2=RMSE';

```

---

Pour le calcul de Theil sur les concentrations modélisées par FlowT on a :

-----fonction Resultat de l'analyse de Monte Carlo-----

```

n=length(obs);
m=length(scilab(:,1));

```

Calcul de la valeur de Theil pour chaque simulation

```

moy=0;
ind1=0;
for i=1:n
    if obs(i)==0
    else
        moy=moy+(obs(i)^2);
        ind1=ind1+1;
    end
end
D1=(moy/ind1)^0.5;
U=0;
for j=1:m
    Num=0;
    D2=0;
    ind=1;
    for i=1:n
        if obs(i)==0
            ind=ind+2;
        else
            Num=Num+(scilab(j,(ind+1))-obs(i))^2;
            D2=D2+(scilab(j,(ind+1)))^2;
            ind=ind+2;
        end
    end

    end
    U(j)=((Num/ind1)^0.5)/(D1+(D2/ind1)^0.5);
end

InverseU=1-U; m2=InverseU';

```

---

-----fonction Analyse de Sensibilité-----

```

unit=length(parvar(:,1))/S; %nombre d'unités du bassin

Reconstitution des valeurs de parametres testées pour chaque simulation
(matrice m1 des variables explicatives)

→ alignement des valeurs de toutes les unités (matrice parametres)

for i=1:unit
    corresp(i)=(i-1)*S;
end
parametres=parvar(corresp(1)+1:corresp(2),:);
for k=2:unit
    chaine= parvar(corresp(k)+1:corresp(k+1),:);
    parametres=[parametres,chaine];
end

→ élimination des paramètres non considérés a priori comme variables
explicatives dans la régression multiple

for i=1:unit
    corresp1(i)=((i-1)*7)+2; %numéros de colonnes de Hint de toutes les unités
    corresp2(i)=((i-1)*7)+4; %numéros de colonnes de Io de toutes les unités
    corresp4(i)=((i-1)*7)+6; %numéros de colonnes de T90 de toutes les unités
    corresp5(i)=((i-1)*7)+7; %numéros de colonnes de Txdep de toutes unités
end

num=[2 4 5 18 19 20 21 22 23 24 25 31 32 33 34 35 44 46 47 48 49 50]; %numéros
de toutes les unités routes, cette ligne change suivant le découpage choisi

m=length(num);
for i=1:m
    corresp3(i)=((num(i)-1)*7)+5; %numéros de colonnes de If des unités routes
end

corresp=[corresp1,corresp2,corresp3,corresp4,corresp5];

colaenlever=sort(corresp); %matrice des numéros de colonnes de la matrice
parametres qui ne doivent pas figurer dans la matrice m1

p=length(colaenlever);
param=parametres(:,1:colaenlever(1)-1);
for i=1:p-1
    param=[param,parametres(:,colaenlever(i)+1:colaenlever(i+1)-1)];
end
param=[param,parametres(:,colaenlever(p)+1:9*unit)];

m1=param;

```

Transformation par les rangs des variables de la régression multiple

```

critere=[m1,m2];
p=length(param(1,:));
m=length(scilab(:,1));

```

---

```
[B,IX]=sort(critere, 'descend');

for lig=1:m
    for col=1:p+1
        range(IX(lig,col),col)=lig;
    end
end
```

### Sélection ascendante des variables significatives du métamodèle (matrice A)

```
X=range(:,1:p); %variables explicatives
y=range(:,p+1); %variable à expliquer

[b,se,pval,inmodel,stats,nextstep,history] = stepwisefit(X,y);

[i]=find(inmodel==1);
n=length(i);

if n==0
elseif n==1
    A=range(:,i(1));
elseif n>1
    A=range(:,i(1));
    for k=2:n
        A=[A,range(:,i(k))];
    end
end

model=[A,range(:,p+1)];
```

### Régression multiple avec les variables explicatives significatives

```
[row,col]=size(model);
X=[ones(size(model,1),1) model(:,1:col-1)];
y=model(:,col);
a=X\y;
[b,bint,r,rint,stats2]=regress(y,X);
```

### Calcul du pourcentage de points marginaux (margin) et du pourcentage de points extrêmes (extr)

```
S=std(r,1);
rS=abs(r/S);
[i]=find(rS>2);
out1=length(i);
[j]=find(rS>4);
out2=length(j);
margin=(out1-out2)/length(rS);
extr=out2/length(rS);
```

### Construction du fichier de résultats « sortie »

```
l1=length(inmodel');
l2=length(b);
```



---

```

l3=length(stats2');
L=max([l1 l2 l3]);

for i=1:L
    for j=1:8
        sortie(i,j)=111111;
    end
end
for j=1:l1
    sortie(j,1)=inmodel(j); %1 pour les paramètres du métamodèle, 0 sinon
    sortie(j,2)=pval(j); %probabilité de la statistique F au niveau local
end
for j=1:l2
    sortie(j,3)=b(j); %valeur du coefficient de sensibilité SRRC
    sortie(j,4)=bint(j,1);%minimum de l'intervalle d'incertitude à 95% de SRRC
    sortie(j,5)=bint(j,2);%maximum de l'intervalle d'incertitude à 95% de SRRC
end
for j=1:l3
    sortie(j,6)=stats2(j); %R2, statistique F, probabilité p associé et RMSE
    .....au niveau global
end
sortie(1,7)=margin; %pourcentage de points marginaux
sortie(1,8)=extr; %pourcentage de points extrêmes

```

---

L'encadré correspond à la partie du programme spécifique à l'analyse de sensibilité de FlowT. Pour GR5 on la remplace par :

```
m1=[scilab(1:m,1:13)];
```

Pour l'analyse de sensibilité des paramètres de FlowT aux concentrations modélisées avec le découpage n<sup>2</sup> du bassin versant (délimitation 2006) on a :

```

→ élimination des paramètres non considérés a priori comme variables
explicatives dans la régression multiple

for i=1:unit
    corresp1(i)=((i-1)*7)+2; %numéros de colonnes de Hint de toutes les unités
    corresp2(i)=((i-1)*7)+4; %numéros de colonnes de Io de toutes les unités
    corresp4(i)=((i-1)*7)+6; %numéros de colonnes de T90 de toutes les unités
end

num=[1 2 3 4 5 18 19 20 21 22 23 24 25 31 32 33 34 35 44 46 47 48 49 51 52 53
59 60 61 64 65 72 73 77 78 79 90 91]; %numéros de toutes les unités routes,
cette ligne change suivant le découpage choisi

m=length(num);
for i=1:m
    corresp3(i)=((num(i)-1)*7)+5; %numéros de colonnes de If des unités routes
    corresp5(i)=((num(i)-1)*7)+7; %numéros de colonnes de Txdep unités routes
end
corresp=[corresp1,corresp2,corresp3,corresp4,corresp5];
(suite identique)

```

ANNEXE 13 :

Spécificités de mise en œuvre des  
analyses de sensibilité et d'incertitude  
pour GR5 et FlowT



## 1 SPECIFICITE DE MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE AVEC GR5

La spécificité de GR5 est de présenter une structure du fichier des hydrogrammes et chémogrammes modélisés out1.dat un peu différente de son homologue out.dat pour FlowT. En effet, le rappel des valeurs de paramètres du jeu testé en début de chaque ligne ajoute 13 colonnes au fichier out1.dat de GR5 par rapport au fichier out.dat de FlowT. Il faut donc en tenir compte dans la programmation du calcul des valeurs de critère (\* dans l'annexe 12).

## 2 SPECIFICITE DE MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITE AVEC FLOWT

La spécificité de FlowT tient à la structure de son fichier parvar.dat (présentée Table 1) : il faut construire la matrice des valeurs de paramètres utilisés dans la régression multiple avec un jeu testé par ligne, comme l'illustre la Table 2.

		Tc mn/m	Hint mm	Hmcr mm	Io mult. If	If mm/mn	T90 mn	Txdep mg/L
unité 1	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							
unité 2	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							
etc.	etc.							
unité n	jeu 1							
	etc.							
	jeu p							

**Table 1 Structure du fichier parvar.dat construit pour le lancement en boucle de FlowT avec plusieurs jeux de paramètres dans l'analyse de Monte Carlo.**

	unité 1				unité i				unité n		
	Tc	etc.	Txdep	...	Tc	etc.	Txdep	...	Tc	etc.	Txdep
jeu1											
etc.											
jeu p											

**Table 2 Matrice des valeurs de paramètres des jeux testés dans l'analyse de Monte Carlo, avec un jeu testé par ligne.**

La matrice des valeurs de paramètres utilisés dans la régression multiple serait celle de la Table 2 si tous les paramètres étaient retenus dans l'analyse de sensibilité. Mais l'analyse de sensibilité globale nous permet d'éliminer certains paramètres (certaines colonnes). Par exemple, pour l'analyse de sensibilité spatiale des débits modélisés à l'exutoire du bassin versant de Rouffach, seuls les paramètres Tc, Hmcr et If sur les unités parcelles ainsi que les paramètres TC et Hmcr sur les unités routes participent à la régression, les autres colonnes de la matrice Table 2 sont éliminées. Le

---

code pour l'ensemble des deux étapes de construction de la matrice des variables explicatives à utiliser dans la régression est présenté annexe 12.

Les fichiers out.dat et out1.dat de sortie de l'analyse de Monte Carlo, respectivement pour FlowT et GR5, sont également utilisés dans l'analyse d'incertitude des modèles.

### **3 SPECIFICITE DE MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE AVEC GR5**

D'une part, contrairement à FlowT et comme nous l'avons développé dans le chapitre III-2.2.3, les jeux hydrologiques retenus pour le modèle GR5 ne le sont pas pour l'ensemble des événements de calibration (du réseau 2005 ou du réseau 2006) mais par classe hydrologique. Il faut donc spécifier dans la fonction jeux\_retenus.mat (annexe 14) les événements de calibration (ou numéros de colonne de la matrice des valeurs de Nash) concernés par l'analyse d'incertitude.

D'autre part, le programme d'analyse d'incertitude complet tel qu'il est présenté en annexe ne peut pas fonctionner de manière autonome, contrairement au cas de FlowT. En effet, le lancement de la deuxième analyse de Monte Carlo pour GR5 (étape 4 du programme) nécessite de sortir du programme pour relancer SENSAN sous l'invite de commande avec le nouveau fichier parvar.dat.

### **4 SPECIFICITE DE MISE EN ŒUVRE DE L'ANALYSE D'INCERTITUDE AVEC FLOWT**

Le programme d'analyse d'incertitude de FlowT peut quant à lui tourner de manière autonome sous Matlab. La spécificité de l'analyse d'incertitude FlowT tient au format du fichier parvar.dat, dont il a déjà été question dans la mise en œuvre de l'analyse de sensibilité (Table 1), et qu'il faut convertir au format présenté (Table 2). Cette conversion est réalisée dans la fonction parvar\_validation.mat, dont le code figure en annexe 14, et qui est donc légèrement différent pour FlowT et pour GR5.

**ANNEXE 14 :**

**Programmes d'analyse d'incertitude  
sur les débits modélisés**



---

-----Corps de programme FlowT-----

### 1.Resultat de l'analyse de Monte Carlo pour tous les événements observés

```
load Qobserv040603interp6min ;
obs=Qobserv040603interp6min;
load out040603;
out=out040603;
scilab=out;
[m2]=Nash_Q(obs,scilab);
matrice(:,1)=m2;
```

```
load Qobserv210703interp6min ;
obs=Qobserv210703interp6min;
load out210703;
out=out210703;
scilab=out;
[m2]=Nash_Q(obs,scilab);
matrice(:,2)=m2;
```

```
load Qobserv280803interp6min ;
obs=Qobserv280803interp6min;
load out280803;
out=out280803;
scilab=out;
[m2]=Nash_Q(obs,scilab);
matrice(:,3)=m2;
```

etc...

