

Université du Québec  
Centre Eau, Terre et Environnement

Effet des bandes végétales enherbées et enherbées + arborées sur le transport  
d'herbicides dans le ruissellement et le drainage

Par Emmanuelle Caron

Mémoire présenté  
Comme exigence partielle pour l'obtention  
du grade de Maître ès Sciences  
en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur interne	Jean-Christian Auclair, Centre Eau, Terre et Environnement
Examineur externe	Josée Fortin, Université Laval
Directeur de recherche	Pierre Lafrance, Centre Eau, Terre et Environnement
Codirecteur	Marc Duchemin, IRDA inc.

© Droits réservés de Emmanuelle Caron



# Résumé

La pollution diffuse d'origine agricole est une situation de plus en plus préoccupante. Le cas des herbicides est particulièrement problématique. Il est connu que les dispositifs tampon, comme les bandes végétales, ont la capacité de diminuer les quantités d'herbicides exportés des champs vers les cours d'eau. L'objectif de la présente étude est de comparer la capacité de dispositifs tampon enherbé et enherbé+arboré à limiter la quantité d'herbicides exportés dans le ruissellement et le drainage sous formes dissoute et particulaire. Le système expérimental au champ est constitué de 12 parcelles (30 m x 5 m) cultivées en maïs-grain et réparties en quatre blocs aléatoires complets. Les traitements sont : un témoin sans bande, une bande enherbée (5 m) et une bande enherbée+arborée (5 m). Les herbicides étudiés sont l'atrazine, le métolachlore et le dééthylatrazine (DEA). Des échantillons ont été récoltés lors de deux années d'étude, 2004 et 2005. L'étude de l'exportation d'herbicides lors des trois premières pluies après l'application permet d'observer une diminution des masses d'herbicides exportées dans le ruissellement et une augmentation des masses d'herbicides exportées dans le drainage en présence de bandes végétales, comparativement au témoin sans bande. Il en est de même pour les concentrations d'herbicides associés aux sédiments érodés et les masses d'herbicides associés aux sédiments dans le ruissellement. Cependant, si on tient compte du total des exportations (ruissellement+drainage), les bandes végétales sont efficaces pour diminuer les masses d'herbicides exportées sous forme dissoute ainsi que les concentrations d'herbicides associés aux sédiments. Les tests statistiques effectués (ANOVA à trois facteurs et test de Tukey) ne permettent toutefois pas de trouver de différence significative entre le rendement des bandes enherbées et enherbées+arborées. Au niveau de l'évolution temporelle, les masses exportées diminuent de façon marquée entre la première pluie et les pluies subséquentes. Les résultats de rendement obtenus sont également interprétés en fonction des régimes pluviométriques différents ayant prévalu lors des deux années d'étude. Au niveau des mécanismes, la bande végétale posséderait la capacité de ralentir la lame d'eau ruisselée grâce à sa rugosité et favoriserait ainsi l'infiltration du ruissellement. De plus, les bandes végétales augmentent ainsi le temps de

séjour des herbicides, ce qui favorise leur dégradation. Les bandes végétales enherbées et enherbées+arborées sont donc des dispositifs efficaces pour réduire les masses exportées d'herbicides et ainsi, diminuer l'ampleur de la pollution diffuse.

Une autre partie du travail s'est intéressée à l'aspect du transport des herbicides en rivière. Les travaux de terrain reliés à cette section du travail ont été effectués dans le Bras d'Henri dans les municipalités de St-Gilles et St-Narcisse. À l'aide des résultats des concentrations obtenues dans le cadre de ces travaux, il a été possible d'effectuer un calcul du bilan de masse de l'atrazine dans le bassin versant étudié.

---

Étudiante

---

Directeur de recherche

# Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, M. Pierre Lafrance pour son soutien constant tout au long de mon projet de recherche. À travers son calme et ses conseils judicieux, M. Lafrance m'a démontré la valeur de son expérience en recherche.

Je tiens par la suite à remercier mon codirecteur, M. Marc Duchemin, pour sa collaboration. J'ai particulièrement apprécié sa capacité à prodiguer d'excellents conseils et ce, autant sur le terrain que pour l'analyse des résultats.

J'adresse un merci tout particulier à M. Jean-Christian Auclair pour sa participation en ce qui a trait aux aspects statistiques et pour la révision de mon mémoire. Les gens qui agissent par simple bonté et passion de la recherche comme M. Auclair sont de plus en plus rares de nos jours.

Merci à Madame Josée Fortin d'avoir accepté d'agir comme examinateur externe. Ce geste est grandement apprécié.

Un merci également à M. Alain Rousseau, ainsi qu'à son bras droit M. Renaud Quilbé, pour leur aide au niveau de l'aspect hydrologique dans le ruisseau du Bras d'Henri. Leur aide constitue un apport essentiel à cet aspect de mon mémoire.

Merci à M. Éric van Bochove qui nous a guidés lors du démarrage des activités dans le ruisseau du Bras d'Henri.

Merci aux nombreux techniciens de l'IRDA avec qui j'ai eu l'opportunité de travailler sur le terrain : Marie-Claude, Alex, Steph, Michel, Kenneth, Jean-Marie et Alain.

Merci aux techniciens de l'INRS avec qui j'ai eu la chance de travailler : Pauline, Michelle, Pierre et Sébastien. Merci aussi à M. Stéphane Prémont. J'ai beaucoup appris en vous côtoyant.

Merci à mes collègues étudiantes de l'INRS, Nath, Julie, Joëlle, pour votre soutien dans les heures sombres et pour nos délires de fin de semaine au labo.

Merci à mes parents, Marcel et Florence pour leur support psychologique et leurs constants encouragements. Merci de toujours avoir été là pour votre fille.

Finalement, un merci spécial à mon partenaire de vie, M. Steven Charest pour avoir su m'écouter et me soutenir comme lui seul sait le faire. Merci d'être la personne exceptionnelle que tu es.



# Table des matières

Résumé.....	i
Remerciements.....	iii
1 Introduction.....	1
1.1 Problématique de l'utilisation d'herbicides en milieu agricole .....	1
1.2 État de la situation sur la contamination de l'eau par les herbicides .....	2
1.3 Les bandes riveraines : utilisation et réglementation.....	4
2 Revue de littérature.....	7
2.1 Connaissances sur les propriétés chimiques de l'atrazine et du métolachlore.....	7
2.1.1 Solubilité et adsorption .....	7
2.1.2 Dissipation et dégradation.....	8
2.2 Du champ à la rivière : transport, temps de séjour et critères de qualité .....	12
2.2.1 Lien entre les propriétés chimiques et le transport .....	12
2.2.2 Le rapport DEA/Atrazine.....	14
2.2.3 Les critères de qualité .....	14
2.3 Connaissances sur le rendement des bandes enherbées .....	15
2.3.1 Études à l'extérieur du Québec .....	15
2.3.2 Études québécoises .....	17
2.3.3 Facteurs influençant l'efficacité des bandes riveraines .....	19
2.3.4 Les mécanismes d'atténuation en jeu dans les bandes riveraines et les facteurs qui les influencent.....	22
2.4 Les pesticides en bassin versant : sources et transport .....	26
3 Objectifs.....	31
4 Justification de la stratégie expérimentale .....	33
5 Méthodologie.....	35
5.1 Site expérimental de St-Lambert-de-Lauzon : Ferme expérimentale de l'IRDA inc. ....	35
5.1.1 Localisation du site .....	35
5.1.2 Description du site .....	36
5.1.3 Traitements phytosanitaires .....	41
5.1.4 Pluviométrie.....	42
5.1.5 Prélèvement.....	42
5.2 Ruisseau du Bras d'Henri .....	43
5.2.1 Localisation.....	44
5.2.2 Prélèvement.....	45
5.2.3 Connaissances sur les pratiques phytosanitaires et culturales dans le bassin versant du ruisseau du Bras d'Henri .....	47
5.3 Traitement des échantillons au laboratoire .....	47
5.3.1 Extraction des herbicides de l'eau .....	47
5.3.2 Extraction des herbicides des sédiments.....	53
5.4 Séquence du dosage par chromatographie en phase gazeuse et contrôle de qualité.....	56

5.5	Traitement mathématique des résultats.....	58
5.5.1	Calcul des concentrations pour l'eau .....	58
5.5.2	Calcul des masses (St-Lambert).....	59
5.5.3	Calcul des moyennes (St-Lambert).....	59
5.5.4	Calcul des pourcentages par rapport au témoin (St-Lambert) .....	60
5.5.5	Calcul du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée.....	60
5.5.6	Calcul du rapport DEA/atrazine.....	60
5.5.7	Traitements statistiques (St-Lambert).....	61
5.5.8	Calcul des pertes dans le ruisseau du Bras d'Henri .....	61
6	Résultats.....	65
6.1	Contrôle de qualité des dosages.....	65
6.2	Bandes enherbées et enherbées+arborées au site de St-Lambert.....	67
6.2.1	Pluviométrie.....	67
6.2.2	Moyennes des concentrations en herbicides, des volumes d'eau et des masses d'herbicides .....	72
	ANNÉE 2004.....	73
6.2.2.1	Moyennes pour l'année 2004.....	73
6.2.2.2	Contributions du ruissellement et du drainage aux masses dissoutes exportées .....	78
6.2.2.3	Moyennes pour l'année 2004 c) sédiments.....	85
	ANNÉE 2005 .....	87
6.2.2.4	Moyennes pour l'année 2005 a) ruissellement .....	87
6.2.2.5	Moyennes pour l'année 2005 b) drainage.....	88
6.2.2.6	Moyennes pour l'année 2005 c) sédiments.....	91
6.2.3	Pourcentage par rapport au témoin des masses d'herbicides.....	93
	ANNÉE 2004.....	93
6.2.3.1	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 a) ruissellement .....	93
6.2.3.2	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 b) drainage .....	96
6.2.3.3	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 c) total des exportations .....	98
6.2.3.4	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 d) sédiments .....	101
	ANNÉE 2005 .....	104
6.2.3.5	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 a) ruissellement .....	104
6.2.3.6	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 b) drainage .....	104
6.2.3.7	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 c) total des exportations .....	107
6.2.3.8	Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 d) sédiments .....	109
6.2.4	Pourcentage masse exportée/masse appliquée.....	109
	ANNÉE 2004.....	110

	ANNÉE 2005 .....	112
	6.2.5 Rapport DEA/Atrazine.....	114
	ANNÉE 2004 .....	115
	ANNÉE 2005 .....	116
	6.3 Bilan sur l'exportation d'herbicides dans le ruisseau du Bras d'Henri .....	117
7	Discussion.....	129
	7.1 Efficacité des dispositifs végétalisés.....	129
	7.2 Impact des bandes végétales sur la répartition des écoulements .....	129
	7.3 Impact des précipitations sur la répartition des écoulements et l'efficacité des bandes végétales.....	130
	7.4 Impact de l'intervalle de temps écoulé entre l'application et les événements pluviaux.....	131
	7.5 Impact des bandes végétales sur le temps de séjour des composés herbicides .....	132
	7.6 Impact des bandes végétales sur les masses d'herbicides associés aux sédiments.....	133
	7.7 Mécanismes d'atténuation dans les bandes végétales.....	133
	7.8 Variabilité inter-annuelle .....	134
	7.9 Transport d'herbicides dans le ruisseau du Bras d'Henri .....	135
8	Conclusion .....	137
9	Liste des références bibliographiques.....	139



# Liste des tableaux

Tableau 1 : Moyennes des concentrations, des volumes et des masses dans le ruissellement (2004).....	73
Tableau 2 : Moyennes des concentrations, des volumes et des masses dans le drainage (2004).....	74
Tableau 3 : Résultats des analyses statistiques (2004).....	75
Tableau 4 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le ruissellement (2004).....	85
Tableau 5 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le drainage (2004).....	86
Tableau 6 : Moyennes des masses d'herbicides associés aux sédiments pour le total des exportations (ruissellement + drainage) (2004).....	86
Tableau 7 : Moyennes des concentrations et des masses dans le ruissellement (2005) .	87
Tableau 8 : Moyennes des concentrations et des masses dans le drainage (2005).....	89
Tableau 9 : Résultats des analyses statistiques (2005).....	90
Tableau 10 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le drainage (2005).....	92
Tableau 11 : Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (2004) .....	110
Tableau 12 : Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (2005) .....	113
Tableau 13 : Moyenne des rapports DEA/Atrazine (2004) .....	115
Tableau 14 : Moyenne des rapports DEA/Atrazine dans le drainage (2005) .....	116



# Liste des figures

Figure 1 :	Résumé des processus d'atténuation et de transport en action dans les bandes végétales (Domange, 2005 selon CORPEN, 1997).....	25
Figure 2 :	Localisation de la Ferme expérimentale de l'IRDA inc. à St-Lambert-de-Lauzon (flèche noire).....	35
Figure 3 :	Schéma du dispositif expérimental (Source : Marc Duchemin, IRDA inc).....	37
Figure 4 :	Photo du dispositif (Source : Marc Duchemin, IRDA inc).....	38
Figure 5 :	Système de drainage d'un bloc de répétitions des traitements (Source : Marc Duchemin, IRDA inc.).....	39
Figure 6 :	Augets basculeurs et échantillonneurs (Source : Marc Duchemin, IRDA inc.).....	40
Figure 7 :	Localisation des sites d'échantillonnage.....	44
Figure 8 :	Photos des sites d'échantillonnage : A) et B) au site de St-Narcisse ; C) et D) au site de St-Gilles.....	46
Figure 9 :	Pluviométrie pour la période des trois pluies étudiées : A) 2004; B) 2005.....	68
Figure 10 :	Intensité – durée pour chacune des trois pluies des deux années d'étude A) 29 juin 2004; B) 1er juillet 2004; C) 8 juillet 2004; D) 9 juillet 2005; E) 14 juillet 2005; F) 17 juillet 2005.....	72
Figure 11 :	Moyennes et intervalle de confiance (95 %) des masses exportées en fonction du jour, de la profondeur et du traitement (2004).....	75
Figure 12 :	Relation entre le nombre de jours après l'application et la masse exportée pour chacun des trois traitements dans le ruissellement en 2004 : A) Atrazine; B) Métolachlore; C) DEA (A et B sont à la même échelle afin de faciliter la comparaison entre atrazine et métolachlore).....	77
Figure 13 :	Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée d'atrazine en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies.....	80
Figure 14 :	Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée de métolachlore en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies.....	82
Figure 15 :	Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée de DEA en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies.....	84
Figure 16 :	Moyennes et intervalle de confiance (95 %) des masses exportées en fonction du jour, de la profondeur et du traitement (2005).....	90
Figure 17 :	Masses d'atrazine, de métolachlore et de DEA dans le drainage sur filtre de 1,5 µm (2005).....	92
Figure 18 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C)Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004).....	94

Figure 19 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C)Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004).....	97
Figure 20 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne totale exportée (par rapport au témoin) : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C)Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004).....	99
Figure 21 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement sur filtre de 1,5 µm (2004) .....	101
Figure 22 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement et le drainage sur filtre de 1,5 µm (2004)...	102
Figure 23 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement et le drainage sur filtre de 1,5 µm (2004)...	103
Figure 24 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2005).....	105
Figure 25 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne totale exportée (par rapport au témoin) : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2005).....	108
Figure 26 :	Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage sur filtre de 1,5 µm (2005).....	109
Figure 27 :	Relation entre le débit et les concentrations sur les sites d'étude du Bras d'Henri : A) Site de St-Gilles et B) Site de St-Narcisse.....	118
Figure 28 :	Précipitations à l'été 2005 enregistrées aux stations 7027259 (A) et 7027840 (B) (source : Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs)..	120
Figure 29 :	Superficies drainées aux deux sites A) St-Gilles et B) St-Narcisse.....	122
Figure 30 :	Évolution dans le temps des composantes de l'équation du bilan de masse au site de St-Narcisse .....	124

# Liste des annexes

Annexe A : Méthodologie.....	153
Annexe B : Contrôle de qualité.....	159
Annexe C : Résultats détaillés des concentrations, des masses d'herbicides, des volumes d'eau et de la pluviométrie quotidienne au site de St-Lambert : 2004.....	171
Annexe D : Résultats détaillés des concentrations, des masses d'herbicides, des volumes d'eau et de la pluviométrie quotidienne au site de St-Lambert : 2005.....	175
Annexe E : Degrés de liberté des analyses statistiques : 2004.....	181
Annexe F : Degrés de liberté des analyses statistiques : 2005.....	183
Annexe G : Résultats détaillés des pourcentages par rapport au témoin : 2004.....	185
Annexe H : Résultats détaillés des pourcentages par rapport au témoin : 2005.....	187
Annexe I : Résultats détaillés du calcul du pourcentage masse exportée/masse appliquée : 2004.....	189
Annexe J : Résultats détaillés du calcul du pourcentage masse exportée/masse appliquée : 2005.....	191
Annexe K : Résultats détaillés du calcul du rapport DEA/Atrazine : 2004.....	193
Annexe L : Résultats détaillés du calcul du rapport DEA/Atrazine : 2005.....	197
Annexe M : Résultats détaillés des concentrations, des charges, des bilans de masses et des masses dégradées pour le ruisseau du Bras d'Henri.....	201



# 1 Introduction

---

## 1.1 Problématique de l'utilisation d'herbicides en milieu agricole

La qualité de l'eau en milieu agricole peut être dégradée physiquement, par les matières en suspension, biologiquement, par la présence non désirable de bactéries comme les coliformes fécaux et chimiquement, principalement par les fertilisants et les herbicides (Gallichand *et al.* 1993, selon Goupil, 1995). L'ampleur de cette pollution sera influencée par l'intensité des activités agricoles, leur nature, le climat, la topographie et les pratiques de gestion (CCSE, 2006).

Aux États-Unis, 115 millions de kilogrammes d'herbicides sont utilisés en pré-émergence annuellement (Sadeghi *et al.* 2000). En Illinois, en 1999 et 2000, les herbicides les plus utilisés sont : l'atrazine, le métolachlore, l'acétochlore, le glyphosate, le pendiméthaline et le trifuralin (David *et al.* 2003). L'atrazine est un herbicide utilisé principalement dans le maïs (Stamer *et al.* 1994 selon Hyer *et al.* 2001). Entre 1976 et 1993, les ventes d'atrazine ont diminué de 20%, mais elle demeure la plus utilisée des pesticides par poids de matière active (Battaglin et Hay, 1996). Le U.S.E.P.A. a mis en ordre de priorité certains pesticides selon les risques qu'ils représentaient pour la santé humaine dans l'eau potable : l'atrazine se classe troisième sur 48 (U.S.E.P.A., 1991 selon Battaglin et Hay, 1996). Ces risques incluent entre autres des problèmes reproductifs, cardiaques et des tumeurs (Battaglin et Hay, 1996). En ce qui a trait au métolachlore, c'est un chloroacétamide sélectif qui est principalement utilisé pour le contrôle des mauvaises herbes à feuilles larges dans le maïs (Rice *et al.* 2002). Au début des années 1990, on estimait que 22 millions de kilogrammes de métolachlore étaient appliqués dans les champs aux États-Unis, principalement dans le Midwest (Rice *et al.* 2002).

Au Québec, les ventes d'herbicides sont passées de 2886 tonnes de matières actives (1992) à 2647 tonnes (2000) (BPR, 2005). Ainsi, en 1993, on appliquait en moyenne 3,5 kilogrammes de matières actives par hectare comparativement à 2,7 kg en 2000 (BPR,

2005). En 1992, 2 886 235 kilogrammes de matières actives ont été vendus pour utilisation en milieu agricole au Québec. Pour l'année 2001, ce chiffre est de 2 591 716 kilogrammes de matières actives. Pour l'ensemble des activités utilisant des pesticides (usage domestique, entretien, industriel, extermination, usage en milieu forestier), 3 752 984 kilogrammes de matières actives ont été vendus en 1992. Ce montant est de 3 276 257 kilogrammes de matières actives en 2002 (Gorse, 2005). On peut donc dire que l'industrie agricole est un grand consommateur de pesticides au Québec.

## **1.2 État de la situation sur la contamination de l'eau par les herbicides**

Dans le cadre du programme St-Laurent Vision 2000, un suivi des concentrations d'herbicides a été effectué dans le Fleuve St-Laurent. Selon St-Laurent Vision 2000 (2006), les herbicides détectés proviennent du bassin des Grands Lacs durant la majeure partie de l'année, tandis qu'en été, ils proviennent principalement des épandages ayant lieu dans les basses terres du St-Laurent. Depuis 1995, aucune tendance (soit à la hausse ou à la baisse) n'a été observée dans les concentrations en herbicides détectées dans le Fleuve St-Laurent (SLV 2000, 2006). Les concentrations d'atrazine et de métolachlore mesurées dans le fleuve sont de l'ordre de 50 ng/L (53 ng/L à l'Île Wolfe et 48 ng/L à Québec) et de 20 ng/L (18 ng/L à l'Île Wolfe et 21 ng/L à Québec) (SLV 2000, 2006).

L'atrazine a été introduite au Canada en 1960 (Environnement Canada, 2006). Son utilisation est maintenant réduite de moitié par rapport à celle des années 1980 (Environnement Canada, 2006). Dans les tributaires du Fleuve St-Laurent, l'atrazine demeure le pesticide le plus souvent détecté dans les cours d'eau en période estivale (Environnement Canada, 2006). Cependant, l'atrazine n'est pas le seul pesticide pouvant être problématique. En effet dans plusieurs des rivières suivies, il est possible de détecter une dizaine de pesticides, jusqu'à une vingtaine dans le cas de la rivière St-Régis (Giroux, 2002). Les principaux herbicides détectés sont utilisés dans la production de maïs, comme l'atrazine et le métolachlore (Giroux, 2002). Au Québec, les superficies en production de maïs ont augmenté de 29 % depuis 1996 (Giroux, 2002). Ainsi, dans le cadre du suivi réalisé par Giroux, lors des années 1999, 2000 et 2001, l'atrazine a été

détectée dans 100 % des échantillons d'eau recueillis et le métolachlore dans 99,8 % des échantillons (Giroux, 2002). Quant aux produits de dégradation de l'atrazine, le dééthylatrazine (DEA) et la déisopropylatrazine (DIA) ont été détectés respectivement dans 98,1 % et 70,9 % des échantillons. En ce qui a trait aux fréquences de dépassement des critères pour la protection de la vie aquatique, en 1992 l'atrazine dépassait le critère dans 43,2 % des échantillons. En 2001, la fréquence de dépassement était de 9,6 %. Pour le métolachlore, en 1992, les concentrations mesurées n'excédaient jamais le critère de la protection de la vie aquatique. En 2001, ce critère était excédé dans 0,56 % des cas (Giroux, 2002). Les rivières ayant fait l'objet de ce suivi sont les rivières Chibouet, des Hurons, Saint-Régis et Saint-Zéphin.

La situation est sensiblement la même aux États-Unis. En effet, dans le cadre du programme « National Water Quality Assessment », ce sont l'atrazine et le métolachlore qui ont été détectés le plus souvent (Giroux, 2002). En 1996, on estimait que le Mississippi transportait annuellement 160 tonnes d'atrazine, 71 tonnes de simazine, 56 tonnes de métolachlore et 18 tonnes d'alachlore (Flury, 1996). Aux États-Unis, des pesticides ont été retrouvés dans 10,4 % des systèmes municipaux d'alimentation en eau potable et dans 4,2 % des puits domestiques (U.S.E.P.A., 1990 et U.S.E.P.A. 1992 selon Flury, 1996). Sur la côte Est, dans la rivière Patuxent, c'est l'atrazine qui a été détectée aux plus fortes concentrations (McConnell *et al.* 2004). Dans les eaux de surface, il a été documenté que les herbicides peuvent causer des dommages importants aux espèces des niveaux trophiques inférieurs de la chaîne alimentaire (McConnell *et al.* 2004).

### 1.3 Les bandes riveraines : utilisation et réglementation

Une bande riveraine est « une zone située en contrebas d'un champ en culture ou d'une unité de production animale qui est occupée par des plantes endémiques ou introduites » (Dillaha, 1989 selon CCSE, 2006). Elle protège la qualité de l'eau, régularise les débits et stabilise les berges (CCSE, 2006). Les bandes riveraines ligneuses fournissent de l'ombrage, des refuges et aident au maintien de la température fraîche de l'eau, permettant ainsi la conservation d'un taux d'oxygène dissous adéquat, ce qui contribue grandement à l'amélioration de l'habitat du poisson et des invertébrés (Wesche *et al.* 1985 selon Goupil, 1995. Belt *et al.* 1992 selon CCSE, 2006). De plus, le fait que les espèces ligneuses aient une croissance plus faible que les espèces herbacées est un facteur qui pourrait protéger les terres agricoles de l'envahissement (Gratton, 1989 selon Goupil, 1995).

Selon Osborne et Kovacic, les bandes végétales sont capables d'avoir un impact sur la qualité de l'eau (Osborne et Kovacic, 1993). Tout d'abord, dans le cas d'une végétation haute, les bandes végétales sont capables de réduire les fluctuations de température dans les cours d'eau grâce à l'ombrage qu'elles produisent. Ensuite, elles sont capables de réduire la quantité de sédiments qui parvient au cours d'eau. De plus, elles seraient aptes à réduire l'apport en éléments nutritifs, particulièrement les nitrates et le phosphore. Finalement, les bandes végétales pourraient avoir un impact sur le cours d'eau lui-même en modifiant sa productivité, sa biodiversité, son contenu en matière organique et sa capacité de stockage de l'eau (Sharitz *et al.* 1992 selon Osborne et Kovacic, 1993).

La réglementation québécoise sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables stipule que, dans le cadre d'une exploitation agricole, il est permis de cultiver à l'intérieur de la rive, mais qu'une bande de 3 mètres de large non labourée doit obligatoirement être conservée (Goupil, 1998). Dans les cas où le haut du talus (terrain en pente) se trouve à moins de 3 mètres de la ligne des hautes eaux, cette bande doit comprendre au moins un mètre sur le replat du terrain (Goupil, 1998). La ligne des hautes eaux est définie botaniquement comme étant l'emplacement où les plantes aquatiques

cèdent leur dominance aux plantes terrestres. Statistiquement, la ligne des hautes eaux est la hauteur d'eau atteinte par une inondation de récurrence de deux ans avec une série temporelle d'au moins vingt ans (Goupil, 1998).

