



INRA, UMR LISAH
2, place Viala
F-34060 Montpellier

Diagnostic et gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides

Cécile Dagès, Jean-Stéphane Bailly, Jeanne Dollinger,
Philippe Lagacherie, Marc Voltz

Livrable final

Avec le soutien de l'Onema



Convention d'études INRA-ONEMA 2013-2015

Remerciements

Ce guide méthodologique est issu de travaux de recherche menés au Laboratoire d'études des Sols Agrosystèmes Hydrosystèmes (LISAH) et n'aurait pu aboutir sans le concours de nombreuses personnes, que ce soit pour l'acquisition des données sur les sites d'études, les expérimentations au laboratoire, le support à la modélisation, ... mais aussi la participation aux comités de pilotage du projet, toujours riches en discussion. Nous remercions donc chaleureusement :

Bénédicte Augeard (ONEMA, co-correspondante et comité de pilotage), Jean-Luc Belotti (LISAH - INRA), Khawla Benitou (LISAH - stagiaire INRA), Aurélien Bonnefoy (LISAH - CDD INRA), Claire Billy (ONEMA, correspondante et comité de pilotage), Yves Blanca (LISAH - IRD), Laurent Bouchet (ENVILYS, comité de pilotage), Tiphaine Cambournac (Syndicat IGP Vicomté d'Aumelas et Mairie Le Pouget, comité de pilotage), Sara Chakour (étudiante Master 2 Eau et Agriculture), David Combemale (LISAH - stagiaire et CDD INRA), Guillaume Coulouma (LISAH - INRA), David Crevoisier (LISAH - stagiaire et CDD INRA), Emelyne Dabriu (LISAH - INRA), Yassin Elamri (LISAH - stagiaire INRA), Jean-Christophe Fabre (LISAH - INRA), David Fages (LISAH - INRA), Christian Floure (LISAH - INRA), Amandine Frossoud (LISAH - IRD), François Garnier (LISAH - INRA), Véronique Gouy (IRSTEA, soutien Morcille et comité de pilotage), Olivier Huttel (LISAH - INRA), Marthe Lanoix (LISAH - stagiaire et CDD INRA), Anne-Sophie Lissy (LISAH - CDD INRA), Guy Le Henaff (IRSTEA, soutien Morcille), Margot Lhoste (LISAH - CDD INRA), Sandrine Negro (LISAH - INRA), Yannick Pépin (LISAH - IRD), Angélique Quéraud (Animatrice de la gestion intégrée du bassin versant du Né, SIAH bassin du Né), Michael Rabotin (LISAH - INRA), Gabrielle Rudi-Chovelon (étudiante Master 2 Eau et Agriculture), Anatja Samouelian (LISAH - INRA), Veronika Storck (LISAH - stagiaire INRA), Khouloud Trabelsi (étudiante Master 2 Eau et Agriculture), Daniel Uny (IRSTEA, soutien Ruiné) Françoise Vernier (IRSTEA, soutien Ruiné et comité de pilotage), Fabrice Vinatier (LISAH - INRA).

Table des matières

1	Introduction contextuelle et objectifs du guide	15
2	Qu'est-ce qu'un fossé infiltrant et en quoi sa gestion peut être un levier d'action pour lutter contre la contamination des masses d'eau ?	21
2.1	Définition et localisation	22
2.2	Fonctions et services écosystémiques rendus par les fossés . .	25
2.3	Caractéristiques des fossés influençant processus et fonctions dans les fossés.	28
2.4	L'entretien des fossés : un levier d'action pour moduler les fonctions et services assurés par les fossés.	30
2.4.1	Quelles sont les pratiques d'entretien réalisées dans les fossés ?	30
2.4.2	Impact des pratiques d'entretien des fossés sur les caractéristiques des fossés	30
2.4.3	Impact des pratiques d'entretien des fossés sur les fonctions et services rendus par les fossés	32
3	Diagnostic initial du réseau : Caractérisation et classification des fossés à partir de critères facilement observables.	35
3.1	Types de fossés	35
3.2	Cartographie et évolution des types de fossés	41
3.2.1	Cartographie des types de fossés	41
3.2.2	Évolution des types de fossés	41
4	Comportement des différents types de fossés vis-à-vis de la contamination des masses d'eau par les pesticides.	45
4.1	Objectifs des expériences numériques	46
4.2	Quels sont les facteurs majeurs expliquant la rétention dans un fossé ?	47
4.2.1	Caractéristiques des scénarios à l'échelle du bief	48
4.2.2	Gamme d'atténuation de surface et de risque souterrain	50
4.2.3	Identification des facteurs sensibles	57

4.2.4	Identification des types vertueux et défavorables et Recommandations sur les pratiques d'entretien	58
4.3	Les pratiques d'entretien doivent elles être raisonnées à l'échelle du réseau ?	64
5	Conclusion.	73
A	Propriétés des molécules	79
B	Temps-homme estimés pour le relevé de propriétés de fossés	81
C	Description du modèle de transport des pesticides dans les fossés mis en oeuvre	83
C.1	présentation générale	83
C.2	Principes de l'algorithme et formulation mathématique	84
C.2.1	Transfert d'eau	84
C.2.2	Transfert de pesticides	85
C.3	Les couplages spatio-temporels	87
D	Calcul et sélection des modalités de fossés prises en compte dans les plans d'expérience	89
D.1	Facteurs et distributions	89
D.1.1	Plan d'expérience (étape 1) à l'échelle du bief	89
D.1.2	Plan d'expérience (étape 2) à l'échelle du bief	90
D.1.3	Plan d'expérience (étape 3) à l'échelle du bief	92
D.2	Combinaison des paramètres	92
E	Compléments d'analyse de l'impact des fossés sur la contamination des masses d'eau- échelle bief	93
E.1	Hydrophile	93
E.2	Hydrophobe	97
E.3	Fortement Hydrophobe	101
F	Compléments d'analyse de l'impact des fossés sur la contamination des masses d'eau - échelle réseau	105

Liste des tableaux

2.1	Classification des effets majeurs induits par les principaux processus se produisant dans les fossés sur les services écosystémiques (adapté de Dollinger et al. (2015a)).	27
2.2	Principales caractéristiques des fossés influençant les processus se produisant dans les fossés (adapté de Dollinger et al. (2015a)).	29
2.3	Principales caractéristiques des fossés modifiées par les opérations d'entretien courantes.	31
2.4	Effet des pratiques d'entretien sur les processus se déroulant dans les fossés.	33
3.1	Évolution des types de fossés suite à une opération d'entretien	42
4.1	Gamme d'atténuation de surface, de risque souterrain et de stockage, selon le type de pesticides, exprimée en pourcentage de la masse entrante (en contamination et en contamination-remobilisation) ou initialement présente (en remobilisation). Les valeurs min., max. et med. renvoient respectivement à la valeur minimale, maximale et médiane calculées sur l'ensemble des scénarios.	51
4.2	Hiérarchie des facteurs sensibles. Les couleurs renvoient à 4 classes d'indices de sensibilité du facteur, avec du rouge le plus clair vers le plus foncé, les classes peu sensibles vers les plus sensibles (indice du plus faible vers le plus fort) :]0-0.2],]0.2-0.4],]0.4-0.6],]0.6-0.8]. Les cases blanches correspondent aux facteurs non sensibles.	59
A.1	Classement des quelques molécules en fonction de leurs propriétés chimiques.	80
B.1	Temps-Homme en heures nécessaire aux relevés de fossés par unité de surface (1 km ²)	82

D.1	Modalités des facteurs variables du plan d'expérience - modèle bief	91
E.1	Hydrophile : médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale	96
E.2	Hydrophobe - médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale	100
E.3	SupHydrophobe : médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale	104
F.1	Part de la variance de la valeur de l'atténuation de surface (notée att.surf) expliquée pour trois modèles	106

Table des figures

2.1	Les fossés, une infrastructure paysagère aux nombreux services écosystémiques, modulables par les pratiques d'entretien. . .	22
2.2	Deux toposéquences-type propices à l'existence de fossés infiltrants. Les fossés sont représentés par la ligne bleue continue. Les points-tillés bleus (toposéquence b) représentent un système de drainage enterré. Les flèches indiquent le sens des écoulements. Les zones colorées en bleu clair matérialisent les zones saturées pouvant correspondre à des nappes temporaires perchées ou des nappes permanentes plus profondes. Le caractère infiltrant des fossés varie le long du réseau. Un même bief peut alternativement passer de l'état "infiltrant" à l'état "drainant". Il ne peut y avoir infiltration que lorsque le fossé est en eau.	24
3.1	Typologie globale hydrophile	38
3.2	Typologie globale hydrophobe	39
3.3	Typologie globale fortement hydrophobe	40
3.4	Exemple de transformation d'un type suite à entretien du fossé, selon la typologie fortement hydrophobe	43
4.1	Illustration du modèle mis en oeuvre	47
4.2	Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule hydrophile (ex. Glyphosate) pour les situations en contamination initiale ("Contamination") , contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.	54

4.3	Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule hydrophobe (ex. Diuron) pour les situations en contamination initiale ("Contamination") , contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.	55
4.4	Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule fortement hydrophobe (ex. Chlorpyrifos) pour les situations en contamination initiale ("Contamination") , contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.	56
4.5	Répartition des pesticides (Hydrophile,Hydrophobe et Fortement Hydrophobe) sorbés dans les différents matériaux du fossé ; haut, en contamination, milieu, en remobilisation, bas, en contamination-remobilisation	63
4.6	Effet median des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d'une contamination par le Glyphosate (a), en remobilisation (b) et dans le cas d'une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux. . . .	67
4.7	Effet median des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d'une contamination par le Diuron (a), en remobilisation (b) et dans le cas d'une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux. . . .	68
4.8	Effet median des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d'une contamination par le Chlorpyrifos (a), en remobilisation (b) et dans le cas d'une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux. . . .	69
4.9	Plan d'expériences à l'échelle du réseau - Exemple du bassin du Ruiné amont (Surface d'environ 1 km^2) et de types "fortement hydrophobes". Les couleurs et numéros des points correspondent aux différents types dans la typologie fortement hydrophobe.	70
4.10	Effet de la répartition des types de fossés sur le réseau	71

E.1	Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule fortement hydrophile en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.	94
E.2	Hierarchie des types hydrophiles des plus (rang 1) au moins (rang 13) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)	95
E.3	Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule hydrophobe en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.	98
E.4	Hierarchie des types hydrophobes des plus (rang 1) au moins (rang 16) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)	99
E.5	Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule fortement hydrophobe en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.	102
E.6	Hierarchie des types fortement hydrophobes des plus (rang 1) au moins (rang 17) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)	103

F.1	Analyse de l'atténuation de surface en fonction : haut, du pourcentage de pesticides interceptés par les fossés de type vertueux par rapport à la masse totale de pesticides interceptée par le réseau ; milieu, de la longueur cumulée des fossés de types vertueux exprimée en pourcentage par rapport à la longueur totale du réseau ; bas, de l'indicateur de distribution du type vertueux dans le réseau ; pour les trois bassins versants : gauche- Morcille, centre- Roujan, droite- Ruiné	107
-----	--	-----

Résumé

La gestion des structures et infrastructures paysagères (haies, terrasses, fossés, zones humides..) et plus généralement des mosaïques paysagères constitue un levier d'action pour protéger durablement les ressources en eau. Ce guide méthodologique s'intéresse spécifiquement au cas des fossés infiltrants, analyse leur potentiel pour réduire la contamination des masses d'eau par les pesticides et propose des pistes pour améliorer leur gestion.

Pourquoi s'intéresser aux fossés ? Les fossés captent des eaux fortement contaminées provenant de parcelles agricoles et les transfèrent très rapidement vers les milieux récepteurs du fait de leur position de tête de réseau hydrographique. Par ailleurs, les fossés peuvent aussi être fortement infiltrants et représenter une voie de contamination privilégiée des eaux souterraines. Les fossés sont cependant souvent considérés comme des zones tampons du fait de la forte capacité de sorption des matériaux les constituant.

Quels sont les objectifs de ce guide méthodologique ? Ce guide s'intéresse donc aux fossés infiltrants et à leur gestion pour limiter la contamination des masses d'eau de surface et souterraine par les pesticides. L'objectif de ce guide est de proposer aux gestionnaires une grille d'analyse pour :

- ***Caractériser les capacités tampon des fossés*** voire des réseaux de fossés à partir de caractères facilement observables. A cet effet le guide propose en premier une typologie des fossés qui permet de les classer selon trois propriétés influençant le transport de pesticides dans les réseaux, à savoir, i) la capacité de transfert d'eau, ii) la capacité d'infiltration d'eau vers les nappes, iii) la capacité de sorption des pesticides sur l'ensemble des matériaux d'un fossé (sol, végétation, ...). Les produits phytosanitaires ayant des propriétés de sorption très différentes selon leurs propriétés chimiques notamment, la typologie a été déclinée par grand type selon leur affinité envers l'eau, c'est-à-dire, pour des molécules hydrophiles (ex. glyphosate), hydrophobes (ex. diuron) et fortement hydrophobes (ex. chlorpyrifos). Puis, en se basant sur 3 indicateurs, i) l'atténuation vis-à-vis des masses d'eau de surface, ii) le risque

de contamination du souterrain et iii) le stockage et sa répartition dans les différents matériaux sorbants du fossé, le guide présente et commente pour chaque type de fossé les gammes de valeurs des indicateurs ainsi que leurs valeurs médianes.

- ***Identifier des solutions pour améliorer ce rôle tampon via les pratiques d'entretien d'un fossé*** et la répartition amont-aval des types de fossés dans un réseau. L'amélioration est jugée vis-à-vis des indicateurs cités précédemment. Des recommandations sont formulées pour privilégier des pratiques selon l'objectif recherché et selon la période de l'année.

Sur quoi se base le guide ? Ce guide a été réalisé par l'INRA dans le cadre d'une convention d'étude Recherche et Développement INRA-ONEMA intitulée : "Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides". Il résulte de la combinaison d'une large gamme de démarches, outils et concepts scientifiques, dont les principaux sont :

- ***Un millier d'observations de fossés*** (relevés de leurs caractéristiques), situés sur 3 bassins versants représentatifs de contextes pédo-climatiques différents (Roujan (34), Ruiné (16) et La Morcille (69)) et pour différentes périodes de l'année. Ces observations ont été mobilisées pour établir les typologies des fossés infiltrants.
- ***Des expérimentations*** pour mesurer ou estimer 3 paramètres majeurs influençant le transfert de pesticides : i) des mesures in-situ pour estimer l'infiltrabilité, ii) des expérimentations en canal pour établir un lien entre des caractéristiques observables de végétation présente dans un fossé et la gêne à l'écoulement (caractérisée par une rugosité macroscopique), iii) des expérimentations au laboratoire pour déterminer les propriétés de sorption de deux molécules modèles (diuron et glyphosate) sur une gamme de substrats composant les fonds des fossés.
- ***Une analyse de la variabilité de rétention des pesticides dans un fossé par simulation*** numérique de 18000 scénarios différant selon les caractéristiques physiques des fossés, le contexte hydrologique ou polluant, la nature de matière active (hydrophile, hydrophobe et fortement hydrophobe).
- ***Une exploration de l'influence de la distribution spatiale des types de fossés*** dans un réseau sur la rétention d'une molécule fortement hydrophobe par simulations numériques de 38 scénarios pour chacun des 3 bassins versants modèles.

Quels sont les principaux résultats ? Ils peuvent être déclinés aux 2 échelles d'intérêt :

- à l'échelle du bief, le brûlis est la pratique permettant de limiter

au mieux la contamination des masses d'eau par les molécules hydrophobes et hydrophiles, sous réserve que les cendres ne soient pas emportées dans les eaux de surface au cours des crues. L'effet du brûlis sur la rétention des molécules fortement hydrophobes n'a pas été évalué. Cependant, les pratiques créant de la litière (Fauche voire, sous réserve, Désherbage chimique¹) améliore aussi le rôle tampon des fossés pour les molécules fortement hydrophobes et dans une moindre mesure, celle pour les molécules hydrophobes. En conséquence, dans un objectif de maximisation de la rétention des pesticides dans les fossés, le curage devrait être évité ou réalisé en dehors des périodes les plus à risques (crues fortes et périodes d'épandage).

- à l'échelle du réseau, raisonner l'entretien des biefs en considérant leur position dans le réseau peut conduire à améliorer le rôle tampon des fossés. Il convient de veiller à maintenir i) au moins 50% des biefs avec un type vertueux vis-à-vis de l'atténuation de surface à l'aval du bassin et ii) des biefs avec un type vertueux vis-à-vis du risque souterrain au niveau des parcelles les plus ruisselantes. Ceci a été uniquement évalué pour des molécules fortement hydrophobes et présentant un comportement similaire en adsorption et en désorption, ne dépendant pas la concentration. Ces résultats méritent d'être complétés pour des molécules hydrophiles, hydrophobes et des molécules dont l'adsorption et la désorption dépendent de la concentration.

1. l'apport supplémentaire de matière active n'a pas été considéré dans cette étude.

Chapitre 1

Introduction contextuelle et objectifs du guide

Le constat désormais récurrent de la contamination des eaux superficielles et souterraines, notamment par les pesticides (Commissariat Général au Développement Durable, 2011) a conduit à de nouvelles réglementations pour reconquérir la qualité des eaux (Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 (directive 2000/60) , Grenelle de l'Environnement – protection des aires d'alimentation de captage, 2007). Leur mise en œuvre suppose notamment de concevoir des modes de gestion agricole et paysagère limitant les impacts sur la qualité des eaux. La gestion des structures et infrastructures paysagères (haies, terrasses, fossés, zones humides...) et plus généralement des mosaïques paysagères est considérée en agro-écologie comme un levier d'actions pour protéger durablement les ressources en eau. Ce guide méthodologique s'intéresse spécifiquement au cas des fossés infiltrants, comme infrastructure paysagère, analyse leur potentiel pour réduire la contamination des masses d'eau par les pesticides et propose des pistes pour améliorer leur gestion.

Pourquoi s'intéresser aux fossés ? Les réseaux de fossés ont initialement été creusés par l'homme pour répondre à des usages précis variant selon les régions ou leur localisation dans le paysage : drainage des eaux excédentaires, maîtrise du ruissellement et de l'érosion des sols. Les fossés sont cependant le siège de nombreux processus leur conférant également d'autres fonctions en sus de celles pour lesquelles ils avaient été conçus. Dans certains cas, ils se sont avérés retenir les pesticides contenus dans les eaux qu'ils transportaient. Par extension, ils sont souvent considérés aujourd'hui comme des zones tampon potentielles, contribuant à limiter la contamination des eaux de surface. Il n'est cependant pas évident que les fossés puissent agir comme une zone tampon dans tous les contextes pédo-climatiques, quelques soient le régime hydrologique, la saison ou le mode de gestion des fossés. En

effet, dans de nombreux cas, les fossés captent des eaux fortement contaminées provenant de parcelles agricoles et les transfèrent très rapidement vers les milieux récepteurs du fait de leur position de tête de réseau hydrographique. Par ailleurs, les fossés peuvent aussi être fortement infiltrants et représenter une voie de contamination importante des eaux souterraines.

Constituant les têtes de réseaux hydrographiques, les fossés subissent moins de contraintes réglementaires que les cours d'eau en matière de respect de l'environnement. Ainsi l'ensemble des mesures visant à protéger les cours d'eau dans le cadre du Grenelle ou de la DCE ne concerne pas les fossés. Il n'y a, par exemple, pas d'indications nationales¹ relatives au traitement des fossés par des produits phytosanitaires. Lit et berges des fossés sont souvent entretenus par les agriculteurs ou les collectivités locales pour maintenir les fonctions primaires des fossés. Les pratiques fréquentes d'entretien sont ainsi le curage, la fauche, le désherbage chimique ou le brûlis afin de maximiser la capacité d'écoulement et d'évacuation des eaux des fossés. Mais certaines de ces pratiques ont été identifiées comme défavorables à des enjeux environnementaux, notamment la biodiversité. Aussi un raisonnement du type et de l'occurrence (période, fréquence) de l'entretien des fossés de bord de route s'instaure progressivement dans le cadre de la démarche " La Trame verte et bleue ", mise en œuvre suite au Grenelle de l'environnement pour assurer un réseau d'échanges continu pour les espèces animales et végétales. Il apparaît également probable que certaines pratiques puissent favoriser ou au contraire défavoriser la rétention des pesticides par les fossés. La très forte présence des fossés sur l'ensemble du territoire national du fait de leur nécessité pour évacuer les excédents d'eau pluviale des routes et des parcelles agricoles font des fossés une infrastructure paysagère majeure sur laquelle on peut agir pour essayer de limiter la contamination des masses d'eau par les pesticides. Le fonctionnement des fossés infiltrants est moins bien connu que celui des fossés drainants qui contribuent à l'évacuation des excès d'eau dans les nappes et les sols saturés. Ils sont pourtant susceptibles de participer à la fois à la contamination des masses d'eau de surface et des masses d'eau souterraines. Ainsi, la rétention des pesticides dans les fossés infiltrants peut contribuer à limiter la contamination des eaux de surface, mais peut aussi contribuer à aggraver la contamination des eaux souterraines par infiltration des matières actives, éventuellement précédemment stockées dans les fossés.

1. En revanche, dans le cadre de la loi sur l'eau, certains départements ont pris des arrêtés dit "Fossés" comprenant des mesures de restriction d'application de produits phytosanitaires à proximité des fossés. Exemple en Seine Maritime
http://dise.seine-maritime.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/arrete_prefectoral_24_01_2012_cle894571.pdf

Quels sont les objectifs de ce guide méthodologique ? Ce guide s'intéresse donc aux fossés infiltrants et à leur gestion pour limiter la contamination des masses d'eau de surface et souterraine par les pesticides. L'objectif de ce guide est de proposer aux gestionnaires un grille d'analyse pour :

- **Caractériser les capacités tampon des fossés** voire des réseaux de fossés à partir de caractères facilement observables. A cet effet le guide propose en premier une typologie des fossés qui permet de les classer selon trois propriétés influençant le transport de pesticides dans les réseaux, à savoir, i) la capacité de transfert d'eau, ii) la capacité d'infiltration d'eau vers les nappes, iii) la capacité de sorption des pesticides sur l'ensemble des matériaux d'un fossé (sol, végétation morte et vivante, cendres). Les produits phytosanitaires ayant des propriétés de sorption très différentes selon leur propriétés chimiques notamment, la typologie a été déclinée par grand type de matière active, c'est-à-dire, pour des molécules hydrophiles (ex. glyphosate), hydrophobes (ex. diuron) et fortement hydrophobes (ex. chlorpyrifos). D'autres exemples de molécules par catégorie sont proposés en annexe A. Puis, en se basant sur 3 indicateurs, i) l'atténuation vis-à-vis des masses d'eau de surface, ii) le risque de contamination du souterrain et iii) le stockage et sa répartition dans les différents matériaux sorbants du fossé, le guide présente et commente pour chaque type de fossé les gammes atteignables des indicateurs ainsi que leurs valeurs médianes.
- **Identifier des pistes pour améliorer ce rôle tampon via les pratiques d'entretien des fossés** et la répartition amont-aval des types de fossés. L'amélioration est jugée vis-à-vis des indicateurs cités précédemment. Des recommandations sont formulées pour privilégier des pratiques selon l'objectif recherché et selon la période de l'année.

Sur quoi se base le guide ? Ce guide a été réalisé par l'INRA dans le cadre d'une convention d'étude Recherche et Développement INRA-ONEMA intitulée : "Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides". Il résulte de la combinaison d'une large gamme de démarches, outils et concepts scientifiques, tous consignés dans le rapport final de l'action (Dages et al., 2016), disponible sur demande. Les principaux éléments mobilisés sont :

- **Un millier d'observations de fossés ou relevés** de leurs caractéristiques, situés sur 3 bassins versants représentatifs de contextes pédo-climatiques différents (Roujan (34), Ruiné (16) et La Morcille (69)) et à différentes périodes de l'année. Ces observations ont été mobilisées pour établir les typologies des fossés infiltrants.
- **Des expérimentations** pour mesurer ou estimer 3 paramètres

majeurs influençant le transfert de pesticides : i) des mesures in-situ pour estimer l'infiltrabilité, ii) des expérimentations en canal contrôlé pour établir un lien entre la végétation présente dans un fossé et la gêne à l'écoulement (caractérisée par une rugosité macroscopique), iii) des expérimentations au laboratoire pour déterminer les propriétés de sorption de deux molécules modèles (diuron et glyphosate) sur une gamme de substrats composant les fonds des fossés.

- **Une analyse de la variabilité de la rétention** des pesticides dans un fossé par simulation numérique de 18000 scénarios différenciant selon les caractéristiques physiques des fossés, le contexte hydrologique ou polluant, la nature de matière active (hydrophile, hydrophobe et fortement hydrophobe).
- **Une exploration de l'influence de la distribution spatiale des types de fossés** dans un réseau sur la rétention d'une molécule fortement hydrophobe par simulation numérique de 38 scénarios pour chacun des 3 bassins versants modèles.

Quelle démarche est proposée dans ce guide ? Une démarche en 4 étapes en proposée.

Etape 1 : Vérifier si la zone d'étude et les enjeux de la zone rentrent dans le domaine d'applicabilité du guide. Le guide s'adresse aux zones comportant des fossés, qui :

- collectent et évacuent le ruissellement de surface généré sur les parcelles agricoles,
- sont situés dans des zones où des pesticides sont épandus,
- sont infiltrants, au moins lors des épisodes de crues contaminantes (càd transportant des pesticides depuis les parcelles vers les fossés),
- sont des fossés pour lesquels un entretien est nécessaire et possible (fossés non revêtus).

Si la zone d'étude ne rassemble pas l'ensemble de ces critères, il est hasardeux d'utiliser les résultats et recommandations de ce guide.