```
load Qobserv011005bisinterp6min ;
obs=Qobserv011005bisinterp6min;
load out011005bis_2005_SAspatial5_40x;
out=out011005bis_2005_SAspatial5_40x;
scilab=out;
[m2]=Nash_Q(obs,scilab);
matrice(:,28)=m2;
```

%sauvegarde de la matrice des valeurs de Nash pour chacun des jeux de paramètres testés et chacun des événements observés

```
save ('matrice','matrice','-ascii');clear all;
```

### 2.Analyse d'incertitude : étape de prescreening

```
load matrice;
```

```
for lig=1:length(matrice(:,1))
    for col=1:length(matrice(1,:))
        if matrice(lig,col)<0.5
            matrice(lig,col)=0;
        else
            end
        end
    end
end
```



---

```

notnumber=isnan(matrice);

for lig=1:length(matrice(:,1))
    for col=1:length(matrice(1,:))
        if notnumber(lig,col)==1
            matrice(lig,col)=0;
        else
            end
        end
    end
end

%choix du seuil à la première étape de screening
seuils=[0.50 0.55 0.60 0.65 0.70 0.75 0.80 0.85 0.90 0.95];

for i=1 :length(seuils)
    seuil=seuils(i);
    [retenusseuil,nbjeuxretenus]=jeux_retenus(matrice,seuil);
    resultat(i)=nbjeuxretenus;
end
ind=length(seuils);
while resultat(ind)<=10 *
    ind=ind-1;
end

%jeux retenus à la première étape de screening
seuil=seuils(ind);
[retenusseuil,nbjeuxretenus]=jeux_retenus(matrice,seuil);

%sauvegarde des numéros de jeux retenus à l'étape de prescreening
save('retenus','retenusseuil','-ascii'); clear all;

3.Construction du fichier parvar2 pour la deuxième étape de l'analyse
d'incertitude

S=length(matrice(:,1));
load parvar;
load retenus;
jeuxretenus=retenus(:,1);

[parvar2,S2,parvar3]=parvar_validation(parvar, jeuxretenus,S);

%sauvegarde du fichier parvar2
save('parvar2','parvar2','-ascii'); clear all;

4.Relance de l'analyse de Monte Carlo avec parvar2 à la place de parvar et S2
à la place de S

```

### Voir l'annexe\_MC.doc

5 et 6. reprendre les étapes 1 et 2 avec les fichiers out issus de l'étape 4 et en remplaçant 10 par 0 à la ligne marquée d'une \*.

7. reprendre l'étape 3 en sauvant cette fois parvar3 : c'est le fichier des jeux de paramètres retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits





---

```
load retenus;
jeuxretenus=retenus(:,1);
```

```
[parvar2,parvar3]=parvar_validation_GR5(parvar,jeuxretenus);
```

```
%sauvegarde du fichier parvar2
save('parvar2','parvar2','-ascii'); clear all;
```

4. Relance de l'analyse de Monte Carlo avec parvar2 à la place de parvar et S2 à la place de S

### Voir l'annexe\_MC\_GR5.doc

5 et 6. reprendre les étapes 1 et 2 avec les fichiers out issus de l'étape 4 et en remplaçant 10 par 0 à la ligne marquée d'une \*.

7. reprendre l'étape 3 en sauvant cette fois parvar3 : c'est le fichier des jeux de paramètres retenus à l'issue de l'analyse d'incertitude sur les débits

```
-----
//-----Nash_Q.mat-----
-----
```

```
n=length(obs);
m=length(scilab(:,1));
```

Calcul de la valeur de Nash sur les débits pour chaque simulation

```
moyrac=0;
for i=1:n
    moyrac=moyrac+((obs(i))/n);
end
refrac=0;
for i=1:n
    refrac=refrac+((obs(i))-moyrac)^2;
end
Nash=0;
for j=1:m
    predrac=0;
    ind=1;
    for i=1:n
        predrac=predrac+((scilab(j,(ind)))-(obs(i)))^2;
        ind=ind+2;
    end
    Nash(j)=1-(predrac/refrac);
end
```

```
m2=Nash';
```

```
-----
//-----
-----
```

```

-----jeux_retenus.mat-----

function[retenusseuil,nbjeuxretenus]=jeux_retenus(matrice,seuil)

nbjeux=length(matrice(:,1));

%détermination des événements à croiser
for i=1:length(matrice(1,:))
    classe(i)=i ;
end
(si on ne croise pas tous les événements on spécifie les colonnes retenues :
%classe=[1,4,5,8,12,13,17,18,19,23,24,25,26];%exploration 1
%classe=[4,5,12,13,17,18,19,23,24,25,26];% exploration 2)

postpoids=sum(sum(matrice));
if postpoids==0
    retenus=0;
else
    retenus=1;
end

%jeux retenus pour un seuil de fonction objectif seuil

if retenus==0
    retenusseuil=0;
else
    nbjeuxretenus=0;
    for lig=1:nbjeux
        ind=1;
        for col=1:length(classe)
            if matrice(lig,classe(col))<seuil
                ind=0;
            else
                end
            end
            if ind==1
                nbjeuxretenus=nbjeuxretenus+1;
                retenusseuil(nbjeuxretenus,1)=lig;
                for col=1:length(classe)
                    retenusseuil(nbjeuxretenus,col+1)=matrice(lig,classe(col));
                end
            else
                end
            end
        end
        if nbjeuxretenus==0
            retenusseuil=0;
        else
            end
        end
    end
end

```

```

-----parvar_validation.mat-----

function[parvar2,S2,parvar3]=parvar_validation(parvar,jeuxretenus,S)

unit=length(parvar(:,1))/S; %nombre d'unités
%S = nb de runs ou nb de jeux de paramètres

%sélection dans le fichier parvar des lignes correspondant aux jeux retenus
for i=1:unit+1
    corresp(i)=(i-1)*S;
end

parvar_inter=parvar(corresp(1)+1:corresp(2),:);
for i=2:unit
    parvar_inter=[parvar_inter,parvar(corresp(i)+1:corresp(i+1),:)];
end

fin=length(jeuxretenus(:,1));
parvarval=parvar_inter(jeuxretenus(1,1),:);
for j=2:fin
    parvarval=[parvarval;parvar_inter(jeuxretenus(j,1),:)];
end

%rééchantillonnage à hauteur de 500 jeux autour de chaque jeux de paramètres
retenu (dans un hypercube de +/- 20% autour des valeurs retenues)
x=parvarval(1,:);
xmin=0.8*x;
xmax=1.2*x;
s=lhsu(xmin,xmax,500);
parvarvalidation=s;

for i=2:fin
    x= parvarval(i,:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    s=lhsu(xmin,xmax,500);
    parvarvalidation=[parvarvalidation;s];
end

%détermination de la nouvelle taille d'échantillon
S2=length(parvarvalidation(:,1));

%mise en forme des fichiers parvar2 et parvar3
for i=1:unit+1
    corresp2(i)=(i-1)*7;
end
parvar2=parvarvalidation(:,corresp2(1)+1:corresp2(2));
parvar3=parvarval(:,corresp2(1)+1:corresp2(2));
for i=2:unit
    parvar2=[parvar2;parvarvalidation(:,corresp2(i)+1:corresp2(i+1))];
    parvar3=[parvar3;parvarval(:,corresp2(i)+1:corresp2(i+1))];
end

```

---

-----parvar\_validation\_GR5.mat-----

```
function[parvar2,parvar3]=parvar_validation_GR5(parvar, jeuxretenus)

fin=length(jeuxretenus(:,1));
parvarval=parvar(jeuxretenus(1,1),:);
for j=2:fin
    parvarval=[parvarval;parvar(jeuxretenus(j,1),:)];
end

%rééchantillonnage à hauteur de 500 jeux autour de chaque jeux de paramètres
retenu (dans un hypercube de +/- 20% autour des valeurs retenues)
x=parvarval(1,:);
xmin=0.8*x;
xmax=1.2*x;
s=lhsu(xmin,xmax,500);
parvar2=s;

for i=2:fin
    x= parvarval(i,:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    s=lhsu(xmin,xmax,500);
    parvar2=[parvar2;s];
end