Le code de gestion des pesticides interdit l'application de pesticides agricoles à moins de 3 mètres d'un cours d'eau ou d'un fossé dont l'aire totale d'écoulement est supérieure à 2 m<sup>2</sup> (Code de gestion des pesticides, 2004). Pour les cours d'eau, même intermittents, ou les fossés dont l'aire totale d'écoulement est inférieure à 2 m<sup>2</sup>, l'interdiction s'applique sur une distance d'un mètre (Code de gestion des pesticides, 2004). La distance du fossé est ici mesurée à partir du haut du talus tandis que celle d'un cours d'eau se mesure à partir de la ligne naturelle des hautes eaux telle que définie par la Politique sur la protection des rives, du littoral et des plaines inondables (Code de gestion des pesticides, 2004).



## 2 Revue de littérature

---

### 2.1 Connaissances sur les propriétés chimiques de l'atrazine et du métolachlore

L'atrazine et le métolachlore semblent donc être des herbicides problématiques dans les cours d'eau, et ce dans plusieurs pays : la preuve en est leur fréquence de détection élevée et les concentrations qu'ils atteignent en cours d'eau (Clark et Goolsby, 2000 selon Giroux, 2002). Il est d'une importance primordiale de bien connaître leurs propriétés chimiques afin de mieux comprendre leurs mécanismes de transport. Dans la prochaine section, il sera question des propriétés de solubilité, d'adsorption et de dégradation de ces deux composés.

#### 2.1.1 Solubilité et adsorption

L'atrazine [2-chloro-4-(éthylamino)-6-isopropylamine-s-triazine] est relativement soluble dans l'eau (Becker *et al.* 1989 selon Battaglin et Hay, 1996). Sa solubilité est de 33 mg/L (Navarro *et al.* 2004 et Rice *et al.* 2004). Son  $K_{oc}$  est de 100 mL/g (Rice *et al.* 2004). Le  $K_{oc}$  est le coefficient de partition entre le carbone organique et l'eau. Le  $K_{oc}$  est une mesure de l'adsorption d'une substance sur la matière organique. Il peut être calculé selon la formule :  $K_{oc} = K_d / \text{fraction de carbone organique}$  (Gouy *et al.* 1999). Le  $K_d$  est quant à lui une mesure de la distribution d'un composé entre les phases dissoutes et particulaires (Ifremer, 2006). En ce qui a trait au métolachlore [2-chloro-*N*-(2-éthyl-6-méthylphényl)-*N*-(méthoxyprop-2-yl) acétamide), sa solubilité est de 530 mg/L et son  $K_{oc}$  est de 200 mL/g (Rice *et al.* 2004). De plus amples informations sur les  $K_{oc}$  de l'atrazine et du métolachlore sont disponibles dans Hornsby *et al.* 1995.

L'adsorption des pesticides est proportionnelle au contenu en matière organique du sol (Stoeckel *et al.* 1997 selon Lacas *et al.* 2005). Le deuxième facteur influençant l'adsorption est le contenu en argile (Smalling et Aelion, 2004). Son influence est significative si la proportion argile/matière organique est plus grande que 30 (Staddon *et*

al. 2001). D'autres facteurs peuvent également influencer l'adsorption comme par exemple le pH et la température (Koskinen et Harper, 1990 selon Mersie *et al.* 1999. Calvet *et al.* 1980 selon Lacas *et al.* 2005). Généralement, l'atrazine et le métolachlore sont moins adsorbés lorsque la température augmente (CCMRE, 1989 selon Gagné, 1995). L'adsorption de l'atrazine est influencée lorsque le pH du sol est inférieur à 3,7 (Walker et Crawford, 1968 selon Gagné, 1995).

L'adsorption des herbicides est proportionnelle au temps (Flury, 1996). Ainsi, les herbicides sont plus facilement transportés si une pluie importante survient dans un laps de temps assez court après l'application (Wauchope, 1978 et Gaynor *et al.* 1995 selon Gaynor *et al.* 2002). En effet, Gaynor *et al.* (2002) ont mesuré que 90 % de l'exportation de métolachlore avait lieu lors de la première pluie (Gaynor *et al.* 2002).

### **2.1.2 Dissipation et dégradation**

#### 1) Dissipation

La diminution des concentrations dans le sol d'un pesticide donné (dissipation) est le résultat de la volatilisation, des pertes par ruissellement ou infiltration, de la prise en charge par les plantes, de l'adsorption et de la dégradation, qu'elle soit d'origine biologique ou non (photodégradation par exemple) (Peter et Weber, 1995 selon Rice *et al.* 2002). La minéralisation, c'est-à-dire la dégradation complète d'un composé est presque toujours le résultat du travail des bactéries (Alexander, 1981). Dans le cas des triazines, comme l'atrazine, ce processus est lent (Mersie *et al.* 1999).

La persistance dans l'environnement d'un pesticide donné est influencée par plusieurs facteurs : ses réactions chimiques avec l'eau, ses caractéristiques physico-chimiques, l'activité des micro-organismes, le climat et les caractéristiques du sol (Goupil, 1995). Les principales caractéristiques du sol qui peuvent influencer sa dissipation sont : l'humidité, le pH (entre 5,5 et 8 avec un optimum à 7) (Sparks, 1995 selon Jebellie *et al.* 1996) et la température (Hyzak et Zimdahl, 1974 et Savage, 1977 selon Jebellie *et al.* 1996). La biodégradation (par les micro-organismes) semble avoir lieu principalement en

phase aqueuse, pouvant ainsi diminuer les concentrations en phase dissoute comparativement à la phase adsorbée (Smalling et Aelion, 2004). Certains auteurs ont émis l'hypothèse que les herbicides pouvaient former des résidus liés au sol, là où il y a peu de biodégradation, ce qui aurait pour effet de diminuer la quantité d'herbicides disponibles à la dégradation par les micro-organismes (Flury, 1996).

## 2) Dégradation

Pour l'atrazine, la principale voie de dégradation biotique dans le sol est la déalkylation (enlèvement d'un groupement alkyl) (Adams et Thurman, 1991). Cette réaction est effectuée par des champignons et des bactéries (Adams et Thurman, 1991). En effet, certaines bactéries semblent être capables de dégrader l'atrazine et de l'utiliser comme source de carbone et d'autres, comme source d'azote (Sims et Cupples, 1999). Selon les organismes impliqués, la déalkylation peut être une dééthylation (enlèvement d'un groupement éthyl) ou une déisopropylation (enlèvement d'un groupement isopropyl) (Kaufman et Kearney, 1970 selon Adams et Thurman, 1991). Dans le cas d'une dééthylation, le sous-produit de la dégradation résultant est le dééthylatrazine (DEA) [6-Chloro-N-(1-méthyl-éthyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine] (Gaynor *et al.* 2002). De plus, Wehtje *et al.* 1983 notaient que l'atrazine n'était pas dégradée une fois qu'elle avait atteint la nappe à cause de la faible quantité de micro-organismes qui peuvent y survivre en raison de la trop faible concentration de carbone dans ce milieu (Wehtje *et al.* 1983 selon Adams et Thurman, 1991).

En ce qui a trait au métolachlore, sa dégradation est principalement d'origine biologique (Accinelli *et al.* 2001. Rice *et al.* 2002. Rice *et al.*, 2004.). Ainsi les facteurs qui favorisent l'activité biologique du sol influenceront la dégradation du métolachlore (Zimdahl et Clark, 1982 selon Rice *et al.* 2002). Il peut être dégradé entre autres en carbinol [*N*-2-éthyl-6-méthylphényl)-2-hydroxy-*N*-(2-méthyléthyl)-acétamide] et en morpholinone [4-(2-éthyl-6-méthylphényl)-5-méthyl-3-morpholinone] (Rice *et al.* 2002).

Pour l'atrazine, la principale voie de dégradation abiotique (sans les micro-organismes) est l'hydrolyse. Le produit ainsi créé est l'hydroxyatrazine (HA) (Skipper *et al.* 1967 et Obien et Green, 1969 selon Adams et Thurman, 1991). Cependant, l'hydroxyatrazine reste liée au sol (Russell *et al.* 1968 et Helling, 1971 selon Adams et Thurman, 1991) et est donc moins mobile que l'atrazine, que le DEA ou que le déisopropylatrazine (DIA) (Flury, 1996). Leur adsorption est dans l'ordre : DEA < DIA < atrazine < HA (Krutz *et al.* 2003).

Stoeckel *et al.* (1997) ont pu mesurer des résidus de dégradation de l'atrazine jusqu'à neuf ans après l'application (Stoeckel *et al.* 1997 selon Lacas *et al.* 2005). En effet, certains résidus de l'atrazine sont dégradés très lentement. Leur dégradation et leur transport sont limités par leur désorption qui est lente et qui ralentit avec le temps, au fur et à mesure que le composé migre vers des sites où l'adsorption est de plus en plus forte (Pignatello et Huang, 1991).

Lors d'une étude menée en laboratoire sur une solution aqueuse contenant des herbicides et des sédiments en système fermé, Rice *et al.* (2004) ont fait des expériences sur la dissipation. Ils ont pu découvrir que la volatilisation ne contribuait pas de façon significative à la réduction des concentrations en métolachlore. Ils ont également émis l'hypothèse que la photodégradation pouvait jouer un rôle dans la dégradation du métolachlore. Ils estiment la contribution de la dégradation abiotique, incluant la photodégradation à environ 13 % du total de la dégradation, le reste étant de la dégradation d'origine biologique (Rice *et al.* 2004). Pour ce qui est de l'atrazine, ils font les mêmes constatations en ce qui a trait à la volatilisation et à la dégradation abiotique (10 % environ) (Rice *et al.* 2004).

Lors d'une étude similaire, Accineli *et al.* (2001) sont arrivés à la conclusion que la dégradation du métolachlore était uniquement de nature biologique et se déroulait principalement en surface tandis que celle de l'atrazine était davantage répartie entre dégradation d'origine biotique et abiotique et qu'elle suivait une cinétique d'ordre 1 (dépend uniquement du temps (Domange, 2005)) et ce autant en milieu aérobie qu'en

milieu anaérobie (Accinelli *et al.* 2001). Également, Rice *et al.* (2004) ont pu établir que, dans l'eau de surface, la dissipation du métolachlore était plus rapide que celle de l'atrazine. Finalement, ils ont démontré que la dégradation des deux composés étudiés était plus rapide lorsque le système contenait des sédiments (Rice *et al.* 2004).

Certains auteurs ont pu mesurer des demi-vies pour l'atrazine et le métolachlore. La demi-vie correspond au temps nécessaire pour que la moitié de la quantité appliquée d'un composé donné ait disparu (Lacas *et al.* 2005). Staddon et ses collaborateurs ont mesuré une demi-vie de 10 jours dans une bande riveraine comparativement à 23 jours dans un sol nu (Staddon *et al.* 2001 selon Lacas *et al.* 2005). Pour l'atrazine, Reungsang *et al.* (2001) ont observé des variations de demi-vies s'étalant de 14 à 121 jours dépendamment du type de sol et des horizons étudiés (Reungsang *et al.* 2001 selon Lacas *et al.* 2005). Dans l'étude de Navarro et ses collaborateurs, la demi-vie la plus longue observée pour l'atrazine a été de 283 jours dans l'eau souterraine (Navarro *et al.* 2004). De plus, une étude de Gaynor et ses collaborateurs a permis de démontrer que la gestion du drainage (drainage naturel, drainage contrôlé ou une combinaison de drainage et irrigation en sous-surface) dans un champ n'affectait pas la demi-vie des composés étudiés soit l'atrazine, la métribuzine et le métolachlore (Gaynor *et al.* 2002). Cependant, dans une étude similaire, Azevedo *et al.* (2000) ont pu déterminer que, dans un champ irrigué, l'atrazine était lessivée plus en profondeur et qu'ainsi, elle pouvait causer plus facilement une contamination de la nappe phréatique.

Lorsqu'on s'intéresse à l'impact écotoxicologique d'un composé donné, il est important de tenir compte de ses produits de dégradation. Dans le cas d'une étude dans des puits de la région du Midwest américain, Kolpin *et al.* (1996) ont trouvé des concentrations deux fois plus élevées de résidus d'atrazine (DEA et DIA) que d'atrazine elle-même. Dans le cas de l'alachlore, il y avait dix fois plus d'acide éthanesulfonique d'alachlore que d'alachlore même. En 1999, une étude a montré des concentrations de produits de dégradation du métolachlore de 200 à 1800 fois plus élevées que le métolachlore dans un système de drainage (Phillips *et al.* 1999 selon David *et al.* 2003).

## **2.2 Du champ à la rivière : transport, temps de séjour et critères de qualité**

Les propriétés chimiques déterminent grandement les mécanismes de transport des herbicides. Ainsi les herbicides seront principalement transportés soit sous forme dissoute, dans le ruissellement ou l'eau de drainage, ou soit sous forme particulaire. Le rapport DEA/Atrazine peut être un indicateur du temps de séjour de l'atrazine, c'est-à-dire du temps que prend l'atrazine pour se rendre d'un point à un autre et donc, de ces mécanismes de transport. Une fois que les pesticides ont atteint un cours d'eau, il est possible de mesurer l'ampleur de la contamination de ce dernier à l'aide de critères de qualité préétablis.

### **2.2.1 Lien entre les propriétés chimiques et le transport**

Les herbicides sont principalement transportés par trois voies : dissous dans l'eau de ruissellement, associés avec les sédiments érodés et dissous dans l'eau de drainage (Goupil, 1995).

Le faible coefficient d'adsorption de l'atrazine fait qu'elle est principalement transportée sous forme dissoute (Becker *et al.* 1989 selon Battaglin et Hay, 1996. Gouy *et al.* 1999. Hyer, 2001). Gouy *et al.* (1999) ont postulé qu'une relation inverse existait entre la quantité de pesticides pouvant être transportée dans le ruissellement et le  $K_{oc}$  du composé en question.

Une fois dissoute dans l'eau, l'atrazine peut persister pendant plusieurs mois (Battaglin et Hay, 1996). De plus, sa solubilité favorise son infiltration dans l'eau souterraine (Battaglin et Hay, 1996). En ce qui a trait au métolachlore, il est hautement persistant dans l'eau. Certaines études ont démontré que des quantités importantes de métolachlore pouvaient être lessivées, principalement dans les sols au contenu en matière organique faible (USEPA, 1987 selon EXTOXNET, 2006)

Lors d'une étude incluant également des produits de dégradation de l'atrazine (entre autres le DEA) et du métolachlore, Krutz *et al.* (2003) ont noté que le rendement d'atténuation de la bande riveraine était moindre pour les produits de dégradation que pour les composés-parents (Krutz *et al.* 2002 selon Krutz *et al.* 2003).

Deux facteurs principaux peuvent expliquer la présence d'herbicides dissous sous les bandes riveraines : la présence de macropores qui favorisent un transfert rapide et le lessivage des composés adsorbés à travers le profil du sol (Lacas *et al.* 2005).

De façon similaire, la présence de drains agricoles peut favoriser l'infiltration rapide des composés herbicides. Il a été documenté que l'effet de filtration de l'eau par les bandes riveraines était grandement diminué en présence de systèmes de drainage agricole (Osborne et Kovacik, 1993. Warwick et Hill, 1988 selon Dosskey, 2001). On a observé une réduction de 56 % des masses exportées d'atrazine et de métolachlore en présence de drains (Southwick *et al.* 1990 selon Gaynor *et al.* 2002). Lors de la même étude, il a été observé qu'une proportion plus grande de la masse de DEA était transportée dans le drainage que dans le ruissellement (Gaynor *et al.* 2002). La même observation a été faite dans le cas du métolachlore. Également, la profondeur des drains et leur espacement peuvent affecter la quantité d'eau ruisselée (Gaynor *et al.* 2002).

Le rapport entre les pertes en herbicides lessivés sous la zone racinaire et la quantité de composés appliqués a également été mesuré. Ainsi, il a été déterminé que les pertes annuelles en herbicides sont, dans la forte majorité des cas, inférieures à 1 % de la masse appliquée (généralement entre < 0,1 % et 1 %) (Flury, 1996). Les pertes les plus importantes ont été mesurées pour l'atrazine et le métolachlore, soit respectivement de 2,62 % - 3,6 % et de 2,23 % (Southwick *et al.* 1992 selon Flury, 1996). Les pertes dans le ruissellement sont généralement supérieures à celles mesurées dans le drainage (Flury, 1996). Fait intéressant, il a également été observé que des composés ayant été appliqués au même moment, mais avec des caractéristiques d'adsorption différentes, par exemple des  $K_{oc}$  différents, arrivent en même temps aux drains (Flury, 1996). Cependant, les

concentrations mesurées démontraient des différences dans leurs caractéristiques d'adsorption (Accinelli *et al.* 2002).

### **2.2.2 Le rapport DEA/Atrazine**

Le rapport DEA/atrazine est, comme son nom l'indique, la concentration de DEA divisée par la concentration d'atrazine. Adams et Thurman (1991) ont émis l'hypothèse que ce rapport pouvait être un indicateur du temps de séjour de l'atrazine dans le sol. Ainsi, un rapport DEA/atrazine plus grand ou égal à 1 serait un indicateur d'un temps de séjour plus long qu'un rapport DEA/atrazine inférieur à 1. Dans le cas d'un long temps de séjour, les micro-organismes du sol ont une plus grande opportunité de dégrader l'atrazine en DEA, ainsi, le rapport DEA/atrazine augmente (Adams et Thurman, 1991).

### **2.2.3 Les critères de qualité**

Au Québec, divers critères de qualité de l'eau existent et ce autant pour la potabilité que pour la protection de la vie aquatique. En ce qui a trait à l'eau potable, Santé Canada a établi son critère de potabilité à 5 µg/L pour l'atrazine et à 50 µg/L pour le métolachlore (Gouvernement du Québec, 2001 selon Giroux, 2002). Le critère pour la protection de la vie aquatique (exposition chronique) a été établi à 2 µg/L pour l'atrazine et à 8 µg/L pour le métolachlore (ministère de l'Environnement, 1990 et Mises à jour CCME, 1987 et Annexes (1989-1996) selon Giroux, 2002). Aux États-Unis, le critère de potabilité de l'eau pour l'atrazine a été établi à 3 µg/L par le U.S.E.P.A. (Hyer *et al.* 2001).

Par contre, il est important de spécifier que certains herbicides peuvent présenter un effet de toxicité synergique avec d'autres herbicides (c'est-à-dire que certains herbicides peuvent présenter une toxicité plus élevée en présence d'autres herbicides). C'est entre autres le cas de l'atrazine dont la toxicité synergique a été documentée en présence du chlorpyrifos, du méthyl-parathion et du diazinon (Rice *et al.* 2004).

## 2.3 Connaissances sur le rendement des bandes enherbées

La présente section fait état des résultats de plusieurs études ayant eu pour objet le rendement des bandes enherbées et les facteurs pouvant influencer les mécanismes déterminant ce rendement. Les bandes enherbées+arborées ont fait l'objet d'un nombre très restreint d'études, il n'en sera donc fait que très peu mention. La présente étude est la première qui a pour objet le rendement de ces deux types de dispositifs tampon en conditions québécoises en regard des masses exportées d'herbicides.

### 2.3.1 Études à l'extérieur du Québec

Une étude pionnière dans le domaine des bandes végétales est celle de Patty *et al.* (1997). De 1993 à 1997, sur trois sites (de La Jaillière, de Bignan et de Pléo) en France, ils ont étudié l'impact de bandes de 6 m, 12 m et 18 m sur le volume d'eau ruisselée, les sédiments exportés, les pertes en atrazine et ses produits de dégradation et les pertes en autres herbicides comme le lindane, l'isoproturon et le diflufenican. Ils ont pu déterminer que le volume ruisselé était réduit de 43 % à 99,9 % en présence de ces bandes. Les masses de sédiments exportées étaient réduites de 87 % à 100 %. La masse exportée d'atrazine était réduite de 44 % à 100 % et celle de lindane de 72 % à 100 %. En ce qui a trait aux masses exportées d'isoproturon et de diflufenican, elles étaient respectivement réduites de 99 % et 97 %. Les trois sites étaient des loam limoneux dont la surface était préparée par labour et les bandes enherbées avaient de un à cinq ans. Les données pour l'atrazine proviennent principalement des sites de Bignan et La Jaillière. À Bignan, les précipitations moyennes annuelles sont de 920 mm, le pourcentage de matière organique est de 7 % et la fraction argileuse est de 16 % (Patty *et al.* 1997). Le site de La Jaillière est moins pluvieux : les précipitations annuelles sont de 650 mm. De plus, le pourcentage de matière organique est moindre qu'à Bignan, il est de 2 % et le pourcentage d'argile est de 20 %. Dans tous les cas, les masses exportées d'atrazine ont été inférieures à 0,7 % des masses appliquées (0,63 % à La Jaillière et 0,017 % à Bignan). Finalement, Patty *et al.* (1997) ont observé l'impact de l'intervalle du temps écoulé entre l'application et la venue d'un événement pluvial sur les masses d'herbicides exportées : ceci leur a permis par la

suite de déterminer que l'efficacité des dispositifs végétaux était mieux évaluée lors des premiers événements pluviaux, lorsque les masses exportées sont maximales.

D'autres études ont fait état de l'efficacité des bandes végétales. En 1993, Mickelson et Baker ont démontré qu'une bande enherbée de 9,1 m pouvait réduire les concentrations d'atrazine de 55 % (Mickelson et Baker, 1993 selon CCSE, 2006).

Lors d'une étude en condition pluviométrique simulée, portant sur des bandes enherbées de 2 m, 5 m, 10 m et 15 m sur un terrain ayant une pente de 2 à 5 %, Abu-Zreig *et al.* (2004) ont pu tirer les conclusions qui suivent. Tout d'abord, ils ont observé qu'une bande de 2 m était apte à réduire la masse exportée en sédiments dans le ruissellement de 68 %, tandis que pour celle de 15 m, l'efficacité était de 98 %. Également, ils ont pu démontrer que la largeur de la bande était un facteur prédominant jusqu'à environ 10 m. Par la suite, la réduction de la quantité exportée de sédiments n'était pas supérieure si la largeur de la bande était augmentée.

Schmitt *et al.* (1999) ont remarqué que le fait de doubler la largeur de la bande enherbée permettait de doubler le volume d'eau infiltrée. De plus, ils ont observé que la plantation de jeunes arbres et arbustes dans une bande enherbée n'avait pas d'impact significatif sur sa capacité à réduire les exportations d'herbicides. Lors de la même étude, avec une pluie simulée, ils ont noté une réduction de 75 % des masses d'atrazine entre l'entrée et la sortie de la bande végétale. La réduction observée était supérieure dans le cas des masses comparativement à la réduction des concentrations, ceci à cause de la capacité des bandes à réduire le volume d'eau ruisselée.

Daniels et Gilliam (1996) se sont intéressés à la capacité d'une bande enherbée suivie d'une bande arborée en bordure de cours d'eau à réduire le volume d'eau ruisselée. Ils ont pu mesurer des réductions de 50 % à 80 % du volume. Ils ont également observé une réduction des exportations de sédiments de 80 %. Cooper *et al.* (1987) se sont également intéressés à la capacité de ces bandes à réduire la quantité de sédiments exportés, mais à plus long terme. Ils ont estimé qu'au cours des vingt dernières années, les bandes

riveraines ont pu diminuer de 80 % la quantité de sédiments exportés vers les cours d'eau étudiés.

De plus, les bandes riveraines sont efficaces pour diminuer les quantités d'éléments nutritifs dans le ruissellement. Dans une étude norvégienne, il a été démontré des pourcentages de rétention de l'ortho-phosphate de 65 % à 85 % pour une bande de 5 m et de 95 % pour une bande de 10 m (Syersen, 1992 selon Vought *et al.* 1995). Cependant, l'efficacité des bandes est moindre dans le cas des nitrates (Vought *et al.* 1995). En effet, les pourcentages de rétention pour les nitrates ont été de 40 % à 50 % pour une bande de 5 m et de 75 % pour une bande de 10 m (Syersen, 1992 selon Vought *et al.* 1995).

### **2.3.2 Études québécoises**

Très peu d'études sur la capacité des bandes végétales à diminuer la quantité d'herbicides dans le ruissellement ont été effectuées en conditions québécoises. Une importante étude a été menée de 1997 à 2001 par l'INRS-ETE et l'IRDA à la Ferme expérimentale de l'IRDA à St-Lambert-de-Lauzon sous conditions pluviométriques naturelles et avec un sol nu (Lafrance *et al.* 2001). Les parcelles utilisées (3 m x 65 m), réparties en quatre blocs aléatoires complets, comportaient à leur extrémité une bande enherbée soit de 0 m (témoin), de 3 m, de 6 m ou de 9 m. Les pesticides dosés dans l'eau ruisselée par chromatographie en phase gazeuse étaient l'atrazine, le métolachlore et le DEA. Cette étude a démontré que l'efficacité d'une bande de 3 m était sensiblement la même que celle d'une bande de 6 m ou 9 m. En effet, une bande de 3 m permettait des réductions de 56 % du volume d'eau ruisselée, de 99,5 % des concentrations en herbicides et de 99,6 % des masses d'herbicides exportées (Lafrance *et al.* 2001).

Lors de l'été 2003, une étude portant sur des bandes de 0 m, 0,25 m, 0,50 m, 0,75 m, 1 m, 2 m et 3 m de profondeur (50 cm largeur) fut réalisée sur le même site que l'étude précédente (Caron, E., P. Lafrance et M. Duchemin. Dimensionnement de bandes enherbées utilisées pour limiter la contamination des eaux de surface par les pesticides agricoles, Congrès conjoint : 27<sup>ième</sup> Symposium sur les eaux usées et 16<sup>ième</sup> Atelier sur

l'eau potable, Laval, Québec, Septembre 2004). Elles étaient réparties en quatre blocs de six parcelles. L'eau de la première pluie, survenue 5 jours après l'application, a été récoltée. On a observé un abattement quasi linéaire des masses d'herbicides exportées lorsqu'on passait d'une bande de 1 m à une bande de 3 m. Les volumes d'eau ruisselée ont été réduits de 50 %, les concentrations de métolachlore, atrazine et DEA, ont été réduites respectivement de 67 %, 69 % et 72 %, quant aux masses de ces mêmes herbicides, elles ont été réduites de 84 %, 85 % et 87 %.