Etape 2 : Réaliser un diagnostic initial du réseau de fossés, en quatre points :

- *Délimiter le réseau de fossés* : tracé et connectivité.
- *Recenser les matériaux des fossés*.
- *Classer les fossés en grandes familles* ou types à partir de certaines variables facilement observables sur les matériaux des fossés, telles que le taux de couverture spatiale par de la végétation vivante, par de la litière, ... Dans l'idéal, cette analyse du réseau doit être conduite pendant les périodes dites critiques, c'est-à-dire au cours desquelles des crues contaminantes sont susceptibles de se produire.

- *Analyser les pratiques d’entretiens actuelles* : recenser les usages en terme de pratiques d’entretien (nature, fréquence), via des enquêtes avec tout ou partie des personnes raisonnant et effectuant les pratiques pour évaluer i) si un bief donné est susceptible de changer fréquemment de type du fait d’un entretien régulier et ii) si, la stratégie d’entretien des biefs peut se raisonner à l’échelle du réseau eu égard à la diversité des acteurs responsables de l’entretien.

Etape 3 : Dresser un diagnostic du risque de contamination.

Le pré-requis de cette étape est d’avoir une connaissance minimale sur i) l’hydrologie de la zone d’étude (notamment les périodes pour lesquelles le risque de crue est important) et sur ii) les pratiques agricoles, et notamment d’épandage des pesticides et leur nature. Ceci permet en effet de définir les périodes critiques, pour lesquelles le risque d’arrivée d’eau contaminée dans les fossés est important. Cette dernière étape peut se faire en 2 temps :

- *Identifier et localiser les biefs les plus et les moins vertueux*², pendant les périodes critiques, sur la base du diagnostic initial.
- *Raisonner le risque à l’échelle du réseau* en analysant la localisation des biefs à risque ou vertueux dans le bassin (parcelles avoisinantes, position amont/aval dans le réseau).

Etape 4 : Formuler des recommandations de gestion en identifiant la ou les bonnes pratiques d’entretien pour passer d’un type à un autre et en conséquence réduire les risques de contamination.

Comment mobiliser le guide pour réaliser un diagnostic et

proposer de nouvelles mesures de gestion ? Le guide peut apporter une aide sur les aspects suivants :

- *Evaluer le caractère infiltrant d’un réseau de fossés* : le lecteur peut se reporter à la section 2.1 du présent guide et notamment à la figure 2.2.
- *Classer les fossés en grandes familles* : à partir des typologies proposées et décrites dans la section 3.1 du présent guide. Selon la nature des molécules épandues et/ou effectivement retrouvées dans les masses d’eau, le diagnostic devra être établi suivant la typologie dite hydrophile (fig. 3.1), hydrophobe (fig. 3.2) ou fortement hydrophobe (fig. 3.3).
- *Identifier les familles ou types de biefs les plus et les moins vertueux*, à partir de l’analyse de la gamme de rétention atteignable par type de bief et selon différents facteurs du milieu, présentée dans la section 4.2. Un type a priori le plus/ le moins vertueux a été identifié par type de molécules et selon

2. Plus un type est vertueux plus il permet de maximiser la rétention.

la nature du risque de contamination majoritaire ou prioritaire (surface/souterrain).

- *Identifier les bonnes pratiques d'entretien* : à partir des tableaux de transition de type présentés dans le chapitre 3 de ce guide méthodologique (tableau 3.1), il est possible d'identifier la ou les pratiques permettant de passer d'un type le moins vertueux vers un type plus vertueux. Une analyse critique de ces tableaux, notamment en fonction des caractéristiques pédo-logiques du site d'intérêt devra cependant être réalisée.
- *Raisonnement du risque à l'échelle du réseau* : à partir de l'analyse des gammes de rétention atteignable pour différentes configurations de réseaux hydrographiques, présentée dans la section 4.3. Cette analyse est partielle car elle ne porte que sur des cas de contaminations par des molécules se stockant et déstockant de la même façon (c'est à dire, pas d'hystérèse entre l'adsorption et la désorption).

Chapitre 2

Qu'est-ce qu'un fossé infiltrant et en quoi sa gestion peut être un levier d'action pour lutter contre la contamination des masses d'eau ?

Les paragraphes qui suivent synthétisent l'état des connaissances sur les fossés infiltrants et explicitent pourquoi ils peuvent être considérés comme un levier d'action pour lutter contre la contamination des masses d'eau. Pour plus de détails, le lecteur est invité à se référer à une synthèse bibliographique en français sur ce sujet ([Dollinger et al., 2014](#)), ainsi qu'aux nombreuses références sur lesquelles elle s'appuie, ou à un article scientifique en anglais ([Dollinger et al., 2015a](#)) qui éclaire comment les pratiques d'entretien des fossés peuvent moduler fonctions et services écosystémiques rendus par les fossés, comme schématisé sur la figure [2.1](#).

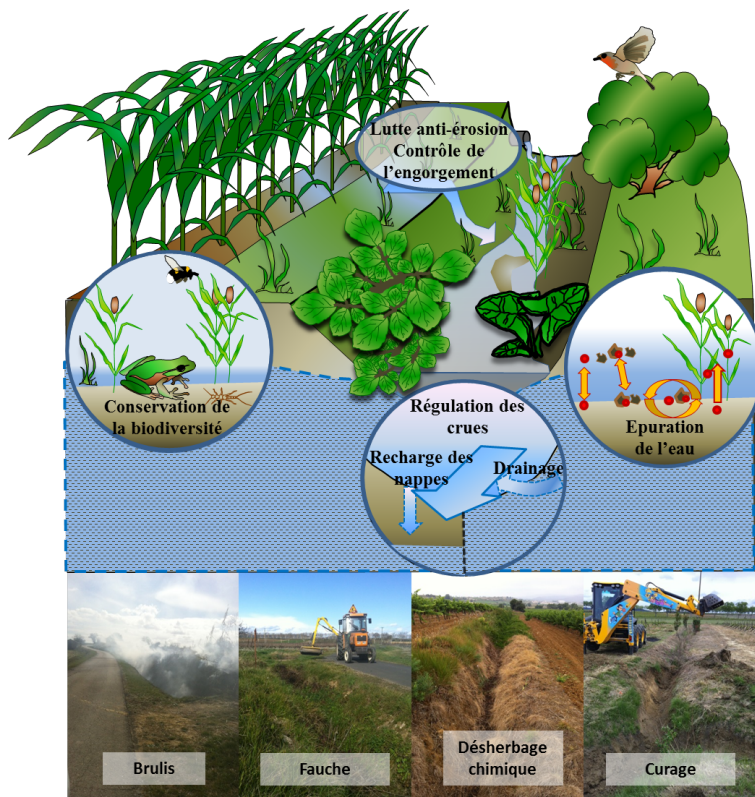


FIGURE 2.1 – Les fossés, une infrastructure paysagère aux nombreux services écosystémiques, modulables par les pratiques d'entretien.

2.1 Définition et localisation

Un fossé peut techniquement être défini comme un élément linéaire artificiel de collecte et d'écoulement des eaux de pluie, des eaux usées, de ruissellement ou de drainage (Dollinger et al., 2014). Il n'a pas de définition législative ou réglementaire en droit français. Un tronçon linéaire de fossé est désigné par le terme "bief", qui sera souvent utilisé dans le reste du texte. Il existe deux grandes catégories de fossés, les fossés agricoles et les fossés de voiries. Ces derniers bordent les routes et sont gérés par les communes ou les départements dans un objectif de maintien de la sécurité routière. Les fossés agricoles peuvent border les parcelles ou se situer à l'intérieur des parcelles. Selon le contexte pédo-climatique, ils sont entretenus par les agriculteurs pour évacuer l'eau des parcelles vers les cours d'eau et ainsi

- limiter l'engorgement des sols des parcelles (assainissement agricole) et
- limiter les pertes en sols des parcelles (lutte anti-érosive)

Un fossé est dit "infiltrant" quand il présente la capacité à transmettre de l'eau vers les niveaux situés en-dessous de son lit. Cette capacité est acquise quand le lit de fond de fossé est perméable et quand le niveau des éventuelles nappes phréatiques se situe en dessous du niveau d'eau libre dans le fossé. Les fossés infiltrants sont le plus souvent temporairement en eau. Dans le cas inverse, lorsque le niveau de nappe est situé au-dessus du niveau d'eau libre dans le fossé, celui-ci est dit "drainant" puisqu'il se produit alors une exfiltration de l'eau de la nappe vers le fossé. Les caractères "infiltrant" et "drainant" des fossés varient en fonction des périodes climatiques, de la situation topographique du fossé et de la nature des matériaux jouxtant le fossé et susceptibles de favoriser la présence de nappes. Ainsi le caractère "drainant" ou "infiltrant" d'un fossé n'est pas permanent. Si par exemple la nappe d'eau à l'aplomb d'un fossé descend lors d'une période de l'année en-dessous du niveau d'eau libre dans le fossé, celui-ci passe d'un état "drainant" à "infiltrant" et inversement. C'est le cas dans de nombreuses situations avec bien évidemment une prédominance de fossés à l'état drainant lors de périodes humides et dans les climats humides où les nappes sont souvent hautes et de fossés à l'état infiltrant lors de périodes sèches et dans les zones climatiques plus sèches où les nappes sont souvent basses. Par ailleurs on peut retrouver des fossés infiltrants et drainants dans des situations très variées. Les deux toposéquences de la figure 2.2, issues de nos observations sur trois bassins versants, situés dans des contextes pédoclimatiques différents (Roujan (34), Morcille (69) et Ruiné (16)), illustrent des situations typiques pour lesquelles les eaux de surface produites sur tout ou partie du bassin puis collectées et transportées par les fossés peuvent s'infiltrer durant leur transport vers les cours d'eau.

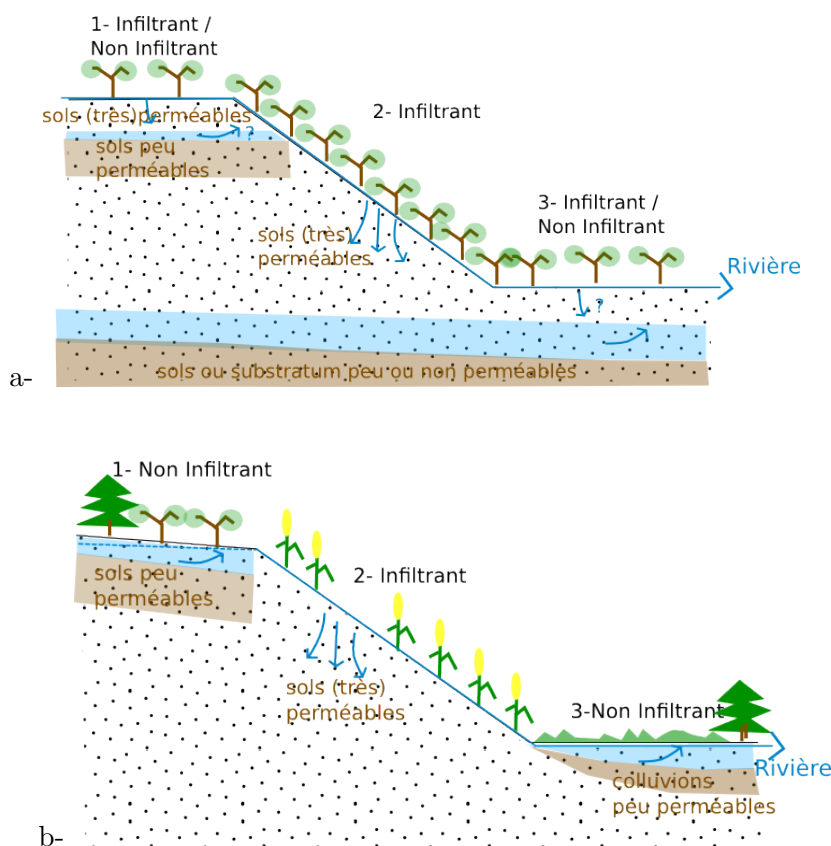


FIGURE 2.2 – Deux toposéquences-type propices à l'existence de fossés infiltrants. Les fossés sont représentés par la ligne bleue continue. Les points-tillés bleus (toposéquence b) représentent un système de drainage enterré. Les flèches indiquent le sens des écoulements. Les zones colorées en bleu clair matérialisent les zones saturées pouvant correspondre à des nappes temporaires perchées ou des nappes permanentes plus profondes. Le caractère infiltrant des fossés varie le long du réseau. Un même bief peut alternativement passer de l'état "infiltrant" à l'état "drainant". Il ne peut y avoir infiltration que lorsque le fossé est en eau.

- Dans la toposéquence (a) située en climat méditerranéen, l'ensemble du réseau est susceptible d'être infiltrant à certaines périodes quelque soit la situation topographique. La présence de substratum géologique imperméable à profondeur modérée tant sur les parties amont et aval du bassin favorise la présence de nappes. Durant les longues périodes de sécheresse du climat méditerranéen, les nappes restent basses, les fossés collectent les eaux de ruissellement générées par les pluies ou orages ponctuels et restent donc infiltrants. A contrario durant les périodes humides hivernales, les nappes remontent vers la surface du sol et le fonctionnement des fossés devient drainant sauf dans les pentes où les nappes sont trop profondes.

- La toposéquence (b) se situe dans un climat océanique humide ou continental qui favorise en principe une présence de nappes permanentes et donc l'occurrence de fossés drainants. On notera cependant là aussi une diversité de situations. En premier, la présence de fossés essentiellement drainants à l'amont, en raison de sols très peu profonds, peu perméables, sujets à l'engorgement, dont les nappes perchées et les eaux de ruissellement sont collectées par un système de drains enterrés et par les fossés qui leur sont connectés. Dans la partie intermédiaire du bassin, l'absence de substratum imperméable ne permettant pas la présence de nappes nappes couplé à des sols perméables favorise le caractère infiltrant des fossés. Enfin, dans la partie aval, les fossés sont exclusivement drainant en raison d'une nappe haute, alimentée de manière permanente par la pluviométrie locale et les réinfiltrations issues de l'amont.

Ces cas montrent bien la variabilité spatiale et temporelle du caractère infiltrant des fossés. On notera que le fonctionnement hydrologique des fossés "infiltrants" est le plus souvent événementiel car dépendant souvent de l'occurrence de crues tandis que celui des fossés "drainants" est quasi-permanent car lié au régime de fluctuation des nappes, souvent très progressif. Des exceptions existent toutefois par exemple dans le cas de fossés infiltrants alimentés à l'amont par des fossés drainants constituant une source régulière d'écoulement. C'est le cas des fossés intermédiaires sur la toposéquence b.

2.2 Fonctions et services écosystémiques rendus par les fossés

Les fossés rendent de nombreux services écosystémiques qui résultent de la combinaison de plusieurs processus hydrologiques, géophysiques, géochimiques et/ou biologiques. Ces services incluent : l'assainissement agricole et routier, la prévention de l'érosion des sols, de la qualité des masses d'eau vis-à-vis de la turbidité, de la contamination par les nutriments (types nitrates, phosphates) ou par les pesticides, la modulation des crues, la recharge des nappes et la conservation de la biodiversité. Le nombre et la nature des services écosystémiques rendus par les fossés varient selon le contexte pédo-climatique, les caractéristiques des fossés et d'autres facteurs de nature anthropique. Notons en outre que ces services peuvent être considérés comme bénéfiques ou au contraire néfastes (notion de dis-service) selon le contexte. La réalisation du service peut se concrétiser à l'échelle d'un ou plusieurs fossés et/ou du réseau.

Le tableau 2.1 synthétise l'ensemble des processus intervenant dans les services écosystémiques pouvant être rendus par les fossés. Les signes + ou - indiquent, lorsque l'évaluation est possible si un processus a tendance à favoriser (+) ou au contraire à défavoriser (-) un service.

Ce tableau peut se lire avec une entrée service comme avec une entrée processus. Par exemple :

- le service de préservation de la qualité de la ressource en eau est directement favorisé par les processus d'adsorption, d'absorption, de dégradation et de sédimentation. Il est indirectement favorisé par le développement et le maintien d'un habitat biologique, écologique (noté fourniture d'habitat dans le tableau 2.1) puisque les habitats peuvent notamment abriter les communautés dégradantes ou favoriser la sédimentation. Enfin le service de préservation est négativement impacté par la collecte du ruissellement de surface et de subsurface, le transport de surface comme par la remobilisation et le transport de matières en suspension sur lesquelles les molécules sont sorbées. Notons cependant que la collecte des eaux de ruissellement de surface et de subsurface peut éventuellement favoriser indirectement le service de préservation à l'échelle du paysage dans la mesure où les capacités de sorption et de dégradation peuvent être meilleures dans les fossés que sur les parcelles. Finalement, l'infiltration permet de limiter la contamination des eaux de surface mais accentue le risque de contamination des eaux souterraines.
- Un transfert des eaux de surface dans le réseau, rapide et conséquent, contribue à bien contrôler l'engorgement des sols et participe à la prévention de l'érosion des sols. A l'inverse, il a un effet négatif sur de nombreux autres services tels que la régulation des crues, la purification de l'eau. La situation est moins tranchée pour la conservation de la biodiversité puisque les forts débits peuvent par exemple détruire des habitats et donc menacer des populations et dans le même temps participer à la dissémination des graines.

Le tableau illustre d'une part que la recherche du maintien ou de l'amélioration d'un service nécessite de prendre en compte l'ensemble des processus, en interaction, concourant à ce service, en analysant les éventuels rôles antagonistes et d'autre part qu'il est important de considérer un bouquet de services plutôt qu'un seul service.

Processus	Services paysagers							Conservation de la biodiversité
	Contrôle de l'engorgement des sols	Prévention de l'érosion des sols	Régulation des crues	Recharge des nappes	Purification de l'eau			
					turbidité	pesticides	nutriments	
Hydrologie	Collecte ruissellement et des eaux des sols	+	+	-	+	-/(+)	-/(+)	+/-
	Infiltration	+	+	-	-	-/(+)	-/(+)	+/-
			+	+	+	+/-	+/-	+/-
	Transfert de surface	+	+	-	-	-	-	+/-
Erosion	Sédimentation				+	+	+	+/-
	Transport et remobilisation				-	-	-	-
Pesticides	Sorption					+	+	+
	Dégradation					+	+	(+/-)
	Absorption					+	+	-
Nutriments	Sorption						+	+/-
	Transformation						+	+/-
	Absorption						+	+/-
Biodiversité	Fourniture habitat					(+)	(+)	+
	Refuge							+
	Connexion des populations							+

Les services écosystémiques résultent de la combinaison de plusieurs processus pouvant avoir un effet positif comme négatif sur le service. Dans ce tableau, l'accent a été mis sur les effets directs; les effets indirects sont indiqués entre parenthèses. Les signes + et - marquent respectivement les effets positifs et négatifs d'un processus sur un service. Les cases vides indiquent qu'il n'y a pas de relations entre le processus et le service. Notez que certains processus peuvent avoir à la fois un effet positif et négatif selon le service considéré. La maximisation d'un processus peut donc conjointement conduire à l'amélioration d'un service et à la dégradation d'un autre.

TABLE 2.1 – Classification des effets majeurs induits par les principaux processus se produisant dans les fossés sur les services écosystémiques (adapté de [Dollinger et al. \(2015a\)](#)).

2.3 Caractéristiques des fossés influençant processus et fonctions dans les fossés.

Tous les processus recensés dans le tableau 2.1 sont individuellement influencés par certaines caractéristiques des fossés. Le tableau 2.2 synthétise ces caractéristiques en indiquant quel(s) processus elles sont susceptibles de moduler. **Les caractéristiques des fossés influantes incluent :**

- **la couverture végétale,**
 - **la morphologie du fossé** (géométrie de la section mouillée, longueur, pente),
 - **son orientation et sa position dans le versant, ses connexions** au reste du réseau (buses, seuils, ...),
 - **la texture et la structure du sol** formant son lit,
 - **la présence de sédiments ou de litière** et leurs propriétés,
 - **la présence et la nature des micro-organismes dans le sol ou de biofilms**
 - **la structure et topologie du réseau.**

Par exemple, la texture et structure du sol vont à la fois jouer sur les propriétés d'infiltration des sols et sur leur capacité d'adsorption. Certaines caractéristiques sont fixes ou varient lentement dans le temps telles que l'orientation, la connexion et la morphologie ; d'autres peuvent varier rapidement dans le temps sous l'effet du climat ou de pratiques d'entretien (ex. couverture végétale). On peut noter que la plupart des caractéristiques est susceptible de moduler un petit nombre de processus tandis que la couverture végétale des fossés joue directement sur la majorité des processus.

Caractéristiques des fossés								
Processus	couverture végétale	morphologie du bief	orientation & localisation	texture & structure du sol	propriétés des sédiments	propriétés de la litière	biote & biofilms	topologie du réseau & connexions des biefs
Hydrologie	Collecte et ruissellement	*	*					*
	et eaux des sols	*	*	*	*			
	Infiltration	*		*	*	*		
	Transfert de surface	*			*			*
Erosion	Sédimentation	*						
	Remobilisation							
Pesticides	Sorption	*		*	*		*	
	Dégradation	*						
	Absorption	*						
Nutriments	Sorption	*			*			
	Transformation	*					*	
	Fourniture habitat	*				*		
Biodiversité	Refuge	*				*		
	Connexion des populations	*						*

Les caractéristiques des fossés influencent la majorité des processus géochimiques, hydrologiques et biotiques dans les paysages agricoles.

* : Influence d'une propriété donnée sur un processus donné. Les cases sont vides indiquent qu'il n'y a pas de relation entre le processus et la propriété. On remarque que la végétation influence le plus de processus.

TABLE 2.2 – Principales caractéristiques des fossés influençant les processus se produisant dans les fossés (adapté de [Dollinger et al. \(2015a\)](#)).

2.4 L'entretien des fossés : un levier d'action pour moduler les fonctions et services assurés par les fossés.

L'entretien des fossés permet de contrôler ou modifier les caractéristiques intrinsèques des fossés telles que la couverture végétale et les matériaux de fonds de fossé (sol, sédiments, litière). L'entretien des fossés peut, de fait, permettre de moduler les processus se produisant dans les fossés et en conséquence les fonctions et services joués par les fossés.

2.4.1 Quelles sont les pratiques d'entretien réalisées dans les fossés ?

L'entretien des fossés était jusqu'à récemment raisonné pour maintenir les services à l'origine de leur implantation, à savoir, l'assainissement agricole ou routier et la prévention de l'érosion des sols. En conséquence, les techniques d'entretien visaient à maintenir les capacités d'écoulement et à réduire l'encombrement des fossés, en éliminant la partie aérienne de la couverture végétale tout comme la litière et les sédiments s'accumulant dans les fossés. Les pratiques courantes d'entretien des fossés sont donc le curage, la fauche, le désherbage chimique et le brûlis (voir figure 2.1). Les règles de gestion des fossés (choix de la pratique d'entretien, modalité, succession et fréquence des opérations) sont mal connues. Selon le contexte pédoclimatique, le curage des fossés peut être réalisé plusieurs fois par an ou très rarement (tous les 50 ans). Les opérations de réduction de la végétation (fauche, désherbage chimique ou brûlis) sont réalisées plus fréquemment.

2.4.2 Impact des pratiques d'entretien des fossés sur les caractéristiques des fossés

Le tableau 2.3 synthétise l'effet immédiat des pratiques d'entretien sur les caractéristiques influantes des fossés. Le tableau se lit par exemple de la façon suivante : la fauche élimine la partie aérienne de la végétation, mais peut contribuer à fortement augmenter l'épaisseur de la litière si les résidus de fauche ne sont pas ramassés. La fauche ne modifie pas directement le sol, mais dans la mesure où le système racinaire reste en place et que la plante peut se redévelopper rapidement, la fauche peut contribuer à améliorer la structure du sol. La fauche n'a a priori pas d'effet sur les autres caractéristiques.

Caractéristiques des fossés						
Couverture végétale	Morphologie du bief	Orientation & position	Sol : texture & structure	Sédiments	Litière	Micro-organismes
Topologie du réseau et connexion						
Curage	---	--	0	---	---	---
Fauche	-	0	0	(+)	0	+++
Dés herbage chimique	--	0	0	0	(-)	+
Brûlis	--	0	0	0	(-)	-

Les signes - indiquent une élimination ou une dégradation des propriétés. Les signes + indiquent une augmentation ou une amélioration des propriétés. Les éléments entre parenthèses indiquent les effets indirects.

TABLE 2.3 – Principales caractéristiques des fossés modifiées par les opérations d’entretien courantes.

2.4.3 Impact des pratiques d'entretien des fossés sur les fonctions et services rendus par les fossés

La modification des caractéristiques des fossés suite à un entretien est susceptible d'influencer le comportement hydrologique des fossés, le transport et le devenir des sédiments, nutriments et pesticides ainsi que le fonctionnement de l'écosystème fossé. L'effet des pratiques sur les différents processus se produisant dans les fossés est synthétisé dans le tableau 2.4. La qualification des effets ainsi que leur intensité est le plus souvent issue de réflexions et de l'observation de cas d'étude, mais il n'existe pas suffisamment de littérature pour conclure fermement sur l'ensemble de ces effets de façon générique.

Un exemple de lecture et d'interprétation du tableau est proposé ci-dessous, avec l'effet des pratiques sur le transfert et le devenir des pesticides dans les fossés, qui est probablement l'effet le plus complexe du fait de l'occurrence de nombreux processus, à des échelles de temps différentes. La meilleure rétention des pesticides dans les fossés végétalisés a été démontrée sur quelques cas d'étude. Cependant l'ensemble des mécanismes en jeu et leur hiérarchie reste à ce jour incertain. La réduction du temps de rétention hydraulique induite par l'ensemble des pratiques d'entretien engendre de fait une diminution du temps durant lequel les pesticides peuvent être soustraits du flux de surface par adsorption, absorption, infiltration, dégradation ou sédimentation. Le curage est probablement l'entretien limitant le plus la rétention des pesticides car c'est cette pratique qui restaure le mieux les propriétés hydrauliques des fossés, mais aussi parce qu'elle élimine la couche de litière et de sédiment et, se faisant, évacue également des fossés les micro-organismes susceptibles de dégrader les pesticides. Par contre, du fait de l'élimination de cette couche stockant potentiellement des pesticides, les risques de reprise par remobilisation sont réduits. L'effet de la fauche en laissant les résidus de fauche dans les fossés est à ce jour mal connu. Cette pratique doit permettre d'augmenter l'épaisseur de la litière et en conséquence fournir de nouveaux sites de sorption pour de nombreux pesticides. L'effet du brûlis est également mal connu. D'un côté, il pourrait libérer les pesticides stockés dans les plantes. D'un autre côté, les résidus brûlés sont des sites de sorption long terme privilégiés, mais limitant la dégradation.