parvar3=parvarval;
```

---



ANNEXE 15 :

Présentation de la méthode Beerkan de mesure  
locale d'infiltration à charge constante





## 1 PRESENTATION DE LA METHODE BEERKAN

### 1.1 Méthode de mesure d'infiltration Beerkan (LTHE Grenoble)

La méthode Beerkan est une méthode de mesure d'infiltration locale à charge constante positive élaborée par le LTHE (Haverkamp et al., 1997, Varado, 2004). Elle permet d'estimer sans dégradation de l'EdS une conductivité hydraulique à saturation à l'échelle de  $0.015\text{m}^2$ .

#### 1.1.1 Concepts

Cette méthode s'appuie sur des solutions analytiques d'équations simplifiées de l'écoulement dans la zone non saturée du sol, issues de l'équation de Richards, proposées par Devaraj de Condappa (De Condappa, 2000).

Deux équations simplifiées sont utilisées :

- celle de Green et Ampt (qui maximise l'estimation du  $K_s$ );
- celle de Talma et Parlange (qui minimise l'estimation du  $K_s$ ).

Deux solutions analytiques sont fournies pour chacune des deux équations :

- une pour un écoulement en 3D ;
- une pour un écoulement supposé en 1D.

Ces solutions analytiques expriment le temps  $t$  en fonction de la lame d'eau infiltrée  $I$  à l'aide de deux paramètres  $K_s$  et  $\alpha_I$ .

Ce sont ces deux paramètres que nous cherchons à connaître. Nous pourrions les déterminer en ajustant la courbe  $t(I)$  obtenue expérimentalement à l'expression théorique de la courbe  $t(I)$ . Cet ajustement se fait en trouvant les valeurs de  $K_s$  et  $\alpha_I$  qui permettent de minimiser l'écart entre la courbe théorique et la courbe expérimentale (au sens des moindres carrés).

Cet ajustement est réalisable moyennant la connaissance des états initiaux, finaux et des conditions aux limites. Il sera donc nécessaire de connaître, pour chaque mesure de  $t(I)$  :

1. La teneur en eau initiale  $\theta_i$  du sol (échantillon de sol pris à côté de l'endroit de mesure) ;
2. La teneur en eau à saturation  $\theta_f$  du sol (échantillon de sol pris à l'endroit de la mesure);
3. La charge imposée (hauteur d'eau dans le cylindre de mesure pour la méthode à charge constante ou volume des gobelets dans la méthode simplifiée) ;
4. La courbe granulométrique ( échantillon de sol pris à côté de l'endroit de la mesure)

#### 1.1.2 Application sur le terrain

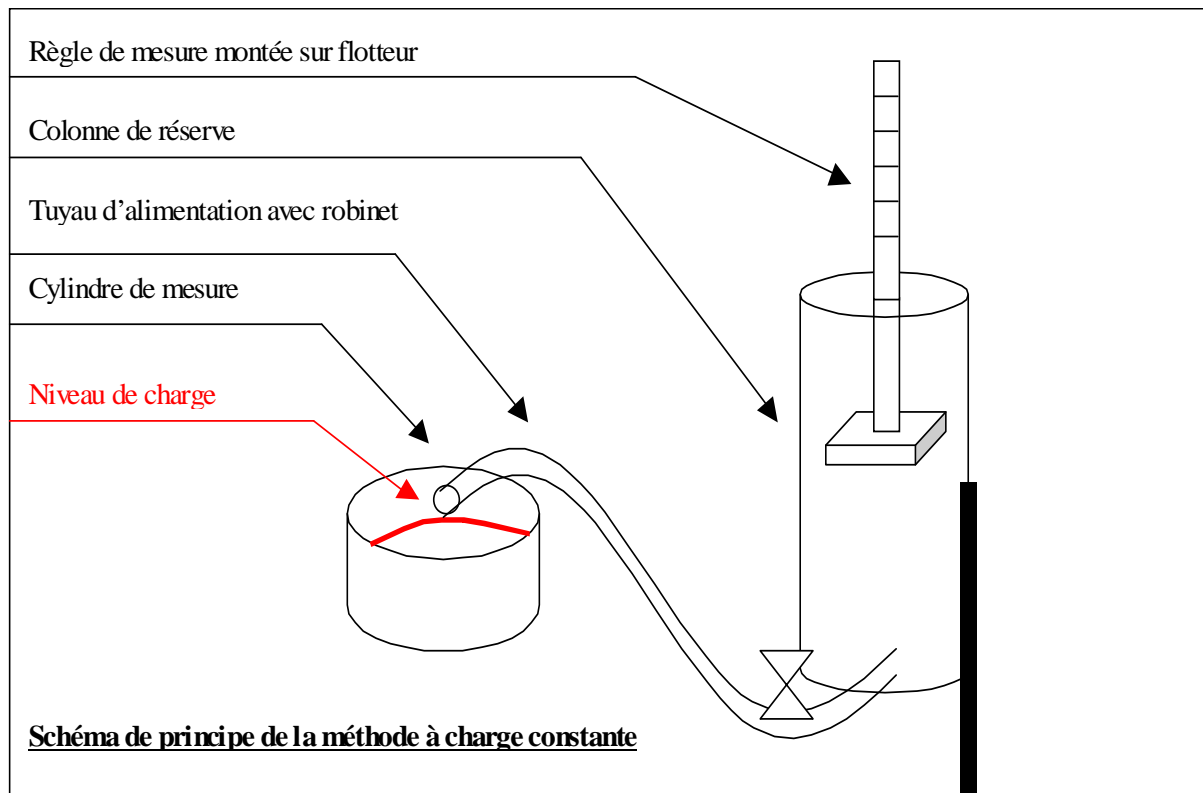
La méthode de mesure Beerkan est une méthode à charge constante (Figure 1).

La mesure de l'infiltration se fait sur une aire de  $150\text{ cm}^2$  environ délimitée par le « cylindre de mesure ». Ce cylindre est enfoncé dans le sol de 2 mm (pas plus), suffisamment pour garantir des fuites et assez faiblement pour éviter de déranger la structure du sol en place.

Le cylindre de mesure est alimenté en eau via une « colonne de réserve » de 50 cm de haut environ. La colonne de réserve et le cylindre de mesure sont reliés par un tuyau fermé par un robinet.

Il s'agit lors de la mesure d'ouvrir le robinet afin d'atteindre la marque rouge (niveau de charge) dans le cylindre de mesure et d'ajuster l'ouverture de ce robinet tout au long de

la manipulation de manière à maintenir ce niveau de charge constant dans le « cylindre de mesure ».



**Figure 1 Schéma de principe de la méthode Beerkan, méthode de mesure à charge constante de la capacité locale d'infiltration à saturation.**

On note à l'aide d'un chronomètre le temps pour chaque centimètre infiltré, depuis l'ouverture initiale du robinet et jusqu'à ce que l'infiltration s'avère constante (même intervalle de temps pour chaque centimètre infiltré, observé plusieurs fois de suite). Le niveau d'infiltration est suivi grâce à la règle montée sur flotteur installée dans la colonne : quand le robinet est ouvert, le niveau de l'eau baisse dans la colonne et donc la règle s'abaisse.

Le pas de mesure de 1 cm peut être modifié suivant les emplacements :

- Si l'infiltration est rapide, on préfère une mesure du temps tous les 2 voire 3 cm ;
- Si l'infiltration est lente, on préfère une mesure du temps tous les 0.5 cm.

## 1.2 Solutions analytiques de l'équation de Richards

Le lecteur pourra se reporter au chapitre 2.2 pour la théorie de l'écoulement dans la zone non saturée du sol. Les équations de Green et Ampt et de Talsma et Parlange comme solutions analytiques de l'équation de Richards y sont présentées. L'objet de ce chapitre est de présenter la mise à l'échelle de ces équations proposées par de Condappa (2000), pour introduire la méthode de détermination des propriétés hydrodynamiques associées par la méthode Beerkan.

### 1.2.1 Green et Ampt généralisé

En faisant l'hypothèse d'une **pression de surface constante et positive** et en considérant un **front d'infiltration en marche d'escalier**, c'est-à-dire

Pour  $h_f \leq h \leq 0$   $\theta = \theta_s$  et  $K = K_s$

$h < h_f$   $\theta = \theta_0$  et  $K = K_0$  ( $h_f$  pression au front d'infiltration, négative)

Green et Ampt ont établi une solution analytique de l'équation de Richards, l'Equation 1 de Green et Ampt généralisée (Haverkamp et al., 1999)

$$I_{(t)} = K_s t + \frac{[\theta_s - \theta_0][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}]K_s}{[K_s - K_0]} \ln \left\{ 1 + \frac{[I_{(t)} - K_0 t][K_s - K_0]}{[\theta_s - \theta_0][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}]K_s} \right\}$$

**Equation 1**

Avec  $h_{surf}$  pression en surface, constante et positive (et connue comme condition à la limite imposée lors de l'expérimentation).

### 1.2.2 Correction de l'effet 3D

La formule précédente correspond, c'est implicite, à l'hypothèse d'un **écoulement 1D**. Comme lors de l'essai d'infiltration *in-situ* l'écoulement est rarement mono-dimensionnel, Haverkamp et al. (1994, in de Condappa, 2000) ont proposé une correction du terme d'infiltration  $I_{(t)}$  mesuré sur le terrain par un terme  $\delta$  (Equation 3) traduisant l'effet de l'écoulement axisymétrique dans le cas d'une source circulaire (ex. dans le cas de l'utilisation d'un cylindre pour les essais d'infiltration) (Equation 2):

$$I_{(t)} - \delta.t = K_s t + \frac{[\theta_s - \theta_0][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}]K_s}{[K_s - K_0]} \ln \left\{ 1 + \frac{[I_{(t)} - \delta.t - K_0 t][K_s - K_0]}{[\theta_s - \theta_0][h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}]K_s} \right\}$$

**Equation 2**

$$\text{avec } \delta = \frac{\varphi[2K_s h_{surf} - (K_s - K_0)c_p h_{norm}]}{r}$$

**Equation 3**

r rayon du cylindre d'infiltration

$\varphi$  pris égal à 0.7

$c_p$  paramètre fonction des paramètres de forme m, n et  $\eta$  (modèle de van Genuchten ou de Brooks et Correy, de Condappa, 2000, Haverkamp et al., 1999)

$h_{norm}$  paramètre de normalisation en pression de la courbe de rétention d'eau ( $h_g$  pour Van Genuchten)

### 1.2.3 Mise à l'échelle de l'équation

On peut obtenir une formulation adimensionnelle de l'équation précédente d'infiltration, invariante donc suivant l'échelle considérée, en rassemblant tous les termes de l'équation relatifs à la spécificité du sol étudié à l'échelle spatiale dans des paramètres d'échelle  $\alpha_1$  et  $\alpha_t$ .

Démonstration (de Condappa, 2000) :

On procède tout d'abord à un changement de variable en posant (Equation 4)

$$\Delta I_{(t)} = I_{(t)} - (K_0 + \delta)t$$

**Equation 4**

L'Equation 2 devient l'Equation 5

$$\frac{\Delta I_{(t)} [K_s - K_0]}{[\theta_s - \theta_0] [h_{surf} - h_f] K_s} = \frac{t}{[\theta_s - \theta_0] [h_{surf} - h_f] K_s} + \ln \left\{ 1 + \frac{\Delta I_{(t)} [K_s - K_0]}{[\theta_s - \theta_0] [h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}] K_s} \right\}$$

**Equation 5**

On voit qu'en imposant l'Equation 6

$$\alpha_I = \frac{[\theta_s - \theta_0] [h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}] K_s}{[K_s - K_0]}$$

$$\alpha_t = \frac{\alpha_I}{[K_s - K_0]}$$

**Equation 6****l'Equation de Green et Ampt devient finalement l'Equation 7**

$$t^* = \Delta I^* - \ln(1 + \Delta I^*) \quad [14]$$

$$\text{avec } t = \alpha_t \cdot t^* \quad \text{et} \quad \Delta I_{(t)} = \alpha_I \cdot \Delta I_{(t)}^*$$

**Equation 7**

#### 1.2.4 Equation de Talsma et Parlange

De la même manière, une autre solution analytique de l'équation de Richards, celle de **Talsma et Parlange**, est proposée Equation 8 et est rendue adimensionnelle grâce aux mêmes paramètres d'échelle  $\alpha_I$  et  $\alpha_t$  (de Condappa, 2000) :

$$t^* = \Delta I^* - 1 + \exp(-\Delta I^*) \quad [15]$$

$$\text{avec } t = \alpha_t \cdot t^* \quad \text{et} \quad \Delta I_{(t)} = \alpha_I \cdot \Delta I_{(t)}^*$$

**Equation 8**

### 1.3 Détermination des propriétés hydrodynamiques du sol par la méthode du Berkan

La méthode du Beerkan consiste à exploiter un essai d'infiltration réalisé à charge positive constante dans un cylindre pour calculer les facteurs d'échelle  $\alpha_t$  et  $\alpha_I$ .

Connaissant ces valeurs on pourra prévoir n'importe quelles valeurs d'infiltration pour d'autres essais sur le même sol.

Dans l'étude seules les équations 1D sont utilisées, on ne tient pas compte de la correction de l'effet 3D lors de la mesure de l'infiltration sur le terrain.

#### 1.3.1 Valeurs des paramètres physique disponibles pour le sol

##### 1.3.1.1 Teneurs volumiques en eau du sol

On détermine tout d'abord la teneur en eau massique du sol initiale  $w_0$  et finale  $w_s$  par gravimétrie en pesant avant et après séchage au four (48 heures) les échantillons de sol pris au droit du cylindre de mesure avant et après l'essai :