D'autres études (excluant les bandes végétales) ont été réalisées en conditions québécoises afin de déterminer l'impact de diverses pratiques agricoles sur la persistance des herbicides. L'une d'elle a été réalisée par l'INRS-Eau à St-Lambert-de-Lauzon sur le site de la station de recherche du Service des sols du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (Gagné, 1995. Lafrance *et al.* 1996). Le premier objectif de cette étude consistait à déterminer si la pratique du chisel (labour réduit) pouvait réduire la migration verticale des herbicides (atrazine, métolachlore et DEA) comparativement au labour à la charrue à versoir. Il a été montré que la pratique du chisel n'avait pas alors d'effet significatif sur la migration verticale des composés. Une autre partie de cette étude portait sur l'impact d'un épandage automnal de lisier. Cette pratique n'avait pas d'effet sur la migration verticale des composés, mais une forte variabilité entre les champs avait été observée. De plus, lors de cette étude, il a été possible de déterminer des demi-vies moyennes dans la strate de sol de 0 à 10 cm de profondeur de 26 jours pour l'atrazine et de 29 jours pour le métolachlore (Gagné, 1995. Lafrance *et al.* 1996).

Une autre étude, réalisée par l'INRS-Eau en conditions québécoises, a porté sur l'impact des pratiques du labour, du chisel et du semis direct sur la persistance et la mobilité d'herbicides dans le sol (April, 1996. Lafrance *et al.* 1996). Une autre partie de cette étude portait sur l'impact du mode de pulvérisation (surface totale ou en bandes). L'étude s'est déroulée sur deux sites : un sol argileux (Varenes) et un loam (Frelighsburg). Sur le sol argileux, une remontée de la nappe d'eau souterraine n'a pas permis de déterminer l'effet des différentes pratiques sur la persistance et la mobilité des herbicides étudiés

(atrazine, métolachlore et DEA). Cependant, dans le cas du loam, il semblerait que le semis direct et l'application en bandes des herbicides ait diminué la persistance et le lessivage des herbicides étudiés. Lors de cette étude, la demi-vie de l'atrazine était de 19 jours pour l'année d'étude 1994 et de 13 jours pour l'année d'étude 1995; celle du métolachlore était de 16 jours en 1994 et de 12 jours en 1995 (April, 1996. Lafrance *et al.* 1996).

Finalement d'autres études, également réalisées sur le site de St-Lambert se sont intéressées au transport de l'atrazine et du métolachlore vers des drains agricoles (en présence de traceur) (Gagnon-Bertrand, 2001. Fortin *et al.* 2002). Tandis que d'autres se sont intéressées à l'impact de la combinaison bandes de 1m et travaux du sol sur l'exportation des éléments nutritifs (Vallières *et al.* 2005).

### **2.3.3 Facteurs influençant l'efficacité des bandes riveraines**

Un des facteurs principaux affectant l'efficacité des bandes riveraines (zone située en contrebas d'un champ en culture ou d'une unité de production animale qui est occupée par des plantes endémiques ou introduites) (Dillaha, 1989 selon CCSE, 2006)) est sans aucun doute sa largeur (Goupil, 1995). Plus une bande enherbée est large, plus son efficacité est grande (Dosskey, 2001). Il a été démontré que la capacité d'une bande végétale à retenir l'eau était directement proportionnelle à sa largeur (Abu-Zreig *et al.* 2004).

De plus, certaines caractéristiques de la végétation peuvent influencer l'efficacité des bandes riveraines. Par exemple, une végétation plus dense possède une plus grande capacité de ralentissement du ruissellement (Dosskey, 2001. Wilson, 1967 selon Abu-Zreig *et al.* 2004.). Également, comme le fait que la végétation soit submergée s'accompagne d'une réduction de la rugosité de la bande, donc de son efficacité, une végétation plus haute serait plus efficace qu'une végétation plus courte pour réduire le ruissellement (Wilson, 1967 et Dickey et Vanderholm, 1981 selon Dosskey, 2001). Cependant, il a été rapporté que la hauteur de la végétation n'a pas d'importance si elle

n'est pas submergée (Pearce *et al.* 1997 selon Abu-Zreig *et al.* 2004). Par contre, une végétation arborée n'augmenterait pas la capacité des bandes à diminuer la quantité d'eau ruisselée, pouvant même causer une diminution de l'efficacité (Dosskey, 2001).

De plus, l'efficacité des bandes riveraines est affectée par le travail du sol qui a lieu en amont de celles-ci, par la gestion des résidus de coupe et par les pratiques de fertilisation (Dosskey, 2001). Il a été observé que la bande riveraine ne peut être efficace que si le ruissellement est relativement uniforme, ce qui est rarement le cas avec un travail primaire du sol comme le labour (Fabis *et al.* 1993 et Laroche *et al.* 1993 selon CCSE, 2006).

De même, des pratiques culturales qui, comme le semis direct, préservent la structure du sol, permettent également le maintien des chemins d'infiltration préférentielle. Il y a infiltration préférentielle lorsqu'un composé est lessivé plus rapidement qu'on pourrait le prédire à partir de ses propriétés physico-chimiques (Elliot *et al.* 1998 selon Accinelli *et al.* 2002). À cause du maintien des chemins d'infiltration, la quantité d'eau infiltrée sera augmentée comparativement à la quantité d'eau ruisselée (Wauchope, 1978 et Leonard, 1990 selon Flury, 1996). Ainsi, une diminution des pertes d'un contaminant par ruissellement peut souvent mener à une augmentation des pertes de ce contaminant dans l'eau infiltrée (Flury, 1996). Il faut souvent faire face à ce dilemme quand on essaie de limiter les pertes en herbicides. C'est pourquoi il est recommandé de quantifier l'importance du ruissellement versus infiltration (Flury, 1996). Par exemple, dans le cas de l'étude de Gaynor *et al.* (1995) sur un loam-argileux, il a été observé un plus grand volume de drainage que de ruissellement. Cependant, les concentrations étaient beaucoup plus élevées dans le ruissellement, donc, les masses exportées étaient plus grandes dans le ruissellement (Gaynor *et al.* 1995 selon Flury, 1996). Cette étude démontre bien l'importance de tenir compte à la fois des volumes et des concentrations dans le ruissellement et le drainage afin de mieux déterminer les pertes globales en herbicides.

Les caractéristiques du sol sont également de première importance, que ce soit le type de sol, les traitements précédents ainsi que l'âge de l'engazonnement (Lafrance *et al.* 1996).

Reungsang *et al.* 2001 selon Lacas *et al.* 2005). La capacité de rétention des herbicides par une bande enherbée varie avec son contenu en matière organique (Reungsang *et al.*, 2001 et Staddon *et al.* 2001 selon Lacas *et al.* 2005). De plus, le type de sol peut avoir un impact sur la quantité d'herbicides lessivés vers l'eau souterraine en agissant sur la répartition entre le ruissellement et le drainage (Sadeghi *et al.* 2000). Par exemple, dans une étude réalisée dans la vallée du Pô en Italie, Accinelli *et al.* (2002) ont pu comparer la qualité des eaux de drainage de deux types de sol : un sol limoneux (à Cadriano) et un sol argilo-limoneux (à Carpi). Les concentrations étaient plus élevées dans les eaux de drainage du sol argilo-limoneux (Accinelli *et al.* 2002). En effet, les concentrations maximales mesurées pour l'atrazine et le métolachlore étaient respectivement de 20,6 µg/L et 18,2 µg/L à Cadriano, comparativement à 127 µg/L et 180 µg/L à Carpi. Les auteurs ont également constaté que les produits de dégradation de l'atrazine (le DEA et le DIA) arrivaient en même temps dans l'eau de drainage que leur composé-parent.

De plus, il a été noté par Lacas *et al.* (2005) que le fait d'enherber une partie de terrain en modifiait la porosité. Ceci peut s'expliquer par le fait que le système racinaire a un effet stabilisateur pour les agrégats de sol et qu'une augmentation du contenu en matière organique est observée en présence de bandes riveraines (Benoit *et al.* 1999 et Madrigal *et al.* 2002 selon Lacas *et al.* 2005).

Par ailleurs, l'âge de la bande riveraine peut influencer sa capacité à atténuer les polluants. Il a été démontré que les bandes nouvellement établies sont généralement moins efficaces que les bandes plus anciennes (Schmitt *et al.* 1999 et Uusi-Kämpä *et al.* 2000 selon Dosskey, 2001). Le développement racinaire est l'une des caractéristiques de la bande qui varie avec l'âge de celle-ci et qui peut influencer son efficacité (Lacas *et al.* 2005).

Finalement, l'activité de la macrofaune dans la bande peut également influencer son efficacité, car elle peut créer des chemins d'infiltration préférentielle et ainsi diminuer la capacité de la bande (Lacas *et al.* 2005). En effet, la présence de chemins d'infiltration préférentielle diminue le temps de contact entre le composé organique et le sol (Clay et

Stott, 1973 et Rao *et al.* 1974 selon Flury, 1996). Ceci pourrait éventuellement permettre au composé de migrer plus en profondeur et d'être dégradé plus lentement (Kruger *et al.* 1993 selon Mersie *et al.* 1999). En effet, la dégradation en profondeur est plus lente à cause des caractéristiques des micro-organismes qui y vivent et de la quantité de matière organique du sol (Carabias-Martinez *et al.* 2003). Le même processus, c'est-à-dire la création de chemins d'infiltration préférentielle, pourrait se produire avec les racines de végétaux (Mersie *et al.* 1999).

#### **2.3.4 Les mécanismes d'atténuation en jeu dans les bandes riveraines et les facteurs qui les influencent**

Les mécanismes principaux menant à la réduction des masses d'herbicides à la sortie des bandes riveraines sont l'infiltration, la déposition et la dilution (Fabis *et al.* 1993. Baker *et al.* 1995 et Patty *et al.* 1995 selon Patty *et al.* 1997. Schmitt *et al.* 1999. Dosskey, 2001.).

L'infiltration diminue les masses d'herbicides exportées dans le ruissellement en convertissant une partie de l'eau ruisselée en eau infiltrée et drainée. Plusieurs études tendent à démontrer que l'infiltration est le principal mécanisme influençant l'efficacité d'une bande riveraine (Patty, 1997. USDA-NRCS, 2000 et Krutz *et al.* 2003, selon Lacas *et al.* 2005). Krutz *et al.* (2003) ont même noté une relation linéaire entre l'efficacité de la bande et le volume d'eau infiltré. En effet, la bande riveraine réduit la vitesse d'écoulement de l'eau ruisselée, ce qui favorise son infiltration (Forster et Abraham, 1985 et Williams, 1993, selon CCSE, 2006). La quantité d'eau ruisselée est quant à elle influencée par la longueur de la pente (la surface contribuant au ruissellement) et la pente (Phillips, 1989 selon Goupil, 1995). Pour les pentes supérieures à 12 %, l'efficacité de la bande riveraine est grandement réduite (CCSE, 2006).

Les conditions initiales d'humidité du sol peuvent également influencer l'efficacité des bandes. En effet, des conditions initiales de forte humidité du sol réduisent l'infiltration et donc l'efficacité (Dosskey, 2001). Fabis *et al.* (1993), lors d'une étude réalisée sous

conditions pluviométriques simulées avec des bandes variant de 4,5 m à 10 m, ont pu démontrer une diminution du volume d'eau ruisselée de 71 % avec une humidité de 38 % en masse et de 58 % avec une humidité initiale de 47 %. De plus, il semblerait que l'humidité du sol puisse également avoir un impact sur la dégradation de certains composés herbicides. Jebellie *et al.* (1996) ont observé une dégradation plus rapide de l'atrazine à 35-50 % d'humidité du sol.

Il y a déposition des sédiments érodés lorsque la bande ralentit la vitesse du ruissellement à un point tel que la lame d'eau n'a plus la vitesse nécessaire pour transporter les sédiments. Les polluants attachés aux sédiments sont alors eux aussi éliminés du ruissellement (Lowrance *et al.* 1985. Dosskey, 2001. Williams, 1993 selon CCSE, 2006). Cet effet est surtout présent à l'entrée de la bande, dans la zone où il y a une accumulation d'eau due au ralentissement de la lame d'eau ruisselée (Lacas *et al.* 2005). La déposition d'une particule est fonction de sa grosseur. Il a été démontré qu'une bande enherbée bien établie de 0,14 à 0,76 m pouvait retenir 90 % des sables, mais seulement 20 % des limons et argiles (Meyer *et al.* 1995 selon Dosskey, 2001). Les particules plus grosses comme les sables ou les agrégats de sol se déposent en premier dans la bande enherbée (Hayes *et al.* 1984 selon Dosskey, 2001. Lee *et al.* 2000 selon Lacas *et al.* 2005). On observe donc une augmentation de la proportion relative des particules plus petites au fur et à mesure que l'eau progresse dans la bande (Lecomte, 1999 selon Lacas *et al.* 2005). Il a été observé que les concentrations en herbicides peuvent être dix fois plus élevées dans la fraction < 20 µm que dans les fractions plus grossières (Lecomte, 1999, selon Lacas *et al.* 2005). Dans certaines conditions, la sédimentation peut avoir un impact notable sur la pente du terrain, la rugosité et la perméabilité du sol (Misra *et al.* 1994 et Deletic, 2000 selon Lacas *et al.* 2005).

Il y a dilution lorsque la pluie tombe sur l'eau ruisselée retenue dans la bande riveraine (Dosskey, 2001 et Lacas *et al.* 2005). À plusieurs points de vue, la pluviométrie a ainsi un impact sur l'efficacité des bandes riveraines. Elle a également un impact sur la quantité d'herbicides disponibles pour le transport. Zhang *et al.* (1997) ont déterminé que plus l'intensité d'une pluie était élevée, plus il y avait d'herbicides transportés dans le

ruissellement. Ils ont observé que plus la proportion de pluie tombant au début de l'événement sur la quantité totale de pluie tombée durant l'événement était grande, plus il y avait d'herbicides transportés dans le ruissellement (Zhang *et al.* 1997).

Dans le cas de l'eau circulant dans, ou très près de la zone racinaire, des mécanismes comme la prise en charge par la plante et la dégradation microbienne jouent un rôle prépondérant dans la détoxification (Dosskey, 2001). La végétation riveraine contribue à l'accumulation de matière organique : celle-ci encourage le développement d'une biomasse microbienne plus importante qui, à son tour, favorise une plus grande dégradation des pesticides (Dosskey, 2001). Staddon *et al.* (2001) se sont intéressés à cette capacité des bandes riveraines de pouvoir augmenter la dégradation des herbicides grâce à une activité microbienne plus intense. Ils ont d'abord découvert que le contenu en carbone du sol était deux fois plus élevé en présence d'une bande végétale que dans le cas d'un sol nu (Staddon *et al.* 2001). Il semblerait que la matière végétale de la bande occasionne un enrichissement du sol en carbone organique, ce qui favorise l'adsorption des composés organiques (Mersie *et al.* 1999). Ils ont également découvert que ce sol enrichi en carbone organique était capable de maintenir une biomasse plus importante de bactéries et de champignons (Staddon *et al.* 2001). Cette augmentation est de l'ordre de 0,7 log (10) pour les champignons et les bactéries totales et de 2 log (10) pour les bactéries gram-négatives et les *Pseudomonas* de type fluorescents (Staddon *et al.* 2001). Par la suite, ils ont pu mesurer l'impact que cette biomasse pouvait avoir sur la demi-vie des herbicides. Pour le métolachlore, la demi-vie en présence d'une bande végétale était de 10 jours comparativement à 23 jours dans le cas du sol nu. Il semblerait donc que la bande végétale agisse principalement de deux façons. Tout d'abord, de manière physique, elle favorise l'infiltration de l'eau, ce qui diminue les masses exportées par le ruissellement. Ensuite de manière biologique et chimique, elle crée un milieu propice à la dégradation et l'adsorption grâce à une plus grande biomasse de bactéries et de champignons et une teneur élevée en carbone organique. Lors d'une étude avec pluie simulée, Krutz *et al.* (2003) ont pu déterminer que 67 % de l'efficacité de la bande végétale à retenir les masses d'atrazine et ses métabolites (DEA, DIA et diaminoatrazine)

était attribuable à sa capacité d'augmenter l'infiltration et que 33 % de l'efficacité de la bande végétale était attribuable à une augmentation de l'adsorption (Krutz *et al.* 2003).

Les processus d'atténuation et de transport décrits précédemment sont résumés dans la figure 1.

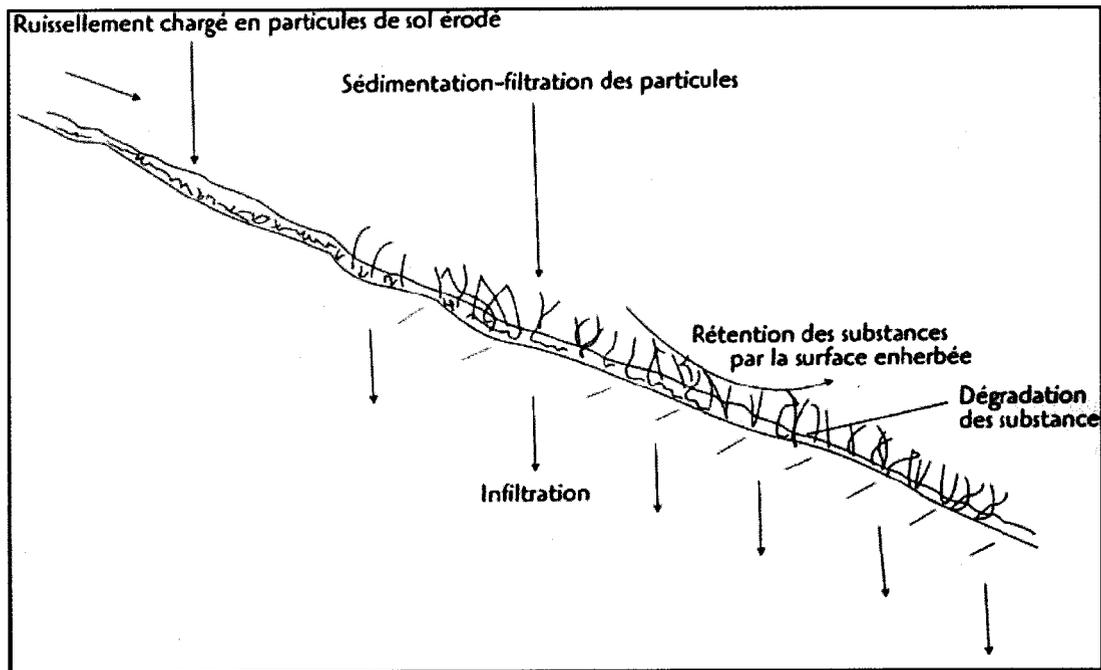


Figure 1 : Résumé des processus d'atténuation et de transport en action dans les bandes végétales (Domange, 2005 selon CORPEN, 1997)

## 2.4 Les pesticides en bassin versant : sources et transport

Afin de déterminer l'impact écotoxicologique de l'utilisation des herbicides sur la qualité de l'environnement dans un bassin versant, il est primordial de pouvoir effectuer une caractérisation des sources et des modes de transport empruntés par les herbicides. La présente section fait état de plusieurs études ayant trait à ces deux sujets.

Neumann *et al.* (2002) se sont intéressés aux sources de pesticides dans les petits bassins versants. Dans le bassin versant étudié, ils ont découvert que l'apport d'herbicides le plus important du cours d'eau était le système d'égout. Le second apport en importance serait le ruissellement provenant des terres agricoles. Ensuite, le système d'évacuation des pluies a été identifié comme une source potentielle de contamination. Ils ont également déterminé que les quantités d'herbicides provenant du ruissellement des terres cultivées étaient proportionnelles à la quantité appliquée dans le bassin versant. Dans une étude similaire, cette fois en Espagne, Leu *et al.* (2004) ont pu déterminer que 80 % des pertes en atrazine étaient d'origine diffuse: cependant, les concentrations les plus élevées étaient d'origine ponctuelle. Le même phénomène est noté pour le métolachlore. Les concentrations respectives d'atrazine et de métolachlore aux endroits principalement affectés par la pollution ponctuelle étaient de 7,8 µg/L et 3,4 µg/L (Leu *et al.* 2004).

Les facteurs qui peuvent influencer le devenir des pesticides dans un bassin versant sont les caractéristiques biogéochimiques du composé en question, la localisation des cultures, la quantité appliquée, l'intervalle de temps entre l'application et les événements pluviaux subséquents, le type de sol et ses caractéristiques, principalement sa capacité d'adsorption, les pratiques culturales et les variations climatiques (Pereira et Hostettler, 1993), ce à quoi il est possible d'ajouter la topographie et la pluviométrie (Carabias-Martinez *et al.* 2003).

Les concentrations d'atrazine en rivière démontrent un caractère fortement saisonnier (Battaglin et Hay, 1996). En effet, plusieurs études ont démontré que les concentrations

d'herbicides dans les cours d'eau sont maximales dans l'intervalle des trois à quatre premiers mois suivant l'application (Battaglin et Hay, 1996).

Il est primordial de rappeler ici l'importance du temps écoulé entre l'application et le premier événement pluvial et les concentrations en herbicides exportés. En effet, le transport des herbicides présente également un caractère fortement évènementiel (Lafrance *et al.* 1996. Goolsby *et al.* 1991 selon Hyer *et al.* 2001). Selon une étude de Leu *et al.* (2004), la majeure partie des pertes en herbicides a lieu au cours des deux premiers évènements suivant l'application. Les concentrations en rivière sont plus élevées quand il y a eu une pluie récente ayant précédé l'échantillonnage. En effet, selon l'étude de Hyer *et al.* (2001), les concentrations les plus élevées d'atrazine en rivière sont observées en même temps, ou presque, que les débits les plus élevés survenant suite à un événement pluvial. Selon la même étude, l'eau du sol peut également contribuer aux concentrations observées en rivière. Dans le cas de l'étude de Leu *et al.* (2004), les concentrations maximales ont lieu de 15 à 60 minutes après les débits maximaux enregistrés en rivière. Ainsi, il semblerait que la majeure partie des masses d'herbicides qui sont effectivement exportées soit peu retardée durant le transport vers la rivière. Toujours selon Leu *et al.* (2004), cette observation serait un indicateur que les herbicides sont principalement exportés par des mécanismes de transport rapide, comme le ruissellement et l'écoulement par des voies préférentielles.

En 1992, Squillace et Thurman rapportaient que les concentrations d'atrazine en rivière étaient particulièrement élevées lorsque le ruissellement dominait l'apport en eau à la rivière. Cependant, ces concentrations étaient diminuées si l'apport en eau était principalement souterrain. En effet, lorsque le ruissellement était le principal apport du cours d'eau, les concentrations en herbicides totaux pouvaient atteindre 50 µg/L, comparativement à moins de 1 µg/L si l'eau provenait plutôt de l'eau souterraine (Squillace et Thurman, 1992). Ces observations sont corroborées par une étude réalisée avec des pesticides principalement utilisés dans les vergers (Domagalski, 1996). Cependant, lorsque l'eau souterraine devient la principale source d'alimentation de la rivière, Squillace *et al.* (1993) ont estimé que 75 % de l'apport en atrazine et DEA

provenait de l'eau souterraine, contre 25 % des tributaires. Ces observations sont corroborées par Pereira et Hostettler, 1993. La décharge souterraine peut alors constituer un réservoir à moyen terme de pesticides (Squillace *et al.* 1993). Dans l'étude de Squillace et Thurman (1992) les concentrations les plus élevées d'atrazine en rivière étaient de 16 µg/L et celle de métolachlore, 9,6 µg/L.

Dans le cadre d'une étude réalisée dans un petit bassin versant en France, Garmouma et ses collaborateurs ont mesuré des concentrations d'atrazine dans le cours d'eau allant de 30 ng/L à 2450 ng/L. Ils se sont également intéressés aux concentrations dans l'eau souterraine. Les concentrations mesurées variaient entre 5 ng/L et 1120 ng/L. Ces concentrations étaient plus élevées que celles mesurées vingt ans auparavant, en 1977, et ce, malgré une réduction des superficies cultivées en maïs. Dans cette étude, le seul produit de dégradation de l'atrazine détecté a été le DEA, qui pouvait atteindre des concentrations de 10 ng/L à 850 ng /L (Garmouma *et al.* 1997).

Lors d'une étude réalisée sur 17 sites, dans des rivières du Midwest américain ayant des bassins versants de 264 à 12 299 km<sup>2</sup>, Battaglin et Hay (1996) ont testé l'efficacité de dix stratégies d'échantillonnage pour établir la moyenne annuelle des concentrations en herbicides. Ils ont pu déterminer que les moyennes annuelles étaient le mieux représentées par un échantillonnage mensuel et le moins bien représentées par un seul échantillon pris au printemps ou par un seul échantillon en juin.

Quant à lui, Robertson (2003) s'est principalement intéressé à l'étude des différentes stratégies d'échantillonnage afin de déterminer les concentrations en sédiments et en phosphore en cours d'eau. Il semblerait que les concentrations moyennes sont le mieux représentées par un échantillonnage le plus fréquent possible. Quant aux concentrations maximales, elles sont le mieux détectées quand l'échantillonnage est le plus près du moment où le débit maximal est noté, particulièrement dans la partie ascendante de l'hydrographe (Robertson, 2003). C'est à ce moment que l'exportation est maximale. Selon les résultats obtenus, les périodes à échantillonnage fixe présentaient un léger biais

en ce qui a trait au calcul des concentrations moyennes, mais une moindre variance (Robertson, 2003).

De plus, Battaglin et Hay (1996) ont pu démontrer que les concentrations d'atrazine étaient inversement reliées à la superficie du bassin versant. Ils émettent deux hypothèses pour expliquer cette observation. Premièrement, dans cette étude les bassins versants considérés ont des pourcentages de superficies en culture inversement proportionnels à leur superficie. Donc, les plus petits bassins étudiés présentaient des pourcentages en culture plus élevés. Deuxièmement, cette observation peut être attribuée à une dilution importante dans les grandes rivières. Ces observations sont corroborées par l'étude de Squillace et Thurman (1992). Ceci signifie également que les plus petits bassins auraient un plus fort potentiel de transporter des concentrations plus élevées en atrazine (Squillace et Thurman, 1992).

McConnell *et al.* (2004) ont observé, dans la rivière Patuxent, que les concentrations mesurées d'atrazine diminuaient d'amont en aval (de 0,28 g/L à 0,036 g/L), indiquant selon eux un processus de dilution le long du cours d'eau. Domange, en 2005, émet la même hypothèse.

Angier *et al.* (2002) émettent l'hypothèse qu'il pourrait exister une diminution des concentrations de l'atrazine en rivière soit par l'adsorption sur la matière organique présente dans le lit de la rivière ou soit par dégradation (Angier *et al.* 2002). Ils font également le lien entre leurs observations et celles de Wilkison et Maley (1996) et émettent l'hypothèse que les zones des aquifères sensibles à la contamination par les nitrates le serait également à la contamination par les pesticides (Wilkison et Maley, 1996, selon Angier *et al.* 2002). Ces deux composés sont un indicateur important de l'intensité de l'agriculture sur un territoire donné (Angier *et al.* 2002).