Nous avons cherché à évaluer l'effet des pratiques d'entretien sur les services écosystémiques rendus par les fossés, mais il n'existe pas de littérature analysant ou établissant cet effet. En outre, les différents processus modulés par les pratiques d'entretien étant susceptibles d'avoir un effet antagoniste sur chaque service écosystémique, il n'est pas possible d'estimer a priori l'impact global d'une pratique sur un service. Il ressort néanmoins du tableau 2.4 que le désherbage chimique présente a priori les effets les plus négatifs alors que c'est la fauche qui a a priori le moins d'impact négatif sur l'ensemble des processus intervenant dans les services écosystémiques que peuvent rendre les fossés.

		Opération d'entretien			
	Processus	Curage	Fauche	Désherbage chimique	Brûlis
Hydrologie	Collecte ruissellement	+	+	+	+
	et des eaux des sols	++	0	0	-
	Infiltration	++/-	-	-	-
	Transfert de surface	+++	++	++	++
Erosion	Sédimentation	-	-	-	-
	Transport et remobilisation	++/-	-	-	-
Pesticides	Sorption	-	+/-	-	++/-
	Dégradation	--	-	-	-
	Absorption	--	-	--	-
Nutriments	Sorption	-	0	0	0
	Transformation	--	0	-	-
	Absorption	--	-	--	-
Biodiversité	Fourniture habitat	--	-	--	-
	Refuge	--	-	--	-
	Connexion des populations	-	+/-	-	-

Les 4 pratiques d'entretien de base, curage, fauche, désherbage chimique et brûlis impactent la plupart des processus, de façon positive comme négative. +: effet positif de la pratique d'entretien sur le processus; -: effet négatif; 0: pas d'effet.

TABLE 2.4 – Effet des pratiques d'entretien sur les processus se déroulant dans les fossés.

Chapitre 3

Diagnostic initial du réseau : Caractérisation et classification des fossés à partir de critères facilement observables.

Ce chapitre présente une classification des fossés par types (typologies) se focalisant sur l'état de la surface de ces derniers. Ce chapitre synthétise succinctement les différents éléments ayant conduit à la construction de ces typologies.

3.1 Types de fossés

Sur la base d'environ 1000 observations de descripteurs simples et semi-quantitatifs de l'état des fossés en surface, réalisées sur les sites supports, des typologies des fossés ont été construites. Ces typologies ont pour objectif de résumer la variabilité observée en un nombre limité de situations (nombre de "types" de fossés) et ont pour vocation à être facilement applicables sur le terrain.

Les typologies ont été construites afin d'identifier des biefs selon leur comportement vis-à-vis de la contamination des eaux par les pesticides estimé à partir de leur capacité à transférer et infiltrer l'eau et leur capacité de sorption. Comme les processus diffèrent fortement suivant la nature de la matière active et notamment son affinité envers l'eau, 3 typologies sont ainsi proposées, respectivement adaptées aux molécules hydrophiles, hydrophobes et fortement hydrophobes. L'ensemble de la démarche est détaillée dans [Bailly et al. \(2015\)](#).

L'ensemble des types sont distingués suivant 6 descripteurs semi-quantitatifs et facilement observables sur le terrain, à savoir :

- le taux de couverture spatial du fond de fossé par la végétation (dénommé *couverture végétale* dans les figures) ;
- le taux de couverture spatial du fond de fossé par la litière (dénommé *couverture litière* dans les figures) ;
- le taux de couverture spatial du fond de fossé par des éléments grossiers (dénommé *éléments grossiers* dans les figures) ;
- la présence dominante de feuilles dans la litière (dénommé *litière = feuilles sèches* dans les figures) ;
- la présence dominante de matière organique transformée dans la litière (dénommé *avec matière organique* dans les figures) ;
- la présence dominante de cendres.

Le type d'un fossé contrôle en conséquence :

- les masses des différents substrats susceptibles de participer à la sorption au travers des taux de couverture,
- la vitesse de transfert de l'eau et la hauteur d'eau dans le bief en fonction du débit, au travers du coefficient de rugosité qui dépend du taux de couverture et de la hauteur de la végétation,
- l'infiltrabilité des sols, au travers d'un coefficient de correction de la conductivité à saturation qui traduit l'augmentation de la conductivité d'un sol s'il est végétalisé ou sa diminution s'il risque d'être croûté (sol nu).

L'analyse de la variabilité des 6 descripteurs conduit à l'identification d'un nombre important de types, avec :

- une typologie "hydrophile" (comportement "Glyphosate") à 13 types, illustrée Fig. 3.1
- une typologie "hydrophobe" (comportement "Diuron") à 16 types, illustrée Fig. 3.2
- une typologie "fortement hydrophobe" (comportement "Chlorpyrifos") à 17 types, illustrée Fig. 3.3.

Définis de manière hiérarchique, tous peuvent ainsi être regroupés en 3 grandes familles selon leur végétalisation :

- bief non végétalisé, pour les biefs avec une couverture végétale $< 5\%$
- bief peu à moyennement végétalisé, pour les biefs avec une couverture végétale entre 5 et 50%
- bief très végétalisé, pour les biefs avec une couverture végétale $> 50\%$.

La démarche statistique mise en oeuvre repose fortement sur l'échantillon observé et secondairement sur les contrastes de propriétés de transfert de surface, d'infiltration et de sorption. Sur le millier d'observations, les fossés contenant des cendres sont très peu représentés et ne formaient donc pas un groupe statistiquement représentatifs. Il a été possible d'identifier un type

avec cendres dans la typologie hydrophobe car le contraste des propriétés de sorption entre les cendres et les autres matériaux est très important. En revanche, ce contraste existe mais est moins conséquent pour les molécules hydrophiles et fortement hydrophobes, ce qui n'a pas permis d'identifier de type avec cendres dans ces typologies. Pour les typologies hydrophobe et fortement hydrophobe, les types se différencient aussi en fonction de l'abondance de la litière, en raison de la présence de matière organique dans les litières associée à une forte affinité des molécules hydrophobes et fortement hydrophobes avec cette matière organique.

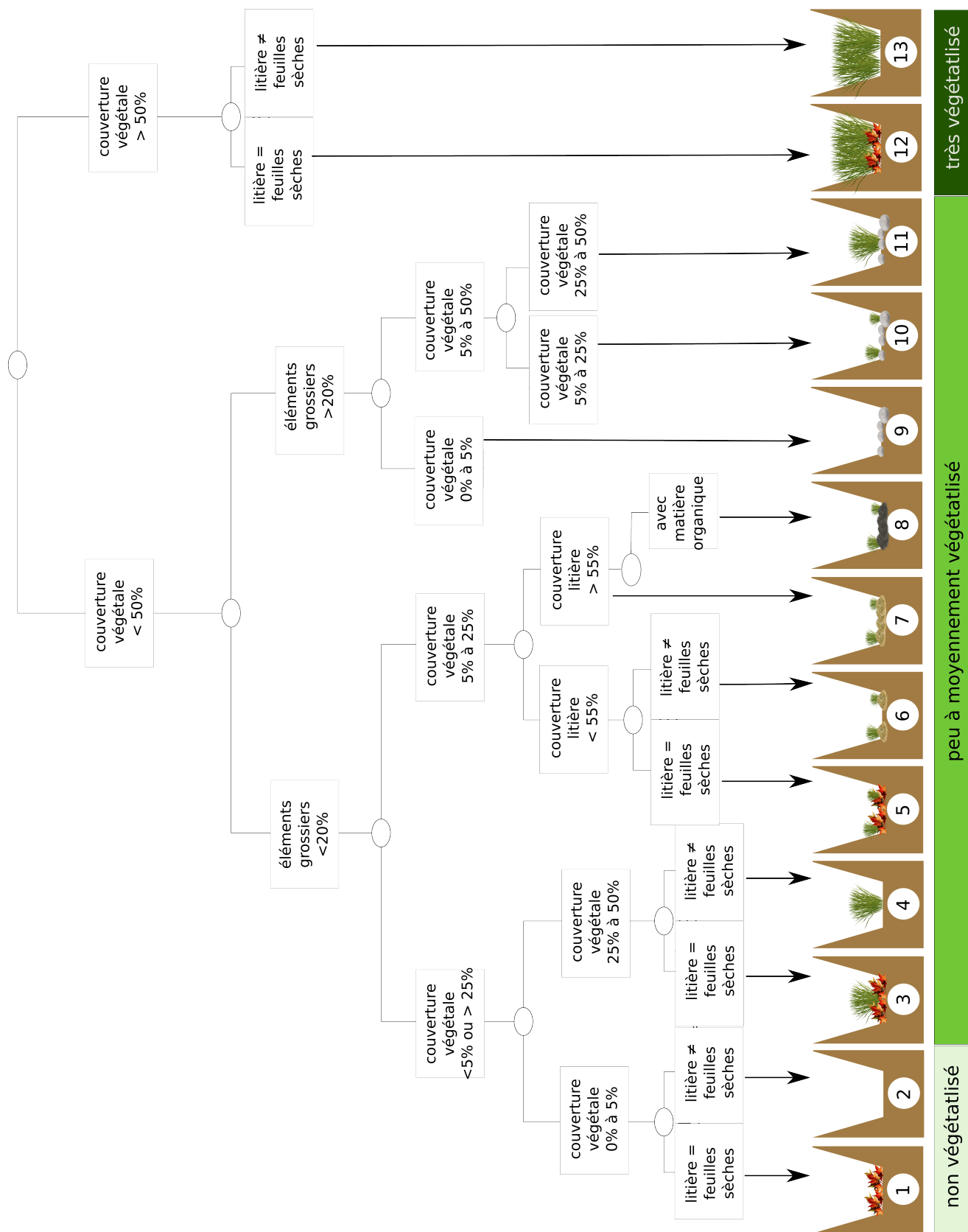


FIGURE 3.1 – Typologie globale hydrophile

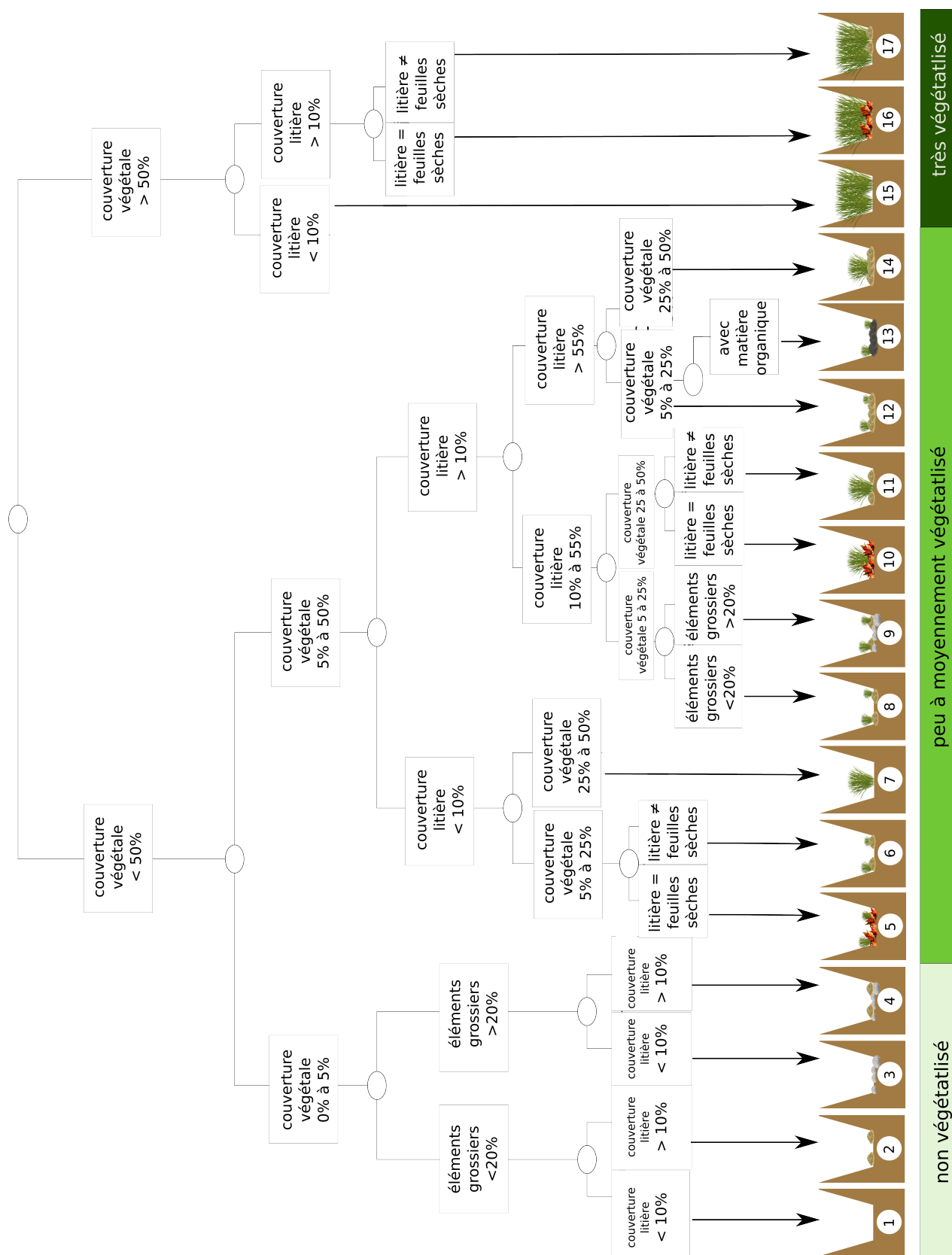


FIGURE 3.3 – Typologie globale fortement hydrophobe

3.2 Cartographie et évolution des types de fossés

3.2.1 Cartographie des types de fossés

Les typologies de fossés proposées permettent une cartographie rapide de terrain. Cela suppose au préalable de disposer d’une carte de situation des fossés dans le bassin considéré. A ce jour, il n’existe pas de méthodes permettant de cartographier les types de fossés en dehors d’un relevé exhaustif sur le terrain.

3.2.2 Évolution des types de fossés

L’évolution des types de fossés peut être lente et correspondre à la croissance végétale ou à de la sénescence sous l’effet du climat ou être abrupte sous l’effet d’un entretien. Du fait de sa très forte dépendance au contexte climatique et des difficultés méthodologiques d’estimation, l’évolution en lien avec le climat n’est pas prise en compte ici. Seul le changement de type en lien avec une des 4 opérations types d’entretien de fossés, non combinées, est ici considérée :

- fauchage (avec produits de fauche laissés sur place)
- curage
- désherbage chimique
- brûlis

Sur la base des observations réalisées et de précédentes études ([Levavasseur et al., 2012](#)) une conceptualisation des changements de types par typologie, suite à une opération d’entretien, est consignée dans les tableaux [3.1](#). Ainsi, le fauchage conduit à réduire la hauteur de la végétation et à augmenter l’abondance de la litière. Le curage élimine la couche de sédiment voire la 1ère couche de sol et tout ce qui se trouvait dessus. Le désherbage chimique élimine tout la végétation vivante en la transformant en végétation morte, ce qui en conséquence augmente l’abondance de la litière. Enfin le brûlis élimine toute la végétation et la litière en les transformant en cendres. Un exemple de transformation d’un type (type 8 de la typologie fortement hydrophobe) suivant les 4 opérations d’entretien est présenté en figure [3.4](#).

	non végétalisé		non à moyennement végétalisé									très végétalisé	
Type initial hydrophile	1 ↓	2 ↓	3 ↓	4 ↓	5 ↓	6 ↓	7 ↓	8 ↓	9 ↓	10 ↓	11 ↓	12 ↓	13 ↓
Fauchage	1	2	4	4	7	7	7	7	9	10	10	5	6
Curage	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Désh. Chimique	1	2	1	2	2	2	2	8	9	9	9	7	7
Brûlis	2	2	2	2	2	2	2	8	9	9	9	12	2

	non végétalisé					peu à moyennement végétalisé									très végétalisé	
Type initial hydrophobe	1 ↓	2 ↓	3 ↓	4 ↓	5 ↓	6 ↓	7 ↓	8 ↓	9 ↓	10 ↓	11 ↓	12 ↓	13 ↓	14 ↓	15 ↓	16 ↓
Fauchage	1	2	3	4	5	7	3	4	7	7	4	3	13	12	14	14
Curage	2	2	2	2	5	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Désh. Chimique	1	2	3	4	5	7	3	4	2	2	4	3	3	3	3	3
Brûlis	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

	non végétalisé				peu à moyennement végétalisé										très végétalisé		
Type initial hydrophobe+	1 ↓	2 ↓	3 ↓	4 ↓	5 ↓	6 ↓	7 ↓	8 ↓	9 ↓	10 ↓	11 ↓	12 ↓	13 ↓	14 ↓	15 ↓	16 ↓	17 ↓
Fauchage	1	2	3	4	2	2	2	12	4	12	12	2	13	12	14	5	14
Curage	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Désh. Chimique	1	2	3	4	2	2	2	2	4	2	4	2	2	2	2	5	9
Brûlis	1	1	3	3	1	1	1	1	3	1	1	1	13	1	1	1	1

TABLE 3.1 – Évolution des types de fossés suite à une opération d'entretien

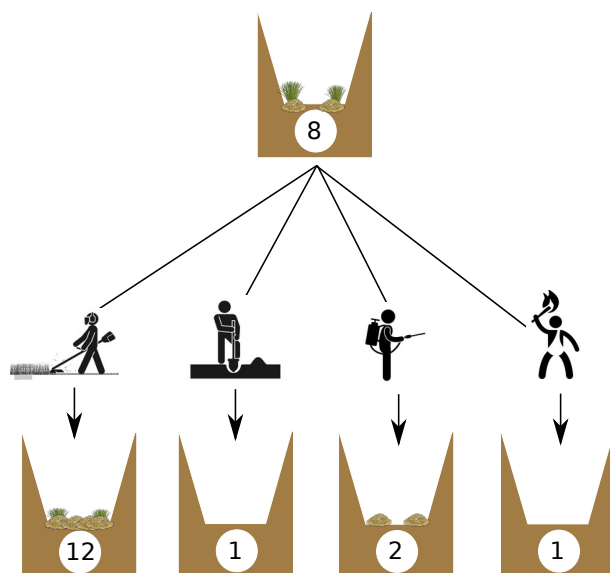


FIGURE 3.4 – Exemple de transformation d'un type suite à entretien du fossé, selon la typologie fortement hydrophobe

Chapitre 4

Comportement des différents types de fossés vis-à-vis de la contamination des masses d'eau par les pesticides.

Ce chapitre présente une analyse de la capacité des différents types de fossés à limiter la contamination des masses d'eau par les pesticides et débouche sur des recommandations en terme de gestion. Cette analyse sera conduite à l'échelle du fossé, ou bief, puis à l'échelle du réseau de fossé, à partir de simulations, ou expérimentations numériques, réalisées avec un outil de modélisation mécaniste permettant de simuler les processus clés intervenant dans le transfert des pesticides sous forme dissoute dans les fossés infiltrants lors d'une crue, tels qu'illustrés par la figure 4.1. Notons cependant que les processus suivants ne sont pas pris en compte, ce qui constitue une limite du modèle : i) le devenir des pesticides infiltrés, ii) les écoulements préférentiels dans le sol, ce qui peut conduire à une sous-estimation du risque de contamination souterraine, iii) la dégradation, mais ceci est acceptable pour les molécules modèles utilisées et pour les durées d'événements considérées (journée). Une description de l'outil est disponible en annexe C. L'outil permet de calculer les 3 indicateurs suivants qui serviront à l'analyse :

1. l'atténuation de la contamination vis-à-vis des masses d'eau de surface, qui correspond à l'abattement, en pourcent, de la masse de pesticides entrante dans les écoulements de surface et/ou présente dans le bief (stock initial dans l'ensemble des matériaux sorbants) ou le réseau et celle sortante par les écoulements de surface (voir formule 4.1). Par simplification, le terme atténuation de surface sera utilisé par la suite.
2. le risque de transfert vers les eaux souterraines, qui correspond au pourcentage de pesticides sortant du fossé par infiltration à travers

le lit et les berges (voir formule 4.2). Par simplification, le terme de risque souterrain sera utilisé par la suite.

3. le stockage temporaire des molécules dans le fossé, qui correspond au pourcentage de pesticides retenus dans les matériaux sorbants du fossé (voir formule 4.3). Ce stock est dit temporaire car il pourra être remobilisé vers les eaux de surface et lessivé vers les eaux souterraines lors d'événements de crues ultérieurs, ou dégradés entre deux événements. Par simplification, le terme de stockage (ou stockage résiduel dans le cas de remobilisation d'un stock initial) sera utilisé par la suite.

$$\text{attenuation surface} = \frac{\text{masse entrante} + \text{stock initial} - \text{masse sortante}}{\text{masse entrante} + \text{stock initial}} * 100 \quad (4.1)$$

$$\text{risque souterrain} = \frac{\text{masse infiltrée}}{\text{masse entrante} + \text{stock initial}} * 100 \quad (4.2)$$

$$\text{stockage} = \frac{\text{stock final}}{\text{masse entrante} + \text{stock initial}} * 100 \quad (4.3)$$

L'analyse est conduite à l'échelle de l'événement de crue (journée), du fait de la nature intermittente des écoulements dans des fossés infiltrants. La réalisation dans une seconde phase des analyses à l'échelle du réseau permet de remobiliser un nombre limité de situations de l'état des fossés, situations correspondant aux résultats extrêmes ressortis de l'analyse à l'échelle du bief. Du point de vue méthodologique, l'analyse des données issues des expériences numériques correspondent soit à des analyses d'incertitudes (analyse de la variabilité des gammes d'atténuation de surface ou de risque souterrain, analyse des types vertueux, analyse des répartitions spatiales vertueuses), soit à des méthodes d'analyse de sensibilité globale qui classent les facteurs d'entrée (type de fossé, caractéristiques de la crue contaminante, ... voir section 4.2.1) des modèles suivant leur impact sur la contamination. Ceci conduit à l'identification des paramètres de fossés les plus importants pour limiter les contaminations.

4.1 Objectifs des expériences numériques

Les objectifs de cette analyse sont :

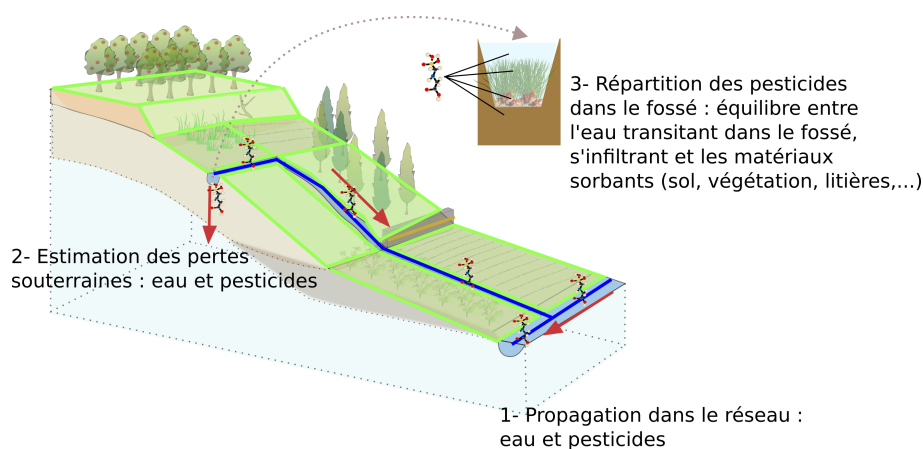


FIGURE 4.1 – Illustration du modèle mis en oeuvre

- **d'identifier les gammes d'atténuation atteignables vis-à-vis des masses d'eaux de surface** aval à deux échelles (en sortie d'un bief ou en sortie d'un réseau) ;
- **d'identifier les gammes de risque maximal de transfert vers les eaux souterraines** depuis un bief et depuis un réseau ;
- **d'identifier les facteurs de fossés les plus importants pour maximiser l'atténuation en surface et minimiser le risque pour le souterrain** : par type de matière active suivant une analyse de sensibilité globale à l'échelle du bief ;
- **d'identifier les types vertueux de fossés** : par type de polluant, en classant les types suivant leur impact sur l'atténuation de surface et le risque souterrain. De manière générale, un type vertueux maximise l'atténuation de surface et minimise le risque souterrain. A l'inverse les types sans impact positif sont également identifiés ;
- **d'en déduire les bonnes pratiques d'entretien** : en sélectionnant les pratiques permettant d'accéder au type vertueux (voir section [3.2.2](#)) ;
- **d'identifier les répartitions spatiales vertueuses de types de fossé sur un réseau** : en simulant les gammes de rétention cumulée à l'échelle du bassin versant pour quelques scénarios de répartition de types extrêmes (le plus et le moins vertueux) le long du réseau.

4.2 Quels sont les facteurs majeurs expliquant la rétention dans un fossé ?

Les paragraphes suivants présentent les scénarios testés à l'échelle du bief et proposent une analyse des résultats obtenus. Pour les simulations, une molécule modèle a été choisie par type de molécule (hydrophile : glyphosate,

hydrophobe : diuron, fortement hydrophobe : Chlorpyrifos), en utilisant ses coefficients de sorption. Les valeurs obtenues pour les 3 indicateurs se rapportent à la molécule modèle et peuvent varier selon les molécules du même type. Toutefois, nous pensons généralisable l'identification des facteurs sensibles et les recommandations sur les pratiques d'entretien.