$$w = \frac{\text{masse de l'eau}}{\text{masse de l'échantillon sec}} \quad \text{Equation 9}$$

On déduit ensuite de w la teneur en eau volumique  $\theta$  :

$$\theta_0 = \frac{\rho_d}{\rho_w} w_0 \quad \text{et} \quad \theta_s = \frac{\rho_d}{\rho_w} w_s \quad \text{Equation 10}$$

avec  $\rho_w$  masse volumique de l'eau 1g/cm<sup>3</sup>  
 $\rho_d$  masse volumique sèche du sol

Comme  $\rho_d$  est difficile à mesurer, Haverkamp et al. (2000, in de Condappa, 2000) en donne une estimation à l'aide des paramètres de forme m et M déterminés par les équations d'Haverkamp

$$\frac{w_s \cdot \rho_s}{\rho_s - \rho_d} = \frac{1}{\rho_d} 2^{m-M} \quad \text{Equation 11}$$

avec  $\rho_s$  masse volumique des grains 2.65g/cm<sup>3</sup>.

### 1.3.1.2 Autres paramètres physiques

Sont connus car imposés lors de l'essai d'infiltration :

- $h_{\text{surf}}$  charge imposée à la surface du sol (L) ;
- r rayon du cylindre d'infiltration (L).

Sont déduits des paramètres de forme m, n et  $\eta$  déterminés par les équations d'Haverkamp :

$$\frac{K_0}{K_s} = \left[ \frac{\theta_0}{\theta_s} \right]^\eta \quad \text{Equation 12}$$

$$c_p = \Gamma\left(1 + \frac{1}{n}\right) \left[ \frac{\Gamma\left(m\eta - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta)} + \frac{\Gamma\left(m\eta + m - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta + m)} \right] \quad \text{Equation 13}$$

avec  $\Gamma$  fonction Gamma.

### 1.3.2 Détermination de $A_t$ et $A_l$

#### 1.3.2.1 Equations utilisées

On utilise les équations [14] et [15] :

$$\frac{t}{\alpha_l} = \frac{I_{(t)} - (K_0 + \delta)t}{\alpha_l} - \ln\left(1 + \frac{I_{(t)} - (K_0 + \delta)t}{\alpha_l}\right) \quad \text{[14 bis]} \quad \text{Equation 14}$$

$$\frac{t}{\alpha_l} = \frac{I_{(t)} - (K_0 + \delta)t}{\alpha_l} - 1 + \exp\left(-\frac{I_{(t)} - (K_0 + \delta)t}{\alpha_l}\right) \quad \text{[15 bis]} \quad \text{Equation 15}$$

En négligeant l'effet 3D et en négligeant  $K_0$  on a

$$\frac{t}{\alpha_t} = \frac{I(t)}{\alpha_l} - \ln\left(1 + \frac{I(t)}{\alpha_l}\right) \quad [14 \text{ ter}]$$

**Equation 16**

$$\frac{t}{\alpha_t} = \frac{I(t)}{\alpha_l} - 1 + \exp\left(-\frac{I(t)}{\alpha_l}\right) \quad [15 \text{ ter}]$$

**Equation 17**

On ajustera aux données [I(t),t] observées lors des essais sur le terrain les équations [14 ter] et [15 ter], qui fourniront les valeurs minimum et maximum des propriétés hydrodynamiques déduites de  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$  ajustés.

### 1.3.2.2 Procédure à suivre

Connaissant  $I(t)$  (valeurs expérimentales) et en choisissant une valeur initiale pour  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$ , on peut **calculer le temps t théorique à l'aide des équations [14 ter] et [15 ter]**.

Connaissant le temps t expérimental, on peut **calculer la somme des carrés des écarts** :

$$\sum_{t=1}^n \left( t_{\text{théorique}} - t_{\text{expérimental}} \right)^2 \quad \text{pour } n \text{ observations.} \quad \text{Equation 18}$$

Ces calculs seront conduits sous Excel en construisant une feuille de calcul de ce genre (cf. page suivante)

On utilise alors le « **Solveur** » d'Excel pour **minimiser la somme des carrés des écarts (cf. tableau). Les deux variables d'ajustement sont  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$** . Attention à donner des valeurs initiales pour  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$  qui ne soient pas trop aberrantes, auquel cas l'algorithme de minimisation aurait du mal à converger vers une solution.

Cette procédure est à répéter pour les deux équations [14 ter] et [15 ter].

En fin de procédure, le Solveur fournit donc une valeur de  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$  minimisant la somme des carrés des écarts pour t théorique calculé avec l'équation de Green et Ampt, ainsi qu'une valeur de  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$  minimisant la somme des carrés des écarts pour t théorique calculé avec l'équation de Talsma et Parlange.

### 1.3.3 Valeurs des paramètres hydrodynamiques déduites de l'ajustement

Des valeurs de  $\alpha_t$  et  $\alpha_l$  ajustées dans l'étape précédente on déduit les paramètres hydrodynamiques du sol.

#### 1.3.3.1 $K_s$ conductivité hydraulique à saturation

C'est le paramètre de normalisation de la courbe de conductivité hydraulique.

De l'équation [13] on déduit

$$\frac{\alpha_l}{\alpha_t} = K_s - K_0 \quad \text{Equation 19}$$

avec l'hypothèse  $K_0$  négligeable devant  $K_s$ .

Pour le cas où cette hypothèse n'aurait pas été faite on pourrait utiliser l'équation [2]

$$\frac{K_0}{K_s} = \left( \frac{\theta_0}{\theta_s} \right)^n$$

Equation 20

### 1.3.3.2 $h_{norm}$ paramètre de normalisation

Un autre paramètre de normalisation, de la courbe de rétention en eau cette fois, est déduit de l'ajustement des courbes d'infiltration théoriques et observées :  $h_{norm}$ , autrement appelé  $h_g$  dans l'équation de Van Genuchten.

Sachant que

$$h_{f(\theta_0, \theta_s)} = \frac{c_p (K_s - K_0)}{2 K_s} h_{norm}$$

Equation 21

$$\alpha_t = \frac{[\theta_s - \theta_0] [h_{surf} - h_{f(\theta_s, \theta_0)}] K_s}{[K_s - K_0]}$$

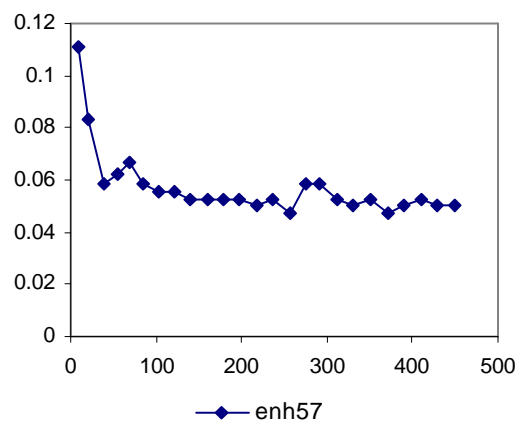
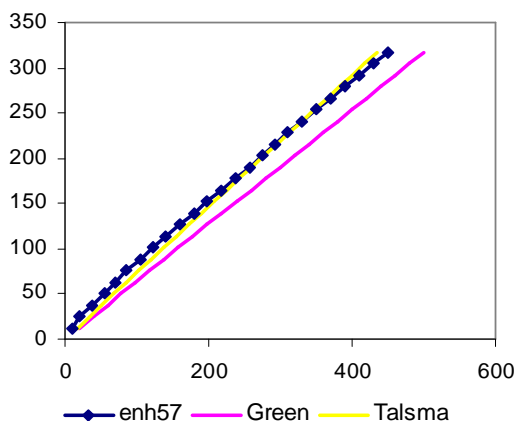
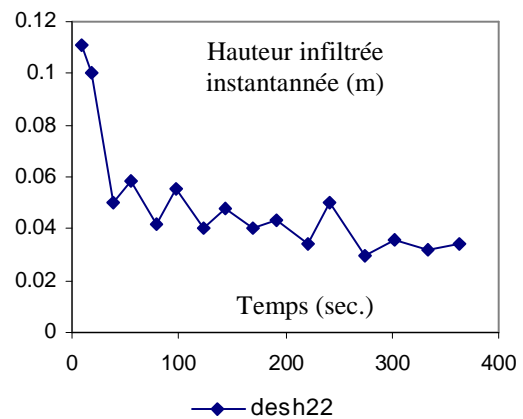
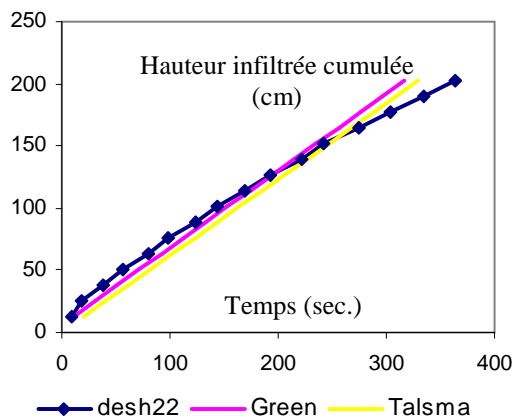
Equation 22

on peut déduire  $h_{norm}$  de  $\alpha_t$ .

Cette valeur ne sera pas calculée ici, seule les valeurs minimale (Green et Ampt) et maximale (Talsma et Parlange) de  $K_s$ , sont à déduire des valeurs de  $\alpha_t$  et  $\alpha_I$  ajustées.

## 2 DEPOUILLEMENT DES MESURES DE TERRAIN ET EXEMPLES DE RESULTATS

Un exemple de mise en œuvre de l'ajustement des valeurs de  $\alpha_t$  et  $\alpha_I$  à partir des mesures de terrain (en bleu dans les Figures) grâce au Solveur Excel est proposé dans le Tableau suivant. Les courbes d'infiltration modélisées correspondantes, avec l'équation de Green et l'équation de Talsma, sont présentées respectivement en rose et en jaune dans les Figures suivantes, pour la parcelle 22 dés herbée et la parcelle 57 enherbée.





Microsoft Excel - fiche\_type

Fichier Edition Affichage Insertion Format Outils Données Fenêtre ?

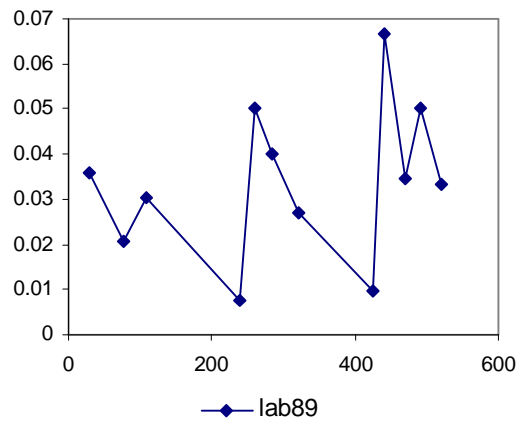
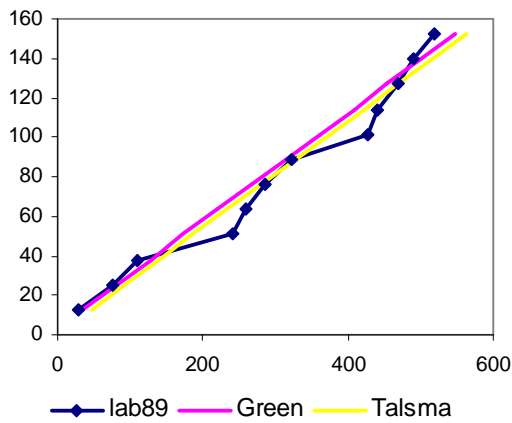
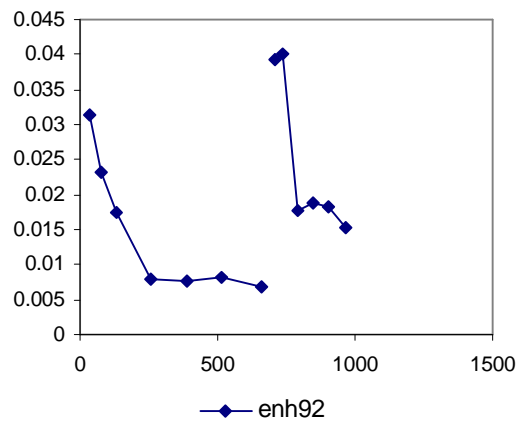
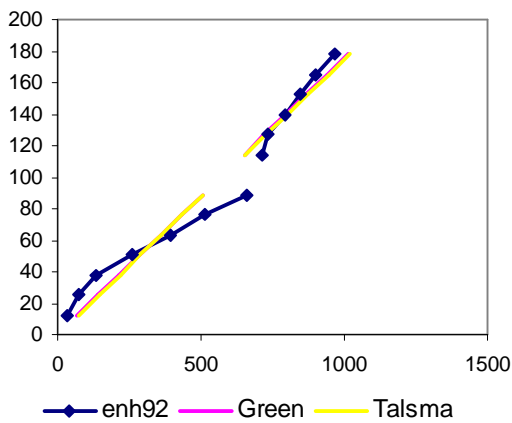
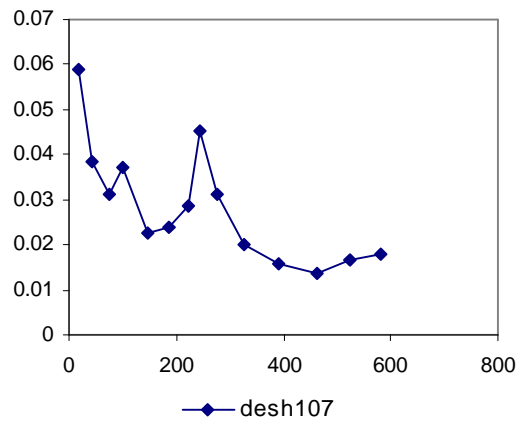
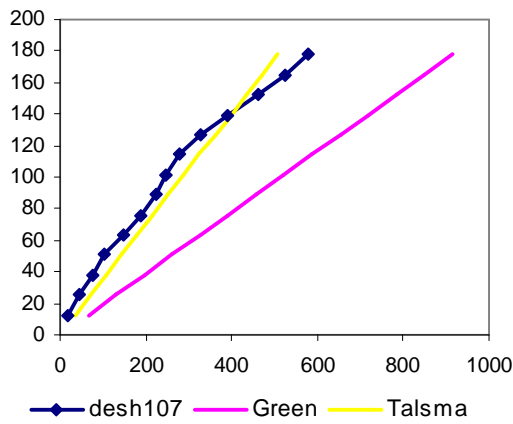
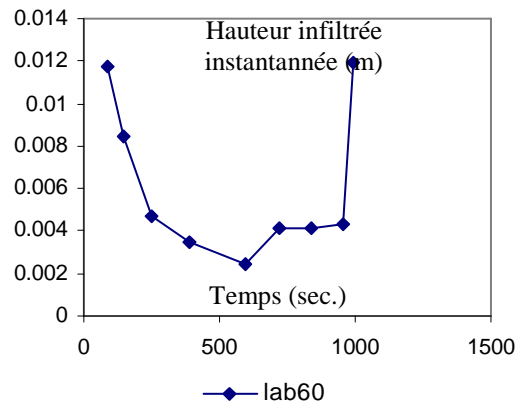
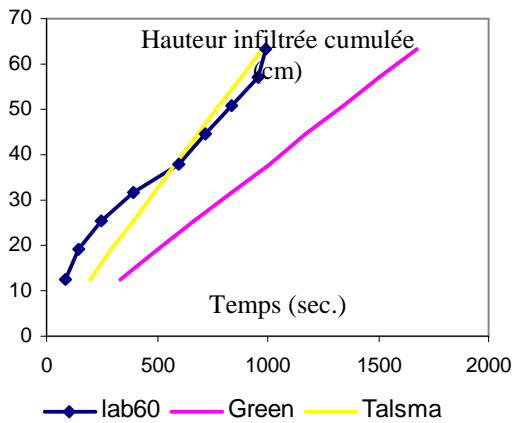
Sécurité...

Arial 10 75%

M32 =

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1											
2	<b>niveau (cm)</b>	<b>temps (sec)</b>	<b>infiltration (mm)</b>	<b>temps estimé (sec)</b>	<b>temps estimé (sec)</b>	<b>carré écarts</b>	<b>carré écarts</b>	<b>Green et Ampt</b>			
3	48	234	405.9479224	235.0528489	233.6125868	1.108490775	0.150089025	[Ks-Ko]min	1.687454541	mm/s	
4	47	227	393.2620499	227.5669053	226.2809434	0.321381621	0.517042371	alpha_lmin	1.6380615		<b>alpha_t et alpha_l sont ajustés de manière à minimiser la somme des carrés des écarts</b>
5	46	219	380.5761773	220.0820004	218.9493001	1.17072485	0.002570482	alpha_tmin	1.006285775		
6	45	211	367.8903047	212.5982043	211.6176567	2.554256918	0.381499853				
7	44	206	355.2044321	205.1155944	204.2860134	0.782173213	2.937750038				
8	43	201	342.5185596	197.6342567	196.9543701	11.32822778	16.36712152	<b>aslma et Parlange</b>			
9	42	191	329.832687	190.1542867	189.6227267	0.715230931	1.896881644	[Ks-Ko]max	1.730290468	mm/s	
10	41	182	317.1468144	182.6757912	182.2910834	0.456693742	0.084729546	alpha_lmax	1.725231716		
11	40	175	304.4609418	175.1988899	174.9594401	0.039557183	0.001645108	alpha_tmax	0.997076357		
12	39	169	291.7750693	167.7237177	167.6277967	1.628896408	1.88294182				
13	38	161	279.0891967	160.2504277	160.2961534	0.561858702	0.495400048				
14	37	153	266.4033241	152.7791937	152.9645101	0.048755422	0.001259536				
15	36	145	253.7174515	145.3102153	145.6328667	0.096233523	0.400520285				
16	35	138	241.0315789	137.8437223	138.3012234	0.024422715	0.090735527				
17	34	130	228.3457064	130.3799817	130.96958	0.144386117	0.940085469				
18	33	123	215.6598338	122.919306	123.6379367	0.006511529	0.406963248				
19	32	115	202.9739612	115.4620638	116.3062934	0.213502947	1.706402384				
20	31	108	190.2880886	108.0086949	108.97465	7.56017E-05	0.9499427				
21	30	101	177.6022161	100.5597293	101.6430067	0.193838294	0.413457621				
22	29	93	164.9163435	93.11581364	94.31136337	0.0134128	1.719673883				
23	28	85	152.2304709	85.67774857	86.97972003	0.459343121	3.919291405				
24	27	77	139.5445983	78.24654158	79.6480767	1.553865905	7.012310187				
25	26	70	126.8587258	70.82348516	72.31643336	0.678127802	5.365863511	<b>no</b>	<b>16</b>		
26	25	64	114.1728532	63.41027553	64.98479002	0.347774945	0.969811391	<b>diam_col</b>	<b>10.7 cm</b>		
27	24	55	101.4869806	56.00920061	57.65314669	1.018485879	7.039187348	<b>diam_cgl</b>	<b>9.5 cm</b>		
28	23	48	88.80110803	48.82345179	50.32150335	0.388692134	5.389377813				
29	22	42	76.11523546	41.25767283	42.98986002	0.551049633	0.979822851				
30	21	35	63.42936288	33.91900145	35.65821668	1.188557871	0.433249198				
31	20	28	50.7434903	26.61925307	28.32657334	1.906462074	0.106650149				
32	19	19	38.05761773	19.3801838	20.99493001	0.144539725	3.979745738				
33	18	11	25.37174515	12.24917674	13.66328708	1.560442536	7.093098076				