Ainsi, l'aspect hydrologique, c'est-à-dire ici le comportement des masses et des concentrations d'herbicides dans les cours d'eau et les bassins versants est un aspect primordial dans l'étude de l'impact écotoxicologique de l'utilisation des herbicides dans

un bassin versant donné. De plus, cet aspect est essentiel dans l'étude et la compréhension de l'impact de certaines pratiques agricoles sur la qualité de l'eau.

### 3 Objectifs

---

Le but de la présente étude est de comparer la capacité de bandes enherbées et enherbées+arborées à réduire la quantité d'herbicides retrouvés dans l'eau de ruissellement et de drainage. Cette étude constitue un apport inédit à l'étude du rendement des bandes enherbées+arborées en ce qui a trait aux masses d'herbicides exportées à la fois dans le ruissellement et le drainage.

L'objectif principal est de mesurer les masses totales d'herbicides exportés dans l'eau de ruissellement et dans l'eau de drainage pour un traitement témoin sans bande, pour un traitement constitué d'une bande enherbée et pour un traitement constitué d'une bande enherbée+arborée.

Les objectifs particuliers sont de :

- i) Caractériser l'évolution temporelle à très court terme des charges exportées par l'eau de ruissellement et par l'eau de drainage lors de pluies survenant après application des herbicides. En effet, seules les trois premières pluies seront étudiées mais il est connu que ces pluies sont d'une grande importance dans les masses exportées (Lafrance *et al.* 2001)
- ii) Comparer les rendements de bandes enherbées et de bandes enherbées+arborées (comparativement à un témoin sans bande) pour la réduction des charges en herbicides exportés par l'eau de ruissellement et par l'eau de drainage, dans un premier temps de façon individuelle et, dans un deuxième temps, en effectuant la somme des deux voies d'exportation.
- iii) Comparer les rendements de bandes enherbées et de bandes enherbées+arborées pour la réduction des charges en herbicides exportés sur les sédiments ( $> 1,5 \mu\text{m}$ ) pour la première pluie suivant l'application des herbicides. Cette comparaison s'effectue dans un premier temps pour le ruissellement et le drainage séparément et, par la suite, pour la somme des deux voies d'exportation.

Une autre partie du mémoire s'intéresse par la suite au transport de quelques herbicides à l'échelle d'un bassin versant. Il est important ici de rappeler l'importance de l'aspect hydrologique dans l'étude et la compréhension de l'impact de certaines pratiques agricoles pouvant avoir cours dans un bassin versant donné. Cette section permettra de mieux comprendre les processus régissant le bilan de masse pour un composé herbicide en bassin versant.

Les objectifs de cette seconde partie sont de :

- i) Mesurer les concentrations en herbicides dans un ruisseau drainant un bassin versant cultivé.
- ii) À partir de ces concentrations et des débits mesurés, calculer les pertes annuelles exportées et établir un bilan massique de l'atrazine pour chacun des deux sites d'étude ciblés.

Cette partie du travail s'est ajoutée en cours de route (soit le 20 juin 2005) afin de permettre une étude à la fois en parcelle expérimentale et en bassin versant. Il était intéressant d'inclure les résultats de ce projet en bassin versant dans le présent mémoire bien que cet aspect de nature plutôt hydrologique ne soit pas nécessairement axé sur l'objet principal du présent travail sur les bandes enherbées et enherbées+arborées.

## 4 Justification de la stratégie expérimentale

---

L'étude se déroule sur deux années, 2004 et 2005. En effet, en sachant que les conditions pluviométriques influencent l'efficacité des bandes, il est important de réaliser l'étude sur deux années afin de pouvoir explorer l'impact de différentes pluviométries sur la capacité des bandes à réduire les exportations d'herbicides (Zhang *et al.* 1997). Ainsi, il sera possible de mieux comprendre l'impact de la variabilité inter-annuelle des conditions climatiques sur le rendement d'atténuation des herbicides par des bandes végétales enherbées et enherbées+arborées. Il sera donc possible de déterminer le rendement atténuateur des dispositifs enherbé et enherbé+arboré sous une diversité de conditions climatiques représentatives du Québec. De plus, cette contribution est inédite en termes de longueur d'étude. L'atrazine et le métolachlore sont les deux composés-parents étudiés car ils sont les deux herbicides les plus souvent détectés. Ils sont particulièrement problématiques au Québec (Giroux, 2002). Également, l'étude tient compte d'un produit de dégradation de l'atrazine, le DEA. Il est particulièrement intéressant d'étudier l'aptitude des bandes végétales à diminuer les quantités exportées de produits de dégradation des herbicides, car celle-ci est peu connue, mais les résultats d'études qui en font mention à date laissent penser que les bandes végétales sont moins efficaces avec les produits de dégradation qu'avec les composés-parents (Lafrance *et al.* 2001. Krutz *et al.* 2003). De plus, il est connu que les produits de dégradation ont un impact écotoxicologique important sur les communautés (particulièrement les communautés aquatiques) et qu'ils peuvent agir à titre d'indicateur du temps de séjour (Kolpin *et al.* 1996. Adams et Thurman, 1991).

Le plan d'expérience en blocs aléatoires est couramment utilisé dans les études agro-environnementales. Ce fut entre autres le cas pour les études de Patty *et al.* (1997) et Lafrance *et al.* (2001). L'étude comporte un échantillonnage se déroulant sur les trois premières pluies ayant lieu après l'application de produits phytosanitaires. Cet échantillonnage sur plusieurs jours permet de bien capturer à la fois l'exportation de la

première pluie, qui est d'une importance capitale, mais également une bonne partie de l'exportation subséquente qui pourrait survenir. Ensuite, des échantillons seront récoltés dans l'eau de ruissellement et de drainage. Il est de première importance de tenir compte à la fois des exportations dans le ruissellement et le drainage afin de pouvoir comprendre le mieux possible les mécanismes d'action en jeu dans la bande végétale. Il est d'autant plus important de prendre les exportations du drainage sous la bande végétale en compte quand on sait que certaines études ont démontré une augmentation du volume infiltré en présence de bandes végétales (Forster et Abraham, 1985; Williams, 1993 selon CCSE, 2006). De façon similaire, les exportations d'herbicides sous forme particulaire doivent être étudiées, car elles constituent une forme d'exportation non négligeable, particulièrement en ce qui a trait aux composés peu solubles et donc davantage adsorbés (Lecomte, 1999, selon Lacas *et al.* 2005). Finalement, l'étude se déroule en conditions pluviométriques naturelles et avec un sol cultivé en maïs-grain afin de représenter le plus fidèlement possible les conditions naturelles d'utilisation des bandes végétales.

En ce qui a trait à l'aspect hydrologique du présent travail (Bras d'Henri), l'échantillonnage s'est déroulé à un intervalle de trois fois semaine durant l'été. Cet intervalle permet d'avoir une bonne illustration du transport en rivière. En effet selon l'étude de Robertson (2003) réalisée avec le phosphore, il semblerait que les concentrations moyennes sont le mieux représentées par un échantillonnage le plus fréquent possible. De plus, cette stratégie d'échantillonnage permet de limiter les coûts liés aux analyses des herbicides.

## 5 Méthodologie

---

Seule la méthodologie principale nécessaire au traitement des données et à la compréhension des résultats est présentée ici. Le détail de la méthodologie est présenté à l'Annexe A.

### 5.1 Site expérimental de St-Lambert-de-Lauzon : Ferme expérimentale de l'IRDA inc.

#### 5.1.1 Localisation du site

Le site expérimental de la Ferme expérimentale de l'IRDA inc. est situé à environ 25 km au sud de Québec (figure 2).

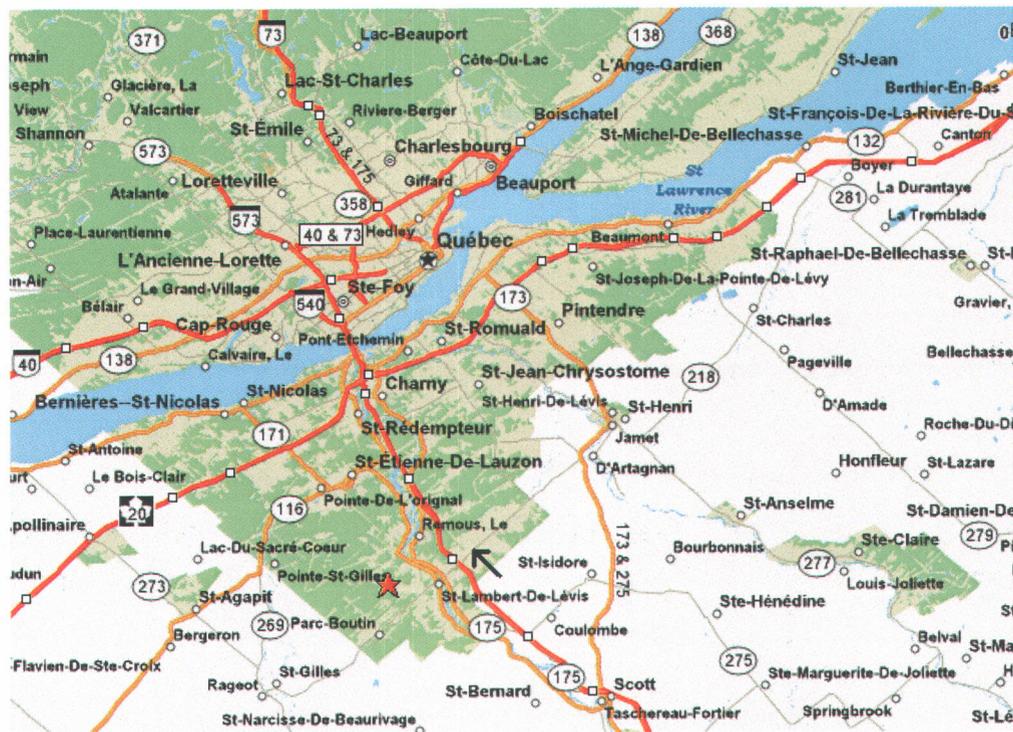


Figure 2 : Localisation de la Ferme expérimentale de l'IRDA inc. à St-Lambert-de-Lauzon (flèche noire)

### 5.1.2 Description du site

Le champ utilisé est un loam limono-argileux avec une pente de 2-3 %. Il a été établi à l'été 2003 (travail du sol et plantation des peupliers). Douze parcelles (5 m de largeur x 30 m de longueur) réparties en quatre blocs aléatoires complets sont cultivées en maïs-grain (PRIDE® 2250 UTM –unités thermiques maïs) (figure 3 et figure 4). Trois traitements sont étudiés en quatre répétitions : un témoin sans bande, une bande enherbée de 5 m de largeur et une bande enherbée+arborée. La bande enherbée est composée à 45 % de fétuque rouge traçante (*Festuca rubra* L.), 45 % d'agrostide blanche (*Agrostis alba* L.) et 10 % de ray-grass vivace (*Lolium perenne* L.). La bande enherbée+arborée est constituée d'une bande enherbée de 5 m à laquelle on a ajouté huit peupliers hybrides (Hybride *Populus trichocarpa* X *Populus deltoïdes* cultivar 'Boelare') plantés en quinconce. Les peupliers étaient âgés d'un an lors de leur plantation à l'automne 2003. Les parcelles sont hydrologiquement isolées par un billon d'environ 10 cm de haut, ensemençé avec un mélange 50 % mil et 50 % en trèfle rouge deux coupes. Les bandes et les billons ont été ensemençés en mai 2004. L'installation du dispositif expérimental et la description des pratiques culturales sont décrites dans Duchemin *et al.* (2004).

En ce qui a trait aux antécédents de ce site, c'était la première application d'herbicides lors de l'année d'étude 2004 (Marc Duchemin, IRDA inc., communication personnelle juillet 2006). De plus, le site a été entièrement remanié lors de son installation en 2003. Selon la classification du MAPAQ, ce site appartient à la série de sol Le Bras, mais étant donné le remaniement important subi en 2003, le site est mieux décrit par l'analyse de classe texturale effectuée par la suite (Marc Duchemin, IRDA inc. communication personnelle, juillet 2006).

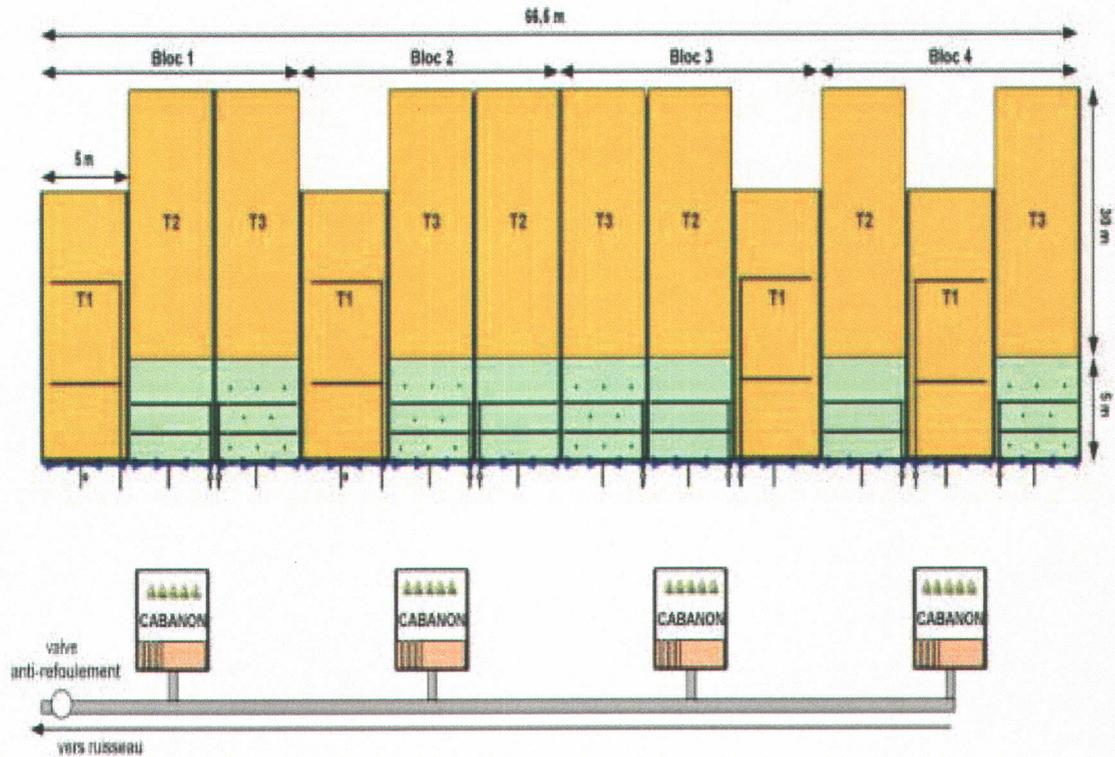
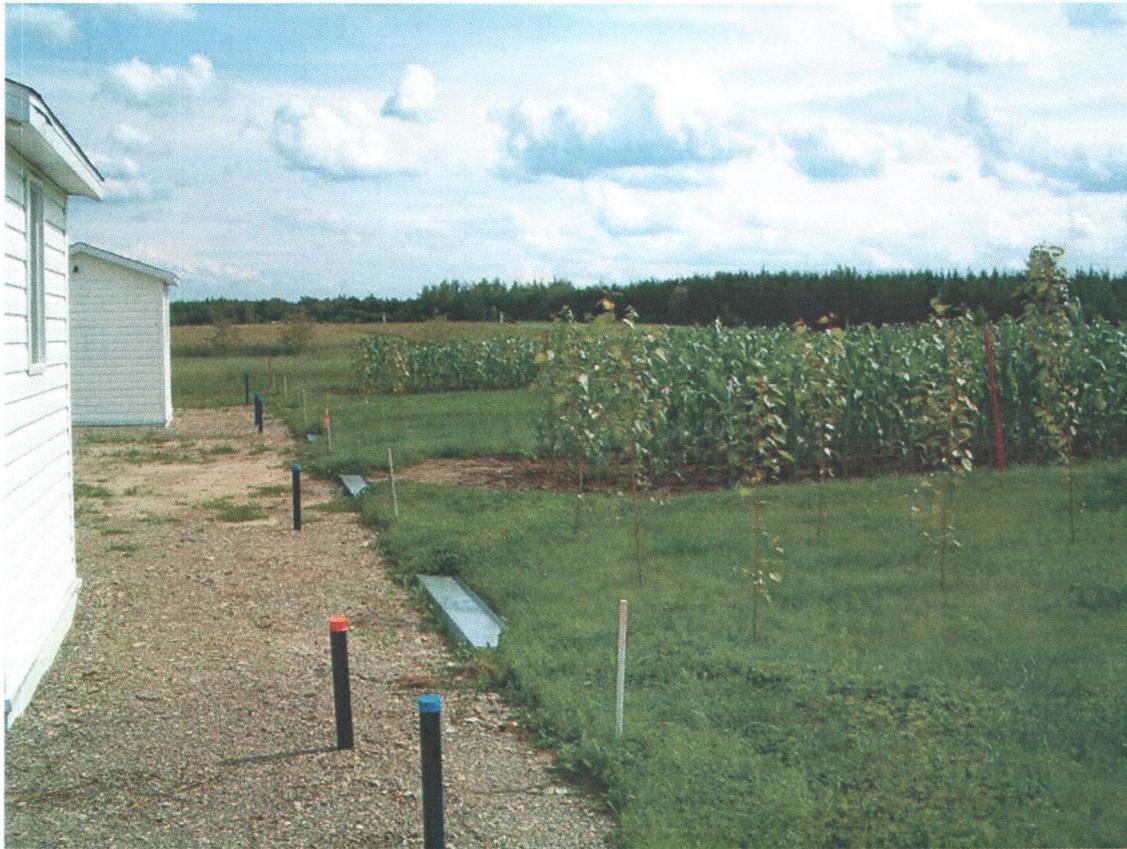


Figure 3 : Schéma du dispositif expérimental (Source : Marc Duchemin, IRDA inc)

Pour cette figure, les longueurs sont inscrites à titre indicatif (figure non à l'échelle). Les sections en maïs-grain sont en jaune et les sections enherbées sont en vert. Les peupliers sont représentés par les points. Les drains sont en trait noir et le contour des parcelles en gris. L'amont des parcelles est au sud-ouest.



**Figure 4 : Photo du dispositif (Source : Marc Duchemin, IRDA inc)**

Chaque parcelle est munie d'un système de collecte du ruissellement et de drainage installé en 2003. Le système de collecte du ruissellement est une plaque métallisée placée à l'extrémité de la parcelle tandis que le système de collecte du drainage est un drain de 10 cm de diamètre placé à 90 cm de profondeur. Chacun des systèmes est relié individuellement à un auget basculeur (figure 5). L'auget est calibré pour effectuer une bascule à chaque litre d'eau reçu. Il est relié à un compteur électronique qui compte chaque bascule (figure 6). La mesure obtenue sur le compteur correspond donc aux nombres de litres d'eau. L'échantillonneur est calibré pour recueillir 35 % de chaque bascule (Duchemin *et al.* 2004). La calibration des augets a été réalisée par l'IRDA inc. L'auget déverse ensuite l'eau dans un bac échantillonneur rectangulaire dont le couvercle est perforé. Les contenants utilisés sont recouverts d'un sac en plastique qui est changé à chaque échantillonnage. L'adsorption des pesticides sur ce plastique en fonction du temps de résidence et de la surface de contact n'a pas été évaluée dans le cadre de ce travail.

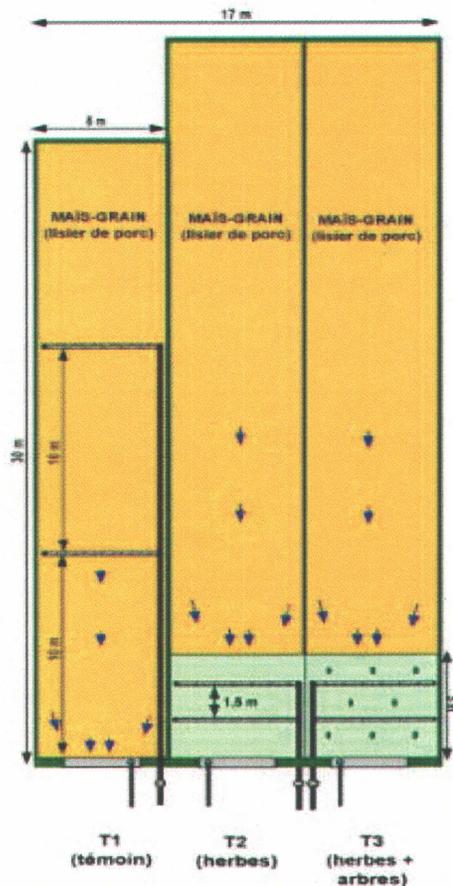
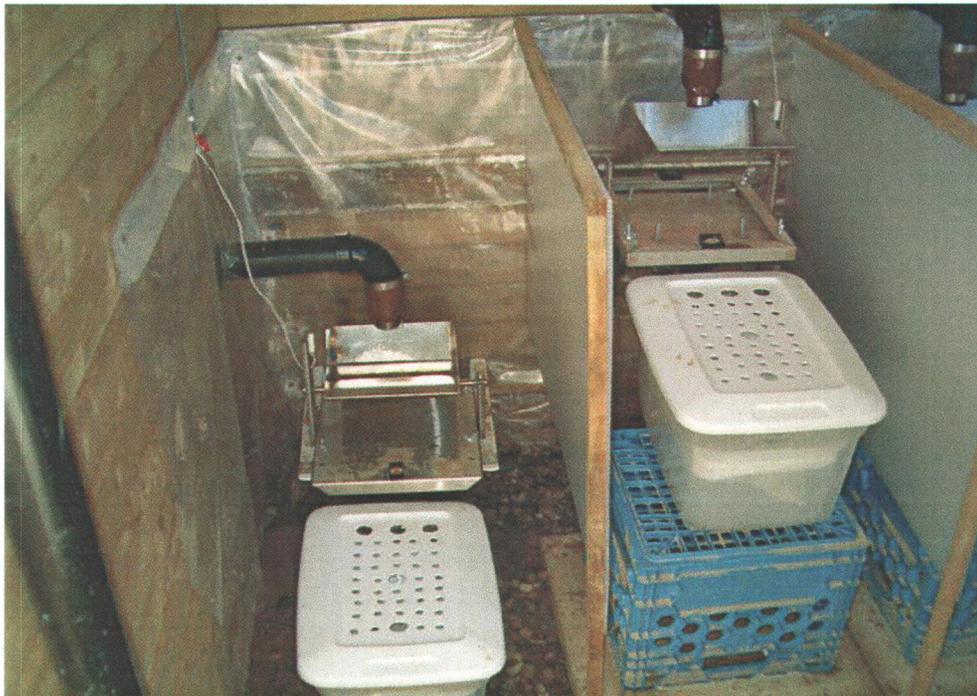


Figure 5 : Système de drainage d'un bloc de répétitions des traitements (Source : Marc Duchemin, IRDA inc.)

Pour cette figure, les longueurs sont inscrites à titre indicatif (figure non à l'échelle). Les sections en maïs-grain sont en jaune et les sections enherbées sont en vert. Les peupliers sont représentés par les points. Les drains sont en trait gris (ou large noir pour le tuyau collecteur) et le contour des parcelles en noir. Les flèches bleues représentent le sens présumé de l'écoulement dans le ruissellement. L'amont des parcelles est au sud-ouest.

Il est à noter la dissimilitude entre les systèmes de drainage du traitement témoin et des bandes végétales. À l'origine, ce système avait été créé afin de pouvoir établir un bilan hydrique des parcelles (Marc Duchemin, communication personnelle, février 2006). Malheureusement, il s'est avéré impossible de déterminer l'impact qu'une telle dissimilitude témoin/traitement pourrait avoir sur les résultats des masses d'herbicides exportées dans le drainage du témoin. En effet la détermination de cet impact s'avère plutôt hasardeuse car il est impossible de déterminer la proportion du sol drainée par

chacune des trois branches du drain dans le témoin ou de pouvoir effectuer une transformation mathématique permettant un réarrangement quelconque. De ce fait, il n'est pas possible de déterminer l'impact que cette dissimilitude pourrait avoir sur les comparaisons témoin versus traitements (bande enherbée et bande enherbée+arborée) dans le drainage. Par contre, il est ici important de rappeler que les systèmes de drainage des deux traitements étudiés (bande enherbée et bande enherbe+arborée) sont identiques. Dès lors, les comparaisons entre ces deux traitements et la détermination de leur efficacité respectives ne sont en aucune façon affectées par cette dissimilitude témoin/traitement.



**Figure 6 : Augets basculeurs et échantillonneurs (Source : Marc Duchemin, IRDA inc.)**

Lors de l'année d'étude 2004, le maïs a été semé en date du 1<sup>er</sup> juin, le lendemain d'une application de lisier de porc au taux de 40 t/ha. En 2005, l'ensemencement du maïs et l'application de lisier de porc (au même taux qu'en 2004) ont eu lieu le 25 mai.

### 5.1.3 Traitements phytosanitaires

Le traitement phytosanitaire a consisté en la pulvérisation d'atrazine et de métolachlore à des taux d'application respectifs de 1,25 kg m.a./ha et 1,60 kg m.a./ha, soit 4L/ha de Primextra II Magnum®. La formulation commerciale est de 0,3125 kg d'atrazine et de 0,4 kg de métolachlore par litre de Primextra II Magnum®. Ce scénario représente le taux recommandé pour une forte infestation.

La quantité de mélange commercial à mettre dans la bouillie est calculée de la manière suivante :  $(4\text{L/ha}) \times \text{nombre d'hectares à traiter}$ .

Le volume de la bouillie est calculé de la manière suivante :

On sait que la rampe, une fois les buses calibrées, applique 300 L de bouillie à l'hectare.

Ainsi :  $300\text{L/ha} \times \text{nombre d'hectares à traiter}$ .

Le volume de bouillie utilisé (300 L) permet une bonne couverture des mauvaises herbes lorsqu'elles sont de bonne taille. Le scénario 4L/ha de Primextra II Magnum® à 300 L de bouillie permet donc de pouvoir étudier l'impact d'une combinaison dose maximale + volume de bouillie maximale.

La calibration des buses est effectuée à chaque début de saison par des techniciens accrédités de l'IRDA inc. L'application est effectuée sur terrain sec afin d'éviter que les roues du tracteur laissent des traces sur le terrain ou que la vitesse du tracteur soit ralentie. Pour protéger les bandes lors de l'application, elles sont recouvertes par un plastique.