4.2.1 Caractéristiques des scénarios à l'échelle du bief

Trois ensembles de scénarios ont été construits, correspondant à trois types de situations polluantes :

1. **Cas d'une contamination initiale** : les scénarios correspondent à une crue contaminante se propageant dans un bief non contaminé (pas de stock initial de pesticide dans le sol et autres substrats du fossé). Ces scénarios permettent d'estimer la capacité de rétention maximale des fossés. Dans la suite du texte, des tableaux et figures, ces scénarios sont désignés par "Contamination".
2. **Cas d'une contamination ancienne de l'eau** : les scénarios correspondent à une crue non contaminante (arrivée d'eau sans pesticide) se propageant dans un bief antérieurement contaminé (existence d'un stock initial de pesticide dans le sol et autres substrats du fossé). Ces scénarios permettent d'estimer le potentiel maximal de relargage des fossés. Dans la suite du texte, des tableaux et figures, ces scénarios sont désignés par "Remobilisation".
3. **Cas d'une contamination mixte** : ces scénarios sont une combinaison des 2 types de scénarios précédents. Ils correspondent à la succession dans le temps d'une crue contaminante se propageant dans un bief non contaminé et d'une crue non contaminante, capable de remobiliser les pesticides s'étant stockés dans le fossé pendant la première crue. Ces scénarios permettent d'estimer un bilan net entre stockage et remobilisation. Dans la suite du texte, des tableaux et figures, ces scénarios sont désignés par "Contamination - Remobilisation".

Pour l'ensemble des scénarios, le bief correspond à un fossé d'une longueur unitaire de 100 m à l'exutoire d'un bassin de 1 km^2 . Pour chacune des 3 situations polluantes, les 7 facteurs d'entrée suivants diffèrent selon les scénarios, permettant de tester leur influence sur la rétention :

- Le *Type* de fossé qui contrôle les masses des différents substrats, la rugosité du fossé ainsi qu'un coefficient correctif sur la conductivité à saturation du sol (voir section 3.1) ;
- La *Largeur* du fossé
- La *Pente* du fossé
- La nature du *Sol*
- Les paramètres d'adsorption et désorption du sol, K_d , K_f , n
- L'hydrogramme d'entrée dans le bief, *Crue*

- La concentration en pesticides de l’eau entrant dans le bief, *Conc. Ini.*, ou le stock initialement contenu dans l’ensemble des substrats du bief, *Stock Ini.* (cas "Remobilisation").

La valeur et la distribution de chacun de ces facteurs d’entrée est détaillée en annexe D.

On note que sur ces 7 facteurs, 2 seulement correspondent à des leviers d’action relevant du fossé et sur lesquels le gestionnaire peut directement jouer pour limiter la contamination, le *Type* et la *Largeur*. La coconcentration initiale en pesticides de l’eau (facteur *Conc. Ini.*) peut indirectement être modulé par les pratiques agricoles à la parcelle tandis que l’hydrogramme (facteur *Crue*) dépend du contexte climatique, mais peut également être modulé par les pratiques agricoles à la parcelle et l’architecture (densité) du réseau hydrographique.

Ces facteurs influencent tout ou partie des différents processus intervenant dans la contamination des masses d’eau de surface et souterraines. Rappelons notamment que :

- La durée de l’écoulement dans le bief est contrôlée en premier lieu par le facteur *crue*, et en second lieu par la pente et le type (via le coefficient de rugosité) ;
- Les volumes d’eau infiltrés dépendent des facteurs sol et type qui contrôlent la conductivité à saturation hydraulique du fossé et la surface sur laquelle peut s’effectuer l’infiltration (surface mouillée), lorsque les apports d’eau de surface sont non limitants ;
- La concentration en pesticides dans le bief résulte d’un équilibre entre les différents matériaux sorbants (sol, végétations,...) et l’eau. Il peut y avoir hystérèse entre l’adsorption et la désorption. Le modèle utilisé suppose une adsorption (scénario contamination) linéaire ; il y a donc toujours proportionnalité entre la concentration de l’eau et la teneur dans les sols. Le modèle utilisé peut représenter une désorption non linéaire. Ainsi, pour les scénarios en remobilisation, pour le diuron et le glyphosate, le taux de relargage du pesticides dans eau diminue quand la teneur dans le sol augmente¹. En revanche, en l’absence de données spécifiques, nous avons supposé une désorption linéaire pour le Chlorpyrifos (taux de relargage du pesticide dans l’eau constant quelque soit sa teneur dans le sol). Ainsi, la concentration à l’équilibre dépend des masses des matériaux sorbants (via principalement la largeur, les types), des volumes d’eau (facteur *crue*), de la capacité d’adsorption/désorption, et en remobilisation, du stock initial en pesticides (pour diuron et glyphosate). Pour les scénarios en “Contamination” la concentration initiale de l’eau entrant dans le bief joue sur la concentration en sortie de bief ainsi que sur la teneur dans les différents substrats, mais pas sur les indicateurs (car ils sont calculés

1. c’est le cas pour modèle de Freundlich avec $n < 1$

comme des ratios par rapport à la masse entrante).

4.2.2 Gamme d'atténuation de surface et de risque souterrain

Les gammes d'atténuation de surface, de risque souterrain et de stockage sont donnés dans le tableau 4.1, pour les trois types de situations polluantes analysées, contamination initiale (scénarios en "Contamination"), ancienne (scénarios en "Remobilisation") et mixte (scénarios en "Contamination/Remobilisation"), et pour les 3 types de molécules considérées. Les histogrammes sont tracés figures 4.2, 4.3 et 4.4. Toutes ces gammes sont très larges, avec des valeurs minimales comprises entre 0 et 4.2% et des valeurs maximales comprises entre 96.9 et 100%. Les différences entre indicateurs d'une part et entre situations polluantes d'autre part sont les suivantes :

molécules hydrophiles (ex. Glyphosate)

- Pour une contamination initiale (scénarios en "Contamination"), la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage est très forte, avec une occurrence importante de l'ensemble des valeurs entre 10 et 100 %. Toutefois, la moitié des scénarios mènent à des atténuations de surface et des stockages assez importants, respectivement supérieurs à 68 et 65% et les valeurs comprises entre 85 et 95% sont les plus fréquentes. Le risque souterrain est généralement faible avec des valeurs très rarement supérieures à 20% et une valeur inférieure à 1.2% dans la moitié des scénarios.
- Pour une contamination ancienne (scénarios en "Remobilisation") la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage résiduel est très forte, avec une occurrence quasi équivalente de l'ensemble des valeurs entre 0 et 100 %, mais les valeurs comprises entre 0 et 5% sont les plus fréquentes. Toutefois, la moitié des scénarios mènent à des atténuations de surface et des stockages supérieurs à 40%. Le risque souterrain est faible avec des valeurs très rarement supérieures à 20% et une valeur inférieure à 0.5% dans la moitié des scénarios.
- Pour une contamination mixte (scénarios en "Contamination- Remobilisation") la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage est assez forte, avec une occurrence significative de l'ensemble des valeurs entre 0 et 90 %. Toutefois, les scénarios mènent à des atténuations et stockages plus faibles que dans le cas d'une contamination initiale, avec les valeurs comprises entre 0 et 15% les plus fréquentes et avec la moitié des scénarios avec des atténuations de surface et des stockages respectivement inférieurs à 30 et 26%. La remobilisation n'est donc pas totale et globalement, il y a atténuation de la contamination de surface. Le risque souterrain est généralement faible avec des valeurs très rarement

		Hydrophile			Hydrophobe			Fortement Hydrophobe		
		min.	max.	med.	min.	max.	med.	min.	max.	med.
Contamination	Atténuation de surface	4.0	99.6	68.0	0.5	100	16.4	4.2	99.7	62.9
	Risque souterrain	0.07	30.9	1.2	0.1	91.86	3.1	0.06	15.6	1.3
	Stockage	3.0	97.0	65.0	0.3	87.2	9.4	3.1	99.0	60.7
Remobilisation	Atténuation de surface	0	99.8	41.7	0	99.4	40.2	0.06	98.2	26.0
	Risque souterrain	0	13.6	0.5	0	19	0.7	0.03	26.1	1.6
	Stockage	0	99.8	41.2	0	99.4	39.5	0	97.8	24.4
Contamination -	Atténuation de surface	0.2	96.9	30.3	0.2	97.9	8.9	0.2	99.2	24.8
	Risque souterrain	0.1	43.7	1.4	0.1	91.9	3.2	0.2	39.1	2.4
	Stockage	0	95.7	26.3	0	84.9	2.8	0	96.9	20.2

TABLE 4.1 – Gamme d'atténuation de surface, de risque souterrain et de stockage, selon le type de pesticides, exprimée en pourcentage de la masse entrante (en contamination et en contamination-remobilisation) ou initialement présente (en remobilisation). Les valeurs min., max. et med. renvoient respectivement à la valeur minimale, maximale et médiane calculées sur l'ensemble des scénarios.

supérieures à 15% et une valeur inférieure à 1.4% dans la moitié des scénarios.

molécules hydrophobes (ex. Diuron)

- Pour une contamination initiale (scénarios en "Contamination"), la variabilité des scénarios pour les 3 indicateurs est assez importante, mais l'occurrence des scénarios avec de faibles atténuations de surface, stockages et risques souterrain est la plus grande. La moitié des scénarios mènent à une atténuation de surface, un stockage et un risque souterrain, respectivement inférieurs à 16, 9 et 3.1%.
- Pour une contamination ancienne (scénarios en "Remobilisation") la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage est très forte, avec une occurrence importante de l'ensemble des valeurs entre 0 et 100 %. Les valeurs sont cependant pour la plupart des cas relativement faibles, avec une atténuation de surface et un stockage inférieur à 31% pour la moitié des scénarios. Le risque souterrain est majoritairement faible, très rarement supérieur à 10% et inférieur à 0.7% dans la moitié des cas.
- Pour une contamination mixte (scénarios en "Contamination- Remobilisation") la situation est très proche de celle décrite pour une contamination initiale, avec une relativement faible variabilité des scénarios, menant en majorité à une faible atténuation de surface, un faible stockage et un faible risque souterrain.

molécules fortement hydrophobes (ex. Chlorpyrifos)

- Pour une contamination initiale (scénarios en "Contamination"), la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage est très forte, avec une occurrence importante de l'ensemble des valeurs entre 10 et 100 %. Toutefois, la moitié des scénarios mènent à des atténuations de surface et des stockages assez importants, supérieurs à 60% et les valeurs comprises entre 45 et 90% sont les plus fréquentes. Le risque souterrain est généralement faible avec des valeurs très rarement supérieures à 15% et une valeur inférieure à 1.3% dans la moitié des scénarios.
- Pour une contamination ancienne (scénarios en "Remobilisation") la variabilité des scénarios pour l'atténuation de surface et le stockage est moyenne, avec une occurrence significative de l'ensemble des valeurs entre 0 et 40 %. Les valeurs sont cependant pour la plupart des cas relativement faibles, avec une atténuation de surface et un stockage inférieur à 20% pour la moitié des scénarios. Le risque souterrain est majoritairement faible, très rarement supérieur à 10% et inférieur à 0.8% dans la moitié des cas.
- Pour une contamination mixte (scénarios en "Contamination- Remobilisation") la situation est très proche de celle décrite pour

une contamination ancienne, avec une variabilité moyenne des scénarios, menant en majorité à une faible atténuation de surface, stockage et risque souterrain.

Finalement, pour l'ensemble des situations polluantes et des types de molécules :

- L'atténuation de surface et le stockage sont moyennement à très variables. L'occurrence significative de scénarios avec des valeurs élevées indique qu'il existe une marge de manoeuvre pour améliorer le stockage et l'atténuation de surface. Pour les molécules hydrophiles et fortement hydrophobes, l'atténuation de surface et le stockage sont dans l'ensemble assez nettement plus importants pour les scénarios en contamination initiale que pour les scénarios en contamination ancienne et mixte, qui présentent notamment une forte occurrence de très faible valeur d'atténuation (0-5%). Pour les molécules hydrophobes, atténuation de surface et stockage sont globalement plus importants pour les scénarios en contamination mixte que pour les scénarios en contamination initiale et ancienne.
- Le risque souterrain, pour les situations explorées, est faible, mais il y a peu marge de manoeuvre pour le limiter davantage.

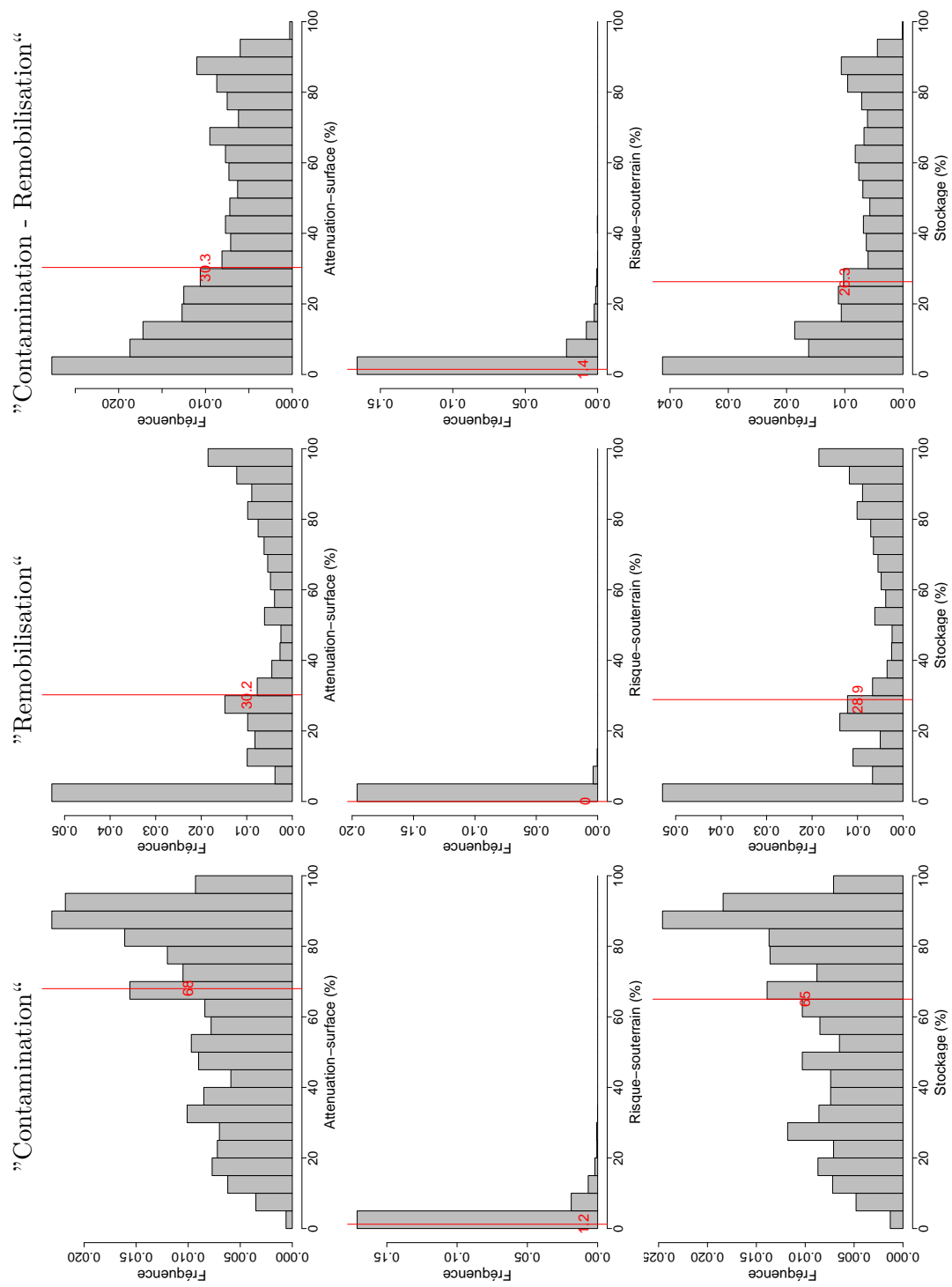


FIGURE 4.2 – Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule hydrophile (ex. Glyphosate) pour les situations en contamination initiale ("Contamination"), contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.

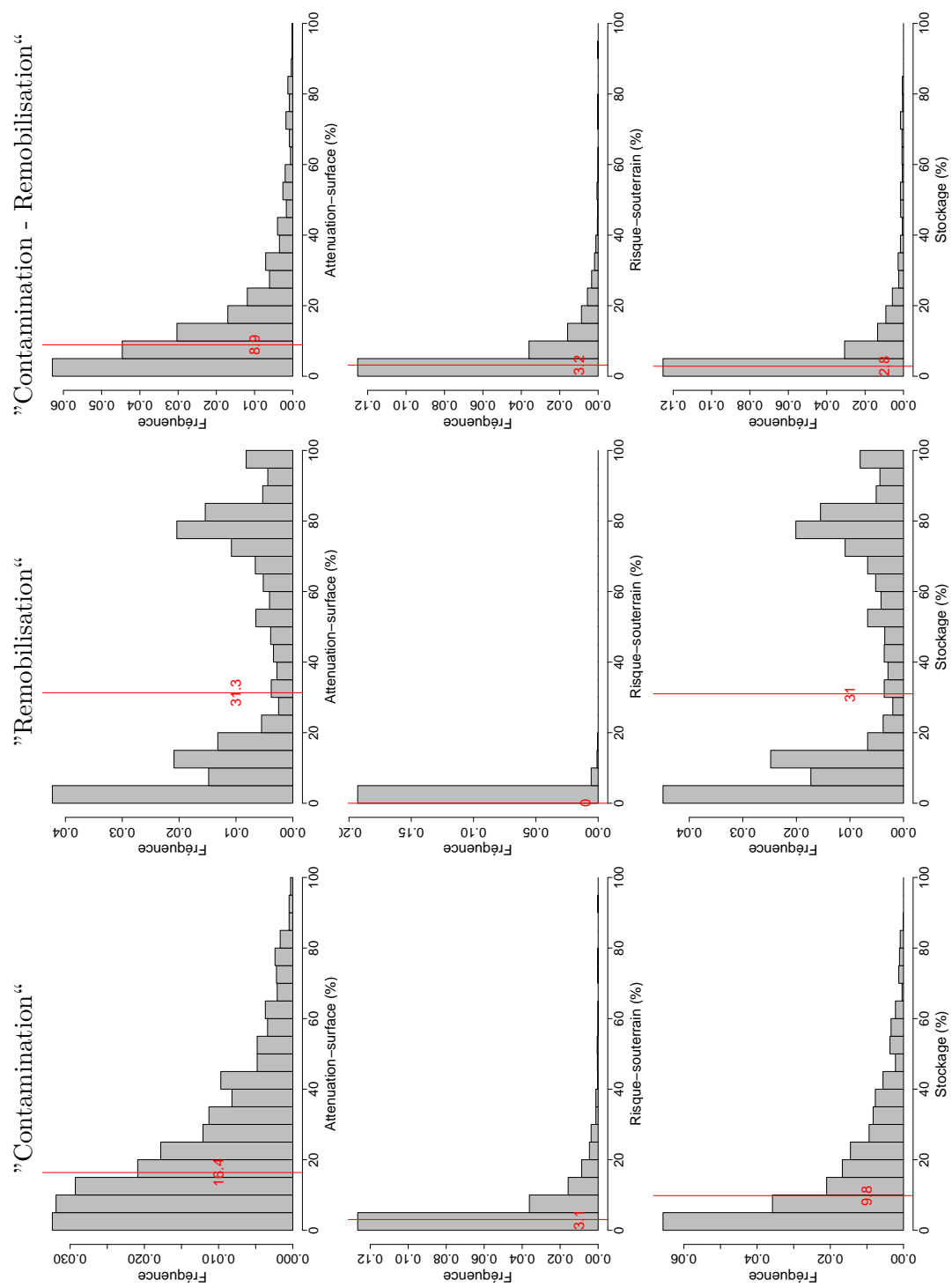


FIGURE 4.3 – Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule hydrophobe (ex. Diuron) pour les situations en contamination initiale ("Contamination"), contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.

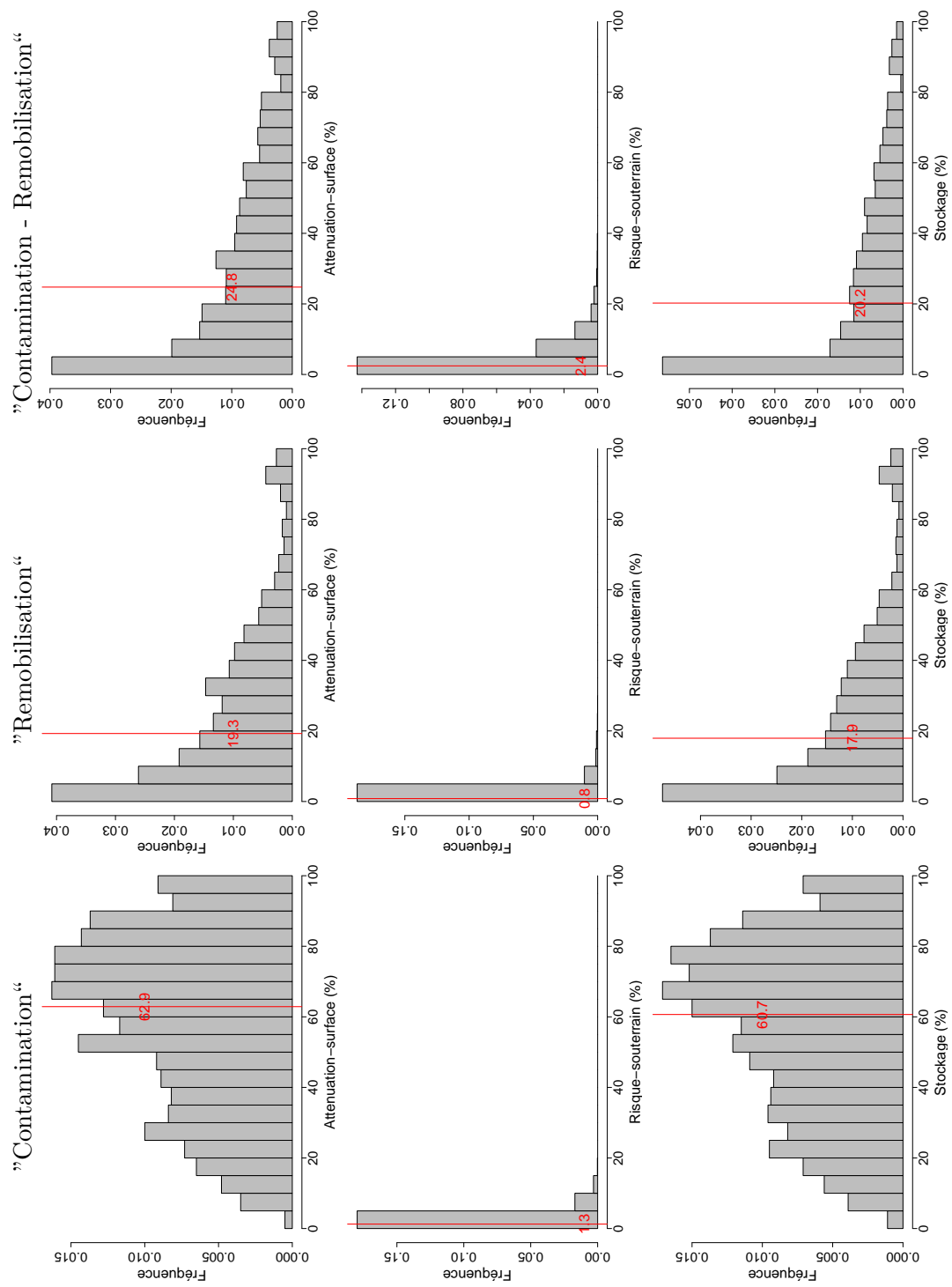


FIGURE 4.4 – Histogramme des trois indicateurs de contamination pour une molécule fortement hydrophobe (ex. Chlorpyrifos) pour les situations en contamination initiale ("Contamination"), contamination ancienne ("Remobilisation") et mixtes ("Contamination-Remobilisation"), avec haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage. La barre verticale rouge marque la valeur médiane.

4.2.3 Identification des facteurs sensibles

Le tableau 4.2 identifie et hiérarchise les facteurs les plus influents (dits facteurs sensibles) sur les 3 indicateurs de contamination (atténuation de surface, risque souterrain et stockage). On constate que la nature, la hiérarchie et l'intensité de la sensibilité diffèrent selon i) l'indicateur de contamination, ii) le type de molécule et iii) le type d'apport des pesticides (en contamination *vs* en remobilisation). Dans l'ensemble le risque souterrain est sensible à davantage de facteurs que le stockage et l'atténuation de surface, avec une importance relative modérée entre les facteurs. **Les facteurs sur lesquels les gestionnaires peuvent directement agir au niveau des fossés, le *Type* et la *Largeur* influencent de façon très variable les 3 indicateurs de contamination, selon la situation polluante et le type de matière active.**

molécules hydrophiles (ex. Glyphosate) Les 3 indicateurs de contamination sont plutôt sensibles à des facteurs liés à la molécule et au contexte de contamination au travers de ses propriétés de sorption (K_d , K_f , n), des volumes d'eau contaminée (facteur *Crue*) et de la charge polluante pour les cas de contamination ancienne et mixte (facteur *Stock Ini. Conc. Ini.*). Le facteur *Type* est assez peu sensible malgré la différence de végétation et de litière entre les types. Ceci s'explique par la prédominance de la sorption des molécules hydrophiles sur le sol (voir figure 4.5). La *Largeur* est également peu sensible. Cependant une augmentation de la largeur du bief conduira à un meilleur stockage et en conséquence à une meilleure atténuation de surface et un risque souterrain réduit. **Les leviers d'action "fossé" pour limiter la contamination par les molécules hydrophiles sont donc assez limités.** On note toutefois qu'en l'absence de type de fossé avec des cendres dans la typologie hydrophile, en lien avec l'échantillonnage utilisé pour établir la classification, l'effet de la présence de cendres sur la rétention des molécules hydrophiles n'a pas pu être évaluée dans la présente étude. Pour autant, **un récent cas d'étude sur le glyphosate montre que la présence de cendres augmente significativement le stockage du glyphosate et réduit sa remobilisation (Dollinger et al., 2016; Dollinger, 2016).**

molécules hydrophobes (ex. Diuron) Le facteur *Type* est le facteur le plus sensible. Ceci s'explique principalement par la très forte différence de capacité de sorption des molécules hydrophobes selon les types (voir figure 4.5) en lien avec la plus forte propension de ce type de molécules à s'adsorber sur la litière et sur les cendres par rapport au sol. Le facteur *Largeur* est également sensible, mais de façon moindre. **Les leviers d'action "fossé" pour limiter la contamination par les molécules hydrophobes semblent donc puissants ; ils seront analysés plus précisément dans la section suivante.** Les autres facteurs

faisant varier de façon significative les 3 indicateurs de contamination sont relatifs aux volumes d'eau écoulés dans le fossé (facteur *Crue*), à la charge polluante pour les cas de contamination ancienne (*Stock Ini.*) et à la capacité de sorption du sol (facteur *Kd*, *Kf*, *n*), pour les cas de contamination initiale et ancienne.

molécules fortement hydrophobes (ex. Chlorpyrifos) La hiérarchie et l'intensité des facteurs sensibles est globalement la même que pour les molécules hydrophobes, avec un **effet prépondérant du facteur *Type* et un effet moyen du facteur *Largeur***. Le facteur *Stock Ini.* est cependant dans ce cas non sensible. Ceci s'explique par l'hypothèse de linéarité pour la désorption, assumée ici en l'absence de données spécifiques.