34	17	6	12.68587258	5.36770171	6.33228204	0.399801128	0.110411354				
35	16	0	0	0	-0.002923643	0	8.54769E-06				
36					somme	31.58577383	73.74553968				
37											
38	<b>Données observées sur le terrain</b>		<b>on calcule l'infiltration à partir des niveaux</b>		<b>temps théoriques calculés</b>		<b>on calcule le carré de l'écart pour chaque temps observé et la somme des carrés des écarts</b>				
39											
40											
41											
42											

Mesures hors validité des équations à cause de l'effet de macropores (qui se débouchent et se rebouchent)





## ANNEXE 16 :

Deux outils statistiques utilisés dans  
l'étude : le sondage stratifié et le test de  
Mann-Whitney\_Wilcoxon



## Le sondage stratifié

L'échantillonnage au hasard est la méthode de sondage d'une population la plus simple. Dans les sondages stratifiés, la population est divisée en  $x$  strates et l'échantillonnage se fait dans chaque strate. Le nombre d'individus issus de chaque strate peut être défini par l'une de ces trois méthodes : (i) stratification proportionnelle a priori, la proportion d'une strate dans la population  $w_i$  est connue et soit  $n$  la taille totale de l'échantillon,  $w_i \cdot n$  est le nombre d'individus issus de la strate  $i$ , (ii) stratification a posteriori, (iii) la stratification optimale. Le sondage stratifié est le plus efficace quand la population comprend des strates homogènes.

Dans l'échantillonnage aléatoire simple chaque membre d'une population a une chance égale d'être inclus dans l'échantillon. Parfois appelé échantillonnage par intervalle, l'échantillonnage systématique signifie qu'il existe un écart systématique entre chaque unité.

Dans l'échantillonnage stratifié, on divise la population en groupes homogènes appelés strates qui sont mutuellement exclusifs puis on sélectionne à partir de chaque strate des échantillons indépendants. Cette stratégie rend l'échantillonnage plus efficace si les strates sont homogènes (variance intra strate significativement plus faible que la variance intrastrates).

### Test de Mann\_Whitney\_Wilcoxon pour la comparaison de deux distributions

On effectue un test de comparaison de deux distributions de Mann\_Whitney\_Wilcoxon pour vérifier si l'on peut effectivement regrouper les types 1 et 4 (interrang et trace de roue ruissellent) avec les types 2 et 3 où seule la trace de roue ruisselle et définir le cas échéant la gamme de variation de  $I_f$  et de  $H_{mcr}$  pour le « super » type 1.

#### Pour $I_f$

$A=10;12$                       rangs  $A=2,3$                        $n_A=2 < n_B=3$   
 $B=9;17;22$                       rangs  $B=1,4,5$                        $T_A=2+3+5$

$$\text{statistique du test } Z = \frac{5 - 2(2+3+1)/2}{\sqrt{2*3(2+3+1)/12}} = -\frac{1}{\sqrt{3}}$$

$Z \approx -0.58$  proche de 0 donc pdfA=pdfB à 95%

#### Pour $H_{mcr}$

$A=0;0.7;1.2$                       rangs  $A=1,2,3$                        $T_A=1+2+3=6$   
 $B=1.3;1.4;1.5;3.0$

$$\text{Statistique du test } Z = \frac{6 - 3(3+4+1)/2}{\sqrt{3*4(3+4+1)/12}} = -\frac{6}{\sqrt{8}}$$

$Z \approx -2.12$  appartient (encore) à  $[-2.333;2.333]$  donc pdfA=pdfB à 95% (limite)

On considère donc que tous ces individus appartiennent à la même population. Nous considérons une distribution uniforme de  $I_f$  et  $H_{mcr}$  pour le supertype 1.



ANNEXE 17 :

Améliorer la qualité des données récoltées





## 1 SUIVI DES DEBITS A L'EXUTOIRE DU BASSIN

### 1.1 Prendre en compte l'erreur de mesure en fin d'événement

Nous remarquons en fin d'événement pluvieux, principalement lorsque le débit maximum atteint a dépassé  $100 \text{ m}^3/\text{h}$ , une surestimation du débit mesuré, que nous appelons « queue de débit ». En effet, l'érosion sur le bassin de Rouffach est loin d'être négligeable et le canal Venturi se retrouve ensablé après le pic de débit. Or ce lit de sable fausse la mesure de débit et peut-être responsable, au moins en partie, de l'étendue de cette « queue de débit », qui serait alors exagérée, comme le constate également Grayson et al. (1992) qui observent dans leur étude des débits de base anormalement élevés après de forts événements pluvieux. En guise d'illustration, nous avons souvent observé sur le terrain (avant le nettoyage du canal Venturi, quelques heures après un épisode pluvieux) que le débitmètre enregistrait des valeurs de débit de l'ordre de quelques mètres cubes par heure alors que le ruissellement avait cessé dans le canal. On pourra également observé la photographie (Figure 1) prise à un moment où le débitmètre affichait un débit de l'ordre de  $70 \text{ m}^3/\text{h}$ , ce qui nous semble surestimé.



**Figure 1 Ruissellement à l'exutoire du bassin versant de Rouffach le 29 juin 2006, 16H.**

Grayson et al. (1992) invoquent également des erreurs de mesure du débit dues à l'accumulation possible de sédiments dans le canal de mesure pour expliquer leurs difficultés à simuler le débit de base après un événement avec le modèle hydrologique THALES.

Afin de prendre en compte cette erreur de mesure, il est souhaitable de quantifier la hauteur de sédiments dans le canal lors des passages réguliers sur le terrain afin de la mettre en relation avec les enregistrements de débits. Des essais d'enregistrement de débits avec différents débits en entrée du canal et différentes hauteurs d'ensablement artificiel du canal pourraient être réalisés pour estimer la relation entre hauteur de sédiment et erreur de mesure du débit.

## 1.2 Améliorer la qualité en vue de la modélisation

### 1.2.1 Réduire la résolution temporelle de la pluie

Dans les bassins qui répondent rapidement à la pluie comme celui de Rouffach, la résolution de la pluie (spatiale et temporelle) est cruciale pour la qualité de la simulation. Si la résolution temporelle de la pluie est trop large, il se peut que l'on observe des débits (en mm/h) plus importants que la pluie tombée enregistrée (Grayson et al., 1992) car la dynamique réelle de la pluie aura été lissée sur le pas de temps de mesure, trop grand, et cela pose un problème de taille pour l'évaluation future des performances des modélisations.

Pour pallier à ce problème et comparer ce qui est comparable, nous avons ramené les hydrogrammes observés bruts à des débits constants sur le pas de temps de calcul égal au pas de mesure de la pluie (6 minutes).

Cependant, l'évolution des débits est parfois importante dans ce laps de temps, plus large que la durée du processus observé, et il conviendrait donc de diminuer le pas de temps de mesure de la pluie (Blöschl et Sivapalan, 1995).

Une mesure de l'intensité de pluie toutes les minutes nous paraît adaptée.

### 1.2.2 Synchroniser les horloges du débitmètre et du pluviomètre

Le décalage estimé pour la période 2003-2006 n'excède pas 3 minutes, ce qui reste acceptable pour un pas de calcul des débits de 6 minutes à l'exutoire du bassin. Mais si on raffine la résolution temporelle de la pluie (et donc diminue le pas de temps de calcul) à une minute, ce décalage engendrera des problèmes lors de la modélisation des débits (et des concentrations) à l'exutoire du bassin : nous savons en effet que le critère de Nash, calculé pour quantifier la vraisemblance d'un jeu de paramètres hydrologique, est sensible au décalage des pics entre hydrogramme observé et hydrogramme modélisé (à partir du hétérogramme). De bons jeux hydrologiques pourraient donc être écartés à cause de ce décalage entre hétérogramme et hydrogrammes enregistrés.

Afin d'éviter cela, nous préconisons une remise à l'heure universelle de l'horloge du débitmètre à chaque passage sur le terrain (une fois par semaine), le pluviomètre étant géré par Météo France, qui assure une remise à l'heure universelle régulière de ses stations de mesure. Dans le cas de l'implantation d'un nouveau pluviomètre (pour disposer de mesures d'intensité toutes les minutes) géré par le laboratoire, il suffira de synchroniser les horloges du débitmètre et du pluviomètre, et de vérifier la synchronisation tous les mois.

## 2 SUIVI DES CONCENTRATIONS A L'EXUTOIRE DU BASSIN

### 2.1 Limiter l'erreur sur les dates de prélèvement

Les dates de prélèvement automatique des échantillons d'eau à l'exutoire du bassin ne sont pas enregistrées au niveau du préleveur, ni du débitmètre qui lance le prélèvement en fonction du volume d'eau passé à l'exutoire. Ces dates sont donc retrouvées via l'intégration de l'hydrogramme enregistré.

Si les données de débits sont suffisamment fines pour négliger l'erreur sur les dates ainsi définies, un suivi de qualité des concentrations à l'exutoire du bassin nécessite un enregistrement de ces dates directement au niveau du préleveur. Il serait donc souhaitable de se doter d'un appareil permettant cet enregistrement.

## 2.2 Limiter l'erreur sur les concentrations analysées

Nous avons expliqué que l'erreur estimée sur les concentrations analysées sont faibles. Il n'est d'ailleurs pas gênant, pour étudier l'évolution des concentrations à l'exutoire du bassin, qu'il y ait une erreur sur les données de concentration, pourvu que l'erreur soit systématique, c'est-à-dire de même ampleur pour tous les pas de temps de mesure. On peut néanmoins limiter la durée de stockage dans le congélateur en établissant un calendrier régulier d'envoi pour analyses au cours de la saison de mesure (tous les 2 mois par exemple) puisque le stockage est le maillon faible de la chaîne d'acquisition en terme d'erreur sur les concentrations analysées (dégradation au cours du stockage). Nous ajoutons également qu'il faut limiter la durée transitoire de stockage des échantillons bruts au réfrigérateur à une journée, en attente d'un conditionnement dans les flacons adéquats pour le stockage définitif au congélateur.