À l'été 2004, l'application a eu lieu le 29 juin (jour 0). Le maïs était alors au stade 3-4 feuilles (Marc Duchemin, IRDA, communication personnelle, septembre 2004). Il est important de mentionner qu'il ne pleuvait pas au moment de l'application des herbicides (très tôt le matin) mais que la pluie qui a généré la prise d'échantillons au niveau du ruissellement et du drainage est survenue en après-midi. Les prélèvements ont eu lieu le

30 juin (jour 1), 2 juillet (jour 3) et 9 juillet (jour 10). À l'été 2005, l'application a été effectuée le 21 juin. Le maïs était alors au stade 5-6 feuilles (Marc Duchemin, IRDA, communication personnelle, juillet 2005). Les prélèvements ont eu lieu le 11 juillet (jour 20), le 15 juillet (jour 24) et le 18 juillet (jour 27).

#### **5.1.4 Pluviométrie**

Les mesures de pluviométrie sont obtenues à partir d'un pluviomètre à une station météorologique située à environ 100 m du site. Les données pour la pluviométrie proviennent de Duchemin *et al.* (2006).

En 2004, les hauteurs d'eau de précipitation pour les journées ayant précédé les prélèvements ont été voisines de 15 mm (29 juin), de 15 mm (1<sup>er</sup> juillet) et de 45 mm (8 juillet). En 2005, les hauteurs d'eau des précipitations, qui ont généré des prélèvements, ont été voisines de 40 mm (9 juillet), de 19 mm (14 juillet) et de 29 mm (17 juillet).

#### **5.1.5 Prélèvement**

À chaque printemps, un nettoyage des tuyaux de collecte est effectué avec un mélange d'eau et d'eau de javel effectué par l'IRDA. Après chaque prélèvement, les augets et les échantillonneurs sont nettoyés à l'alcool 70 %. Ces étapes limitent la prolifération des bactéries dans la tuyauterie et dans les augets.

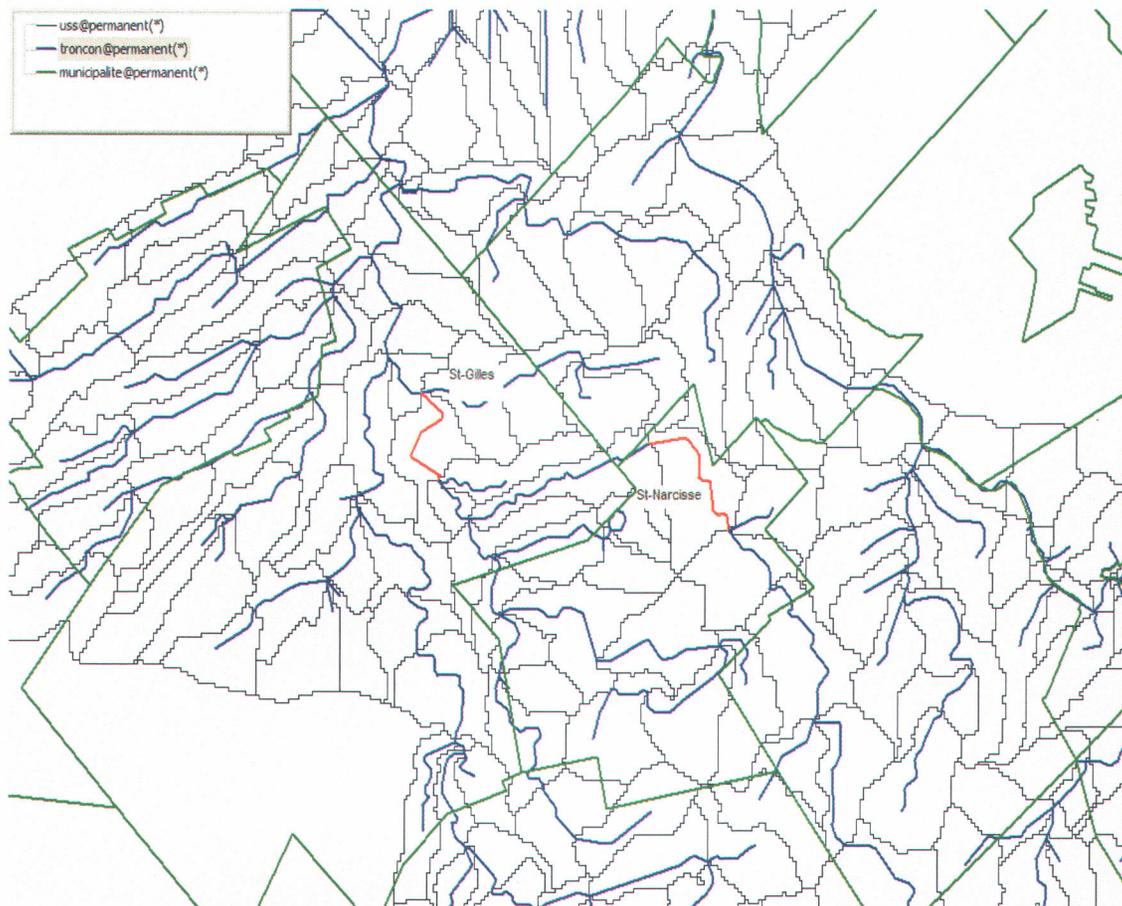
Pour chaque échantillon prélevé, le contenu de l'échantillonneur est homogénéisé avec un bâton de bois préalablement désinfecté à l'alcool. Par la suite, une bouteille de 1 L en HDPE qualité pesticide est plongée dans le mélange. L'atrazine et le métolachlore sont adsorbés par le plastique, la silicone et le plastique Tygon. Cependant, leur adsorption est faible sur le polyéthylène haute densité (HDPE) (Topp et Smith, 1992). En effet, même après 20 heures, près de 100% de l'atrazine et du métolachlore sont récupérés après leur séjour dans un contenant de HDPE (Topp et Smith, 1992). On insère donc un papier

d'aluminium entre la bouteille et le couvercle en plastique afin d'éviter l'adsorption des herbicides sur ce dernier. La bouteille est refermée et placée dans une glacière (avec de la glace). Lors du transport et du traitement en laboratoire, il est important de ne pas trop exposer les échantillons à la lumière. En effet, Navarro *et al.* (2004) ont déterminé qu'une exposition à la lumière diminuait les concentrations extractibles d'atrazine dans l'eau.

## **5.2 Ruisseau du Bras d'Henri**

Le but de cette section de l'étude est de pouvoir déterminer les pertes en herbicides transportées dans le bassin versant du ruisseau du Bras d'Henri. L'échantillonnage a été effectué à deux sites d'études dans le bassin versant du Bras d'Henri qui fait partie du sous-bassin versant de la rivière Beaurivage, qui lui-même fait partie du bassin versant de la rivière Chaudière. Afin de répondre à cet objectif, un suivi serré des concentrations dans le cours d'eau a été effectué. Le détail de la méthodologie de terrain ainsi que les calculs qui ont suivi l'obtention des concentrations (suite à l'analyse en laboratoire) sont présentés à la section suivante.

## 5.2.1 Localisation



**Figure 7 : Localisation des sites d'échantillonnage.**

Les tronçons échantillonnés sont représentés en rouge, les limites des municipalités en vert et le réseau hydrographique en bleu. Le réseau hydrographique a été créé à partir d'une carte au 1 :20 000, cependant la présente carte n'est pas au 1 : 20 000 car les logiciels de SIG ne fournissent généralement pas d'échelle (A.N. Rousseau, communication personnelles, juillet 2006). Le nord est vers le haut.

Dans la municipalité de St-Gilles, le premier point d'échantillonnage est situé sous le pont à l'intersection du Rang Ste-Marie et de la Place Bellevue. Dans la municipalité de St-Narcisse-de-Beaurivage, le deuxième point d'échantillonnage est situé au pont du premier embranchement à droite sur le Chemin Iberville. Les points d'échantillonnage sont visibles sur les figures 7 et 8.

### 5.2.2 Prélèvement

L'échantillonnage s'est effectué manuellement à un intervalle de trois fois par semaine. Il s'est déroulé du 20 juin au 29 août 2005. Le système d'échantillonnage est constitué d'une perche télescopique métallique et d'une bouteille en HDPE attachée à la perche. L'échantillonnage débute toujours par le site de St-Gilles. La bouteille en HDPE qualité pesticides attachée à la perche est plongée dans l'eau afin d'être entièrement submergée. Au site de St-Gilles, la distance de l'échantillonnage par rapport à la rive est d'environ 1,5 m. Une fois remplie, la bouteille est vidée dans une autre bouteille HDPE qualité pesticides. Par la suite, on insère un papier d'aluminium entre la bouteille et le bouchon et la bouteille est placée dans une glacière. La bouteille en HDPE attachée à la perche est par la suite rincée trois fois à l'eau du robinet. Au site de St-Narcisse, la bouteille en HDPE attachée à la perche est rincée quatre fois à l'eau de la rivière et est plongée dans l'eau afin d'être entièrement submergée. À St-Narcisse, le point d'échantillonnage est en plein milieu de la rivière. Une fois remplie, la bouteille est vidée dans une autre bouteille HDPE qualité pesticides. On insère un papier d'aluminium entre la bouteille et le bouchon et la bouteille est placée dans une glacière. La bouteille attachée à la perche est apportée au laboratoire pour y être lavée en mode qualité pesticides.

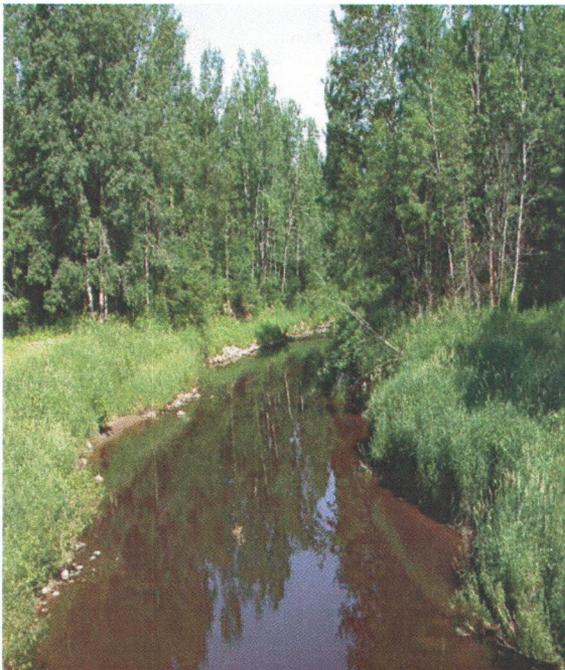
A)



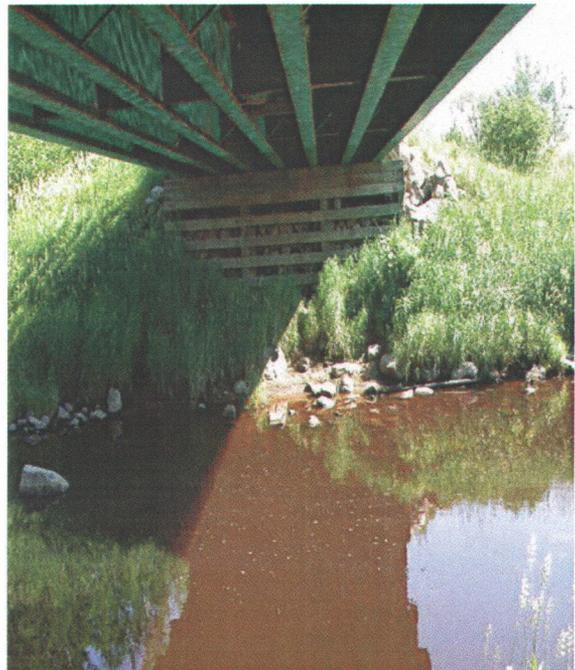
B)



C)



D)



**Figure 8 : Photos des sites d'échantillonnage : A) et B) au site de St-Narcisse ; C) et D) au site de St-Gilles**

### **5.2.3 Connaissances sur les pratiques phytosanitaires et culturales dans le bassin versant du ruisseau du Bras d'Henri**

Les connaissances sur les pratiques phytosanitaires (produits utilisés et taux d'application) dans le sous-bassin du Bras d'Henri ont été acquises lors d'une enquête réalisée auprès des intervenants du milieu sous la supervision du professeur Alain N. Rousseau, INRS-ETE. Les gens interrogés étaient des représentants des clubs de fertilisation. Cette enquête nous a permis d'apprendre que sur l'ensemble des superficies en maïs, on pouvait estimer un taux d'application d'atrazine de 0,65 kg/ha (Rousseau *et al.* 2006).

Les superficies en maïs ont été obtenues auprès de M. Louis Robert du MAPAQ (Louis Robert, communication personnelle, mars 2006). Les données proviennent des fiches d'enregistrement des exploitations agricoles de l'année 2004 (MAPAQ). Ainsi, les superficies en maïs sont : pour la municipalité de St-Narcisse: 1507,58 ha, pour la municipalité de St-Gilles: 478,79 ha, pour la municipalité de St-Patrice: 670,51 ha, pour la municipalité de St-Bernard: 4091,19 ha et pour la municipalité de St-Elzéar: 593,47 ha. Toutes ces municipalités sont comprises (soit entièrement ou partiellement) dans le bassin versant du Bras d'Henri.

## **5.3 Traitement des échantillons au laboratoire**

Le détail des manipulations au laboratoire est présenté à l'Annexe A.

### **5.3.1 Extraction des herbicides de l'eau**

Le pré-traitement et l'extraction des herbicides contenus dans un échantillon environnemental d'eau comportent sept étapes. Une fois que la vaisselle est « qualité pesticides », que les solutions nécessaires sont faites et que l'échantillon est obtenu, il doit subir deux filtrations. Par la suite, les groupes d'échantillons sont soumis à une extraction sur cartouche octadécyl et concentrés sous jet d'azote. Finalement, ils sont

dosés par chromatographie en phase gazeuse. Il est important de souligner qu'à chaque étape du processus, un contrôle de qualité doit être effectué.

### 1) Le lavage « qualité pesticides »

Toute la vaisselle utilisée doit être préalablement lavée « qualité pesticides ». Le lavage « qualité pesticides » est effectué en rinçant trois fois à l'eau déminéralisée et au moins trois fois avec de l'acétate d'éthyle « qualité pesticides ».

### 2) L'échantillonnage

Lors de l'échantillonnage, on utilise des bouteilles en HDPE « High Density polyethylene » (1 L à col large de Nalgène). Si on utilise de vieilles bouteilles, elles doivent d'abord être nettoyées et brossées à l'eau savonneuse pour ensuite être nettoyées « qualité pesticides ». Il faut toujours insérer un papier d'aluminium entre celle-ci et le bouchon en polypropylène, car celui-ci adsorbe les pesticides, et on doit donc éviter le contact entre l'eau et le bouchon. Le papier d'aluminium doit être remplacé entre toutes les étapes.

Une fois l'échantillon recueilli, il est placé dans une glacière et acheminé au laboratoire dans les plus brefs délais afin d'y être congelé à  $-20^{\circ}\text{C}$ . La filtration est effectuée le plus rapidement possible après l'échantillonnage.

### 3) Le contrôle de qualité

À chacune des étapes du traitement des échantillons, on effectue un contrôle de qualité : c'est-à-dire qu'on ajoute un ou des échantillons supplémentaires qui nous permettront, une fois dosés, de déterminer si l'étape correspondante a été bien réalisée. Une série complète de contrôle de qualité a été réalisée à environ tous les douze échantillons environnementaux.

La suite du protocole de laboratoire a été tirée, adaptée et réécrite par nous à partir de Gagné (1995).

L'erreur sur la concentration est de 5,4 %. Elle est calculée de la manière suivante :  
% de l'erreur sur le volume  $((1 \text{ mL}/250 \text{ mL}) * 100) +$  % de l'erreur sur le volume final de l'extrait  $((0,05 \text{ mL}/1 \text{ mL}) * 100) = 0,4 \% + 5 \% = 5,4 \%$ .

#### 4) Les solutions

Avant de faire les solutions ou de mesurer un volume de solvant, on laisse la température du solvant s'équilibrer durant 24 heures. La liste des produits utilisés est présentée à l'Annexe A.

Les solutions utilisées sont:

Solution-étalon d'extraction : Cette solution est utilisée pour estimer un pourcentage de récupération des pesticides lors de l'extraction. On prépare 50 mL d'une solution à environ 20 µg/mL de terbutryne dans l'acétate d'éthyle.

Solution-étalon d'injection : Cette solution est utilisée comme étalon pour déterminer la concentration en pesticides lors du dosage. On prépare 250 mL d'une solution à environ 2 µg/mL d'amétryne dans l'acétate d'éthyle.

Solution de contrôle : Cette solution est fabriquée à partir de solutions certifiées. On prépare 10 mL d'une solution contenant 5 µg/mL de métolachlore, 5 µg/mL d'atrazine et 5 µg/mL de DEA dans le méthanol « qualité pesticides ».

Solution de fortification : On prépare 10 mL d'une solution contenant environ 100 µg/mL d'atrazine, 100 µg/mL de métolachlore et 20 µg/mL de DEA dans le méthanol « qualité pesticides ».

Solution-mère d'atrazine : Les solutions-mères sont utilisées pour fabriquer les solutions étalons pour le chromatographe en phase gazeuse (GC). On prépare 100 mL d'une solution à environ 25 µg/mL d'atrazine dans l'acétate d'éthyle.

Solution-mère de DEA : On prépare 100 mL d'une solution à environ 8µg/mL de DEA dans l'acétate d'éthyle.

Solution-mère de métolachlore : On prépare 100 mL d'une solution à environ 50 µg/mL de métolachlore dans l'acétate d'éthyle.

Solution d'amétryne concentrée pour la courbe de calibration du GC: Cette solution est utilisée pour fabriquer les standards. On prépare 50 mL d'une solution à environ 20 µg/mL d'amétryne dans l'acétate d'éthyle.

Solution de vérification : Cette solution est utilisée comme contrôle de qualité lors du dosage. À partir des solutions-mères et de la solution-étalon d'extraction, on prépare 50 mL d'une solution contenant 1 µg/mL de métolachlore, 0,5 µg/mL d'atrazine, 0,16 µg/mL de DEA, 1,6 µg/mL de terbutryne et 2,0 µg/mL d'amétryne dans l'acétate d'éthyle.

Solutions étalon pour le dosage au GC: Ces solutions sont utilisées afin d'établir la réponse des composés en fonction de la concentration lors du dosage. Elles sont fabriquées à partir des solutions-mères. Pour chaque niveau (combinaisons de concentrations pour les différents composés), on prépare 50 mL dans l'acétate d'éthyle. Les concentrations (en µg/mL) à obtenir sont présentées à l'Annexe A.

## 5) Les filtrations

Contrôle de qualité : Ajouter un blanc de méthode (environ 1 L d'eau Milli-Q), qu'on filtre et qu'on extrait par la suite avec les échantillons environnementaux.

#### a) Première filtration

La première filtration s'effectue sur un filtre 1,5  $\mu\text{m}$  en fibre de verre de 9 cm de diamètre (cette première filtration permet d'éviter le colmatage des pores lors de la filtration subséquente sur 0,45  $\mu\text{m}$  qui suivra). Celui-ci doit être conditionné afin d'éliminer les particules de fibre de verre à sa surface et de resserrer les pores. Entre chaque filtration, tout le matériel utilisé est rincé trois fois à l'eau déminéralisée. Le protocole détaillé de la première filtration est présenté à l'Annexe A.

Lors de cette filtration, on effectue la détermination de la concentration en sédiments. Une fois le volume total mesuré avec un cylindre gradué en verre de 250 mL, le filtre sec est pesé, l'échantillon est filtré en totalité et le poids humide est obtenu pour l'ensemble filtre et sédiments humides. Par la suite, on laisse sécher sous la hotte durant 72 h. L'ensemble est de nouveau pesé.

La précision de la balance utilisée pour la détermination de la masse des sédiments est de  $\pm 0,001$  g. La précision du cylindre gradué est de  $\pm 1$  mL. L'erreur pour un volume de 1 L est donc de 4 mL. L'erreur sur la concentration en sédiments est de 7,7 %. Elle est déterminée de la façon suivante : % de l'erreur sur la masse de sédiment  $((0,001 \text{ g} / 0,036 \text{ g}) * 100)$  + % de l'erreur sur le volume final de l'extrait  $((0,05 \text{ mL} / 1 \text{ mL}) * 100) = 2,7 \% + 5 \% = 7,7 \%$ . Le cas présenté ici représente le pire des scénarios, car la masse de sédiments présentée ici a été la plus faible qui a été mesurée dans cette étude, donc celle sur laquelle l'erreur est la plus grande.

#### b) Deuxième filtration

La deuxième filtration s'effectue sur un filtre en nylon de 0,45  $\mu\text{m}$  et de 4 cm de diamètre (Magna-Nylon). Ce dernier n'a pas besoin d'être conditionné. Entre chaque filtration, le réservoir, le porte-filtre et la fiole à filtration sont rincés trois fois à l'eau déminéralisée. Le vide de la pompe est ajusté à environ 15 mm de Hg.

## 6) L'extraction des herbicides

L'extraction est l'étape par laquelle on récupère les herbicides de l'eau pour les faire adsorber sur une cartouche octadécyl (C-18 Environmental de chez Waters). Durant chaque partie de l'étape, la cartouche ne doit jamais devenir à sec. Le protocole détaillé pour l'extraction est présenté à l'Annexe A.

Contrôle de qualité :

Échantillon fortifié : Un échantillon environnemental est choisi au hasard. Dans une fiole jaugée, le même volume que pour les autres échantillons est mesuré. Par la suite, on ajoute 20  $\mu\text{L}$  de la solution de fortification. La quantité de composés ajoutée doit être du même ordre de grandeur que dans l'échantillon. Quand cet ordre de grandeur est inconnu, on ajoute 20  $\mu\text{L}$ .

Répliat : Un échantillon est choisi au hasard. Dans une fiole jaugée, le même volume que pour les autres échantillons est mesuré.

Blanc de méthode : Dans une fiole jaugée, on mesure 250 mL du blanc de méthode.

Blanc fortifié : Dans une fiole jaugée, on mesure 250 mL du blanc de méthode et on ajoute 20  $\mu\text{L}$  de la solution de fortification. La quantité de composés ajoutée doit être du même ordre de grandeur que dans l'échantillon. Quand cet ordre de grandeur est inconnu, on met 20  $\mu\text{L}$  de la solution de fortification.

Contrôle : Dans une fiole jaugée, avec de l'eau Milli-Q, on mesure le même volume que pour les autres échantillons d'eau. On ajoute 500  $\mu\text{L}$  de la solution de contrôle.

Une fois l'échantillon décongelé, le volume à extraire (St-Lambert = 250 mL, Bras d'Henri = 400 mL) est mesuré avec un cylindre gradué en verre.

Erreur sur la mesure du volume :

1x ± 1 mL = ±1 mL pour St-Lambert

2x ± 1 mL = ±2 mL pour le Bras d'Henri

7) La concentration de l'extrait

a) L'élution

L'élution est l'étape par laquelle les herbicides adsorbés sur la cartouche d'octadécyl sont désorbés de celle-ci et transférés dans une solution d'acétate d'éthyle saturé en eau. Le protocole détaillé de l'élution est présenté à l'Annexe A.

b) La concentration

Lors de l'étape de la concentration, la solution d'acétate d'éthyle contenant les composés chimiques d'intérêt est évaporée afin de la concentrer et de permettre son dosage par GC. C'est aussi lors de cette étape que l'étalon d'injection est ajouté. Le protocole détaillé de la concentration est présenté à l'Annexe A.

### **5.3.2 Extraction des herbicides des sédiments**

Pour les échantillons du site de St-Lambert, la quantité d'herbicides présente dans les sédiments de la première pluie a également été dosée et ce pour les deux années d'étude (2004 et 2005). La méthode pour le lavage « qualité pesticides », les solutions à faire, les produits utilisés et la première filtration sont les mêmes que celles décrites dans la section « Extraction des herbicides de l'eau ». Les sédiments extraits sont ceux récoltés lors des filtrations décrites dans la section « Extraction des herbicides de l'eau ». Après le séchage de 72 heures, ils sont placés à -20°C dans un sac en plastique identifié.

**En 2004 :** Afin d'extraire une quantité suffisante d'herbicides pouvant permettre leur dosage, il a été nécessaire de regrouper ensemble les sédiments obtenus à partir des quatre répétitions d'un même traitement (soit pour le témoin sans bande, la bande enherbée et la bande enherbée+arborée). Pour chacun de ces trois traitements étudiés, un échantillon composé a été réalisé.

Eau de ruissellement (sédiments > 1,5 µm) :

Les sédiments retenus sur 1,5 µm ont été récupérés en grattant délicatement le filtre. La plus petite masse par traitement a été identifiée. Une masse identique a alors été pesée pour chacune des répétitions de ce traitement. Il en fut de même pour chaque traitement. Ces échantillons composés ont permis de déterminer la concentration en herbicides obtenue à partir d'une masse identique de chacune des quatre répétitions d'un même traitement. Suite au dosage de ces échantillons composés, il s'est avéré nécessaire de gratter la totalité du filtre afin de déterminer la masse totale d'herbicides à partir de la totalité des sédiments exportés. Ainsi la totalité des sédiments a été récupérée sur chacun des filtres. Ces masses ont ensuite été regroupées par traitement et extraites de cette façon.

Eau de drainage (sédiments > 1,5 µm) :

La faible quantité de sédiments présente sur le filtre ne permettait pas de gratter le filtre. Les filtres ont été placés individuellement dans une fiole d'extraction des herbicides. Suite à l'extraction, les extraits ont été regroupés par traitement et c'est cette quantité qui a été dosée. Il a ainsi été possible d'obtenir la concentration et la masse de la totalité des sédiments exportés dans le drainage.

Eau de ruissellement et de drainage (sédiments < 1,5 µm et > à 0,45 µm) :

Les filtres de 0,45 µm utilisés ont été regroupés par traitement (regroupement des quatre répétitions) et placés dans la même fiole graduée qui servira pour l'extraction des

herbicides. Par ailleurs, ces masses recueillies étaient infimes par rapport à la masse des filtres : elles n'ont donc pu être déterminées de façon précise. En regard de la somme des erreurs attribuées aux masses de sédiments, il n'a pas été possible de déterminer une masse d'herbicides exportée sur cette classe granulométrique: par contre, il est possible de déterminer une concentration moyenne.