Finalement, **le facteur *Type* et dans une moindre mesure le facteur *Largeur* constituent des leviers d'action efficaces pour limiter la contamination des masses d'eau par les molécules hydrophobes et fortement hydrophobes**. On note par contre que le facteur *Pente*, n'est pas ou très peu sensible quelque soit le type de matière active. En dehors des facteurs strictement liés aux propriétés physiques, et géométriques du fossé, il apparaît plus efficace de limiter les volumes d'eau transitant dans les fossés que la concentration de cette eau, hormis pour les molécules hydrophiles où, pour les contextes de contamination mixtes qui sont les plus proches des situations réelles, la concentration de l'eau entrant dans les fossés influence considérablement l'atténuation de surface et le stockage.

4.2.4 Identification des types vertueux et défavorables et Recommandations sur les pratiques d'entretien

Le *Type* constituant un levier d'action significatif pour les molécules hydrophobes et fortement hydrophobes, son effet sur l'atténuation de surface, le risque souterrain et le stockage est détaillé ci-dessous. Les figures 4.6 , 4.7 et 4.8 permettent de distinguer les gammes d'atténuation de surface, de risque souterrain et de stockage en fonction des types de biefs, et en conséquence, de distinguer les types en moyenne vertueux des types en moyenne défavorables, en contamination et en remobilisation. On constate que le ou les types les plus vertueux *versus* les plus défavorables diffèrent selon l'indicateur de contamination et le type de contexte (en contamination *versus* en crue).

Molécules hydrophiles. (ex. Glyphosate) Comme indiqué précédemment, l'effet type est très faible pour les cas de contamination par les molécules hydrophiles. Il est lié à la possibilité d'avoir une meilleure infiltrabilité sur certains types. En conséquence, un type vertueux pour l'atténuation de surface tel que le type 10, favorable à l'infiltration avec son fort taux de cailloux, correspond à un type présentant un risque souterrain plus important. Par contre le type 2 présente un risque

		Hydrophile				Hydrophobe				Fortement Hydrophobe			
		Att. surface	Risque sout.	Stock.		Att. surface	Risque sout.	Stock.		Att. surface	Risque sout.	Stock.	
Contamination	Type												
	Largeur												
	Crue												
	Kd												
	Conc. Ini.												
	Sol												
Remobilisation	Pente												
	Type												
	Largeur												
	Crue												
	Kf,n												
	Stock Ini.												
Contamination - Remobilisation	Sol												
	Pente												
	Type												
	Largeur												
	Crue												
	Kd,Kf,n												
	Conc. Ini.												
	Sol												
	Pente												

TABLE 4.2 – Hiérarchie des facteurs sensibles. Les couleurs renvoient à 4 classes d'indices de sensibilité du facteur, avec du rouge le plus clair vers le plus foncé, les classes peu sensibles vers les plus sensibles (indice du plus faible vers le plus fort) :]0-0.2],]0.2-0.4],]0.4-0.6],]0.6-0.8]. Les cases blanches correspondent aux facteurs non sensibles.

souterrain minimal et est défavorable pour l'atténuation de surface, il correspond à un sol nu, en moyenne moins infiltrant car favorable au développement de croûte peu perméable. En remobilisation, les types avec moins de 5% de couverture végétale (types 1, 2 et 9) apparaissent comme les plus vertueux pour l'atténuation de surface. Ceci est lié au fait que le stock initial était entièrement (type 2 et 9) ou quasi exclusivement (type 1) contenu dans le sol qui a une très faible capacité de désorption. Pour les autres types, le même stock initial est réparti entre le sol et les autres matériaux sorbants qui ont une plus forte capacité de désorption. Cet effet type est donc relatif car peu lié aux caractéristiques physiques du bief. L'effet type est plus net lorsque l'on considère les scénarios pour lesquels on considère successivement la contamination et la remobilisation. Le type 2, qui correspond à un sol nu, apparaît en moyenne comme le plus vertueux pour les 3 indicateurs de contamination. Pour les types en moyenne les plus défavorables, les types 12, 11 et 4, ressortent respectivement pour les indicateurs atténuation de surface, risque souterrain et stockage. Ce sont des types avec de la végétation, voire de la litière.

Il est donc très délicat de conclure, à partir de cette seule étude, sur une pratique d'entretien optimale du bief pour limiter la contamination des masses d'eau par les molécules hydrophiles, la capacité de sorption du sol conditionnant quasiment exclusivement les trois indicateurs de contamination. Notons cependant que l'influence réelle du brûlis, caractérisée par la présence de cendres dans les fossés n'a pas été évaluée ici. Un cas d'étude récent montre cependant que les biefs brûlés présentent une atténuation de surface du glyphosate très largement supérieure à celles de biefs non brûlé ([Dollinger et al., 2016](#); [Dollinger, 2016](#)). **Il convient donc de privilégier un entretien des biefs par le brûlis lorsque ceci est possible. Notons aussi que, du fait de la plus faible désorption sur les sols que sur les autres matériaux, les pratiques d'entretien qui éliminent les parties végétales et la litière pendant les phases de remobilisation doivent être privilégiées : brûlis voire fauche si les résidus de fauches sont enlevés. Le curage peut également être envisagé si le sol mis en surface a d'aussi bonne capacité de sorption² que la couche soustraite par curage.**

Molécules hydrophobes. (ex. Diuron.) Du fait d'une capacité d'adsorption exceptionnelle et de désorption nulle des cendres, le type 5, caractérisé par la présence de cendres, est le type le plus vertueux pour l'atténuation de surface et le stockage, en contexte de contamination comme de remobilisation. Les types les plus défavorables, en contami-

2. la molécule hydrophile modèle, le glyphosate, s'adsorbe préférentiellement sur les sols possédant une bonne capacité d'échange cationique ([Dollinger et al., 2015b](#))

nation pour l'atténuation et le stockage correspondent aux biefs avec peu de végétation vivante et une faible couverture par la litière (types 1 et 2). En revanche, les types avec peu de végétation, relarguent proportionnellement moins que les autres types. Ceci est lié à une plus forte désorption de la molécule hydrophobe modèle, le diuron, sur la végétation vivante que sur les autres substrats. L'écart entre les types pour le risque souterrain est moins significatif que celui pour l'atténuation de surface et le stockage. Les types identifiés comme les plus vertueux en contamination sont ceux avec l'infiltrabilité la plus faible et inversement pour les types les moins favorables. En remobilisation, la différence entre les types n'est pas significative. Pour les scénarios contamination-remobilisation et pour l'ensemble des critères, le type 5, avec les cendres, est de loin le type en moyenne le plus vertueux. Les types en moyenne les moins favorables en atténuation et en stockage sont ceux avec une importante et haute couverture végétale, probablement du fait de l'allongement de la durée de la crue.

Pour limiter la contamination des masses d'eau de surface par des molécules hydrophobes telles que le diuron, il semble que les pratiques d'entretien permettant de créer les cendres (pratique de brûlis) puis de les conserver (pratiques autres que le curage) soient à privilégier. Notons que la présente étude n'évalue pas les conséquences d'une érosion des cendres pendant les crues³. Du fait des plus fortes remobilisation des stocks sorbés sur la végétation vivante ainsi qu'un allongement de la durée des écoulements, des pratiques telles que la fauche, pratiquées après les crues suivant les épisodes d'épandage, pourrait permettre également de limiter les remobilisations durant les crues postérieures aux périodes d'épandage. Il est difficile d'identifier des pratiques d'entretien pour limiter le risque souterrain dans la mesure où ce risque est principalement lié à l'infiltrabilité des sols. L'influence des différentes pratiques d'entretien à court et long terme sur l'infiltrabilité n'est pas encore complètement connue.

Molécules fortement hydrophobes. (ex.Chlorpyrifos.) Du fait de la très forte sorption des molécules fortement hydrophobes telles que le Chlorpyrifos sur les litières, les types de fossés les plus favorables pour maximiser l'atténuation de surface et le stockage sont ceux avec beaucoup de litière, tels que les types 12, 13 et 14, en contexte de contamination comme de remobilisation. Les types de fossés les moins favorables sont ceux avec peu de litière et de végétation, tels que les types 1, 3, 5 et

3. Une récente étude montre cependant que pour les faibles crues les cendres ont plutôt tendance à s'infiltrer et donc à contribuer à accroître la capacité de sorption du sol plutôt qu'à être mobilisées dans les écoulements de surface.

6. La différence entre les types est faible pour le risque souterrain. De même que précédemment, les types avec une faible infiltrabilité limitent mieux le risque que les autres. Cependant, si le type 13 est celui qui limite le mieux le risque souterrain, ceci est davantage à relier à la très faible concentration de l'eau s'infiltrant du fait de la présence d'une épaisse couche de litière qui retient fortement les molécules fortement hydrophobes. Notons que dans la mesure où nous avons considéré que l'adsorption et la désorption de notre molécule modèle, le chlopyrifos étaient similaires et linéaires, il n'y a pas de différences entre les types favorables/défavorables en contamination et en contamination/remobilisation, seule l'amplitude des indicateurs moyens diminuent.

Ainsi, pour limiter la contamination des masses d'eau par des molécules fortement hydrophobes, toutes les pratiques qui favorisent la création et le maintien de litière, à forte teneur en matière organique, telle que la fauche avec le maintien des résidus de fauche, sont à privilégier. Le curage, supprimant la litière, doit être évité en période de crues.

Enfin, aux vues des résultats actuels⁴, le brûlis est la pratique permettant de limiter au mieux la contamination des masses d'eau par les molécules hydrophobes et hydrophiles. L'effet du brûlis sur la rétention des molécules fortement hydrophobes n'a pas été évalué. Cependant, les pratiques créant de la litière (Fauche voire Désherbage chimique⁵) permettent de limiter la contamination des eaux par les molécules fortement hydrophobes et dans une moindre mesure, celle par les molécules hydrophobes. En conséquence, dans un objectif de maximisation de la rétention dans les fossés, le curage devrait être évité ou réalisé en dehors des périodes les plus à risques (crues fortes et périodes d'épandage).

4. présente étude et Dollinger et al. (2016); Dollinger (2016)

5. l'influence de l'apport supplémentaire de matière active n'a pas été considéré dans cette étude.

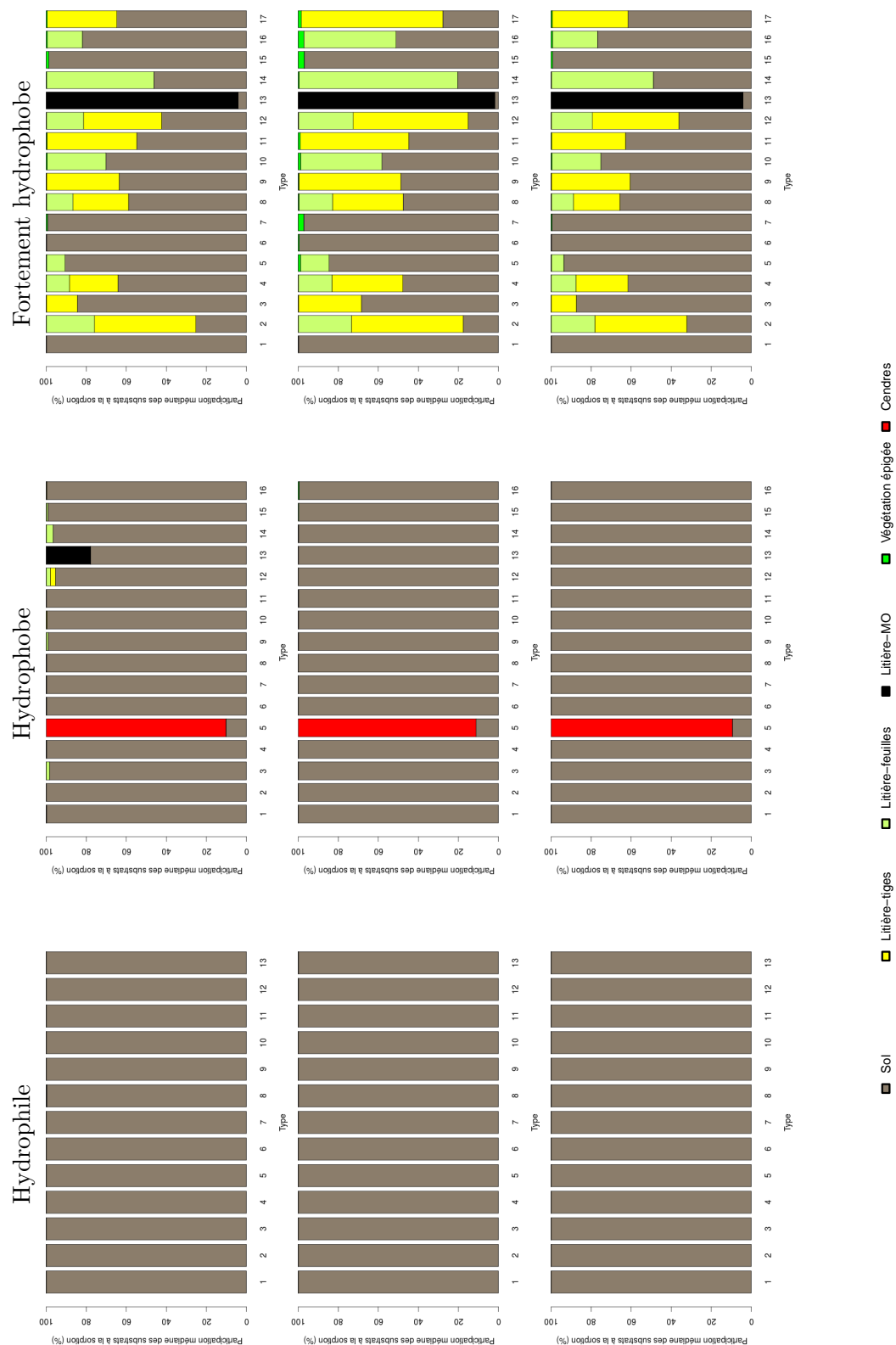


FIGURE 4.5 – Répartition des pesticides (Hydrophile, Hydrophobe et Fortement Hydrophobe) sorbés dans les différents matériaux du fossé; haut, en contamination, milieu, en remobilisation, bas, en contamination-remobilisation

4.3 Les pratiques d’entretien doivent elles être raisonnées à l’échelle du réseau ?

Les résultats à l’échelle du bief montrent une différence de types favorables/défavorables entre les phases de contamination, de remobilisation comme pour la succession contamination-remobilisation, hormis pour les pesticides fortement hydrophobes pour lesquels la désorption est supposée linéaire, comme en adsorption. Une simulation d’une crue à l’échelle du réseau peut comporter des phases de contamination et remobilisation dans chaque bief suivant sa position dans le réseau et l’instant de simulation. Il n’est de fait pas évident que les types extrêmes issus des comportements moyens à l’échelle du fossé, y compris ceux dérivés des scénarios en contamination-remobilisation, demeurent “extrêmes” à l’échelle du réseau. La désorption pour les molécules hydrophiles et hydrophobes modèles (glyphosate et diuron) dépendant de la concentration de l’eau, il faudrait tester un très grand nombre de situations contaminantes pour analyser l’effet des types et donc des pratiques à l’échelle du réseau. Cette exploration n’est actuellement pas réalisable en raison du temps de calcul nécessaire qui dépasse les capacités dont on dispose.

Par conséquence, les scénarios à l’échelle du réseau ne concernent que le chloryrifos, molécule modèle fortement hydrophobe, pour lequel l’adsorption et la désorption sont supposées indépendantes de la concentration de l’eau ou de la teneur dans les différents substrats sorbants, en l’absence de données spécifiques. Au final, 114 scénarios ont été construits. Un événement contaminant occasionné par une pluie d’une période de retour de 12 mois. Les scénarios diffèrent selon les modalités suivantes :

3 Bassins correspondant aux bassins versants référence, qui présentent des architectures de réseau différentes.

38 Distributions de type de fossés le long du réseau selon des scénarios contrastés (figure 4.9) :

- 10 scénarios de distribution dits “actuels”, correspondant à une distribution des types tirés au sort, respectant les proportions observées sur le bassin. Ces 10 scénarios permettent de construire un intervalle sur chaque indicateur pour des situations correspondant peu ou prou à la situation observée sur les sites support.
- 2 scénarios homogènes correspondant à la présence d’un type unique sur l’ensemble du réseau, ce type étant successivement le type le plus vertueux/le moins vertueux pour l’atténuation de surface.
- 2 scénarios dit “amont/aval” correspondant à des distributions contrastées avec tous les fossés situés à l’amont du bassin possédant le type le plus vertueux tandis que tous les fossés à l’aval sont du type le moins favorable et vice versa, le caractère plus/moins vertueux étant défini par rapport à l’atténuation de surface.

- 10 scénarios de distributions aléatoires des types les plus vertueux/les moins vertueux le long du réseau. Le caractère plus/moins vertueux étant défini par rapport à l'atténuation de surface.
- les 2 scénarios homogènes, les 2 scénarios amont/aval et les 10 scénarios aléatoires ont également été construits en définissant le caractère plus/moins vertueux des types vis-à-vis du risque souterrain.

Les conditions hydro-chimiques restent fixes dans ce plan d'expérience et correspondent à la pluie journalière de période de retour 12 mois et pour une charge polluante intermédiaire.

Un exemple de scénario spatialisé sur le bassin du Ruiné et pour les types extrêmes (les plus et moins vertueux vis-à-vis de l'atténuation dans les eaux de surface lors de contamination) est donné en figure 4.9.

On peut voir sur la figure 4.10 les résultats sur les indicateurs en sortie du réseau pour ce plan d'expérience :

- Une distribution homogène du type le plus vertueux sur tout le bassin permet de gagner entre 9 et 14% d'atténuation de surface supplémentaire par rapport à une distribution réaliste des types dans le bassin.
- Une distribution homogène du type le moins vertueux sur tout le bassin, dégrade l'atténuation de surface de 21% par rapport à une distribution réaliste des types dans le bassin.
- Une distribution du type le plus vertueux ou le moins vertueux sur tout le bassin ne modifie que peu le risque souterrain, une amélioration de 1% ou une dégradation de 0.5%.
- Une distribution du type le plus vertueux à l'aval et le moins vertueux à l'amont permet d'atteindre des performances d'atténuation de surface quasiment équivalentes à celle obtenue avec une distribution homogène, tandis qu'une localisation du type le plus vertueux en amont et le moins vertueux en aval réduit les performances de 10 à 13% par rapport à la moyenne.
- Une distribution aléatoire des biefs avec le type le plus vertueux le long du réseau permet d'atteindre des performances en atténuation de surface
 - supérieure à la moyenne et supérieure à la configuration amont le plus vertueux et aval le moins favorable (scénario 13), y compris lorsque la longueur cumulée de bief du type le plus vertueux et le proportion d'écoulements provenant des parcelles qu'ils captent est inférieure à cette configuration amont/aval.
 - inférieure à la performance obtenue avec le scénario aval le plus vertueux/ amont le moins vertueux (scénario 14)
 - d'autant plus grandes que les biefs les plus vertueux sont situés à l'aval et que leur longueur cumulée est grande (voir annexe F pour plus de détails).

- L'effet de la distribution des types le plus/moins vertueux dans le bassin (configuration amont-aval ou aléatoire) sur le risque souterrain n'est pas évident. Les performances du risque souterrains ne semblent pas corrélées à des indicateurs spatiaux mais plutôt à la proportion de flux contaminée interceptée par les biefs

Pour limiter la contamination des masses d'eau par des molécules fortement hydrophobes et présentant un comportement similaire en adsorption et en désorption, ne dépendant pas la concentration, il paraît donc judicieux de raisonner l'entretien des biefs à l'échelle du réseau en veillant à maintenir i) au moins 50% des biefs avec un type vertueux vis-à-vis de l'atténuation de surface à l'aval du bassin et ii) des biefs avec un type vertueux vis-à-vis du risque souterrain au niveau des parcelles les plus ruissellantes. Ces résultats méritent d'être complétés pour des molécules hydrophiles, hydrophobes et des molécules dont l'adsorption et la désorption dépendent de la concentration.

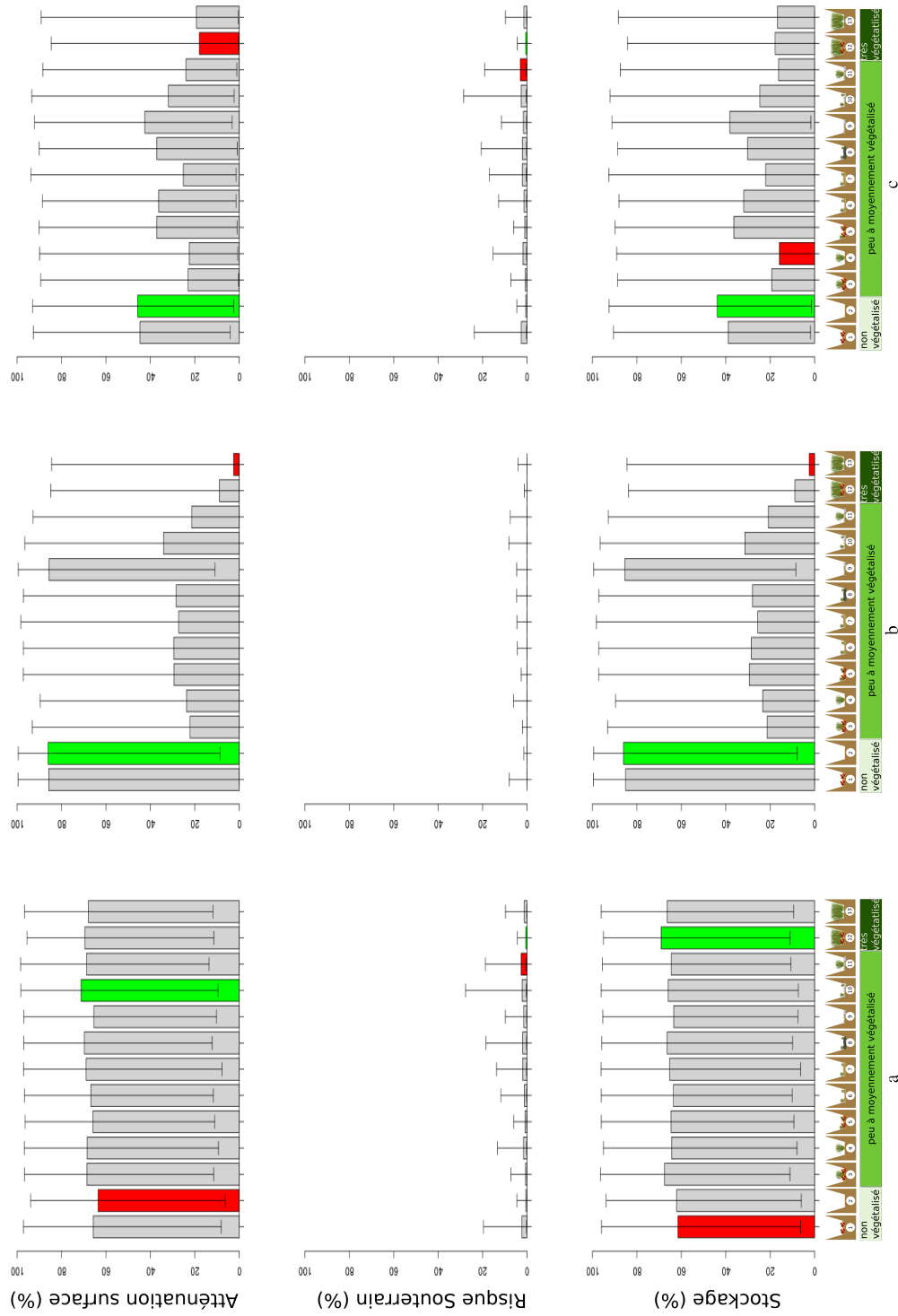


FIGURE 4.6 – Effet médian des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d'une contamination par le Glyphosate (a), en remobilisation (b) et dans le cas d'une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux.