Enfin, cela peut paraître trivial mais a son importance dans la qualité du suivi, il serait souhaitable d'utiliser un congélateur armoire (style frigo), plutôt que bahut, afin de limiter la casse de flacons lors du stockage, non négligeable, qui nous prive d'échantillons.

## 2.3 Echantillonner complètement un événement

Lors du suivi à l'exutoire du bassin, la récolte des prélèvements d'eau s'effectue toutes les semaines. Ainsi, si deux (ou plus) événements ont lieu durant la semaine, il se peut que les derniers événements ne soient pas complètement échantillonnés, faute de place dans le préleveur (limité à 24 flacons). Or, nous avons montré que l'erreur sur le flux estimé pour un événement (avec la méthode par mélange, voir chapitre 5) devenait forte (supérieure à 10%) lorsque l'événement en question n'était pas échantillonné sur toute sa durée. Il serait donc nécessaire de relever les échantillons sur le terrain après les épisodes ruisselants de forte intensité, susceptible de remplir complètement le préleveur.

De manière générale, un suivi plus efficace et de meilleure qualité à l'exutoire du bassin nécessiterait la mise en place d'un système de transmission de données à distance (le site d'étude étant éloigné de plus de 100km du laboratoire) : on pourrait imaginer la transmission par téléphone du volume total passé enregistré par le préleveur, voire des débits enregistrés, afin de déclencher les passages sur le terrain aux moments opportuns.

## 2.4 Densifier l'échantillonnage des événements faibles

En comparant, dans le chapitre 4, les contributions des parcelles aux instants de prélèvement (et aux concentrations analysées correspondantes) nous avons constaté que pour certains événements, il n'y avait pas d'analyses de concentration pour tous les pas de temps de contribution des parcelles.

Cette absence d'analyses pour certains pas de temps de contribution des parcelles au débit l'exutoire semble étonnante puisque les parcelles contribuent principalement au niveau du pic de débit, que l'instrumentation de l'exutoire du bassin échantillonne justement plus densément que le reste de l'hydrogramme. Pour les événements correspondant à des débits maximums atteints durant l'événement plus faibles que les autres (36 à 73.6 m<sup>3</sup>/h, le pas d'échantillonnage fixé à 8m<sup>3</sup> passés est en effet trop large et ne permet pas un échantillonnage suffisamment dense de l'événement. Il ne faut pas oublier en effet que le volume fixe d'échantillonnage (8 m<sup>3</sup>) a été fixé pour un les événements les plus forts (afin de les échantillonner complètement).

Il faudrait donc envisager la mise en place d'un second préleveur automatique, déclenché tous les 4 m<sup>3</sup> passés, voire 2 m<sup>3</sup> passés. En fonction de l'hydrogramme enregistré, les flacons stockés au congélateur seront ceux de l'un ou l'autre préleveur.

### 3 CONTRIBUTION DES PARCELLES

#### 3.1 Limiter l'incertitude sur la contribution hydrologique des parcelles non pérennes

Nous avons fait le constat à la fin du chapitre III.8 d'une incertitude forte sur les valeurs de If sur les parcelles non pérenne. Si cela n'engendre pas d'incertitude importante sur les débits modélisés puisqu'ils ne sont pas sensibles à If sur les parcelles non pérennes, cela reste problématique pour la modélisation des concentrations, particulièrement sensibles à If sur les parcelles (pérennes et non pérennes).

Puisque le calage des If des parcelles non pérennes sur les débits enregistrés à l'exutoire du bassin ne permet pas de réduire significativement l'incertitude sur leurs valeurs, il faut contraindre a priori les gammes de valeurs prises par If sur les parcelles non pérennes. C'est pourquoi nous proposons de restreindre a priori l'incertitude sur If des parcelles non pérennes en synchronisant les relevés de « Supertypes » à travers le bassin sur le calendrier prévu de travail du sol, et de répéter le relevé deux ou trois fois entre deux dates de travail du sol, cela afin de suivre plus finement l'évolution de l'état de surface des parcelles non pérennes. En complément, il serait nécessaire de raffiner la paramétrisation de If sur ces parcelles en distinguant différent stade de l'évolution de l'état de surface des parcelles non pérennes, depuis le labour récent jusqu'au tassement complet de la surface du sol par l'effet des pluies et des passages d'engins. Un seul stade intermédiaire est pris en compte actuellement (cf. chapitre III.7), avec une gamme des valeurs prises par If large (50 à 100 mm/h).

#### 3.2 Contribution chimique de toutes les parcelles

L'estimation intraévénementielle des concentrations dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle constitue, comme nous l'avons montré, le verrou à faire sauter pour la mise en œuvre opérationnelle des stratégies d'échantillonnage proposées. Un calage de tous les paramètres chimiques traduisant l'évolution des concentrations à la parcelle ((dé)croissance dans le temps) n'est pas possible avec les seules données enregistrées à l'exutoire du bassin, et une approche constante dans le temps ou proportionnelle au débit à la parcelle ne permet pas de modéliser l'évolution des concentrations à l'exutoire du bassin.

Il faut donc quantifier certains paramètres chimiques à la parcelle.

##### 3.2.1 Estimation des concentrations moyennes

On peut imaginer de quantifier la concentration moyenne pour l'événement d'une parcelle en installant un bac à l'exutoire d'un interrang de la parcelle. Nous avons démontré dans le chapitre V que l'estimation de la masse transférée pour un événement avec les bacs répartiteurs de débit (mélange des eaux de chaque bac au prorata du volume d'eau dans chaque bac) pouvait être entachée d'erreur importante. En revanche, l'utilisation d'un seul bac, pour peu qu'il ne déborde pas, permet d'accéder avec précision à la concentration moyenne de l'événement. Les volumes ruisselés observés à l'exutoire des deux placettes expérimentales étant faibles, on peut espérer pour un seul interrang pouvoir limiter à une taille raisonnable le bac nécessaire.

Le choix des parcelles ainsi instrumentée pourrait se faire sur la base des itinéraires techniques (enherbée, désherbée mécanique, désherbée chimique) et des enquêtes d'épandage : la concentration moyenne pour une parcelle instrumentée pourrait être utilisée en première approximation pour toutes les parcelles du même itinéraire technique soumises au même schéma d'épandage (dates et doses d'épandage). Pour

---

augmenter l'efficacité des enquêtes, il faudrait cibler exclusivement les parcelles définies comme potentiellement contributives à l'exutoire du bassin.

### 3.2.2 Evolution intraévénementielle des concentrations dans la lame ruisselante à l'exutoire d'une parcelle

Connaissant la concentration moyenne à la parcelle pour un événement, il faut également estimer l'amplitude de variation des concentrations autour de la moyenne lors d'un événement pluvieux : Domange (2005) a ainsi observé des variations de concentration atteignant un facteur 40 pour l'AMPA pour un événement ruisselant pour une parcelle. Il resterait alors de caler, grâce aux données à l'exutoire, le facteur de forme

## 4 CONTRIBUTION CHIMIQUE DES ROUTES

Pour certains événements, des prélèvements sont réalisés en dehors des pas de temps de contribution des parcelles et les concentrations correspondantes sont non nulles.

*Cela remet en cause notre hypothèse d'un T<sub>xdep</sub> non nul uniquement sur les parcelles.* En effet, pour les événements 070903, 110604, 080704b, 080704c, 130704, 220704, 240804a, 010805, 210805, 040603, 040806, 180906 et 250906, nous analysons des concentrations non nulles pour des prélèvements ne correspondant à aucune contribution des parcelles. Cela traduirait donc que les parcelles ne sont pas les seules sources de pollution et que certaines routes pourraient transmettre des substances à la lame ruisselante. Cependant, pour la majorité de ces événements, les prélèvements concernés sont réalisés au niveau de la queue de débit (décroissance du débit après le pic), alors que le débit maximum atteint précédemment avait permis le charriage de sédiments et leur accumulation dans le canal Venturi. Or, la prise d'eau pour les analyses a lieu à la sortie du canal Venturi, alors que la lame ruisselante a donc été en contact avec la couche de sédiments, pendant un temps non négligeable puisque on se situe ici en fin d'événement, lorsque le débit à l'exutoire redevient faible. Nous posons donc la question suivante : les concentrations analysées au niveau de la « queue » de débit sont-elles dues à un apport de polluant par les routes (principalement les routes imperméables proche de l'exutoire), qui sont alors les seules à contribuer au débit, ou sont-elles dues à un relargage de polluants depuis les sédiments, accumulés au moment du pic de débit, dans le canal Venturi vers la lame ruisselante et a priori non chargée en pesticides ?

Nous ne pouvons malheureusement pas répondre actuellement à cette question.



ANNEXE 18 :

Définition d'une stratégie d'échantillonnage  
avec GR5 (pour l'événement du 11 juin 2004)







---