**En 2005 :** Étant donné l'impossibilité technique de déterminer la masse de sédiments exportée sur filtre de 0,45  $\mu\text{m}$ , l'extraction a été réalisée seulement pour la fraction de sédiments retenue sur le filtre de 1,5  $\mu\text{m}$ . Chaque filtre a été extrait et dosé individuellement et ce, autant pour les sédiments provenant du ruissellement que du drainage.

Il est à noter qu'en 1995, M. Gagné (Gagné, 1995) avait réalisé une étude sur l'adsorption des herbicides sur les filtres utilisés dans ce protocole et qu'il avait alors été déterminé que ces filtres adsorbaient les herbicides étudiés de façon négligeable.

Dans le cas du Bras d'Henri, les échantillons ont été filtrés sur filtre de 0,45  $\mu\text{m}$  seulement. La masse de sédiments sur ce type de filtre étant négligeable, les herbicides sur les sédiments recueillis n'ont pas été dosés.

#### 1) Contrôle de qualité

À chaque étape du traitement des échantillons, on effectue un contrôle de qualité: c'est-à-dire qu'on ajoute un ou des échantillons supplémentaires qui permettront, une fois dosés, de déterminer si l'étape correspondante a été bien réalisée. Une série complète de contrôle de qualité doit être réalisée à environ tous les 12 échantillons. Un groupe d'échantillons est constitué par des échantillons semblables (ex. : même date, même profondeur). Pour l'extraction des sédiments, le contrôle de qualité est un échantillon contrôle.

Contrôle : On met 500  $\mu\text{L}$  de la solution de contrôle dans la fiole à extraction. On suit ensuite la procédure d'extraction pour les échantillons.

## 2) Extraction des échantillons

L'extraction des sédiments est une double extraction à l'acétate d'éthyle. Au cours de cette étape, les sédiments sont mis en contact avec une solution d'acétate d'éthyle pour une période de temps d'une heure avec une agitation. Cette étape est répétée une seconde fois (double extraction) afin de permettre de récupérer le plus possible des composés d'intérêt. Le protocole détaillé de l'extraction des sédiments est présenté à l'Annexe A.

## 3) Concentration de l'extrait

La concentration de l'extrait s'effectue sur un évaporateur rotatif Buchi. La concentration est l'étape lors de laquelle la solution d'acétate d'éthyle contenant les composés chimiques d'intérêt est évaporée afin de la concentrer et de permettre son dosage au GC-MS. C'est aussi lors de cette étape que l'étalon d'injection est ajouté. Le protocole détaillé de la concentration de l'extrait des sédiments est présenté à l'Annexe A.

### **5.4 Séquence du dosage par chromatographie en phase gazeuse et contrôle de qualité**

Le dosage des extraits provenant des échantillons d'eau et de sédiments est effectué à l'aide d'un GC/MS Clarus 500 de Perkin-Elmer. La colonne utilisée est une Factor Four VF-5ms, 30 m de longueur, 0,25 mm de diamètre interne avec une épaisseur de phase de 0,25  $\mu\text{m}$ . Le gaz vecteur est l'hélium. La séquence analytique GC dure environ 35 minutes. Le volume d'injection est de 1,0  $\mu\text{L}$ . Les temps de rétention sont réajustés lors de chaque nouvelle séquence de dosage. De plus, il faut refaire une nouvelle courbe de calibration avec les solutions standards. Le détail de la séquence GC-MS est présenté à l'Annexe A.

Limite de détection du GC/MS (en  $\mu\text{g}/\text{mL}$  de l'extrait d'acétate d'éthyle) :

Atrazine : 0,002  $\mu\text{g}/\text{mL}$

Métolachlore : 0,007  $\mu\text{g}/\text{mL}$

DEA : 0,006  $\mu\text{g}/\text{mL}$

Terbutryne : 0,012  $\mu\text{g}/\text{mL}$

Pour les sédiments, les limites de détection sont les mêmes que pour l'eau.

Les limites de détection sont les mêmes pour l'eau et les sédiments, et sont déterminées de la manière suivante. Afin de déterminer la limite de détection, on effectue dix injections d'une solution dont la concentration est faible et connue (par exemple une solution standard). On calcule l'écart-type obtenu sur ces dix injections et on multiplie par trois. On obtient ainsi une limite de détection expérimentale. Ainsi, on peut déterminer une limite de quantification de la méthode en multipliant la limite de détection expérimentale par le facteur de dilution de la méthode (250 pour St-Lambert et 400 pour les échantillons du Bras d'Henri.) (Pauline Fournier, INRS-ETE, communication personnelle, janvier 2006). Par la suite, les limites de quantification de la méthode sont exprimées en  $\mu\text{g}/\text{L}$  d'eau de l'échantillon.

Pour St-Lambert, les limites de quantification de la méthode en  $\mu\text{g}/\text{L}$  d'eau sont :

Atrazine : 0,008  $\mu\text{g}/\text{L}$

Métolachlore : 0,03  $\mu\text{g}/\text{L}$

DEA : 0,024  $\mu\text{g}/\text{L}$

Ces limites sont les mêmes pour 2004 et 2005 et pour le ruissellement et le drainage.

Pour le Bras d'Henri les limites de quantification de la méthode en  $\mu\text{g}/\text{L}$  d'eau sont :

Atrazine : 0,005  $\mu\text{g}/\text{L}$

Métolachlore : 0,0175  $\mu\text{g}/\text{L}$

DEA : 0,015  $\mu\text{g}/\text{L}$

Contrôle de qualité :

À environ tous les onze échantillons : ajouter un blanc d'acétate d'éthyle et un échantillon de vérification. Un blanc d'acétate d'éthyle doit toujours précéder un échantillon de vérification, un blanc de méthode, un blanc fortifié, un réplicat, un échantillon fortifié ou un contrôle.

Une fois le dosage effectué, une analyse critique des résultats obtenus est effectuée à l'aide d'un fichier créé à cet effet. Il comprend deux parties : vérification du dosage et vérification du contrôle de la méthode. La vérification du dosage est effectuée avec les blancs d'acétate d'éthyle et les échantillons de vérification. La vérification de la méthode est effectuée en calculant le pourcentage de récupération de la terbutryne, avec les blancs de méthode, les échantillons de contrôle, les blancs fortifiés, les réplicats et les échantillons fortifiés.

Pour fins de comparaison, dans leur étude, Navarro *et al.* (2004) avaient une limite de détection instrumentale de 10 pg/L pour l'atrazine. Leur pourcentage de récupération se situait entre 81 % et 101 %.

## **5.5 Traitement mathématique des résultats**

### **5.5.1 Calcul des concentrations pour l'eau**

A) St-Lambert

La concentration pour un litre d'eau est calculée pour chaque parcelle dans le ruissellement et dans le drainage séparément. Elle est obtenue en divisant la concentration obtenue au GC (en  $\mu\text{g}/\text{ml}$  de l'extrait dans l'acétate d'éthyle ) par le volume extrait (en L d'eau de l'échantillon) soit 0,250 L.

## B) Bras d'Henri

La concentration pour un 1 L d'eau est calculée séparément pour chacun des sites et chacune des dates d'échantillonnage. Elle est obtenue en divisant la concentration obtenue au GC (en  $\mu\text{g/ml}$  de l'extrait d'acétate d'éthyle) par le volume extrait (en L d'eau de l'échantillon) soit 0,400 L.

### 5.5.2 Calcul des masses (St-Lambert)

**Dans l'eau :** Le calcul de la masse d'herbicides est effectué individuellement pour chaque parcelle. Il est obtenu en multipliant la concentration pour 1 L d'eau (obtenue à l'étape précédente) par le nombre de litres d'eau mesurés par le compteur dans la parcelle correspondante. Pour chaque parcelle, on obtient ainsi une masse exportée dans le ruissellement et une masse exportée dans le drainage.

**Dans les sédiments :** Les masses sont obtenues lors du dosage au GC-MS. Le volume final de l'extrait étant de 1 mL, il contient donc la totalité de la masse d'herbicides extraits. La concentration est déterminée en divisant la masse d'herbicides par la masse de sédiments extraite.

### 5.5.3 Calcul des moyennes (St-Lambert)

Les moyennes arithmétiques sont calculées pour les concentrations et les masses. Elles sont calculées pour chacun des traitements dans le ruissellement et le drainage séparément. Les données manquantes ne sont pas prises en compte lors du calcul des moyennes. Les moyennes sont calculées par la formule suivante :

Sommation ( $\Sigma$ ) des observations pour un traitement donné /nombre d'observations pour un traitement donné.

#### **5.5.4 Calcul des pourcentages par rapport au témoin (St-Lambert)**

Les pourcentages par rapport au témoin sans bande végétale sont calculés pour les masses. Ils sont calculés pour chacun des traitements dans le ruissellement et le drainage séparément. Le pourcentage par rapport au témoin est calculé à l'aide de la formule suivante : (Moyenne pour le traitement donné/Moyenne du témoin)\*100.

#### **5.5.5 Calcul du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée**

Le pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée est calculé pour chacune des parcelles individuellement. Par la suite, une moyenne arithmétique est faite pour chacun des traitements.

Tout d'abord, il faut calculer la quantité de matière active appliquée sur une parcelle. Par exemple, pour le métolachlore, on sait que le taux d'application est de 1,6 kg m.a./ha. On sait également que les parcelles mesurent 150 m<sup>2</sup> (30 m x 5 m), ce qui fait 0,015 ha (150 m<sup>2</sup> /10 000 m<sup>2</sup> par ha.). On multiplie (1,6 kg/ha x 0,015 ha). Ainsi, on sait que 0,024 kg de métolachlore sont appliqués par parcelle. On transforme en µg (0,024 kg = 24 000 000 µg). On connaît maintenant la quantité de métolachlore appliquée pour chacune des parcelles.

Par la suite, on fait le rapport masse exportée/masse appliquée (connue de la section 5.2 pour chacune des parcelles) et on multiplie par 100. Finalement, une moyenne arithmétique est faite pour chacun des traitements.

#### **5.5.6 Calcul du rapport DEA/atrazine**

Le rapport DEA/atrazine est calculé dans un premier temps pour chacune des parcelles individuellement. Par la suite, une moyenne arithmétique est effectuée pour chacun des différents traitements dans le drainage et le ruissellement pour chacune des trois pluies et finalement pour le total des trois pluies. Le rapport DEA/atrazine est calculé en divisant

la concentration en DEA (pour un litre d'eau) par la concentration en atrazine (pour un litre d'eau) du même échantillon (même parcelle).

### **5.5.7 Traitements statistiques (St-Lambert)**

Le traitement statistique des données a été effectué à partir des données individuelles et non à partir des moyennes arithmétiques.

Étant donné la structure des données (plusieurs données étalées dans le temps à partir d'un dispositif destiné à tester l'effet de trois traitements répartis en quatre blocs aléatoires complets, chaque bloc procurant deux types de données, une dans le drainage et une dans le ruissellement), la première analyse effectuée a été une ANOVA à trois facteurs. Les facteurs étudiés étaient le nombre de jours, le type d'échantillon (ruissellement ou drainage) et le traitement (témoin, bande enherbée ou bande enherbée+arborée). Les variables dépendantes testées ont été la concentration d'atrazine, la concentration de métolachlore, la concentration de DEA, la masse d'atrazine, la masse de métolachlore et la masse de DEA.

Les seuils de signification étaient de 5 %. Les statistiques ont été effectuées dans le module GLM « modules linéaires généraux » avec le logiciel JMP version 5 (SAS Institute). Finalement, les tests de comparaisons multiples ont été effectués lorsqu'un effet était significatif. Le test effectué est un test de Tukey. Dans le cas des sédiments, les analyses ont été effectuées avec le logiciel SigmaStat de SYSTAT.

### **5.5.8 Calcul des pertes dans le ruisseau du Bras d'Henri**

Les charges journalières en herbicides sont calculées en multipliant le débit moyen journalier (source CEHQ, François Godin, stations 023432 pour St-Gilles et 023443 pour St-Narcisse) par la concentration pour cette journée. Aucune modification sur les débits n'a été effectuée pour les superficies drainées ou non par ces stations. Pour déterminer les pertes totales exportées sur une période de temps donnée, il suffit de faire la somme de toutes les charges journalières exportées durant cette période (Alain Rousseau,

communication personnelle, mars 2006). Cette approche oblige à émettre deux hypothèses : 1) la concentration mesurée est représentative de la concentration journalière et : 2) il faut avoir une méthode pour déterminer les concentrations pour les journées non échantillonnées.

Le principal enjeu de cette méthode consiste à déterminer la relation qui existe entre les concentrations mesurées et les débits moyens journaliers afin de pouvoir déterminer les concentrations aux jours pour lesquels il n'y a pas eu de concentrations mesurées. Il est important de pouvoir déterminer une concentration pour chaque jour afin d'estimer les pertes (charges exportées) sur toute la période de suivi des concentrations. La détermination de cette relation est effectuée par un examen attentif des données. Au cours de cet examen, plusieurs types de relations peuvent être étudiés afin d'examiner leur représentativité. Il peut par exemple s'agir d'une équation de régression entre le logarithme base 10 du débit et le logarithme base 10 des concentrations ou d'une relation linéaire. Il est également possible de stratifier la relation en fonction du temps ou des débits. Par exemple, pour une gamme de débits donnés, la relation avec les concentrations peut être différente de celle déterminée pour une gamme de débits différents faisant partie de la même série de débits (Quilbé *et al.* 2006).

Par la suite, lorsqu'une concentration est déterminée pour chaque jour de la période d'étude, le calcul des charges est effectué. Le calcul s'effectue de la manière suivante :

Première étape : Transformer la concentration en  $\text{kg}/\text{m}^3$  : [concentration] en  $\mu\text{g}/\text{mL}$  \*  $(1 \text{ kg} / 10^9 \mu\text{g}) * (1 \text{ L} / 0,001 \text{ m}^3)$ .

Deuxième étape : Calculer la charge journalière : [concentration] en  $\text{kg}/\text{m}^3$  \* (débit en  $\text{m}^3/\text{s}$ ) \* 86400 s/jour = charge en  $\text{kg}/\text{j}$

On peut ensuite faire la somme de toutes les charges journalières obtenues pour la période d'étude.

Par la suite, il est possible de calculer le pourcentage des masses exportées sur la masse appliquée. La première étape est de déterminer les entrées du système, c'est-à-dire la masse d'herbicides appliquée dans le bassin versant. Pour ce faire, il faut connaître les

superficies cultivées et les taux d'application des herbicides. Les herbicides atrazine et métolachlore sont principalement employés dans le maïs. Ainsi, les superficies utilisées dans le calcul sont celles du maïs. Les superficies en maïs sont déterminées à l'aide de l'application GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) sur le bassin versant de la Chaudière (Rousseau *et al.* 2005) à l'aide de l'occupation du sol de 2003 (Grenier, 2005).

Il est par la suite possible de déterminer une masse d'atrazine appliquée dans le sous-bassin versant étudié en multipliant le taux d'application par la superficie en maïs. Par la suite, le pourcentage associé à la somme des charges journalières exportées divisées par la masse appliquée sur la période d'étude est calculé.

Il est également possible d'évaluer la masse d'atrazine restante dans le sous-bassin versant. L'équation (Alain N. Rousseau et Renaud Quilbé, INRS-ETE) utilisée pour ce calcul tient compte de la masse (M), de la masse sortie du bassin (la perte = S) et de la dégradation. La dégradation est représentée par une exponentielle décroissante soit :  $(e^{(-0,693/t^{1/2}) \Delta t})$ . Le temps de demi-vie de dégradation ( $t^{1/2}$ ) utilisé dans ce calcul est de vingt jours (base de données de SWAT (Arnold et Fohrer, 2005)). Le pas de temps ( $\Delta t$ ) est de un jour.

Ainsi au jour 0, on suppose une masse M = masse appliquée. La masse restante au jour 1 est déterminée selon l'équation :

**Pour le site de St-Narcisse :**  $M_{t+1} = M_t * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{t+1}$

**Pour le site de St-Gilles :**  $M_{t+1} = M_t * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{t+1} + (S_{t+1} \text{ au site de St-Narcisse})$

Il en est de même pour les jours suivants.

Il est important d'ajouter les pertes de St-Narcisse (en amont) dans le bilan de masse du site de St-Gilles (en aval) car elles constituent une entrée pour ce dernier.

Pour le bassin versant au complet, l'équation tient compte du total des masses appliquées et des sorties au site de St-Gilles (exutoire du bassin).

$$M_{\text{total, t+1}} = M_{\text{total, t}} * e^{-0,693 \Delta t / t^{1/2}} - S_{t+1}(\text{au site de St-Gilles})$$

## 6 Résultats

---

Cette section fait état des résultats de la présente étude. Tout d'abord, les résultats du contrôle de qualité seront présentés. Ils seront suivis des résultats, pour chacune des trois pluies considérées lors des deux années d'étude (site de St-Lambert), de moyennes des concentrations et des masses d'herbicides, de l'évolution temporelle des masses d'herbicides exportées, des contributions respectives du ruissellement et du drainage à ces masses exportées d'herbicides, ainsi que des rendements des bandes enherbées et enherbées+arborées par rapport au témoin sans bande. Il en sera de même pour les masses d'herbicides associées aux sédiments. De plus, les résultats des analyses statistiques pour les deux années seront exposés. Par la suite, les pourcentages masse exportée/masse appliquée et les rapports DEA/atrazine seront présentés. Finalement, les résultats du calcul des charges dans le ruisseau du Bras d'Henri seront montrés.

### 6.1 Contrôle de qualité des dosages

Les résultats détaillés du contrôle de qualité sont présentés à l'annexe B. Pour l'année d'étude 2004, il y a très peu d'éléments à noter sauf peut-être le pourcentage assez faible pour la récupération de la terbutryne dans les sédiments. Il est par contre possible d'observer que dans certains cas, les résultats des blancs de méthode sont rejetés. Il est important ici de rappeler que les critères passablement restrictifs de l'analyse du contrôle de qualité peuvent entraîner le rejet de résultats. Par contre, il est important de regarder l'ampleur du dépassement du critère avant de conclure soit à une contamination ou à un manque de contrôle de la méthode. Ici, même si certains résultats sont rejetés, l'ampleur du dépassement du critère est assez faible et ne permet pas de conclure à une contamination ou à un manque de contrôle de la méthode. De plus, le calcul de l'écart-type des échantillons de vérification (Annexe B) démontre que celui-ci est assez faible. Ce calcul de l'écart-type fournit également de l'information en ce qui a trait aux chiffres significatifs, ainsi pour l'atrazine et le DEA, deux décimales sont permises tandis que seulement une pour le métolachlore.

En 2005, pour le site de St-Lambert, une légère contamination a été décelée dans les blancs de méthode pour les extractions des herbicides à partir des échantillons d'eau. Elle était particulièrement importante dans le cas du métolachlore. La procédure normale à suivre dans le cas où une contamination est décelée dans les blancs de méthode consiste à faire la moyenne des concentrations obtenues pour ces blancs et de soustraire cette moyenne de chacune des concentrations mesurées dans les échantillons environnementaux.

Des tests ont été effectués afin de déterminer la provenance de cette contamination : chacune des solutions utilisées a été dosée individuellement afin de déterminer si elle ne contenait pas des concentrations anormales de métolachlore, les blancs chromatographiques et les échantillons de vérification ont été dosés une seconde fois sur GC/MS, de même que les blancs contaminés. En regard de l'analyse des résultats du contrôle de qualité et des résultats de ces tests supplémentaires, il apparaît que la contamination observée provenait des bouteilles de prélèvement en HDPE utilisées. Le HDPE est un matériel très peu adsorbant pour les herbicides étudiés. Cependant, dû au fait que les concentrations obtenues pour l'année 2004 étaient très élevées, il est possible que la procédure de décontamination n'ait pas pu enlever toutes les traces détectables des herbicides. Ainsi, cette contamination a pu se propager jusque dans les échantillons de 2005. L'importance de cette contamination est donc non négligeable dans le cas des échantillons de 2005, car les concentrations dosées dans ces échantillons environnementaux sont faibles comparativement à celles de 2004.

Il est possible d'évaluer l'impact de cette contamination sur les résultats. On peut dire que les principales données qui seront modifiées seront la moyenne des exportations pour chacun des traitements, le pourcentage par rapport au témoin et aussi le pourcentage de la masse exportée/masse appliquée. Ces modifications seraient de l'ordre d'environ 2 %. Les résultats présentés pour le site de St-Lambert (dans l'eau pour 2005) ont donc subi cette correction.

Dans le cas des échantillons du Bras d'Henri (campagne unique en 2005), le même problème a été détecté dans le cas du métolachlore. Il en fut de même dans le cas de l'atrazine et de la DEA. Cette fois, il fut possible de soustraire la moyenne des blancs de méthode pour l'atrazine et la DEA. En effet, les contaminations dans les blancs de méthode étaient cette fois d'ampleur similaire et c'est pourquoi, il a été possible d'effectuer une correction. Par contre, cette correction n'était pas possible dans le cas du métolachlore car, encore une fois, l'ampleur de la contamination variait trop d'un échantillon à l'autre. Pour les résultats de la campagne du Bras d'Henri, les résultats obtenus pour le métolachlore sont présentés corrigés et non corrigés.

Il est par contre possible de comparer ces résultats à ceux de la littérature, par exemple ceux du suivi du ministère de l'Environnement du Québec, mais une telle comparaison ne permet qu'une évaluation qualitative des résultats et ne permet aucunement de justifier une correction. Par exemple, il serait possible de comparer les résultats corrigés avec ceux de Giroux, (1998), mais il faut toujours se rappeler que les conditions (pluviométriques, occupation du bassin versant etc.) de l'étude de Giroux, (1998), réalisée en 1996-1997 sur le bassin de la Chaudière, sont totalement différentes de celles de la présente étude.

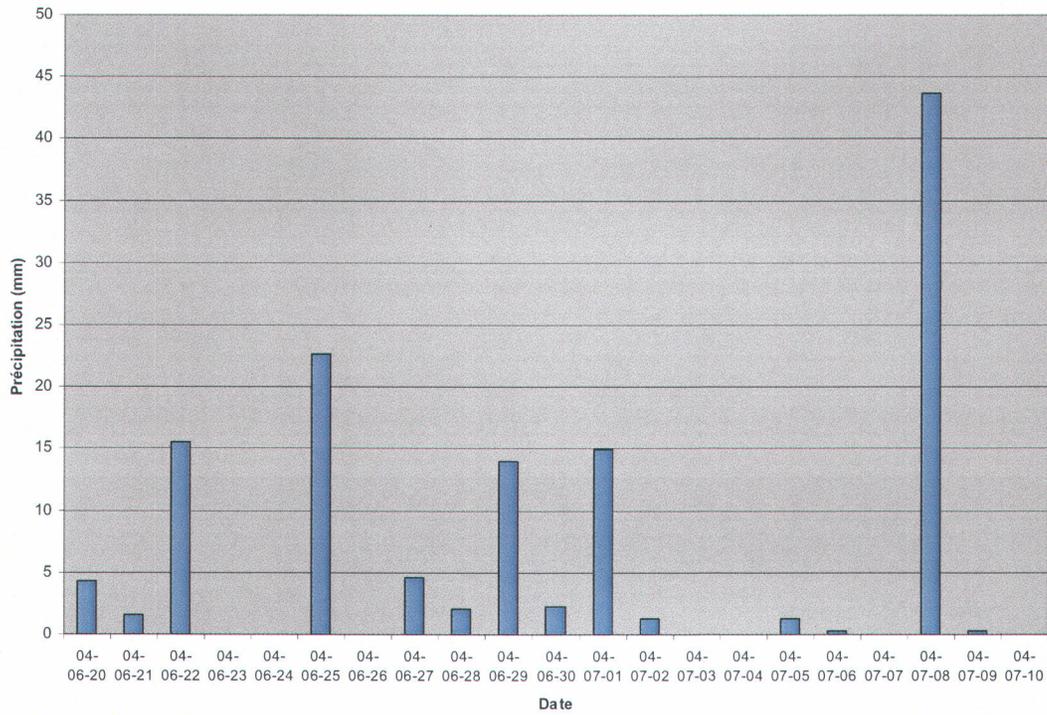
De plus, des analyses sur les mêmes échantillons ont été effectuées au Centre d'Expertise et d'Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), à Québec. Par contre, les échantillons ayant été prélevés dans les mêmes bouteilles, cette analyse croisée ne permet pas de porter un jugement sur la valeur d'une éventuelle correction pour les concentrations de métolachlore dans l'eau du Bras d'Henri en 2005.

## **6.2 Bandes enherbées et enherbées+arborées au site de St-Lambert**

### **6.2.1 Pluviométrie**

La figure 9 représente la pluviométrie quotidienne pour la période d'étude des trois pluies et les deux années d'étude. Les résultats détaillés de la pluviométrie quotidienne sont présentés à l'Annexe C (2004) et à l'Annexe D (2005).