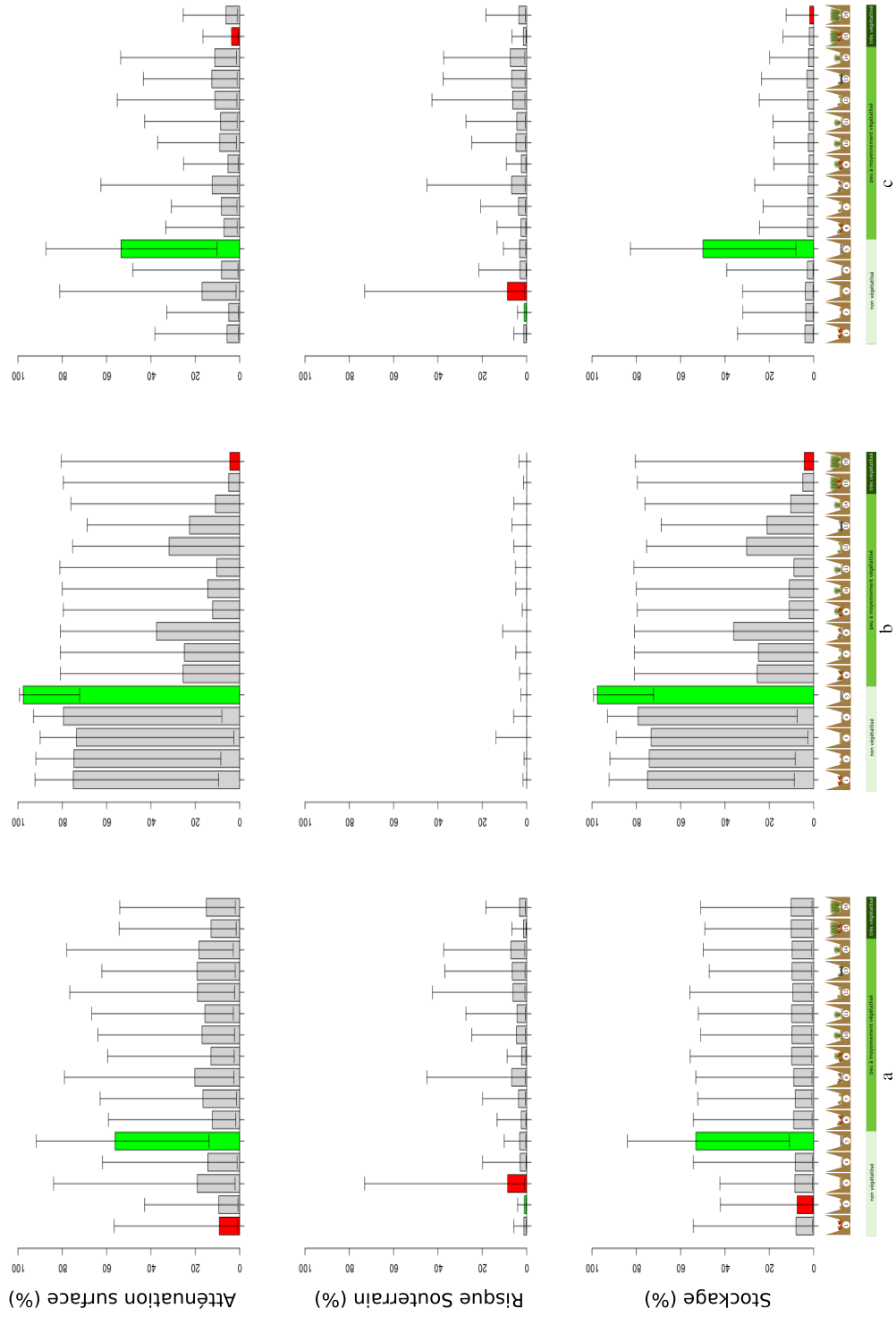


FIGURE 4.7 – Effet median des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d’une contamination par le Diuron (a), en remobilisation (b) et dans le cas d’une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux.

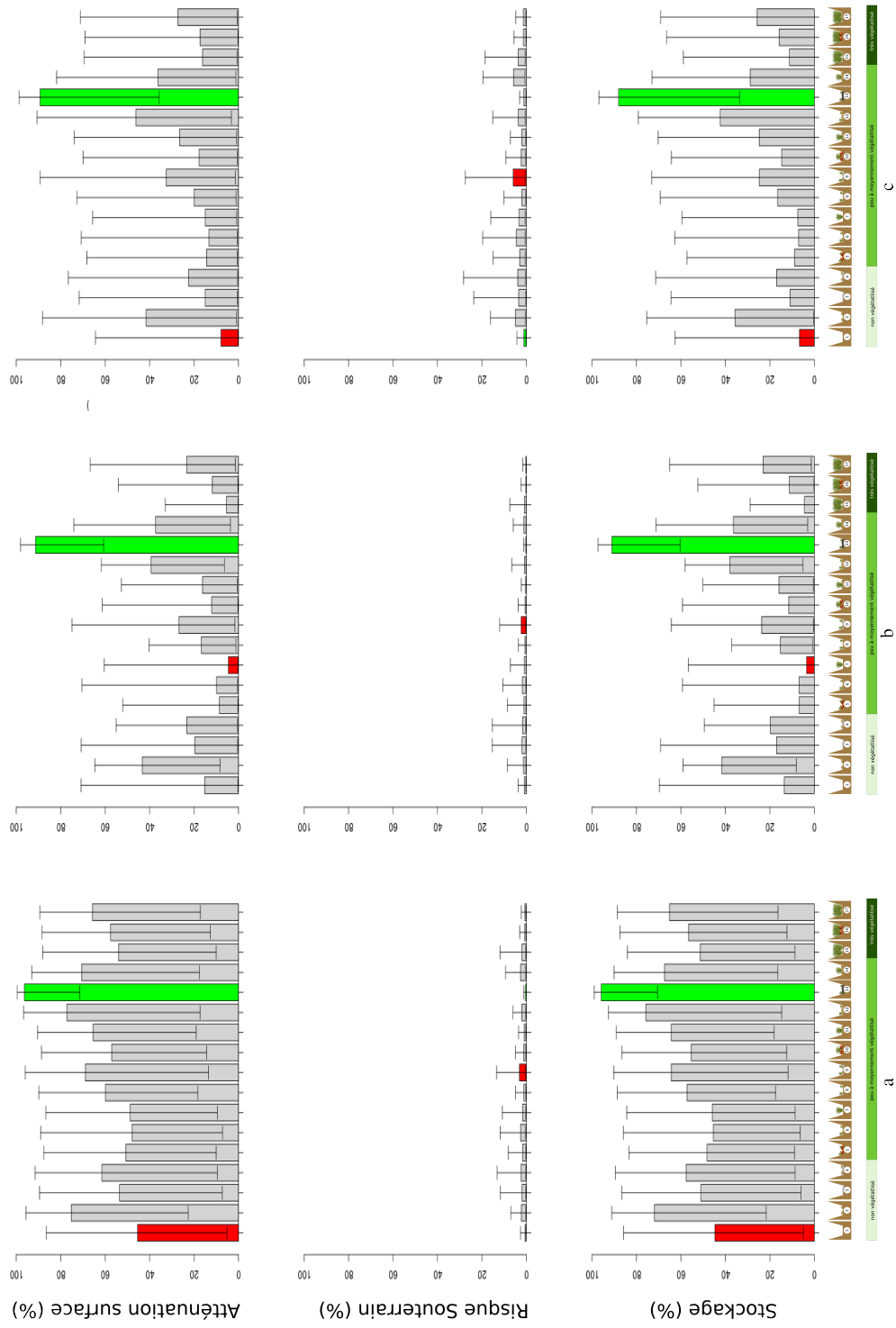


FIGURE 4.8 – Effet median des types de fossés sur les trois indicateurs de contamination (haut : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, bas : stockage) dans le cas d'une contamination par le Chlorpyrifos (a), en remobilisation (b) et dans le cas d'une succession contamination/remobilisation (c). Le vert indique le type le plus vertueux et le rouge, le moins vertueux.

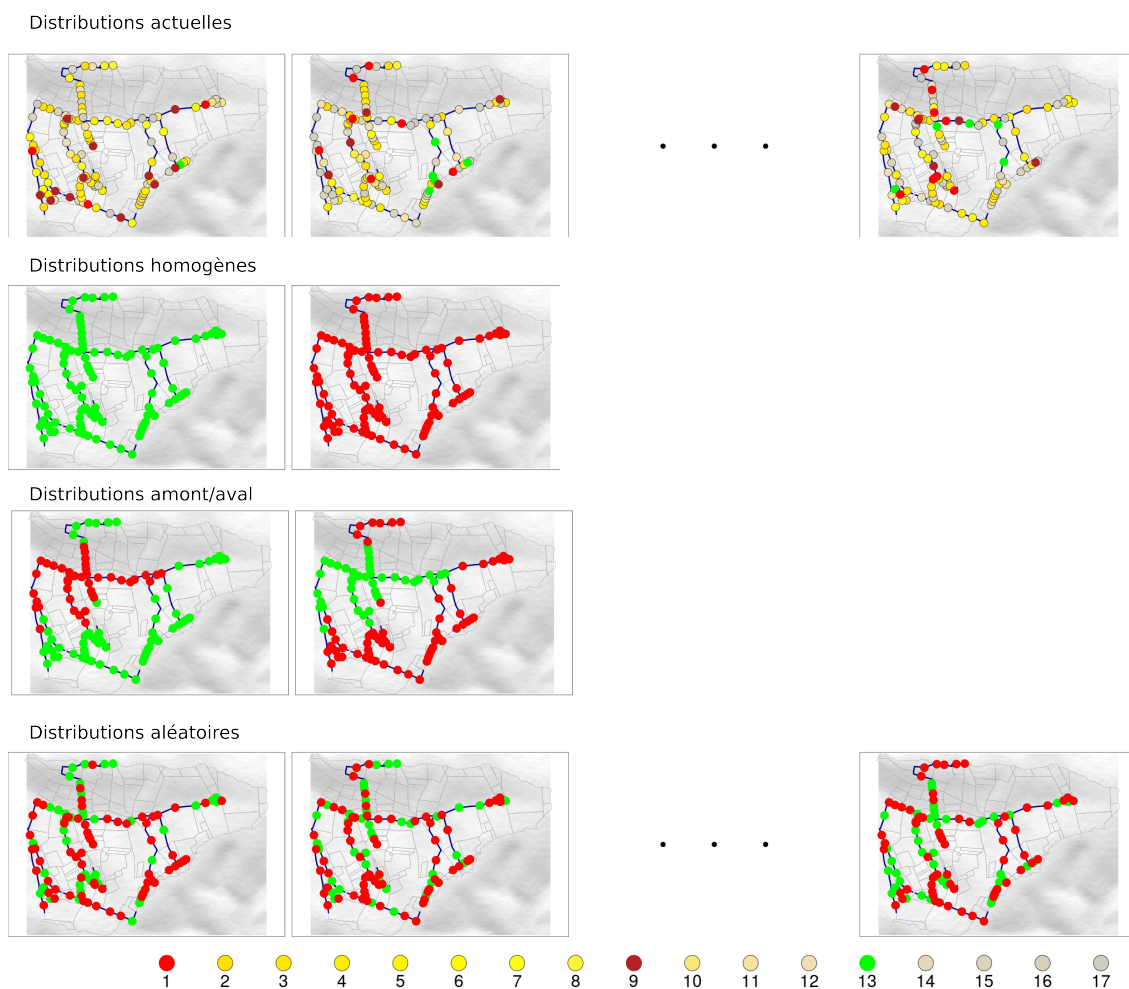


FIGURE 4.9 – Plan d'expériences à l'échelle du réseau - Exemple du bassin du Ruiné amont (Surface d'environ 1 km^2) et de types " fortement hydrophobes". Les couleurs et numéros des points correspondent aux différents types dans la typologie fortement hydrophobe.

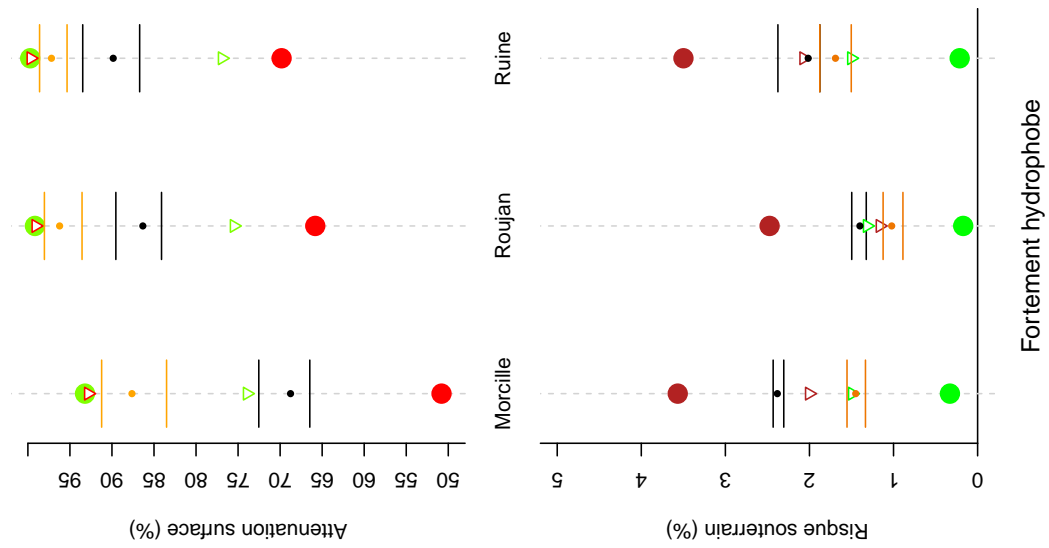


FIGURE 4.10 – Effet de la répartition des types de fossés sur le réseau

Chapitre 5

Conclusion.

Ce guide méthodologique s'inscrit dans les démarches de conception de modes de gestion agricole et paysagère limitant l'impact de l'agriculture sur la qualité de l'eau. Il s'intéresse spécifiquement aux fossés agricoles infiltrants et à leur mode de gestion pour limiter la contamination des masses d'eau de surface et souterraines par les pesticides. Les résultats présentés dans ce guide reflètent l'état actuel des recherches mais sont susceptibles d'être approfondis dans le futur. Les principaux résultats sont relatifs à :

- l'établissement d'une typologie pour caractériser et classer les fossés selon des caractères facilement observables. Cette typologie a été déclinée selon l'affinité des molécules vis-à-vis de l'eau, à savoir, pour des molécules hydrophiles (ex. le glyphosate), hydrophobes (ex. le diuron) et fortement hydrophobes (ex. le chloryrifos). Cette typologie, construite a priori et permettant d'identifier uniquement les types statistiquement représentatifs dans l'échantillonnage, mériterait désormais d'être réinterrogée et simplifiée. Il serait notamment intéressant d'évaluer les possibilités et la pertinence de fusionner les trois typologies en une seule en veillant à bien faire ressortir un type avec des cendres vu qu'elles contribuent très significativement à améliorer la capacité de rétention des fossés.
- une caractérisation de la gamme de rétention des fossés, à l'échelle locale. Quelque soit le type de matière active, les indicateurs de contamination (atténuation de surface, risque souterrain, stockage) sont très variables selon le type de fossé et le contexte polluant. Pour les situations analysées, le rôle tampon du fossé, caractérisé par sa capacité à atténuer la contamination vis-à-vis des eaux de surface et/ou à stocker les molécules dans les matériaux sorbants du fossé, est dans le cas général plus important que le risque de contamination des eaux souterraines. Quelque soit la molécule et le type de contamination (contamination initiale, ancienne ou mixte), de nombreux scénarios conduisent à une rétention supérieure à 90%. Un des facteurs majeurs

de variation pour les molécules hydrophobes et fortement hydrophobes est le type du fossé. Les fossés et leur mode de gestion peuvent donc être raisonnablement considérés comme un levier d'action efficace pour gérer la contamination des masses d'eau.

- une analyse de l'effet des pratiques sur le risque de contamination. Aux vues des résultats actuels¹, le brûlis est la pratique permettant de limiter au mieux la contamination des masses d'eau par les molécules hydrophobes et hydrophiles. L'effet du brûlis sur la rétention des molécules fortement hydrophobes n'a pas été évalué mais devra l'être à l'avenir. Les pratiques créant de la litière (Fauche voire Désherbage chimique²) permettent de limiter la contamination des eaux par les molécules fortement hydrophobes et dans une moindre mesure, celle par les molécules hydrophobes. En conséquence, dans un objectif de maximisation de la rétention dans les fossés, le curage devrait être évité ou réalisé en dehors des périodes les plus à risques (crues fortes et périodes d'épandage).
- une analyse de la distribution des types de fossé le long du réseau sur la contamination des masses d'eau par une molécule fortement hydrophobe et caractérisée par un comportement similaire en adsorption et désorption, ne dépendant pas la concentration. Dans ce cas, pour limiter la contamination des masses d'eau, il paraît judicieux de raisonner l'entretien des biefs à l'échelle du réseau en veillant à maintenir i) au moins 50% des biefs avec un type vertueux vis-à-vis de l'atténuation de surface, en les positionnant plutôt à l'aval du bassin et ii) des biefs avec un type vertueux vis-à-vis du risque souterrain au niveau des parcelles les plus ruissellantes. Ces résultats mériteront d'être complétés pour des molécules hydrophiles, hydrophobes et des molécules dont l'adsorption et la désorption dépendent de la concentration.

Au final, ce guide propose aux gestionnaires une grille d'analyse pour caractériser les capacités tampons des fossés et identifier des pistes pour améliorer ce rôle tampon via les pratiques d'entretien des fossés et leur répartition dans le paysage.

1. présente étude et [Dollinger et al. \(2016\)](#); [Dollinger \(2016\)](#)

2. l'influence de l'apport supplémentaire de matière active n'a pas été considéré dans cette étude.

Bibliographie

- Bailly, J., Dages, C., Dollinger, J., , Lagacherie, P., and Voltz, M. (2015). Protocole de spatialisation et d'évolution d'états de surface de fossés. Technical report, ONEMA-INRA.
- Dages, C., Bailly, J.-S., Dollinger, J., Lanoix, M., Crevoisier, D., Lagacherie, P., and Voltz, M. (2016). Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides. rapport final 2015. Technical report, INRA.
- Dollinger, J. (2016). Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien. 298p+annexes, Centre international d'études supérieures en sciences agronomiques Montpellier SupAgro.
- Dollinger, J., Dages, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P., and M., V. (2014). Synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau. ONEMA, http://zonestamp.ons.onema.fr/system/files/dollinger_at_al_2014.pdf.
- Dollinger, J., Dagès, C., Bailly, J.-S., Lagacherie, P., and Voltz, M. (2015a). Managing ditches for agroecological engineering of landscape. a review. Agronomy for Sustainable Development.
- Dollinger, J., Dagès, C., Negro, S., Bailly, J.-S., and Voltz, M. (2016). Variability of glyphosate and diuron sorption capacity of ditch beds. Science of The Total Environment.
- Dollinger, J., Dagès, C., and Voltz, M. (2015b). Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. Environmental Chemistry Letters, 13(3) :293–307.
- Levavasseur, F. (2012). Structure du paysage et fonctionnement hydrologique. Application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne. PhD thesis, Montpellier Supagro - École Doctorale SIBAGHE.

- Levavasseur, F., Bailly, J. S., Lagacherie, P., Colin, F., and Rabotin, M. (2012). Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments. Hydrological Processes, 26(January) :3393–3404.
- Moussa, R., Voltz, M., and 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(2) :393–412.
- Saint-Geours, N., Lavergne, C., Bailly, J., and Grelot, F. (2011). Analyse de sensibilité de sobol d’un modèle spatialisé : application à l’outil acbde d’évaluation du risque d’inondation. Journal de la Société Française de Statistique, 152(1) :24–46.

Annexes

Annexe A

Propriétés des molécules

Chaque molécule de pesticide a ses propres spécificités. On peut néanmoins distinguer trois classes de molécules, hydrophile, hydrophobe et très hydrophobe, ayant des propriétés physico-chimiques similaires et donc des comportements dans l'environnement comparables. Le classement des molécules selon cette typologie est effectué d'après leur valeur de log Kow. La classe des molécules hydrophiles regroupe toutes les molécules qui ont un log Kow inférieur à 1. La plupart des molécules hydrophiles ont des solubilités aqueuses élevées et des charges, souvent négatives, qui varient en fonction du pH. La classe des molécules hydrophobes regroupe les molécules qui ont un log Kow compris entre 1 et 3. La plupart des molécules hydrophobes ont des solubilités aqueuses faibles et sont pour la plupart neutres pour la gamme des pH environnementaux. Enfin, la classe des molécules très hydrophobes, regroupe les molécules qui ont un log Kow supérieur à 3. Les molécules très hydrophobes ont des solubilités aqueuses souvent très faibles et sont neutres quel que soit le pH. Cette classification est indépendante de la fonctionnalité de la molécule de pesticide i.e., herbicide, insecticide ou fongicide. Ainsi dans chaque classe on retrouve des herbicides, des insecticides et des fongicides. Parmi les molécules les plus fréquemment détectées, à la fois dans les eaux de surface et les eaux souterraines en France, on retrouve principalement des molécules hydrophiles et hydrophobes. Les molécules très hydrophobes, bien que très utilisées, sont moins mobiles dans l'environnement et donc moins fréquemment détectées.

Classe	Molécule	Fonction	<i>log Kow</i>	Propriétés <i>solubilité dans l'eau</i> <i>(mg/l)</i>
Hydrophile	Glyphosate	herbicide	-4,1	10500
	Bentazone	herbicide	-0,46	570
	Imidaclopride	insecticide	0,57	610
	Oxadixyl	fongicide	0,65	3400
Hydrophobe	S-Metolachlor	herbicide	3,05	480
	Boscalid	fongicide	2,96	4,6
	Chlortoluron	herbicide	2,5	74
	Isoproturon	herbicide	2,5	70
	Atrazine	herbicide	2,7	35
	Metazachlor	herbicide	2,49	450
	Diuron	herbicide	2,87	42
	Simazine	insecticide	2,3	5
Très hydrophobe	Metolachlor	herbicide	3,4	530
	Chlorpyrifos	insecticide	4,96	1,1
	Diflufenican	fongicide	4,2	0,05

TABLE A.1 – Classement des quelques molécules en fonction de leur propriétés chimiques.

Annexe B

Temps-homme estimés pour le relevé de propriétés de fossés

Dans le tableau [B.1](#), le temps nécessaire au relevé des réseaux de fossés pour en établir le diagnostic (relevé du tracé et des caractéristiques permettant de classer dans les différents types) est basé sur un ensemble de retours d'expérience liés au projet lui-même ou provenant de travaux antérieurs ([Levavasseur, 2012](#)). Les ordres de grandeur fournis dans le tableau [B.1](#) sont exprimés par unité de surface (1 km^2) du paysage à couvrir. Ils sont déclinés suivant le type de relevés à effectuer compte-tenu des données existantes (tracé et/ou caractéristiques), suivant la densité de réseau, suivant l'accessibilité du réseau (à pied ou en véhicule) et suivant son intensité de sectionnement en biefs (fossés homogènes), pouvant résulter de la complexité du réseau et de la dimension du parcellaire agricole.

Les estimations fournies se basent sur des biefs d'une longueur moyenne de 50 mètres et sur un relevé effectué sur fond de plan ou images papier au 1/1000 puis sur une numérisation effectuée au bureau, les carnets terrain digitaux avec GPS ne permettant pas une géolocalisation précise des fossés souvent situés sous canopée.

1 km ²	Réseau dense (10 km) Accessible		Réseau dense (10 km) Peu accessible		Réseau peu dense (2 km) Accessible		Réseau peu dense (2 km) Peu accessible	
Relevé terrain : tracé	8 h		10 h		2 h		4 h	
Relevé terrain : caractéristiques	15 h		18 h		3 h		4 h	
Relevé terrain : tracé + caractéristiques	20 h		23 h		4 h		6 h	
Numérisation bureau : tracé (SIG)	4h		4h		1h		1h	
Numérisation bureau : caractéristiques	7h		7h		2h		2h	

TABLE B.1 – Temps-Homme en heures nécessaire aux relevés de fossés par unité de surface (1 km²)

Annexe C

Description du modèle de transport des pesticides dans les fossés mis en oeuvre

C.1 présentation générale

Le modèle mis en oeuvre permet une prise en compte conjointe de l'ensemble des processus suivants intervenant dans le devenir des pesticides dans les fossés (Fig. 4.1) :

transferts d'eau et de pesticides en surface : le modèle résout l'équation de l'onde cinématique, dans la direction du bief, qui est classiquement utilisée pour modéliser les écoulements d'eaux à la surface du sol et dans les réseaux hydrographiques (Moussa et al., 2002), en l'absence de conditions aval. Les pesticides sont transportés avec cette eau, à la même vitesse et en supposant les mêmes phénomènes de dispersion.

infiltration d'eau et de pesticides à travers le lit et les berges : Les volumes d'eau infiltrés à travers les berges et le lit du fossé sont déterminés à partir d'un métamodèle en fonction de la conductivité à saturation du sol et de la surface mouillée (donc de la hauteur d'eau dans le fossé). Les masses de pesticides infiltrées dépendent du volume infiltré et de la concentration d'eau s'infiltrant, qu'on suppose égale à la concentration à l'équilibre dans le fossé définie ci-dessous.

sorption de pesticides dans le fossé : la concentration dans le fossé résulte d'une mise à l'équilibre des pesticides entre les différents matériaux sorbants (sol du lit et des berges, végétation vivante ou morte, cendres) et l'eau transitant dans le fossé. Pour le sol, comme classiquement admis, on considère que seuls les deux premiers centimètres se mettent à l'équilibre avec l'eau et les autres matériaux sorbants. L'adsorption et la désorption sont modélisées, avec une représentation

possible d'une hystérèse si besoin.

Ce modèle simplifié a l'avantage d'être robuste et de reposer sur des hypothèses de transfert raisonnables pour simuler le transport des pesticides dans les fossés. On peut cependant noter deux limites :

- la première est que l'on ne simule pas le devenir de l'eau et des pesticides infiltrés. En conséquence, ce modèle permet de définir un risque, a priori maximal, de contamination des eaux souterraines depuis les fossés, mais ne permet pas d'estimer les masses de pesticides atteignant les eaux souterraines. En contre-partie, on ne simule pas explicitement les phénomènes d'écoulements préférentiels qui peuvent accroître le risque. Ceci constitue une très forte limitation de l'infiltration, et tend donc à limiter le risque souterrain.
- la seconde est que les processus de dégradation ne sont pas pris en compte. Cette simplification est acceptable pour les molécules modèles utilisée et pour les durées d'événements considérées (journée).