```
-----Theil_conc_bis.mat-----
```

```
function[U]=Theil_conc(scilab,pas,X)

n=length(pas);
for i=1:(length(scilab(1,:))-13)/2
    corres(i)=13+2*i;
end

for i=1:length(pas)
    for j=1:X
        D2=scilab(j,corres(pas(i)));
        U(j,i)=D2;
    end
end
```

```
-----SE_conc.mat-----
```

```
function[sortie]=SA_conc(mat,scilab)

m1=[scilab(:,8:13)];
p=length(m1(1,:));
m=length(scilab(:,1));

for pasT=1:length(mat(1,:))
    m2=mat(:,pasT);
    critere=[m1,m2];

    % avec la transformation des données par les rangs
    [B,IX]=sort(critere,'descend');
    for lig=1:m
        for col=1:p+1
            rang(IX(lig,col),col)=lig;
        end
    end

    %détermination des paramètres inclus dans le métamodèle de régression
    X=rang(:,1:p);
    y=rang(:,p+1);
    [b,se,pval,inmodel,stats,nextstep,history] = stepwisefit(X,y);
    [i]=find(inmodel==1);
    n=length(i);
    test=0;

    if n==0
        test=1;
    elseif n==1
        A=rang(:,i(1));
    elseif n>1
        A=rang(:,i(1));
        for k=2:n
            A=[A,rang(:,i(k))];
        end
    end
end
```

---

```
if test==0;
model=[A,rang(:,p+1)];
[row,col]=size(model);

%régression multiple
X=[ones(size(model,1),1) model(:,1:col-1)];
y=model(:,col);
a=X\y;
[b,bint,r,rint,stats2]=regress(y,X);

%mise en forme du fichier de sortie
varexp=length(b);
coeff=1;
for param=1:length(inmodel)
    if inmodel(param)==1
        coeff=coeff+1;
        sortie(pasT,param)=b(coeff)/sum(b(2:varexp));
    else
        sortie(pasT,param)=0;
    end
end

else
sortie(pasT,:)=zeros(1,6);
end

end
```

---



ANNEXE 19 :

Définition d'une stratégie d'échantillonnage  
avec FlowT (pour l'événement du 11 juin 2004)



---

-----Corps de programme-----

```

%Chargement des fichiers d'entrée
load parvar_2005_routesgroupees_par_parcelles_100x_27_27jeux;
parvar_hydro=parvar_2005_routesgroupees_par_parcelles_100x_27_27jeux(:,1:7);
[Qobserve]=textread('Qobserve110604.txt');
[pluie]=textread('pluie110604.txt');
[caract]=textread('caract.txt');
[BVinit]=textread('BVinit_2005_routesgroupees.txt');
[annexe]=textread('annexe_2005_routesgroupees_par_parcelle.txt');
[Voluminit]=textread('vol110604.txt');

[repartition]=repartition_prelev(Qobserve,Voluminit);
[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
date=HIETO(:,1)/1440;
[prelevements]=interpolation_prelev(repartition,date);
clear repartition HIETO NbpasTemps date

S=27;
fid=fopen('strategie_110604.txt','w');

strategie_echantillonnage
%ou strategie_echantillonnage_TxdepQ
%ou strategie_echantillonnage_TxdepD

fclose(fid)
save('chemobs_110604','chemobserve','-ascii');
clear all

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
-----strategie_echantillonnage.mat-----
for jeu_hydro=1:S

%-----
fprintf(fid,'%s\t %i\n','jeu n°',jeu_hydro);
jeuxretenus=jeu_hydro;

%définition du système d'équation
[resultat,pastemps,numero,NbpasTemps]=def_systeme(parvar_hydro,jeuxretenus,S,B
Vinit,annexe,pluie,Qobserve,caract);
TEST2=isempty(resultat);
if TEST2==1
    fprintf(fid,'%s\t %s\n','échantillon n°','aucune contribution des
parcelles');
else

%-----
%réduction du système aux seuls pas de temps où il y a un prélèvement
pas_calcul=[];
no_pas=[];
for i=1:length(pastemps)
    if prelevements(pastemps(i),1)==0
    else
        pas_calcul=[pas_calcul,i];

```



---

```

        no_pas=[no_pas,pastemps(i)];
    end
end

TEST=isempty(pas_calcul);
if TEST==1
    fprintf(fid,'%s\t %s\n','échantillon n°','pas de calcul vide');
else

%-----
%simulation du chemogramme de référence
Y=1;
[chemobs_simul]=simulation_conc(resultat,pastemps,numero,Y,NbpasTemps);
chemobserve(jeu_hydro,:)=chemobs_simul(1,:);

%définition de tous les sous-systèmes possibles
[string]=combinaisons(pas_calcul);

%Monte Carlo prescreening
X=1000;
[chemod,s]=monte_carlo(X,numero,resultat);

chemobs=chemobs_simul(1,:);
for i=1:length(pastemps)
    H(i)=chemobs(pastemps(i));
end

%identification du système complet
for system=1:length(string(:,1))
    sous_system=str2num(string(system,:));
    identif(system)=length(sous_system);
end
[So,Rg]=sort(identif,'descend');
identifiant=Rg(1);
system_cplt=str2num(string(identifiant,:));
[enveloppe]=resolution(H,chemod,system_cplt,X,resultat,numero,s,NbpasTemps,pas
temps);
ind_incert_ref=round(sum(max(enveloppe)-min(enveloppe)));
echantillon=[];
for i=1:length(system_cplt)
    echantillon=[echantillon,pastemps(system_cplt(i))];
end
fprintf(fid,'%s\t %s\t %s\t %i\n','systeme_complet',
mat2str(echantillon),'indice d''incertitude',ind_incert_ref);

clear enveloppe echantillon

indix=0;strateg={};
for system=1:length(string(:,1))
    if system==identifiant
    else
        sous_system=str2num(string(system,:));

[enveloppe]=resolution(H,chemod,sous_system,X,resultat,numero,s,NbpasTemps,pas
temps);
        ind_incert=round(sum(max(enveloppe)-min(enveloppe)));

```

---

```

        if ind_incert<=2*ind_incert_ref
            echantillon=[];
            for i=1:length(sous_system)
                echantillon=[echantillon,pastemps(sous_system(i))];
            end
            strateg=strvcat(strateg,mat2str(echantillon));
            indix=indix+1;
            class_system(indix)=ind_incert;
        else
            end
        clear enveloppe sous_system echantillon ind_incert
    end
end
if indix ==0
    fprintf(fid,'%s\n','aucun sous-système n'est retenu');
else
    for kl=1:1:length(strateg(:,1))
        taille(kl)=length(str2num(strateg(kl,:)));
    end
    taillemin=min(taille);
    for kl=1:1:length(strateg(:,1))
        if length(str2num(strateg(kl,:)))==taillemin
            fprintf(fid,'%s\t %s\t %s\t %i\n','strategie',strateg(kl,:),
'indice',class_system(kl));
        else
            end
        end
    end
end

clear chemobs H class_system ind_incert_ref indix strateg taille taillemin
clear resultat pastemps numero string chemobs_simul chemod s identif So Rg
identifiant system_cplt

%-----
end
%-----
end
%-----
end

//-----def_systeme.mat-----
function
[resultat,pastemps,numero,NbpasTemps]=def_systeme(parvar_hydro, jeuxretenus,S,B
Vinit,annexe,pluie,Qobserve,caract)

[parvarbase]=parvar_validation(parvar_hydro, jeuxretenus,S);
parcelles=[26 27 28 29 30 36 37 38 39 40 41 42 43 45];

for i=1:length(parcelles)
    s=zeros(1,length(parcelles));
    s(i)=1;
    parvar=parvarbase;
    parvar(:,7)=0;
    for num=1:length(parcelles)
        parvar(parcelles(num),7)=s(:,num);
    end
end

```

---

```

end
n=length(BVinit(:,1));
set=1;
unit=length(parvar_hydro(:,1))/S;
for j=1:unit+1
    corresp(j)=(j-1);
end

[BV]=function_BV(BVinit,parvar,annexe,corresp,set);
[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
[hydrogramme,chemogramme]=FlowTPol6min(HIETO,NbpasTemps,BV,caract);
for pas=1:NbpasTemps
    coefficients(i,pas)=chemogramme(pas);
end
end

instant=0;
numero=[];
resultat=[];
pastemps=[];
for col=1:NbpasTemps
    test=find(coefficients(:,col));
    test2=isempty(test);
    if test2==1
    else
        resultat=[resultat coefficients(:,col)];
        instant=instant+1;
        pastemps(instant)=col;
        for ind=1:length(test)
            test3=find(numero==test(ind));
            test4=isempty(test3);
            if test4==1
                numero=[numero test(ind)];
            else
            end
        end
    end
end
end
end

```

-----

Les codes de fonction\_BV.mat et interpolationpluie6min.mat sont disponibles dans l'annexe annexe\_MC.doc. le code de FlowT, FlowTPol6min.mat, est disponible dans l'annxe code\_FlowT.mat. Quant au code de parvar\_validation.mat, il est fournit ci-après.

```

-----parvar_validation.mat-----
function[parvarvalidation]=parvar_validation(parvar,jeuxretenus,S)

unit=length(parvar(:,1))/S;

%reconstitution du parvar validation à partir du parvar source
for i=1:unit+1
    corresp(i)=(i-1)*S;
end
parvar_inter=parvar(corresp(1)+1:corresp(2),:);

```

---

```

for i=2:unit
    parvar_inter=[parvar_inter,parvar(corresp(i)+1:corresp(i+1),:)]];
end
fin=length(jeuxretenus(:,1));
parvarval=parvar_inter(jeuxretenus(1,1),:);
for j=2:fin
    parvarval=[parvarval;parvar_inter(jeuxretenus(j,1),:)]];
end
for i=1:unit+1
    corresp2(i)=(i-1)*7;
end
parvarvalidation=parvarval(:,corresp2(1)+1:corresp2(2));
for i=2:unit
    parvarvalidation=[parvarvalidation;parvarval(:,corresp2(i)+1:corresp2(i+1))]];
end

```

```

-----simulation_conc.mat-----

```

```

function
[chemobs_simul]=simulation_conc(resultat,pastemps,numero,X,NbpasTemps)

[chemod,s]=monte_carlo(X,numero,resultat);
chemobs_simul=zeros(X,NbpasTemps);
for i=1:length(pastemps)
    chemobs_simul(:,pastemps(i))=chemod(:,i);
end

```

```

-----monte_carlo.mat-----

```

```

function [chemod,s]=monte_carlo(X,numero,resultat)

numero_bis=sort(numero);
xmin=zeros(1,length(numero_bis));
xmax=0.1*ones(1,length(numero_bis));
s=lhsu(xmin,xmax,X);

for jeu_chim=1:X
    Txdep=s(jeu_chim,:);
    matrice_Txdep=zeros(length(resultat(:,1)),length(resultat(1,:)));
    for equa=1:length(resultat(1,:))
        test5=find(resultat(:,equa));
        for lig=1:length(test5)
            test6=find(numero_bis==test5(lig));
            matrice_Txdep(test5(lig),equa)=Txdep(test6);
        end
    end
    F=resultat.*matrice_Txdep;
    chemod(jeu_chim,:)=sum(F);
end

```