A)



B)

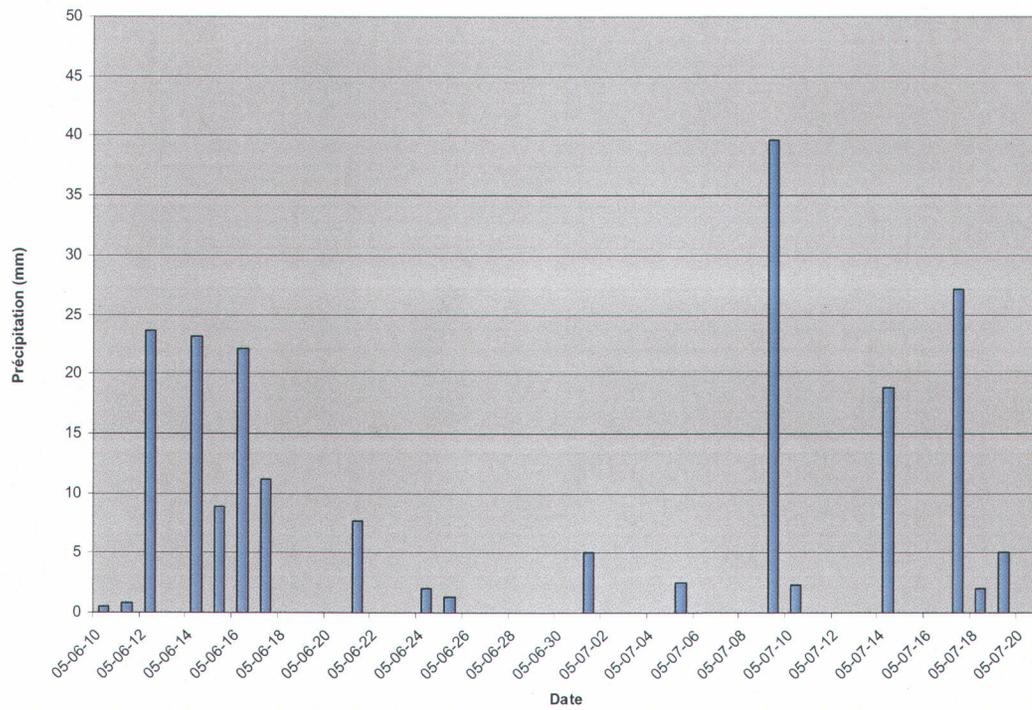
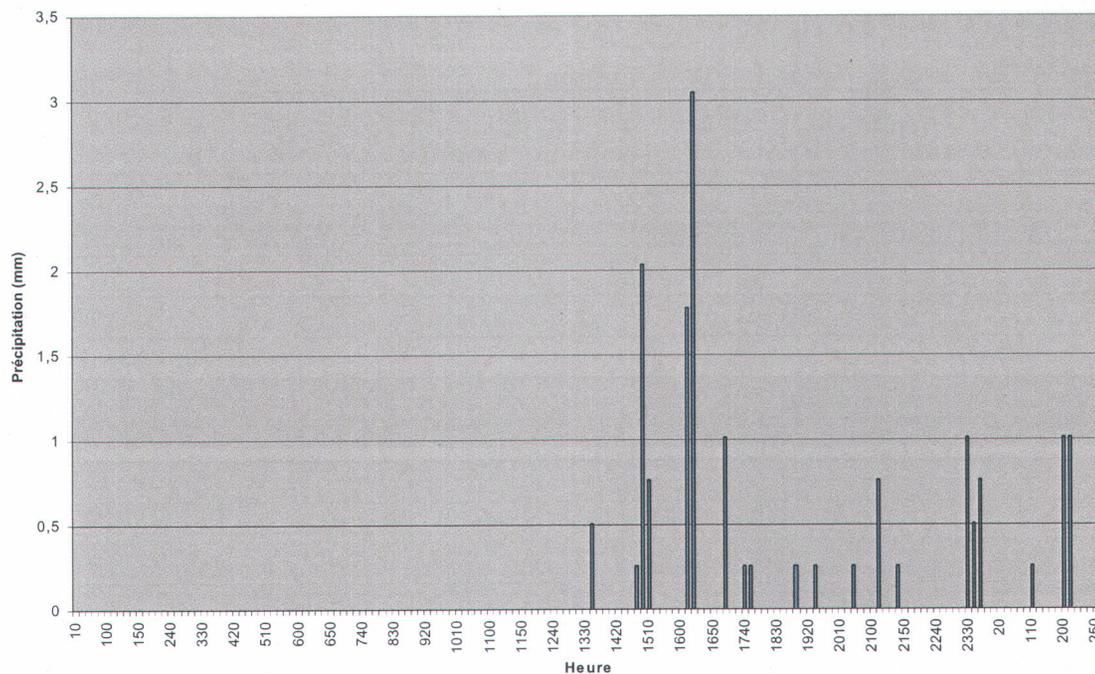


Figure 9 : Pluviométrie pour la période des trois pluies étudiées : A) 2004; B) 2005

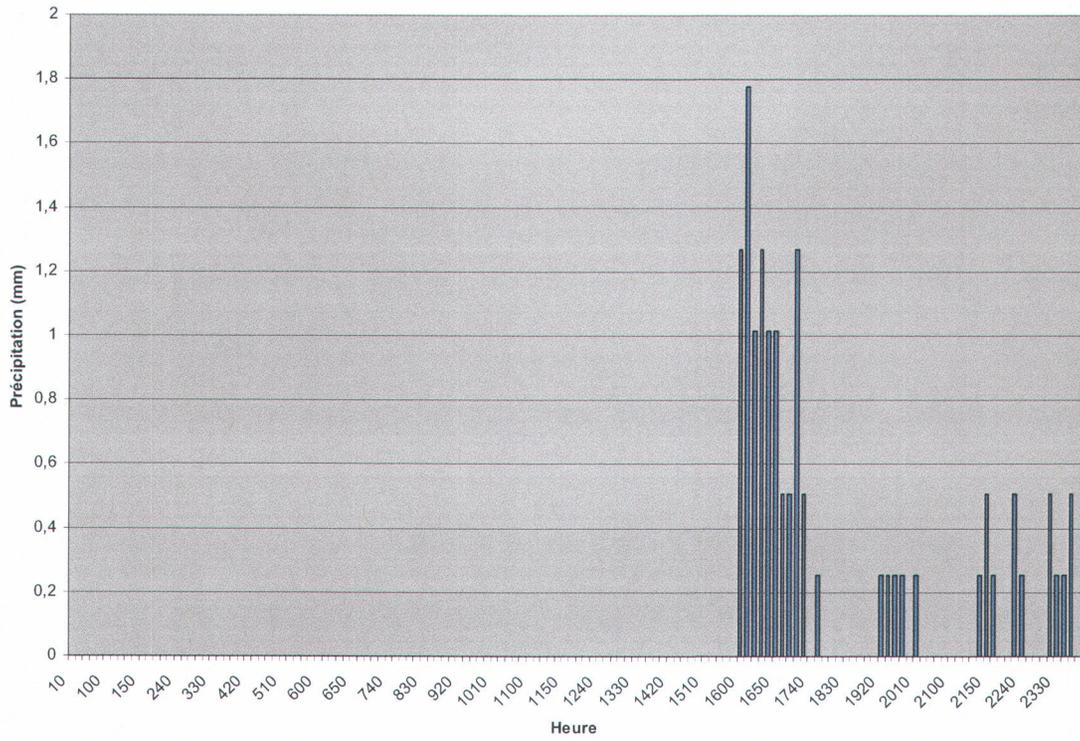
Ainsi, à l'aide de la figure 9, il est possible de déterminer les dates des événements qui ont généré un prélèvement. Il s'agit des 29 juin 2004, 1<sup>er</sup> juillet 2004, 8 juillet 2004, 9 juillet 2005, 14 juillet 2005 et 17 juillet 2005. De plus, on peut observer la période de précipitations très faibles s'étant étendue du 22 juin au 9 juillet 2005. Lors de l'année 2005, une période assez humide a précédé l'application des herbicides (20 juin). En effet, on note des pluies de plus de 20 mm les 12, 14 et 16 juin et une pluie de plus de 10 mm le 17 juin.

La figure 10 présente pour chacune des pluies étudiées la quantité de pluie tombée (aux dix minutes) pour chacun des événements pluviaux ayant mené à un échantillonnage. Cette figure donne une idée de la relation entre l'intensité de la pluie et sa durée. Toutes les figures sont présentées pour une journée complète (avec l'heure comme axe horizontal) sauf la pluie 1 en 2004 qui s'est déroulée sur un intervalle regroupant deux jours.

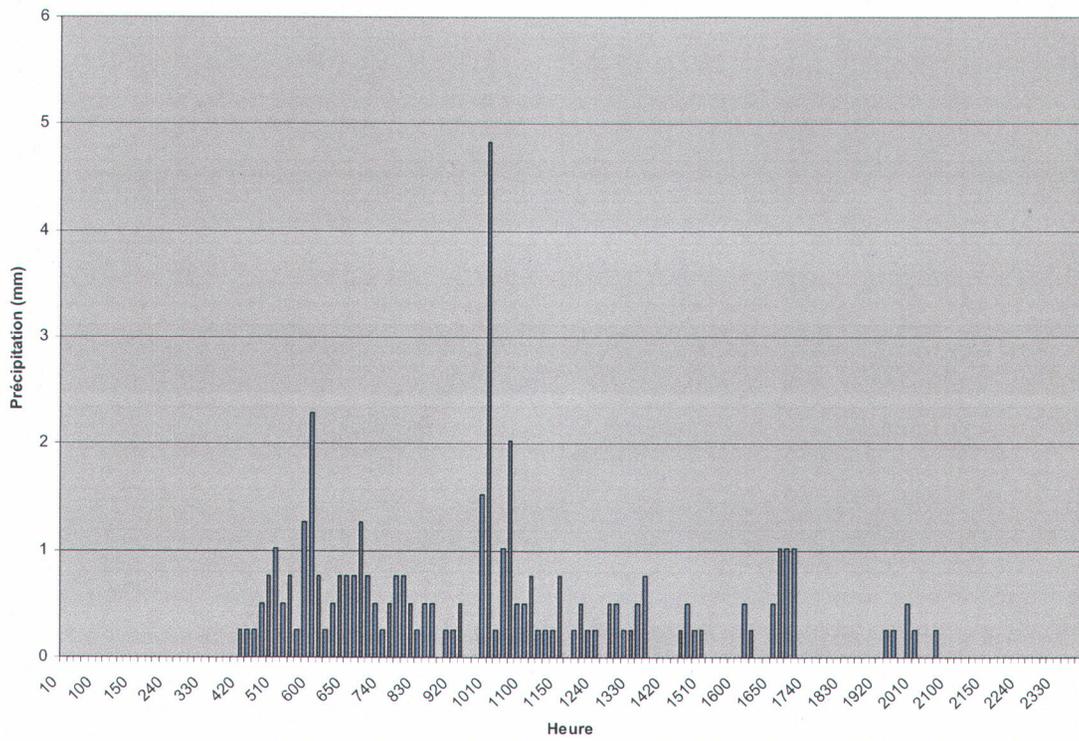
#### A) 29 juin 2004



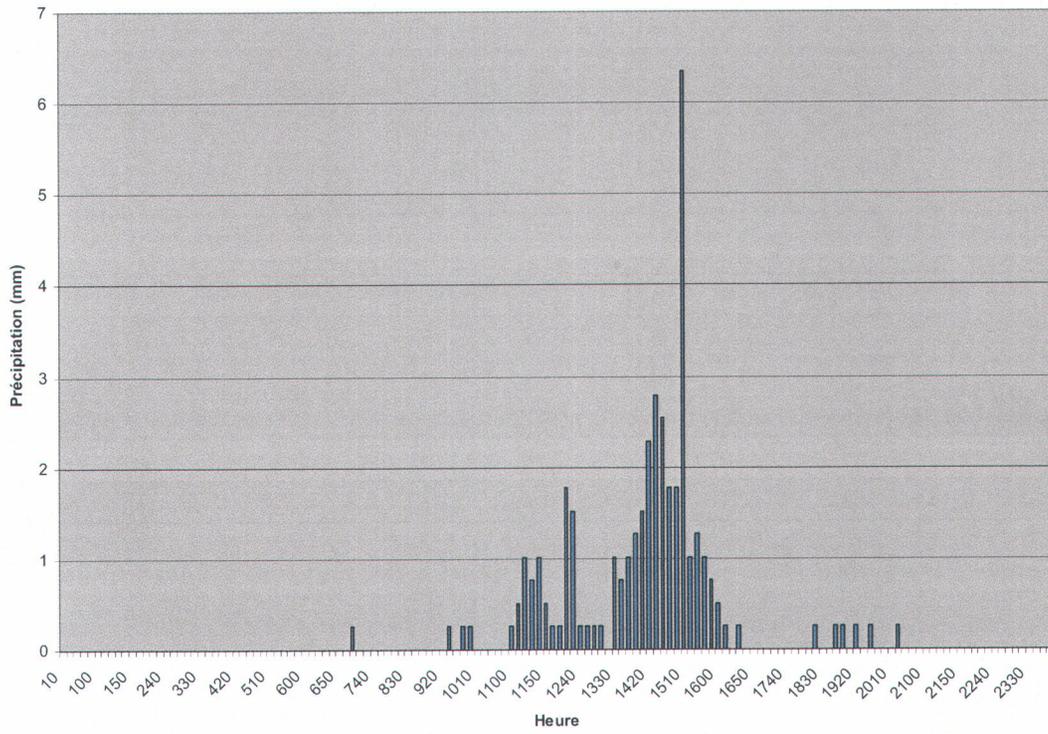
B) 1<sup>er</sup> juillet 2004



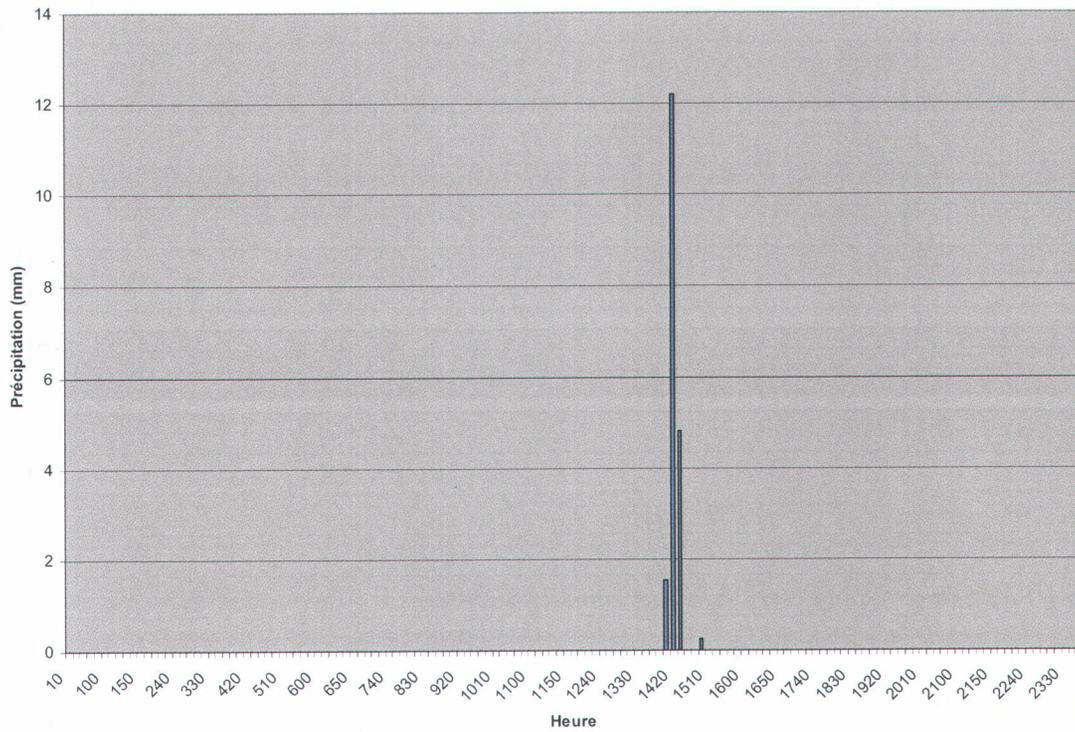
C) 8 juillet 2004



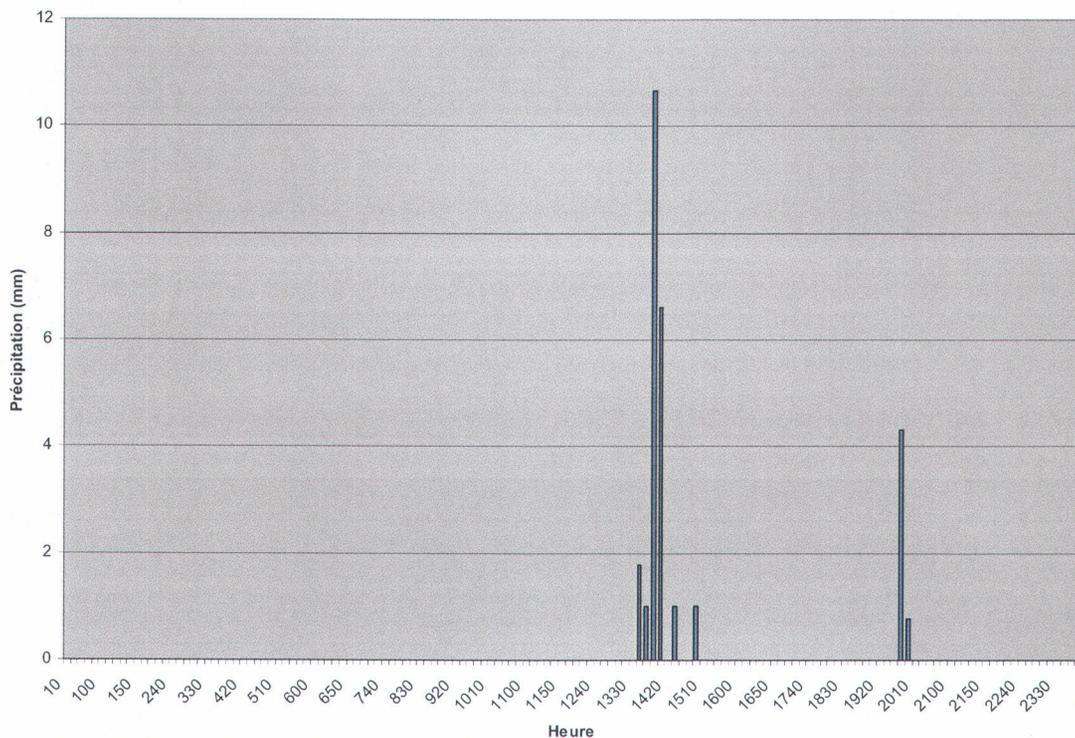
D) 9 juillet 2005



E) 14 juillet 2005



F) 17 juillet 2005



**Figure 10 : Intensité – durée pour chacune des trois pluies des deux années d’étude A) 29 juin 2004; B) 1<sup>er</sup> juillet 2004; C) 8 juillet 2004; D) 9 juillet 2005; E) 14 juillet 2005; F) 17 juillet 2005**

La figure 10 montre que les pluies qui ont généré les prélèvements en 2004 étaient d’une intensité assez faible compte tenu de leur durée. Il en est de même pour le premier événement de 2005. Par contre les deux derniers événements de 2005 se démarquent par leur forte intensité et une durée assez courte.

### **6.2.2 Moyennes des concentrations en herbicides, des volumes d’eau et des masses d’herbicides**

Les résultats détaillés des concentrations, des masses pour chacun des composés herbicides et des volumes d’eau pour chacune des trois pluies sont présentés en annexe pour l’année d’étude 2004 (Annexe C) et pour l’année d’étude 2005 (Annexe D). Les volumes d’eau proviennent de Marc Duchemin, IRDA inc (Duchemin *et al.* 2006). La

présente section fait également état des résultats obtenus suite aux analyses statistiques sur les concentrations et les masses d'herbicides mesurées lors des années d'étude 2004 et 2005. Les degrés de liberté de chacune des analyses statistiques sont présentés à l'Annexe E pour l'année 2004 et pour l'année 2005 à l'Annexe F.

## ANNÉE 2004

### 6.2.2.1 Moyennes pour l'année 2004

Le tableau 1 présente les moyennes de concentrations, de volumes et de masses dans le ruissellement pour l'année d'étude 2004, pour chacune des trois pluies et pour chacun des composés herbicides étudiés. Pour ce tableau, ainsi que pour tous ceux qui suivent, l'écart type est indiqué pour les concentrations. Lorsqu'il n'est pas indiqué dans le cas des concentrations, c'est qu'une seule donnée était disponible pour ce traitement.

**Tableau 1 : Moyennes des concentrations, des volumes et des masses dans le ruissellement (2004)**

Première pluie (Jour 1)								
	Concentration (µg/L)			Volume (L)	Masses (µg)			
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA	
Témoin	739,37±386	1725,4±470	1,99±1	498,9	359126,75	829974,9	925,28	
Enherbée	493,23±236	1324,4±543	1,51±0,5	207,7	97924,48	277135,1	315,89	
Enherbée-arborée	541,15±246	1406,4±498	1,43±0,2	195,7	82215,93	228618,3	261,96	

Deuxième pluie (Jour 4)								
	Concentration (µg/L)			Volume (L)	Masses (µg)			
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA	
Témoin	162,80±96	575,1±317	2,51±0,2	579,5	83707,98	298802,4	1364,11	
Enherbée	94,87±66	311,2±218	2,27±0,5	127,0	16368,72	53891,5	353,75	
Enherbée-arborée	123,67±103	370,34±266	2,14±0,2	69,5	7632,47	26777,3	164,13	

Troisième pluie (Jour 10)								
	Concentration (µg/L)			Volume (L)	Masses (µg)			
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA	
Témoin	37,11±7	51,7±6	1,05±0,2	2178,0	79644,14	113017,7	2298,19	
Enherbée	23,90±10	36,1±13	0,89±0,5	749,5	19431,70	29155,4	740,56	
Enherbée-arborée	19,09±4	38,8±16	0,71±0,2	698,3	13709,95	27970,7	520,14	

Le tableau 2 présente les moyennes des concentrations et des masses dans le drainage pour l'année d'étude 2004 pour chacune des trois pluies et pour chacun des composés étudiés.

**Tableau 2 : Moyennes des concentrations, des volumes et des masses dans le drainage (2004)**

Première pluie (Jour 1)							
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Volume (L)	Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	469,61±268	1257,9±608	1,80±0,2	8,4	5219,40	13448,0	14,11
Enherbée	119,00±59	470,5±284	1,17±0,06	259,2	31320,12	125107,8	302,77
Enherbée-arborée	211,79±143	801,6±445	1,48±2	214,5	40387,51	156576,8	309,57

Deuxième pluie (Jour 4)							
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Volume (L)	Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	93,83±17	254,6±44	1,78±0,4	14,8	1247,61	3424,4	23,04
Enherbée	67,61±34	205,2±95	2,15±1	405,4	26727,63	81594,3	842,80
Enherbée-arborée	61,34	193,5	2,29	241,4	25573,40	80253,0	1023,54

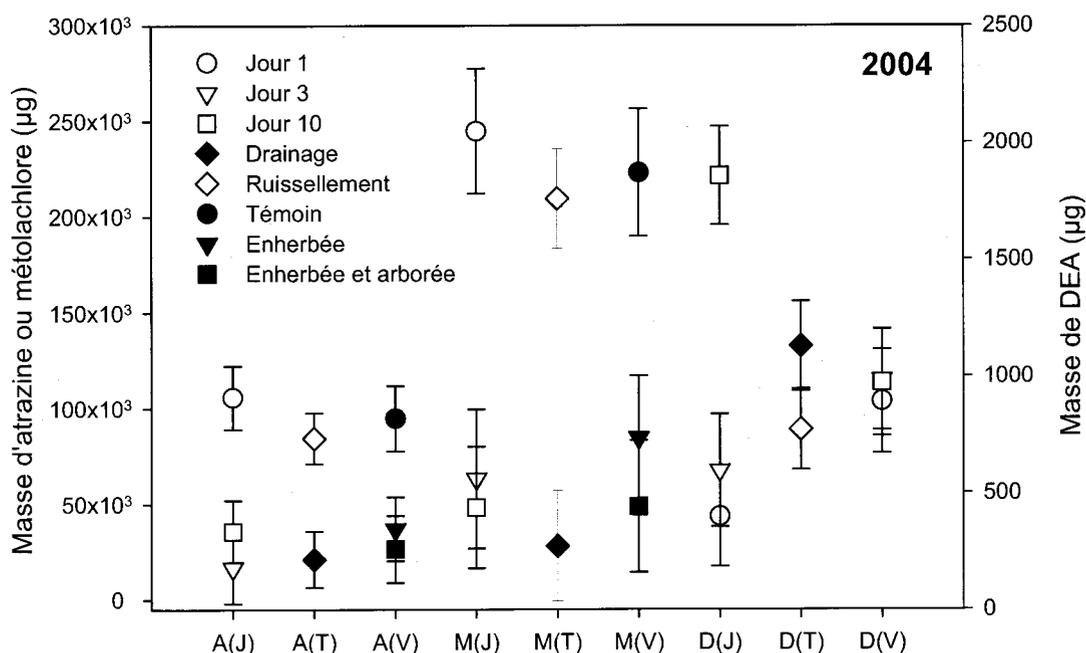
Troisième pluie (Jour 10)							
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Volume (L)	Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	21,17±9	25,1±10	1,69±1	343,8	0,10	0,01	0,13
Enherbée	34,39±13	38,2±11	2,23±1	1571,6	0,01	0,01	0,01
Enherbée-arborée	23,04±10	31,7±1	2,29±0,4	1663,1	0,12	0,01	0,11

Le tableau 3 montre les résultats des analyses statistiques effectuées sur les concentrations (C.) et les masses (M.) d'herbicides. Pour chacun des facteurs, les groupes unis par la même lettre ne sont pas significativement différents.

**Tableau 3 : Résultats des analyses statistiques (2004)**

		Nombre de jours			Profondeur		Traitement		
		1	3	10	Ruissellement	Drainage	Témoin	Enherbée	Enherbée+arborée
<b>C. Atrazine</b>	LS mean	400,8	88,0	2,5	248,4	95,2	229,8	156,8	129,0
	Groupes	A	B	B	A	B	A	A	A
<b>C. Métolachlore</b>	LS mean	905,4	274,2	36,9	648,9	162,2	545,1	340,1	331,3
	Groupes	A	B	B	A	B	A	B	B
<b>C. DEA</b>	LS mean	1,6	2,2	1,5	1,6	1,9	1,6	1,7	1,9
	Groupes	AB	A	B	A	A	A	A	A
<b>M. Atrazine</b>	LS mean	105799,6	16708,6	35805,1	84418,0	21124,2	94791,8	36989,3	26532,2
	Groupes	A	B	B	A	B	A	B	B
<b>M. Métolachlore</b>	LS mean	244904,3	63196,6	48336,7	209482,6	28142,5	223108,7	84546,6	48782,3
	Groupes	A	B	B	A	B	A	B	B
<b>M. DEA</b>	LS mean	399,1	594,5	1856,7	771,6	1128,7	892,5	984,9	973,0
	Groupes	B	B	A	A	A	A	A	A

La figure 11 montre les masses mesurées pour chacun des groupes ainsi que l'intervalle de confiance (95 %).