C.2 Principes de l'algorithme et formulation mathématique

Les étapes suivantes sont mises en œuvre à l'échelle du fossé élémentaire et chaque pas de temps :

C.2.1 Transfert d'eau

1- Calcul du transfert d'eau dans le fossé, sans prendre en compte l'infiltration, avec calcul d'un débit potentiel (notée Q^* , m³/s) et d'une hauteur d'eau associée (H^* , m). La propagation dans le réseau est approchée par l'équation de l'onde diffusante (eq. C.1), dans la direction du bief, résolue par la solution analytique d'Hayami (eq. 2), en supposant que la célérité $C(t)$ et la diffusivité $D(t)$ sont constants dans le temps et l'absence de condition aval (Moussa et al., 1996). (eq. 1) avec :

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = -C\left(\frac{\partial Q}{\partial x} - q\right) + D\left(\frac{\partial^2 Q}{\partial x^2} - \frac{\partial q}{\partial x}\right) \quad (\text{C.1})$$

avec :

Q , le débit (m³/s)

q , les flux latéraux (m²/s) ($q > 0$: apports ; $q < 0$: pertes)

C , la célérité (m/s)

D , la diffusivité (m³/s)

Avec la solution d'Hayami on utilise le produit de convolution suivant :

$$Q(x, t) = Q(x, 0) + \int_0^t (Q(0, t - \tau) - Q(0, 0))\Phi(x, \tau)d\tau \quad (\text{C.2})$$

avec

$$\Phi(x, \tau) = \sqrt{\frac{k_m Z}{\pi \tau^3}} \exp\left(Z\left(2 - \frac{\tau}{k_m}\right) - \frac{k_m}{\tau}\right) \quad (\text{C.3})$$

où

$$Z = \frac{C_m x}{4D_m} \quad (\text{C.4})$$

Z est un nombre adimensionnel caractérisant la diffusivité de l'écoulement, avec C_m et D_m , les valeurs moyennes de C et D et

$$k_m = \frac{x}{C_m} \quad (\text{C.5})$$

correspond à la durée de propagation d'une onde de translation simple. Le débit entrant dans un fossé est la somme des débits en provenance des fossés et des parcelles en amont.

2- Calcul de l'infiltration potentielle (IP , m³/s) sur la section mouillée définie à partir de la hauteur calculée en étape 1 (H^* , m). L'infiltration potentielle est estimée par un métamodèle défini à partir d'une large gamme de situations de fossés infiltrants telles que décrit dans [Dages et al. \(2016\)](#) et qui estime le flux d'infiltration moyen (i , m/s) sur la section mouillée d'un fossé en fonction de la conductivité à saturation du sol du fossé :

$$i = a * Ks + b \quad (\text{C.6})$$

avec $a = 1.58$ et $b = 1.6e-5$ Le débit d'infiltration correspond au flux d'infiltration moyen multiplié par la surface mouillée du bief.

3- Calcul de l'infiltration réelle (IR , m³/s) et du débit en prenant en compte l'infiltration (QR , m³/s), avec :

$$IR = \min(Q^*, IP) \quad (\text{C.7})$$

et

$$QR = Q^* - IR \quad (\text{C.8})$$

Ce bilan de masse permet de limiter le terme d'infiltration au volume d'eau disponible dans le bief. En relation avec l'équation de propagation utilisée, le volume d'eau disponible est assimilé au volume d'eau sortant du bief sur le pas de temps.

C.2.2 Transfert de pesticides

4- Calcul du transfert de pesticides, sans prendre en compte l'infiltration et la sorption, avec calcul d'un débit massique potentiel (notée Q_{pop}^* , kg) et d'une concentration associée (C_{pop}^* , kg/m³). La propagation des pesticides dans le réseau est calquée sur celle de l'eau, selon les équations [C.1](#) et [C.2](#), mais en remplaçant le débit d'eau (m³/s) par un débit massique (kg/s). Ceci

sous-tend une propagation simplifiée des pesticides, avec la même célérité et la même diffusivité que l'eau. La concentration associée est définie comme étant le rapport entre le débit massique potentiel et le débit d'eau potentiel. Le débit massique entrant dans un fossé est la somme des débits massiques en provenance des fossés et des parcelles en amont.

5- Calcul des masses de matériaux sorbants en contact avec l'eau (en fonction de la hauteur d'eau dans le fossé) : sol, végétation vivante, végétation morte (tige et feuille), végétation en décomposition, cendres. Les masses des différents matériaux sont calculées selon les équations détaillées dans [Dolinger et al. \(2016\)](#), hormis pour la masse de sol ($M_{mat,sol}$) pour laquelle la portion des parois immergées est également prise en compte (eq. C.9). L'épaisseur de sol susceptible de participer à l'équilibre, h_s , est un paramètre de la fonction et peut donc être fixé par l'opérateur. Il est par défaut fixé à 2cm.

$$M_{mat,sol} = (l + h_w(t))Lh_s\rho_{sol} \quad (C.9)$$

avec :

l , la largeur du lit du fossé (m)

h_w , la hauteur d'eau dans le fossé (m)

L , la longueur du fossé (m)

ρ_{sol} , la masse volumique du sol (m^3/m^3)

Le volume d'eau participant à l'équilibre correspond au volume d'eau sortant, s'infiltrant et celui contenu dans l'eau de la couche de sol participant à l'équilibre (eq. C.10).

$$V_{eq} = (QR(t) + IR(t))dt + (l + h_w(t))Lh_s\theta_s \quad (C.10)$$

6- Calcul de la concentration à l'équilibre dans le fossé, des masses sorbées et exportées, en fonction des différents matériaux sorbants en contact avec le volume d'eau. Le calcul de la concentration résulte de la combinaison d'une équation de bilan de masse et d'équilibre de sorption. Dans ce modèle nous avons choisi de considérer un modèle linéaire pour l'adsorption et un modèle de freundlich pour la désorption. On suppose qu'on est en adsorption tant que la concentration avant équilibre estimée à l'étape 4 ($C_{pop}^*(t)$) est inférieure à la concentration à l'équilibre au pas de temps précédent ($C_{eq}(t - 1)$). En adsorption, linéaire : la concentration à l'équilibre et la masse sorbée dans chacun des matériaux se calculent selon les équations C.11 et C.12

$$C_{eq} = M_{pop}/(M_{mat} + V_{eq}) \quad (C.11)$$

$$M_{pop,i} = C_{eq}Kd_iM_{mat,i} \quad (C.12)$$

avec :

$M_{pop,i}$ la masse de pesticides sorbés dans le matériau i (avec i , sol, cendres, végétation vivante ou morte)

M_{pop} , la masse totale de pesticides dans le fossé et participant à l'équilibre correspondant à la masse de pesticide sorbés sur l'ensemble des matériaux en début de pas de temps et la masse de pesticides propagée (étape 4).

$M_{mat,i}$ et M_{mat} , la masse du matériau i et la masse totale des matériaux sorbants.

Kd_i , le coefficient de sorption linéaire du matériau i

En désorption, non linéaire : il n'y a pas de solution analytique. La concentration à l'équilibre est calculée avec un schéma numérique basé sur les itérations de Newton. La masse sorbée sur chacun des matériaux est calculée selon l'équation C.13 :

$$M_{pop,i} = (C_{eq})_i^n Kf_i M_{mat,i} \quad (C.13)$$

avec Kf_i et n_i , les coefficients de Freundlich du matériau i La masse exportée ($M_{pop,out}$) est :

$$M_{pop,out} = C_{eq} Q R dt \quad (C.14)$$

C.3 Les couplages spatio-temporels

Ce modèle est développé sur la plateforme de modélisation OpenFLUID (Fabre et al., 2010). La boucle temporelle est gérée par le moteur d'OpenFLUID et les boucles spatiales sont gérées dans les fonctions de simulation. Ainsi,

les étapes 1, 2 et 3 sont rassemblées dans une seule fonction de simulation (transfert d'eau). Elles sont répétées pour chaque fossé de l'amont vers l'aval, en raison i) de couplages spatiaux forts pour un même processus. On considère en effet que le débit entrant dans un fossé au pas de temps t correspond au débit sortant du ou des fossés (et parcelles) amont au même pas de temps ii) de couplages temporels forts entre processus. Les échanges surface-souterrains jouent à la fois sur les volumes d'eau infiltrés et transférés en surface : le volume infiltré dépend de la hauteur d'eau dans le fossé mais ne peut excéder le volume contenu par le fossé ; le débit de surface dépend des quantités infiltrées.

les étapes 4, 5, 6 sont également rassemblées dans une seule fonction de simulation (transfert réactif) et sont répétées pour chaque fossé de l'amont vers l'aval, comme pour l'eau, en raison de couplages spatiaux et temporels forts.

Annexe D

Calcul et sélection des modalités de fossés prises en compte dans les plans d'expérience

D.1 Facteurs et distributions

Pour chaque étape, le plan d'expérience est construit de manière à restreindre le nombre de facteurs d'entrée variables et de modalités par facteur variable tout en maximisant la variabilité de situations explorées, que ce facteur soit quantitatif ou qualitatif. On utilise pour ce faire des méthodes mathématiques spécifiques de "remplissage d'espace" des facteurs.

En effet, un aspect limitant de l'approche par expérimentation numérique est lié au temps de réalisation du modèle et le nombre de réalisations nécessaires est le résultat d'une multiplication entre nombre de facteurs variables pris en compte, nombre de modalités par facteur et nombre de répétitions par modalité des facteurs.

D.1.1 Plan d'expérience (étape 1) à l'échelle du bief

Pour cette première étape d'expérimentation numérique du modèle bief, 7 facteurs d'entrée variables ont été retenus :

Type : Le type de fossé fixant lui-même plusieurs paramètres, à savoir :

- la masse du substrat végétation
- la masse du substrat litière
- la masse du substrat cendre
- la composition de la litière (entre litière de type humus, feuilles sèches ou tiges sèches) qui conditionne le coefficient de sorption de la litière

- le coefficient de rugosité de Manning ou Strickler (section ??)
- un coefficient correctif sur la conductivité à saturation moyenne du type de sol.

Largeur : facteur correspondant à la largeur inférieure du bief qui conditionne en partie les surfaces d'échanges surface-souterrain et la masse des substrats de fond de fossé participant aux processus de sorption et désorption.

Pente : facteur de pente longitudinale du bief (100 m) jouant sur la cinétique des eaux de surface et donc sur les temps de séjour hydrauliques et la hauteur d'eau.

Type de sol : facteur correspondant au type de sol de fond de fossé conditionnant des paramètres hydrodynamiques de sol de van Genuchten définis par des fonctions de pédo-transferts selon Toth et al., 2015 : θ_r , θ_s , α , n , l , ρ et K_s ainsi qu'un coefficient de sorption K_d moyen par type de sol.

Les paramètres de sorption K_d , K_f et n : valeur minimale, moyenne et maximale obtenues expérimentalement par type de sol et par type de matière active (hydrophile, hydrophobe ou fortement hydrophobe) dont la valeur centrale est 1 (valeur du K_d moyen par type de sol).

Hydrogramme d'entrée : facteur qui introduit le volume d'eau, et la durée de crue en entrée du fossé. Il sera ici simplifié comme un hydrogramme "créneau" caractérisé uniquement par deux paramètres : le débit et la durée de crue. Les 9 débits et durées sélectionnés proviennent d'une collection d'hydrogrammes issus de simulations pluie-débit à un exutoire de 1 km^2 sur les 3 sites pour 3 pluies de projet : mensuelles, bi-mensuelles annuelles.

Chemogramme d'entrée : facteur qui représente la charge polluante en amont du fossé caractérisée par une concentration entrante.

Les modalités retenues pour chacun de ces facteurs sont précisées dans le tableau ci-après [D.1](#).

Pour quelques facteurs d'entrée, une fiche explicative qui détaille le mode de calcul des distributions ou modalités retenues est donnée en annexe du rapport final du projet ([Dages et al., 2016](#)).

D.1.2 Plan d'expérience (étape 2) à l'échelle du bief

Pour cette deuxième étape qui simule des effets de désorption pour des crues avec pas de charge polluante entrante, les mêmes réalisations sont reconduites (même plan d'expérience) en substituant le facteur variable "chemogramme" (charge polluante entrante fixée à $0 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) par un facteur variable "stock initial de polluants adsorbés". La sélection des valeurs de stocks initiaux et leur répartition sur les différents matériaux sorbants a été raisonnée par typologie, à partir des résultats de l'étape 1 de la façon suivante :

Facteur	Caractère	Modalités
1. Types	qualitatif	13, 16 ou 17 modes
	Strickler	$\Leftrightarrow K \in (35, 14.1, 8.3, 7.8)$
	Couv. Végét	$\Leftrightarrow CV \in (0.025, 0.15, 0.375, 0.75)$
	Couv. Litière	$\Leftrightarrow CL \in (0.05, 0.32.5, 0.775)$
	Epaiss. Litière	$\Leftrightarrow Ep_{Lit} \in (Ep_1, Ep_2, Ep_3, Ep_4)$
	Couv. Cendres	$\Leftrightarrow C_{Cend} \in (0, 1)$
	Prop. Litière.MO	$\Leftrightarrow Lit_{MO} \in (0, 0.5, 1)$
	Prop. Litière.Feuilles	$\Leftrightarrow Lit_{MSF} \in (0, 0.5, 1)$
	Prop. Litière.Tiges	$\Leftrightarrow Lit_{MST} \in (0, 0.5, 1)$
	Coeff. correc. Ks	$\Leftrightarrow C.Ks \in (C.Ks_1, C.Ks_2, C.Ks_3)$
2. Largeur (m)	quantitatif cont.	(0.28,0.54,1.08)
3. Pente	quantitatif cont.	(0.01,0.01,0.11)
4. Sol	qualitatif	(argile, sable, limon)
	Coeff. sorption. moyen	$Kd_{sol}=(Kd_1, Kd_2, Kd_3)$ $\theta_r=(\theta_{r1}, \theta_{r2}, \theta_{r3})$ $\theta_s=(\theta_{s1}, \theta_{s2}, \theta_{s3})$ $n=(n_1, n_2, n_3)$ $\alpha=(\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3)$ $l=(l_1, l_2, l_3)$ $\rho=(\rho_1, \rho_2, \rho_3)$
5. Coefficient variabilité Kd ($m.s^{-1}$)	quantitatif cont.	($C.Kd_1, C.Kd_2, C.Kd_3$)
6. Hydrogramme	quantitatif cont.	volumes= (v_1, \dots, v_9)
	* pluies (1/2/12 mois)	durées= (d_1, \dots, d_9)
	* 3 bassins	
7. Chemogramme ($\mu g/l^{-1}$)	quantitatif cont.	(0.1,1,10,100)

TABLE D.1 – Modalités des facteurs variables du plan d'expérience - modèle bief

- les 4 valeurs de stocks initiaux correspondent à la médiane de la masse totale retenue dans le bief par unité de surface du lit du bief, pour chacune des 4 concentrations initiales de l'étape 1,
- la répartition entre les différents matériaux sorbants correspond à la moyenne des répartitions, par type de bief et par niveau de Kd_{sol} , des résultats de l'étape 1, puisque les facteurs type et Kd_{sol} expliquent plus de 88% de la répartition du polluant dans les matériaux (voir annexe).

Par conséquence, les scénarios en contamination et en remobilisation ne sont pas additifs. Enfin, il est à noter que l'effet de pratiques, notamment le désherbage chimique de fossés, n'est jamais pris en compte dans les plans d'expériences sur le modèle bief (entre phase de contamination et remobili-

sation par exemple).

D.1.3 Plan d'expérience (étape 3) à l'échelle du bief

Pour cette troisième étape, le même plan d'expérience que pour l'étape 1 est suivi, mais deux crues successives sont simulées, l'une avec une concentration non nulle (dont la valeur est variable selon les scénarios et fixée par le plan d'expérience) et la suivante avec une concentration nulle afin de simuler une remobilisation.

D.2 Combinaison des paramètres

Pour toutes ces étapes, la combinaison minimale des niveaux (modalités) par facteur dans le plan d'expérience qui ne peut être complet¹ est inspirée de méthodes optimisées de tirages semi-aléatoires des modalités de facteurs suivant des méthodes d'exploration de l'espace selon les séquences dites de Sobol. L'idée générale de ces méthodes est, pour un tirage aléatoire limité de bien couvrir la variabilité de tous les facteurs. La méthode d'analyse de sensibilité globale mobilisée (analyse de la variance des sorties selon des indices d'importance construits par méta-modélisation par arbres de classification) l'a été suivant un plan d'expérience qui reprend la méthode de calcul des indices de Sobol et qui s'appuie sur un nombre de réalisations du modèle qui dépend du nombre de facteurs ($p = 7$), et du nombre de répétitions (100 répétitions) désiré par niveau de facteur (10 niveaux), soit ($n = 10 * 100 = 1000$) (Saint-Geours et al., 2011) :

$$Nb_{realisations} = (p + 2) * n = 18000 \quad (D.1)$$

1. pour la typologie hydrophobe, le plan complet est de $17 * 3 * 3 * 3 * 3 * 9 * 4 * 3 = 49572$ réalisations du modèle

Annexe E

Compléments d'analyse de l'impact des fossés sur la contamination des masses d'eau- échelle bief

E.1 Hydrophile

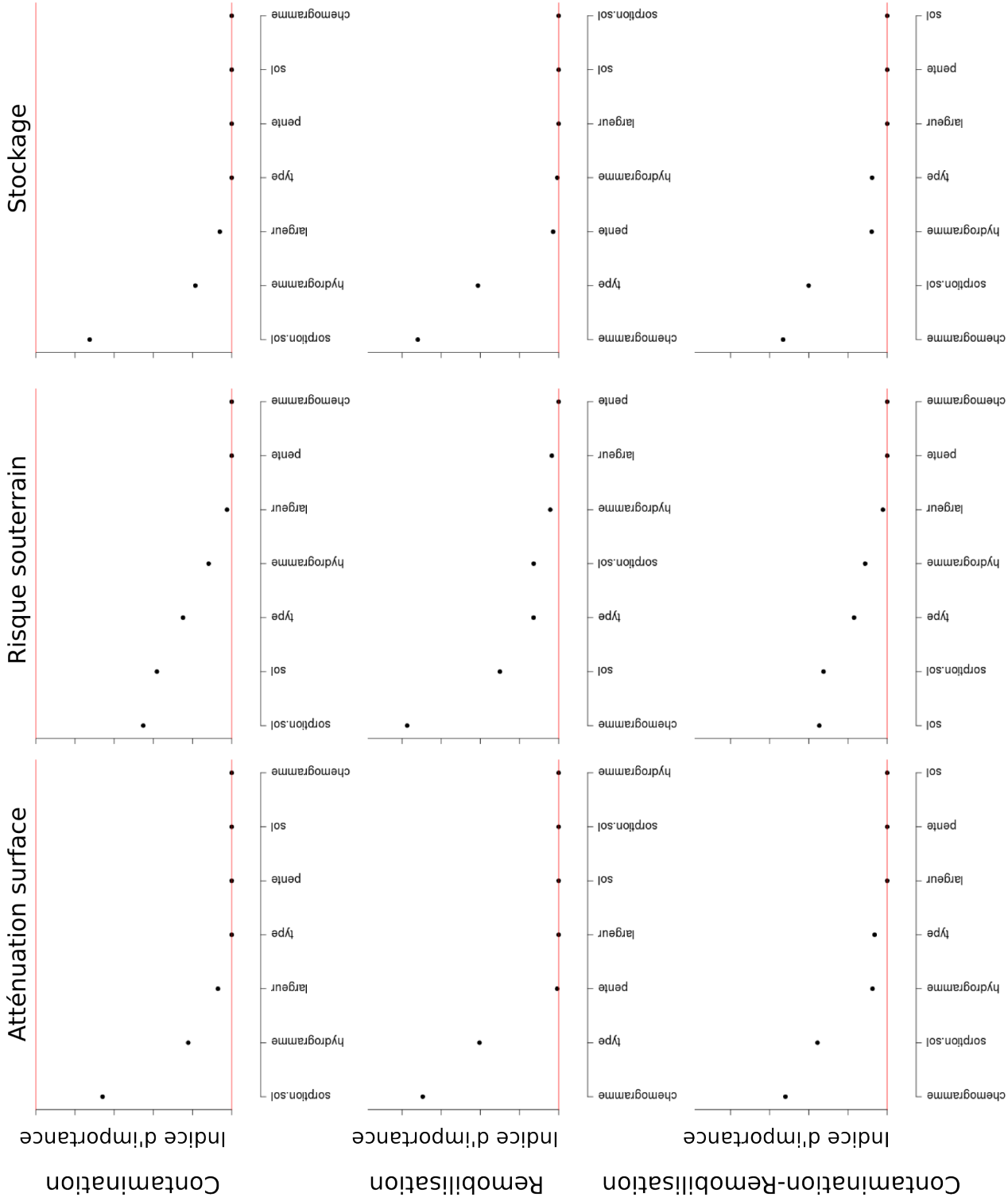


FIGURE E.1 – Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule fortement hydrophile en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.

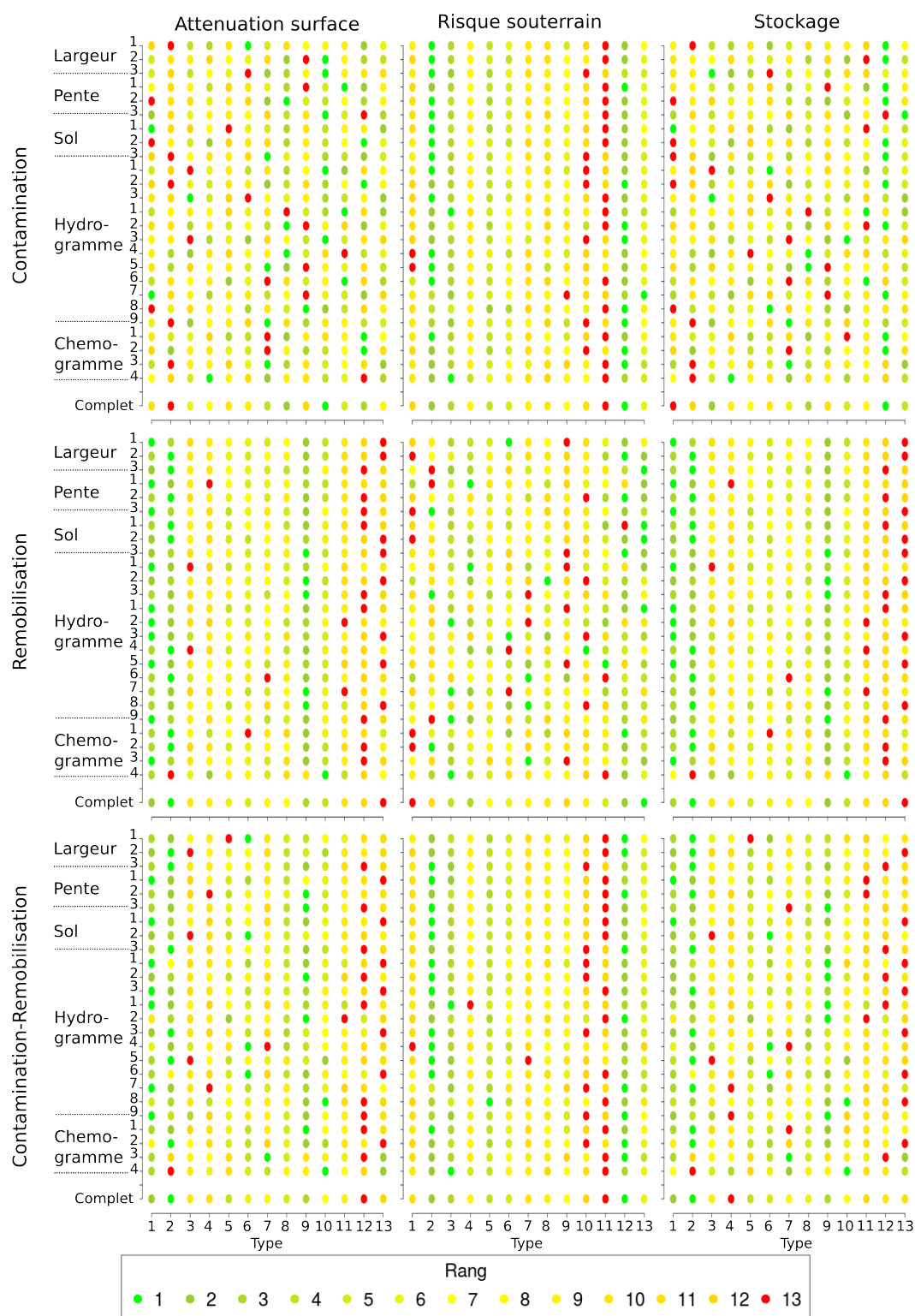


FIGURE E.2 – Hiérarchie des types hydrophiles des plus (rang 1) au moins (rang 13) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)

Répartition médiane des molécules sorbées dans les différents substrats :

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Contamination	Sol	98.56	99.89	99.20	99.10	99.26	98.54	98.34	98.62	99.22	99.62	99.90	98.77
	Litière-tiges	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-feuilles	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Remobilisation	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Sol	100.00	99.98	100.00	100.00	100.00	99.97	100.00	99.98	100.00	100.00	99.99	99.98
	Litière-tiges	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-feuilles	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Contamination-Remobilisation	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01
	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Sol	99.99	100.00	100.00	99.99	99.99	99.95	99.83	99.99	99.99	99.99	99.98	99.99
	Litière-tiges	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-feuilles	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Contamination-Remobilisation	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Sol	99.99	100.00	100.00	99.99	99.99	99.95	99.83	99.99	99.99	99.99	99.98	99.99
	Litière-tiges	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

TABLE E.1 – Hydrophile : médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale

E.2 Hydrophobe

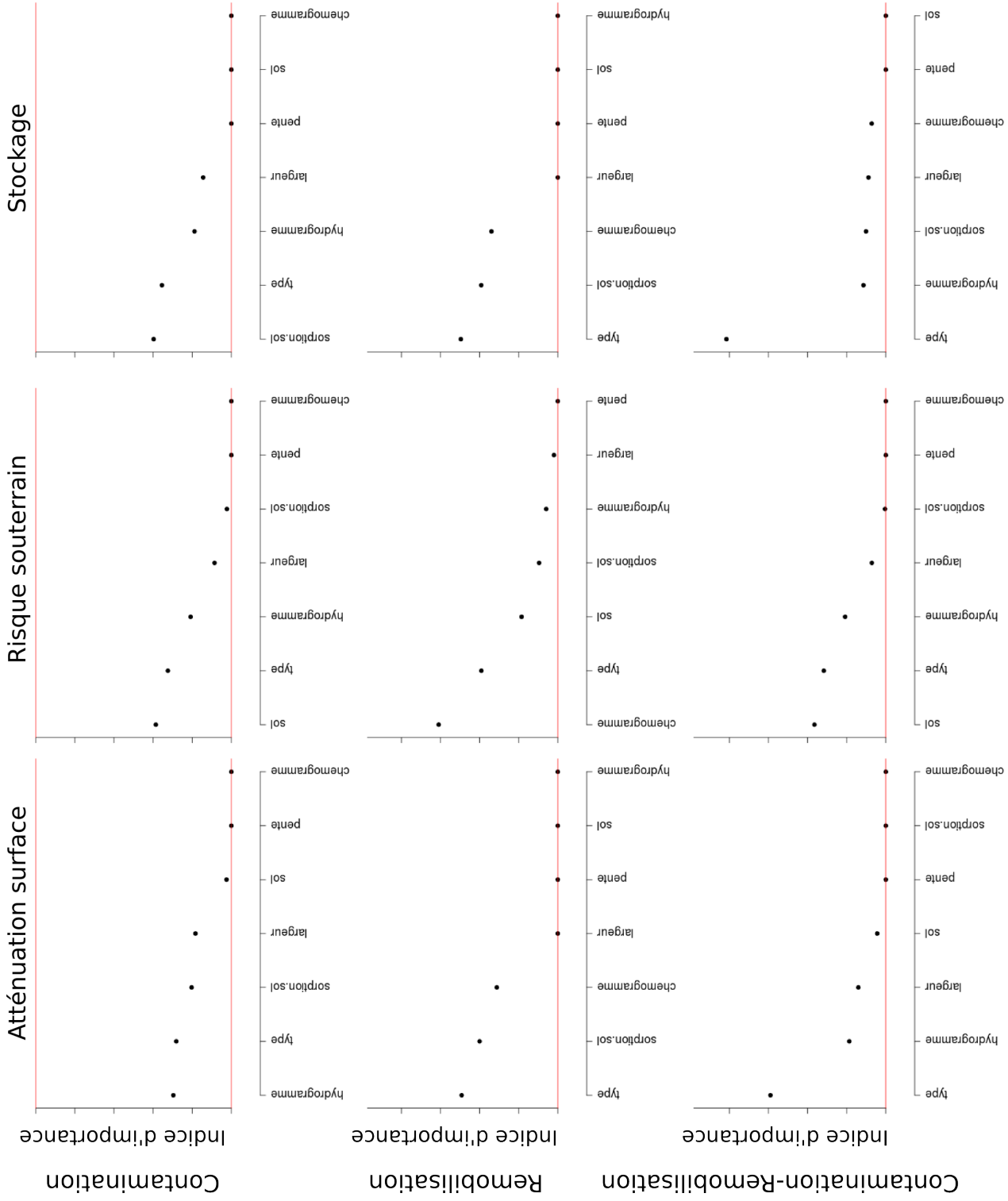


FIGURE E.3 – Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule hydrophobe en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.