```

-----resolution.mat-----

```

```

function [enveloppe]=resolution(H,chemod,sous_system,X,resultat,numero,s,
NbpasTemps,pastemps)

```

---

```

numero_bis=sort(numero);

%résolution du système d'équations 1
[OF]=UA_Theil_conc(H,chemod,sous_system,X);
[B,IX]=sort[OF,'descend'];
OFmax=max[OF];

seuils(1)=0;
ind=1;
while seuils(ind)<1
    ind=ind+1;
    seuils(ind)=seuils(ind-1)+0.01;
end

ind=1;
while seuils(ind)<=OFmax
    ind=ind+1;
end
borne_min=seuils(ind-1);

retenus=1;
while B(retenus)>=borne_min
    retenus=retenus+1;
end
nbjeuxretenus=retenus-1;
%construction du fichier parvar exploration2
for i=1
    x=s(IX(i),:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    nb=fix(X/nbjeuxretenus);
    cplmt=X-(nb*nbjeuxretenus);% on veut toujours tester X jeux, on densifie
    donc un peu l'échantillonnage autour du meilleur jeu
    nb=nb+cplmt;
    exp2=lhsu(xmin,xmax,nb);
    s2=[exp2];
end
for i=2:nbjeuxretenus;
    x=s(IX(i),:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    nb=fix(X/nbjeuxretenus);
    exp2=lhsu(xmin,xmax,nb);
    s2=[s2;exp2];
end

for jeu_chim=1:X
    Txdep=s2(jeu_chim,:);
    matrice_Txdep=zeros(length(resultat(:,1)),length(resultat(1,:)));
    for equa=1:length(resultat(1,:))
        test5=find(resultat(:,equa));
        for lig=1:length(test5)
            test6=find(numero_bis==test5(lig));
            matrice_Txdep(test5(lig),equa)=Txdep(test6);
        end
    end
end

```

---

```

end
F=resultat.*matrice_Txdep;
chemod(jeu_chim,:)=sum(F);
end

%résolution du système d'équations 2
[OF]=UA_Theil_conc(H,chemod,sous_system,X);
[B,IX]=sort[OF,'descend'];
OFmax=max[OF];

ind=1;
while seuils(ind)<=OFmax
    ind=ind+1;
end
borne_min=seuils(ind-1);

retenus=1;
while B(retenus)>=borne_min
    retenus=retenus+1;
end
nbjeuxretenus=retenus-1;

%construction de l'enveloppe d'incertitude des concentrations
enveloppe=zeros(nbjeuxretenus,NbpasTemps);
chemogrammes=[];

for i=1:nbjeuxretenus
    chemogrammeretenu=chemod(IX(i),:);
    chemogrammes=[chemogrammes;chemogrammeretenu];
end

for i=1:length(pastemps)
    enveloppe(:,pastemps(i))=chemogrammes(:,i);
end

```

La fonction lhsu.mat est présentée annexe\_LHS.doc et la fonction UA\_Theil\_conc.mat est fournie ci-après.

-----UA\_Theil\_conc.mat-----

```

function[critere]=UA_Theil_conc(obs,scilab,pas,X)

n=length(pas);

% utilisation de Theil comme fonction objectif
moy=0;
for i=1:length(pas)
    moy=moy+(obs(pas(i))^2);
end
Dl=(moy/length(pas))^0.5;
U=0;
for j=1:X
    Num=0;

```

---

```

D2=0;
for i=1:length(pas)
    Num=Num+(scilab(j,pas(i))-obs(pas(i)))^2;
    D2=D2+(scilab(j,pas(i)))^2;
end
U(j)=((Num/length(pas))^0.5)/(D1+(D2/length(pas))^0.5);
end
critere=1-U;

```

-----

Pour strategie\_echantillonnage\_TxdepQ, le programme est le même que strategie\_echantillonnage, en substituant def\_systeme\_TxdepQ.mat à def\_systeme.mat.

```

////////////////////////////////////
-----def_systeme_TxdepQ.mat-----
function
[resultat,pastemps,numero,NbpasTemps]=def_systeme_TxdepQ(parvar_hydro,jeuxretenus,S,BVinit,annexe,pluie,Qobserve,caract)

[parvarbase]=parvar_validation(parvar_hydro,jeuxretenus,S);
n=length(BVinit(:,1));
set=1;
unit=length(parvar_hydro(:,1))/S;
for j=1:unit+1
    corresp(j)=(j-1);
end

[BV]=function_BV(BVinit,parvarbase,annexe,corresp,set);
[HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
[RUISS]=FlowTPol6min_hydro(HIETO,NbpasTemps,BV,caract);
RUISSmax=max(RUISS);

parcelles=[26 27 28 29 30 36 37 38 39 40 41 42 43 45];
for i=1:length(parcelles)
    s=zeros(1,length(parcelles));
    s(i)=1;
    parvar=parvarbase;
    parvar(:,7)=0;
    for num=1:length(parcelles)
        parvar(parcelles(num),7)=s(:,num);
    end
    n=length(BVinit(:,1));
    set=1;
    unit=length(parvar_hydro(:,1))/S;
    for j=1:unit+1
        corresp(j)=(j-1);
    end
    [BV]=function_BV(BVinit,parvar,annexe,corresp,set);
    [HIETO,NbpasTemps]=interpolationpluie6min(pluie,Qobserve);
    [hydrogramme,chemogramme]=FlowTPol6min_TxdepQ(HIETO,NbpasTemps,BV,caract,RUISSmax);
    for pas=1:NbpasTemps
        coefficients(i,pas)=chemogramme(pas);
    end
end
end

```

---

```

instant=0;
numero=[];
resultat=[];
pastemps=[];
for col=1:NbpasTemps
    test=find(coefficients(:,col));
    test2=isempty(test);
    if test2==1
    else
        resultat=[resultat coefficients(:,col)];
        instant=instant+1;
        pastemps(instant)=col;
        for ind=1:length(test)
            test3=find(numero==test(ind));
            test4=isempty(test3);
            if test4==1
                numero=[numero test(ind)];
            else
            end
        end
    end
end
end

```

-----

Les codes des fonctions FlowTPol6min\_hydro.mat et FlowTPol6min\_TxdepQ.mat figurent en annxe code\_FlowT.doc.

Pour strategie\_echantillonnage\_TxdepD, le programme est le même que strategie\_echantillonnage, en substituant simulation\_conc\_TxdepD.mat à simulation\_conc.mat, monte\_carlo\_TxdepD.mat à monte\_carlo.mat et resolution\_TxdepD.mat à resolution.mat

-----simulation\_conc\_TxdepD.mat-----

```

function
[chemobs_simul]=simulation_conc_TxdepD(resultat,pastemps,numero,X,NbpasTemps,c
aract)

[chemod,s]=monte_carlo_TxdepD(X,numero,resultat,caract);
chemobs_simul=zeros(X,NbpasTemps);
for i=1:length(pastemps)
    chemobs_simul(:,pastemps(i))=chemod(:,i);
end

```

-----monte\_carlo\_TxdepD.mat-----

```

function [chemod,s]=monte_carlo_TxdepD(X,numero,resultat,caract)

numero_bis=sort(numero);
xmin=[0 0 0];
xmax=[10 0.1 30];
XMIN=xmin;
XMAX=xmax;
for i=2:length(numero_bis)

```



---

```

    xmin=[0 0 0];
    xmax=[10 0.1 30];
    XMIN=[XMIN,xmin];
    XMAX=[XMAX,xmax];
end
s=lhsu(XMIN,XMAX,X);
for i=1:length(numero_bis)+1
    correspTx(i)=(i-1)*3;
end
for jeu_chim=1:X
    Txdep=s(jeu_chim,:);
    matrice_Txdep=zeros(length(resultat(:,1)),length(resultat(1,:)));
    m=0;
    for equa=1:length(resultat(1,:))
        m=m+caract(1);
        test5=find(resultat(:,equa));
        for lig=1:length(test5)
            test6=find(numero_bis==test5(lig));
            Txdep0=Txdep(correspTx(test6)+1);
            Txdepfin=Txdep(correspTx(test6)+2);
            T90t=Txdep(correspTx(test6)+3);
            beta=2.3026/T90t;
            matrice_Txdep(test5(lig),equa)=Txdepfin+(Txdep0-Txdepfin)*exp(-
beta*m);
        end
    end
    F=resultat.*matrice_Txdep;
    chemod(jeu_chim,:)=sum(F);
end

```

---

-----resolution\_TxdepD.mat-----

```

function
[enveloppe]=resolution_TxdepD(H,chemod,sous_system,X,resultat,numero,s,NbpasTemps,pastemps,caract)

numero_bis=sort(numero);
%résolution du système d'équations 1
[OF]=UA_Theil_conc(H,chemod,sous_system,X);
[B,IX]=sort[OF,'descend'];
OFmax=max[OF];

seuils(1)=0;
ind=1;
while seuils(ind)<1
    ind=ind+1;
    seuils(ind)=seuils(ind-1)+0.01;
end
ind=1;
while seuils(ind)<=OFmax
    ind=ind+1;
end
borne_min=seuils(ind-1);
retenus=1;
while B(retenus)>=borne_min
    retenus=retenus+1;

```

---

```

end
nbjeuxretenus=retenus-1;
%construction du fichier parvar exploration2
for i=1
    x=s(IX(i),:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    nb=fix(X/nbjeuxretenus);
    cplmt=X-(nb*nbjeuxretenus);% on veut toujours tester X jeux, on densifie
    donc un peu l'échantillonnage autour du meilleur jeu
    nb=nb+cplmt;
    exp2=lhsu(xmin,xmax,nb);
    s2=[exp2];
end
for i=2:nbjeuxretenus;
    x=s(IX(i),:);
    xmin=0.8*x;
    xmax=1.2*x;
    nb=fix(X/nbjeuxretenus);
    exp2=lhsu(xmin,xmax,nb);
    s2=[s2;exp2];
end
for i=1:length(numero_bis)+1
    correspTx(i)=(i-1)*3;
end
for jeu_chim=1:X
    Txdep=s2(jeu_chim,:);
    matrice_Txdep=zeros(length(resultat(:,1)),length(resultat(1,:)));
    m=0;
    for equa=1:length(resultat(1,:))
        m=m+caract(1);
        test5=find(resultat(:,equa));
        for lig=1:length(test5)
            test6=find(numero_bis==test5(lig));
            Txdep0=Txdep(correspTx(test6)+1);
            Txdepfin=Txdep(correspTx(test6)+2);
            T90t=Txdep(correspTx(test6)+3);
            beta=2.3026/T90t;
            matrice_Txdep(test5(lig),equa)=Txdepfin+(Txdep0-Txdepfin)*exp(-
beta*m);
        end
    end
    F=resultat.*matrice_Txdep;
    chemod(jeu_chim,:)=sum(F);
end

%résolution du système d'équations 2
[OF]=UA_Theil_conc(H,chemod,sous_system,X);
[B,IX]=sort[OF,'descend'];
OFmax=max[OF];
ind=1;

while seuils(ind)<=OFmax
    ind=ind+1;
end
borne_min=seuils(ind-1);
retenus=1;

```

---

```
while B(retenus)>=borne_min
    retenus=retenus+1;
end
nbjeuxretenus=retenus-1;

%construction de l'enveloppe d'incertitude des concentrations
enveloppe=zeros(nbjeuxretenus,NbpasTemps);
chemogrammes=[];
for i=1:nbjeuxretenus
    chemogrammeretenu=chemod(IX(i),:);
    chemogrammes=[chemogrammes;chemogrammeretenu];
end
for i=1:length(pastemps)
    enveloppe(:,pastemps(i))=chemogrammes(:,i);
end
```

---