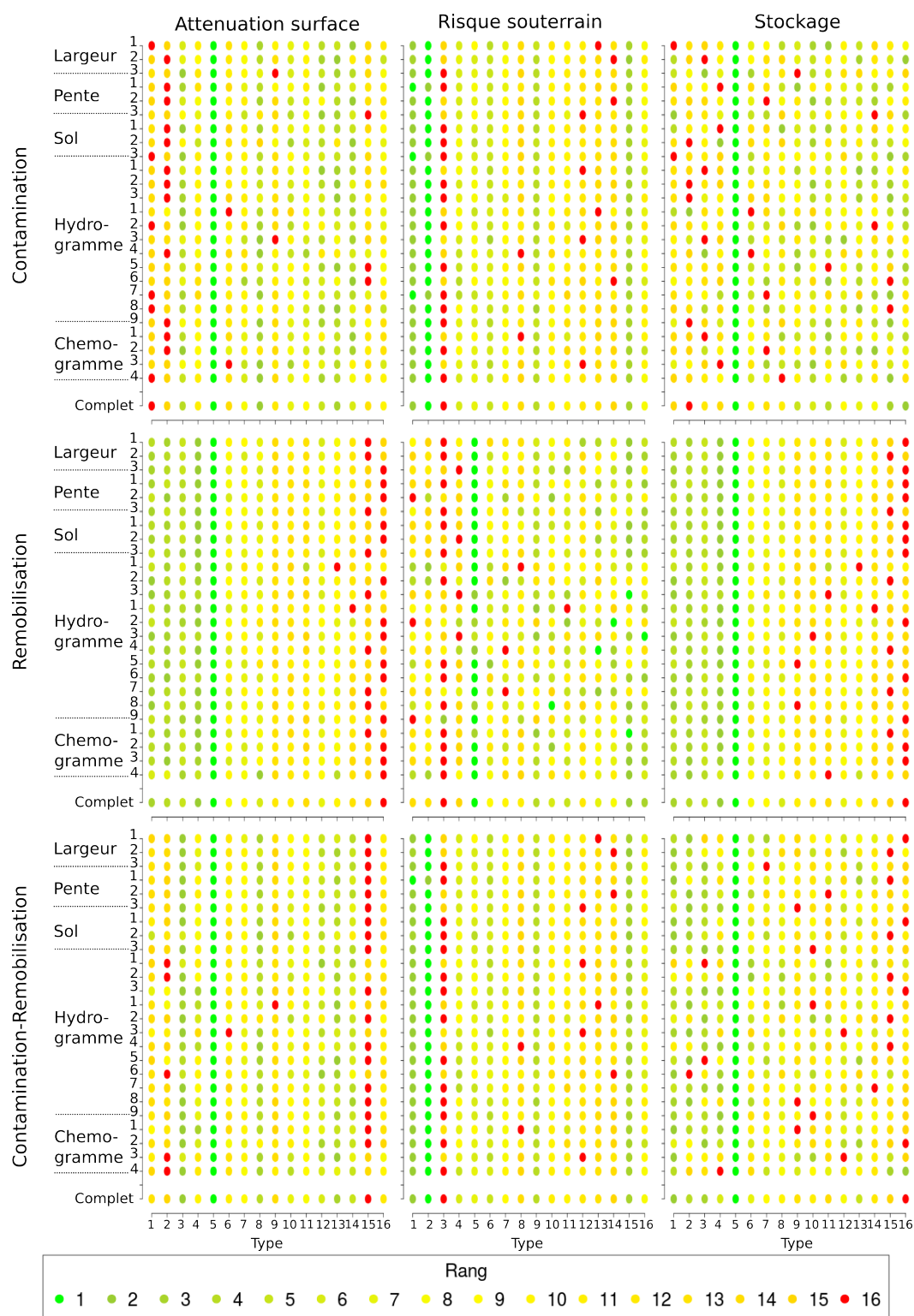


FIGURE E.4 – Hiérarchie des types hydrophobes des plus (rang 1) au moins (rang 16) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)

Répartition médiane des molécules sorbées dans les différents substrats :

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Contamination	Sol	95.86	85.40	83.38	88.94	8.33	90.00	91.25	93.86	87.33	89.56	96.50	79.73	66.26	83.43	89.07	93.94
	Litière-tiges	0.07	0.00	0.00	0.12	0.02	0.00	0.13	0.13	0.00	0.30	0.00	2.18	0.00	0.00	0.00	0.24
	Litière-feuilles	0.05	0.00	1.43	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	1.68	0.00	2.92	0.72	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	18.83	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	0.03	0.03
Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	73.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Remobilisation	Sol	100.00	100.00	100.00	100.00	12.18	99.99	99.99	99.99	100.00	99.81	99.97	100.00	99.99	99.95	99.74	99.88
	Litière-tiges	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-feuilles	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04	0.04	0.12	0.00	0.01	0.05	0.25	0.39
Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	97.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Contamination-Remobilisation	Sol	95.86	85.40	83.38	88.94	8.33	90.00	91.25	93.86	87.33	89.56	96.50	79.73	66.26	83.43	89.07	93.94
	Litière-tiges	0.07	0.00	0.00	0.12	0.02	0.00	0.13	0.13	0.00	0.30	0.00	2.18	0.00	0.00	0.00	0.24
	Litière-feuilles	0.05	0.00	1.43	0.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.82	0.00	0.00	1.68	0.00	2.92	0.72	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	18.83	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	0.03	0.03
Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	73.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

TABLE E.2 – Hydrophobe - médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale

E.3 Fortement Hydrophobe

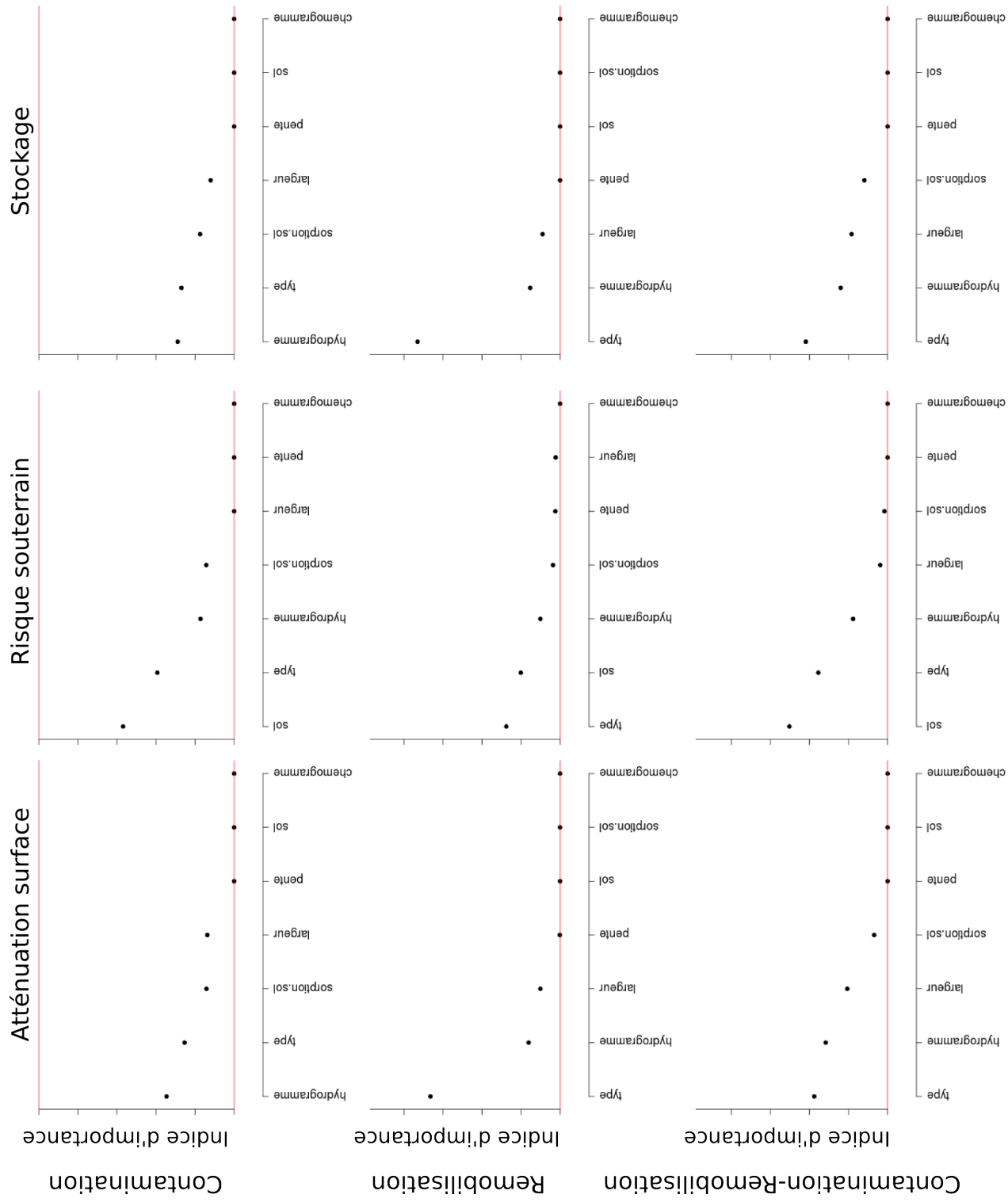


FIGURE E.5 – Indice de sensibilité des facteurs sur les trois indicateurs de contamination (gauche : atténuation de surface, milieu : risque souterrain, droite : stockage) dans le cas d'une contamination par une molécule fortement hydrophobe en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas). Plus le facteur est proche de 1 plus le facteur joue sur l'indicateur.

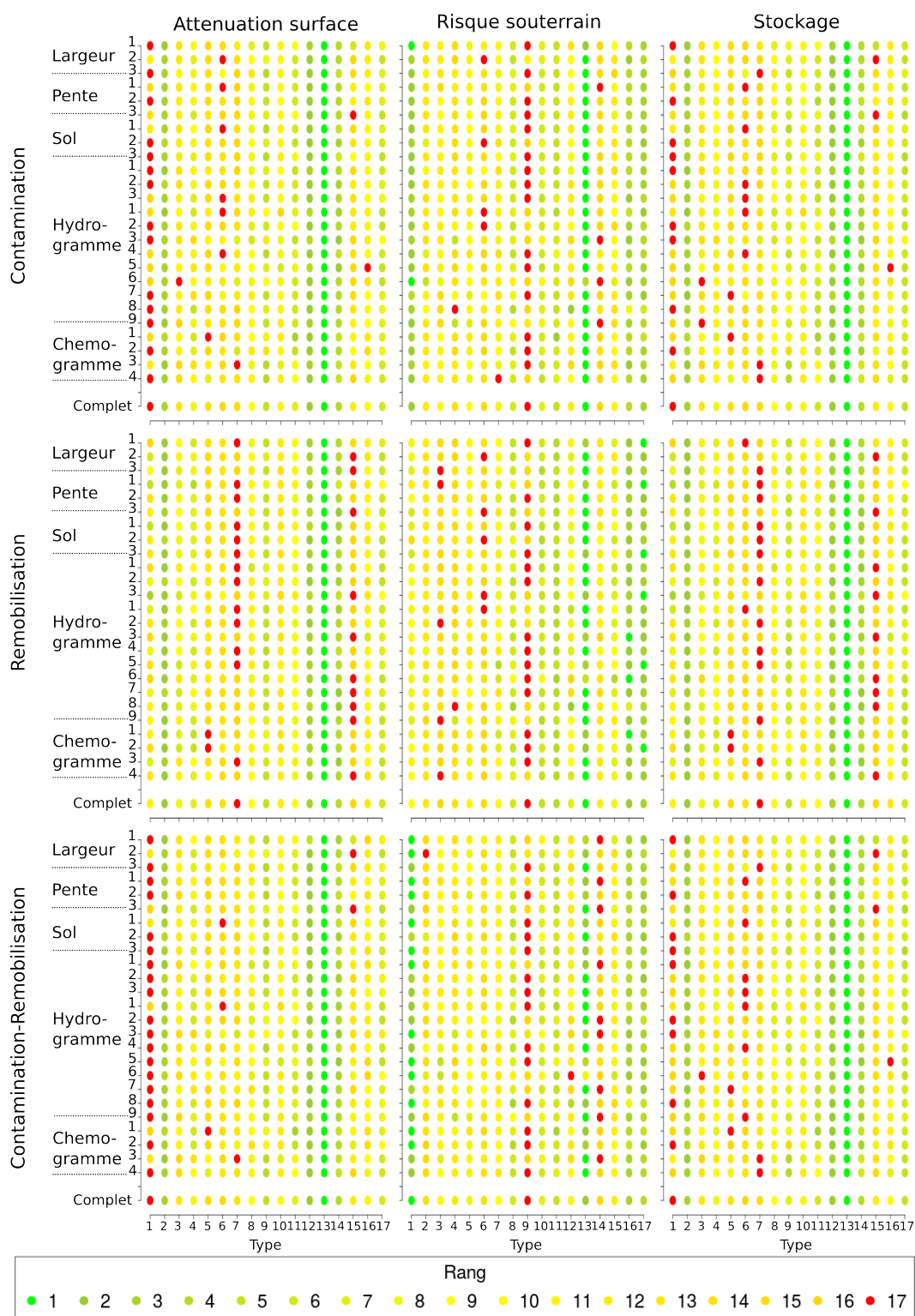


FIGURE E.6 – Hiérarchie des types fortement hydrophobes des plus (rang 1) au moins (rang 17) vertueux identifiée par facteur de variation pour les indicateurs atténuation de surface (gauche), risque souterrain (milieu) et stockage (droite) et pour les scénarios en Contamination (haut), Remobilisation (milieu) et Contamination-Remobilisation (bas)

Répartition médiane des molécules sorbées dans les différents substrats :

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Contamination	Sol	99.33	36.80	85.87	64.53	99.36	97.93	56.31	60.77	70.25	71.58	36.62	4.18	50.31	95.66	77.26	61.72
	Litière-tiges	0.00	52.55	12.41	27.27	0.00	0.00	19.91	39.50	0.00	42.13	43.80	0.00	0.00	0.00	0.00	38.03
	Litière-feuilles	0.00	24.96	0.00	12.95	6.38	0.00	9.46	0.00	22.89	0.00	20.80	0.00	52.29	0.00	22.64	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	95.91	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.03	0.01	0.02	0.03	0.15	0.18	0.11	0.11	0.34	0.30	0.06	0.01	0.20	0.71	0.68	0.54
	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Remobilisation	Sol	99.58	18.49	61.70	46.33	84.78	98.68	93.59	45.21	50.46	36.92	14.63	1.86	21.80	95.10	47.41	26.38
	Litière-tiges	0.00	58.64	28.37	34.32	0.00	0.00	0.00	33.54	52.71	44.62	55.64	0.00	0.00	0.00	0.00	67.16
	Litière-feuilles	0.00	27.86	0.00	16.30	14.32	0.00	0.00	15.93	0.00	36.93	26.43	0.00	84.88	0.00	42.70	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	97.94	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.10	0.01	0.05	0.03	1.12	0.48	2.64	0.34	0.32	1.06	0.84	0.11	0.01	0.49	2.94	1.48
	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Contaminaon - Remobilisation	Sol	99.59	16.86	90.27	70.02	84.83	99.16	97.32	47.62	61.44	63.04	28.13	4.12	40.43	96.21	58.55	50.27
	Litière-tiges	0.00	33.79	16.60	26.54	0.00	0.00	0.00	22.47	35.15	33.48	25.96	0.00	0.00	0.00	0.00	26.97
	Litière-feuilles	0.00	16.05	0.00	12.61	8.56	0.00	0.00	10.67	0.00	26.39	12.33	0.00	46.85	0.00	12.53	0.00
	Litière-MO	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	93.56	0.00	0.00	0.00	0.00
	Végétation épigée	0.03	0.01	0.03	0.03	0.21	0.19	0.55	0.13	0.10	0.40	0.24	0.04	0.01	1.22	0.38	0.39
	Cendres	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

TABLE E.3 – SupHydrophobe : médiane du taux de masse sorbée par substrat exprimée en % de la masse sorbée totale

Annexe F

Compléments d'analyse de l'impact des fossés sur la contamination des masses d'eau - échelle réseau

Pour les molécules fortement hydrophobes, l'atténuation de surface dépend à la fois de la longueur cumulée des fossés de type vertueux mais également de leur position amont-aval, comme illustré par les figures F.1 (du haut et du milieu). Un indicateur de distribution des types vertueux dans le réseau tenant à la fois en compte la longueur de chaque bief et leur distance à l'exutoire permet de mieux expliquer l'atténuation, comme illustrées par les figures F.1 (bas). Cet indicateur, $I_{distrib}$ est construit de la façon suivante :

$$I_{distrib} = \frac{\sum_{bief\ vertueux} L_i/d_i}{\sum_{tout\ le\ reseau} L_j/d_j},$$

avec, L , la longueur d'un bief (m) et d la distance du bief à l'exutoire (m). Il varie de 0 à 1, avec les extrêmes représentant respectivement, l'absence de bief vertueux sur le bassin et l'ensemble du réseau est vertueux. Il augmente avec la longueur cumulée de bief vertueux et avec la proximité des fossés à l'exutoire. L'indicateur explique de 57.3 à 77.8% de la variance de l'atténuation de surface (modèle 1 du tableau F.1. La prédiction de l'atténuation de surface est proche de 90% lorsque l'on considère avec l'indicateur de distribution, le pourcentage de pesticides interceptés par les fossés de type vertueux par rapport à la masse totale de pesticides interceptée par le réseau, noté R_M et la longueur cumulée des fossés de types vertueux exprimée en pourcentage par rapport à la longueur totale du réseau, notée R_l , ainsi que les interactions entre ces 3 variables (modèle 3 du tableau F.1).

$\text{att.surf} = f(\dots)$	Morcille	Roujan	Ruiné
$I_{distrib}$	63.0	77.8	57.3
$I_{distrib}, R_L, R_M$	72.3	77.8	61.3
$I_{distrib}, R_L, R_M, I_{distrib} * R_L, I_{distrib} * R_M, R_L * R_M$	90.1	94.9	87.9

TABLE F.1 – Part de la variance de la valeur de l'atténuation de surface (notée att.surf) expliquée pour trois modèles

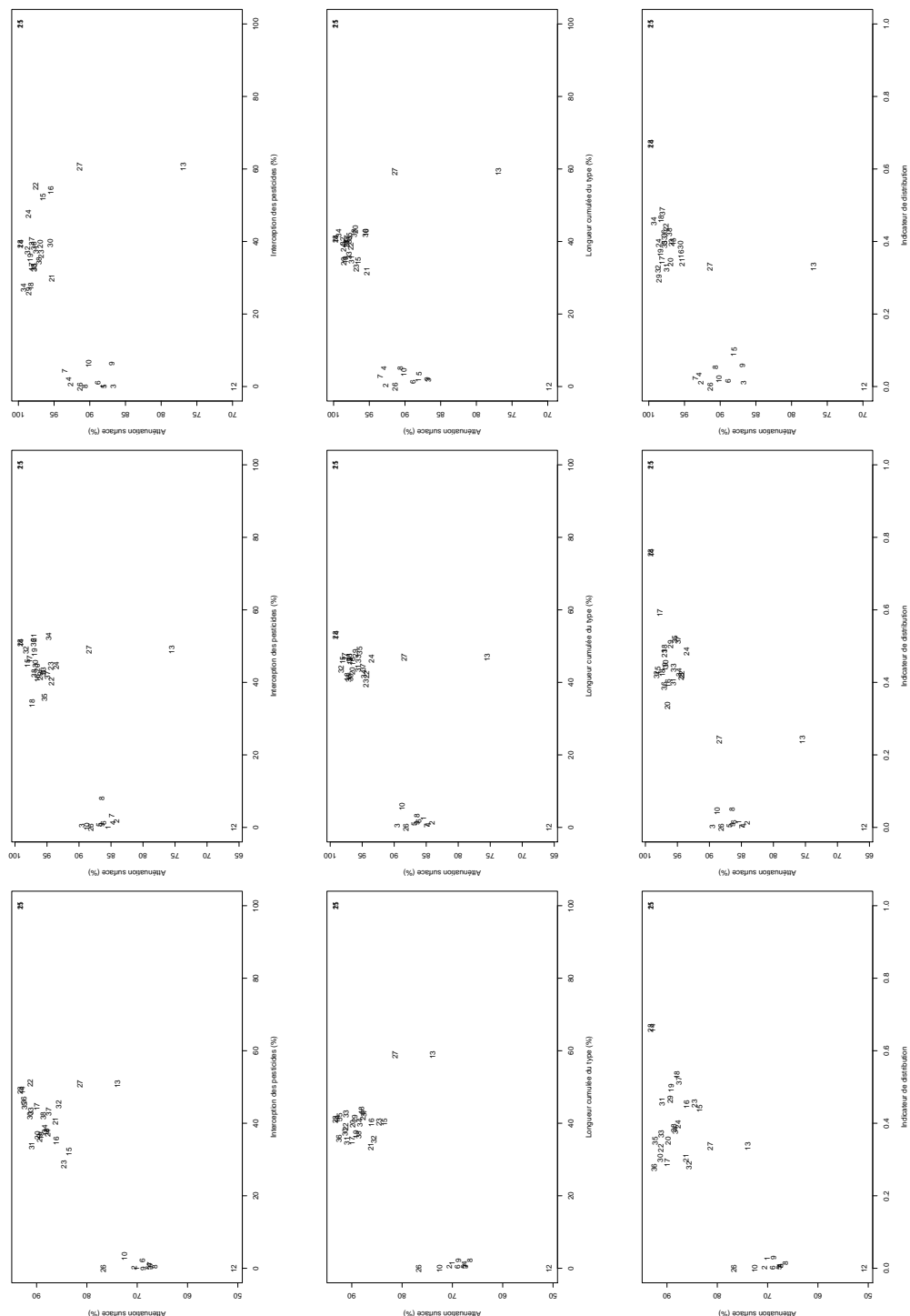


FIGURE F.1 – Analyse de l'atténuation de surface en fonction : haut, du pourcentage de pesticides interceptés par les fossés de type vertueux par rapport à la masse totale de pesticides interceptée par le réseau ; milieu, de la longueur cumulée des fossés de types vertueux exprimée en pourcentage par rapport à la longueur totale du réseau ; bas, de l'indicateur de distribution du type vertueux dans le réseau ; pour les trois bassins versants : gauche- Morcille, centre- Roujan, droite- Ruiné