**Figure 11 : Moyennes et intervalle de confiance (95 %) des masses exportées en fonction du jour, de la profondeur et du traitement (2004)**

A=Atrazine, M=Métolachlore, D=DEA, J=impact du nombre de jours, T=impact du ruissellement ou du drainage et V= impact du traitement (témoin, bande enherbée ou bande enherbée+arborée)

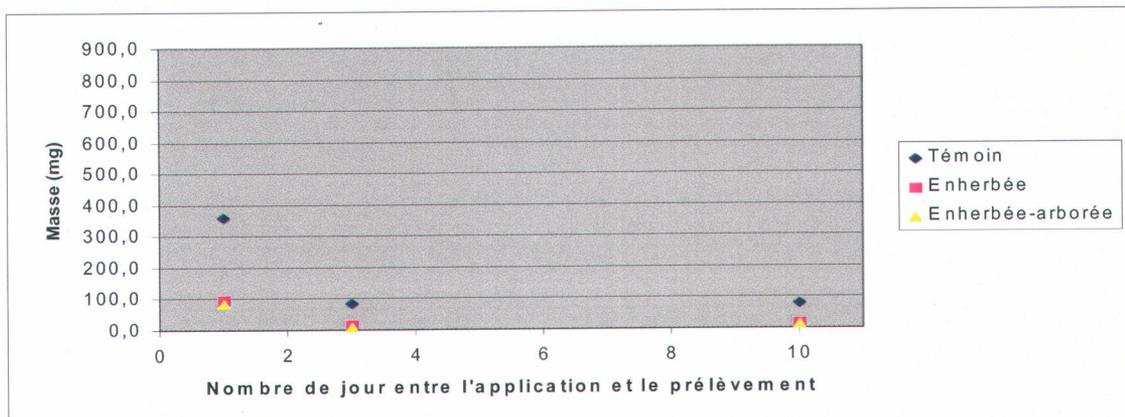
Dans le ruissellement, pour l'année d'étude 2004, si on compare les exportations des trois différents composés herbicides étudiés, on constate que les concentrations de DEA sont toujours les plus faibles, généralement suivies en ordre croissant par celles de l'atrazine. Le métolachlore semble être le composé qui génère les plus fortes concentrations exportées. On peut faire la même observation au niveau des masses. Dans le cas du drainage, le scénario est le même.

En ce qui a trait à la profondeur de la provenance de l'échantillon, c'est-à-dire dans le ruissellement ou dans le drainage, il y a une différence significative pour les concentrations entre les deux profondeurs dans le cas de l'atrazine et du métolachlore. Les concentrations sont plus élevées dans le ruissellement que dans le drainage. Les conclusions sont les mêmes dans le cas des masses. Pour le DEA, c'est l'inverse, il n'y a pas de différences significatives entre le ruissellement et le drainage, et ce autant pour les masses que les concentrations (figure 11 et tableau 3). On remarque que les concentrations exportées sont généralement plus faibles dans le drainage que dans le ruissellement, sauf dans le cas particulier du DEA pour laquelle les valeurs sont très proches les unes des autres. On peut faire la même observation dans le cas des masses. Comme dans le ruissellement, le métolachlore semble générer les concentrations et les masses exportées les plus élevées, suivi dans l'ordre décroissant par l'atrazine et le DEA.

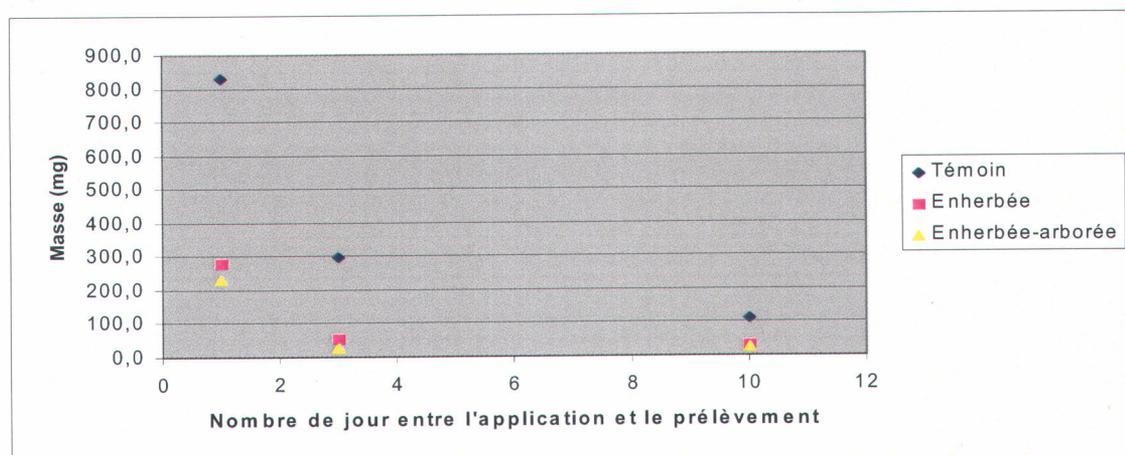
En ce qui a trait à l'efficacité des différents traitements, pour le métolachlore, on note que les concentrations et les masses exportées sont significativement plus élevées dans le cas du traitement témoin que dans celui des deux autres traitements. Il n'y a pas d'effet significatif du type de bandes végétales (enherbée ou enherbée+arborée). C'est la même chose dans le cas des masses d'atrazine. Pour ce qui est des concentrations d'atrazine, il n'y a pas d'effet significatif du traitement. En ce qui a trait au DEA, aucun effet significatif du traitement n'est noté et ce, autant pour les masses que pour les concentrations (figure 11 et tableau 3).

La figure 12 montre l'évolution temporelle des masses d'herbicides exportées dans le ruissellement pour les trois pluies étudiées lors de l'année 2004.

A)



B)



C)

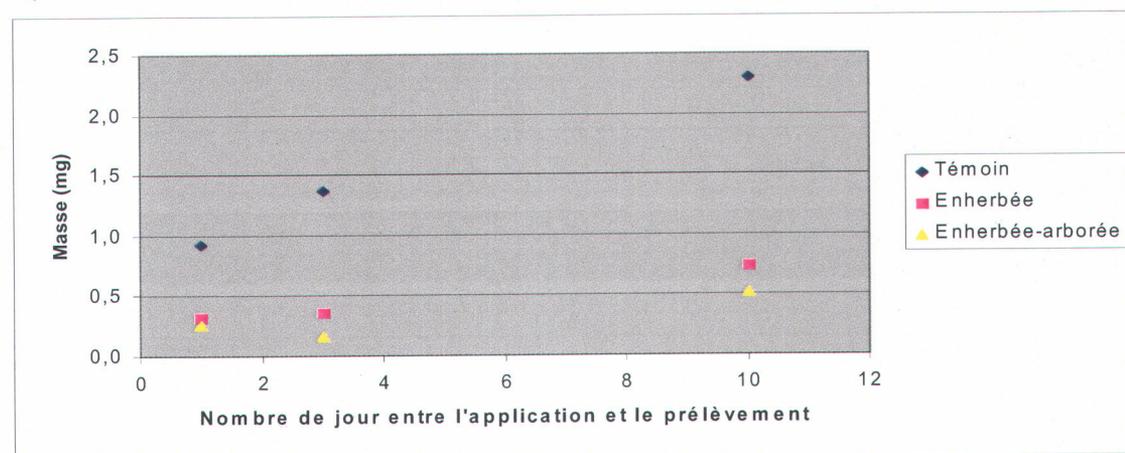


Figure 12 : Relation entre le nombre de jours après l'application et la masse exportée pour chacun des trois traitements dans le ruissellement en 2004 : A) Atrazine; B) Métochloré; C) DEA (A et B sont à la même échelle afin de faciliter la comparaison entre atrazine et métochloré)

Dans le cas du drainage, aucune représentation graphique de l'évolution temporelle n'a été effectuée car celui-ci n'aurait pas pu prendre en compte le temps de transport vers les drains.

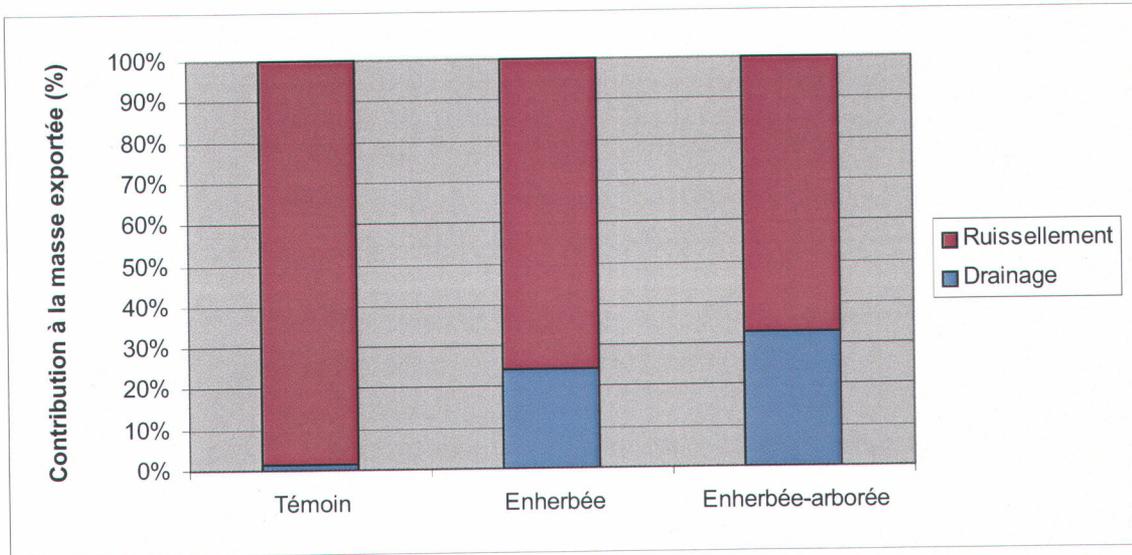
En 2004, dans le ruissellement, on constate que pour l'atrazine et le métolachlore, les concentrations exportées diminuent lorsqu'on passe de la première à la troisième pluie, et ce, peu importe le traitement. Le comportement des concentrations de DEA est un peu différent. En effet, les concentrations sont plus élevées lors de la deuxième pluie, suivies par la première pluie et finalement, la troisième pluie. En 2004, dans le drainage, pour l'atrazine et le métolachlore, les concentrations exportées diminuent de la première à la troisième pluie. Dans le cas du DEA, elles varient assez peu, mais augmentent généralement de la première à la troisième pluie, sauf dans le cas du témoin sans bande.

Pour l'année d'étude 2004, pour les concentrations des composés-parents, on note un effet du nombre de jours entre l'application et l'événement pluvial (qui est représenté par le prélèvement). Les concentrations observées lors du jour 1 sont significativement plus élevées que celles des jours 3 et 10. Pour le DEA, il y a une différence significative entre les jours 3 et 10, tandis que les concentrations notées lors du jour 1 ne sont significativement pas différentes de celles des autres jours (tableau 3). En ce qui a trait aux masses exportées, celles d'atrazine et de métolachlore exportées lors du jour 1 sont significativement supérieures à celles exportées lors des jours 3 et 10. Dans le cas du DEA, les masses des jours 1 et 3 sont significativement inférieures à celles exportées lors du jour 10 (figure 11).

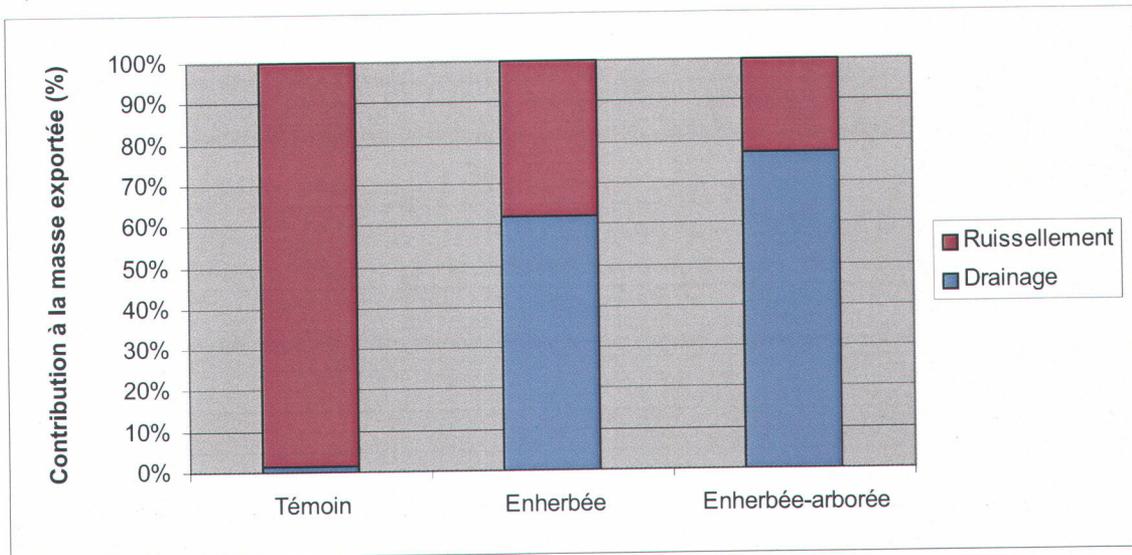
#### *6.2.2.2 Contributions du ruissellement et du drainage aux masses dissoutes exportées*

Les figures suivantes présentent les contributions respectives du ruissellement et du drainage aux masses exportées d'atrazine (figure 13), de métolachlore (figure 14) et de DEA (figure 15) pour les trois pluies et le total des masses exportées en 2004.

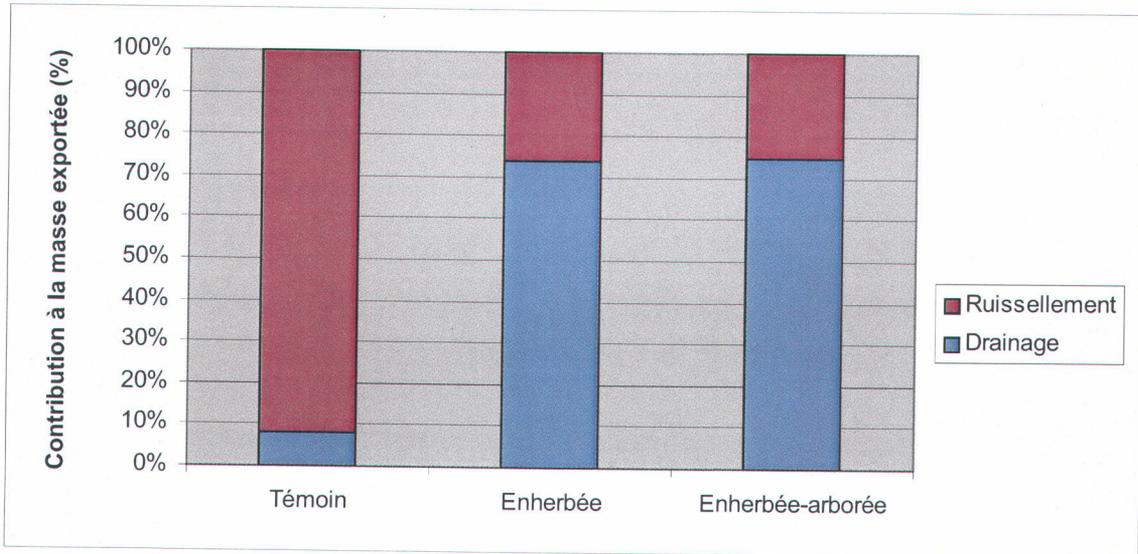
A)



B)



C)



D)

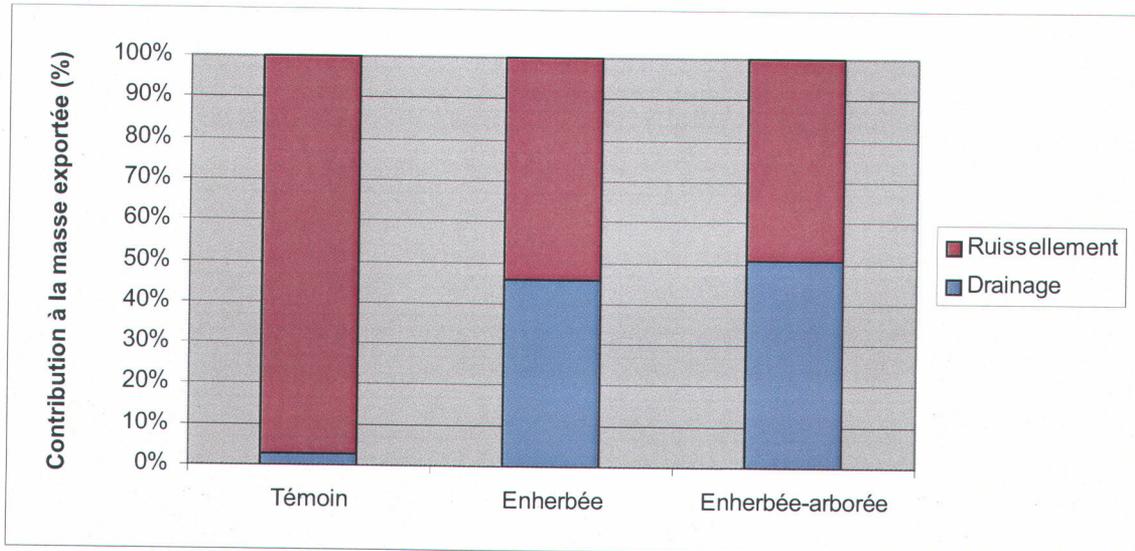
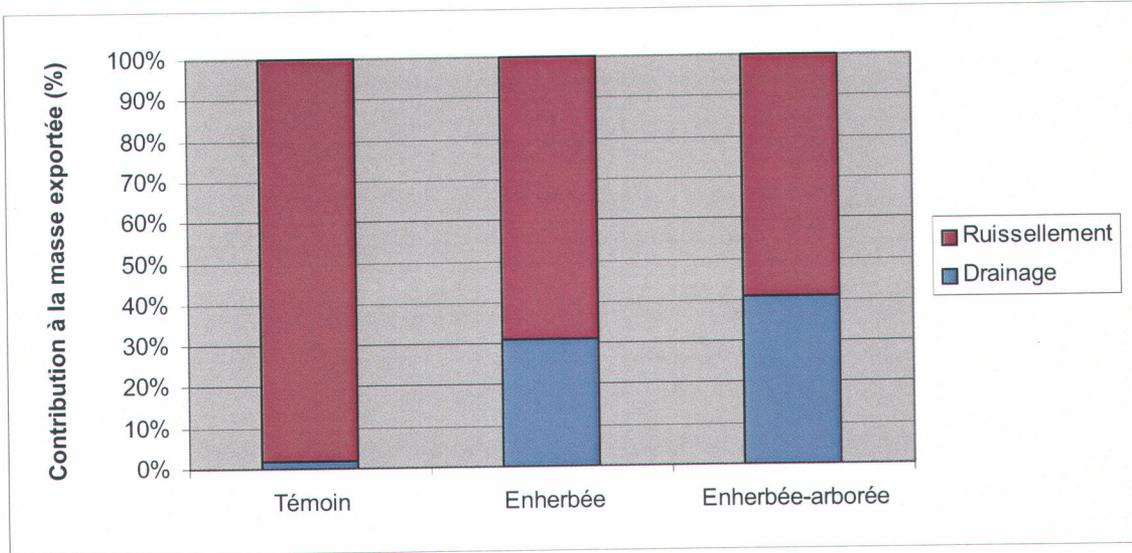
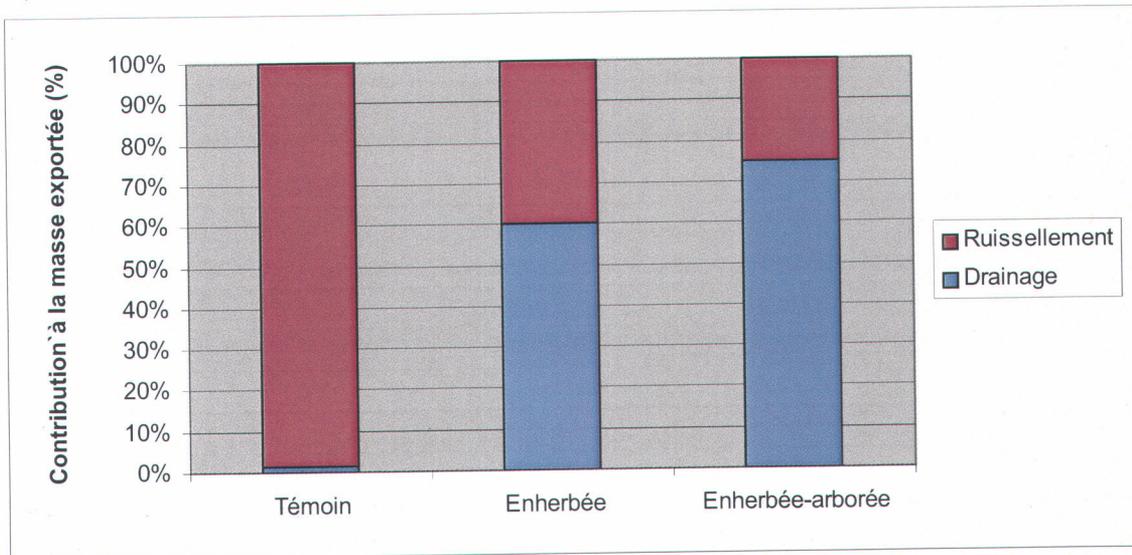


Figure 13 : Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée d'atrazine en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies

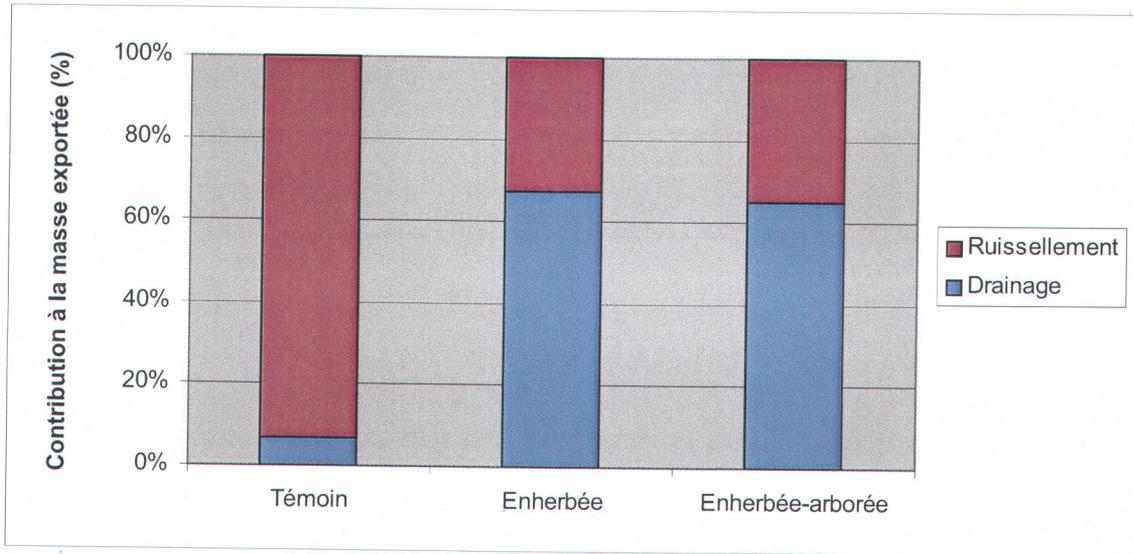
A)



B)



C)



D)

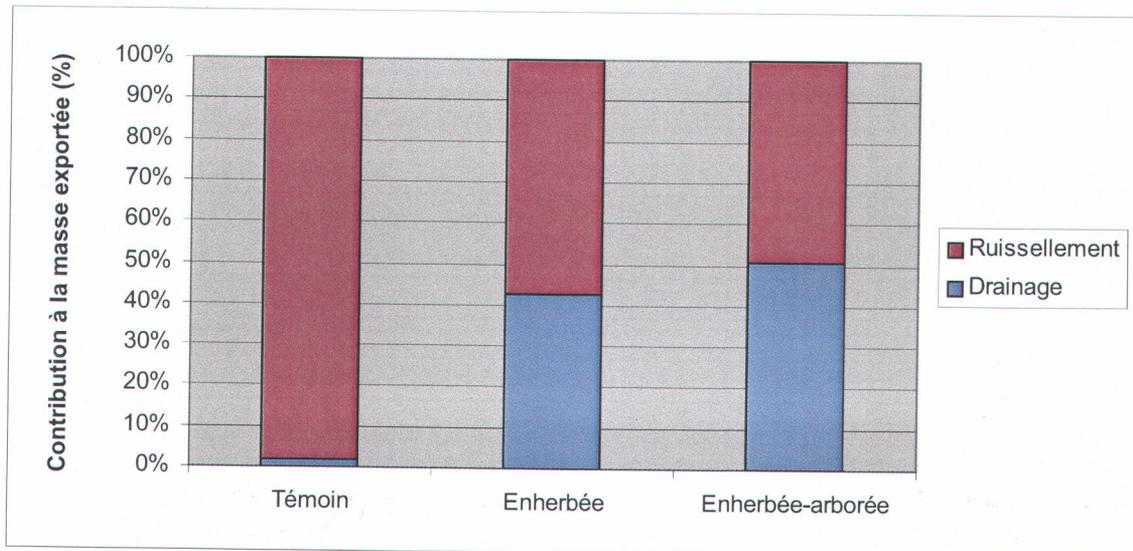
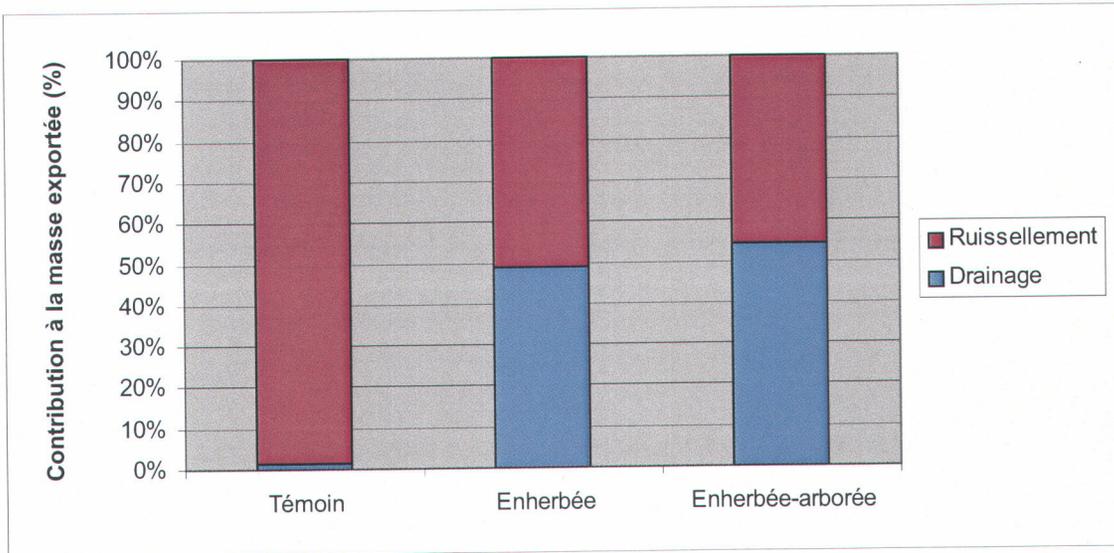
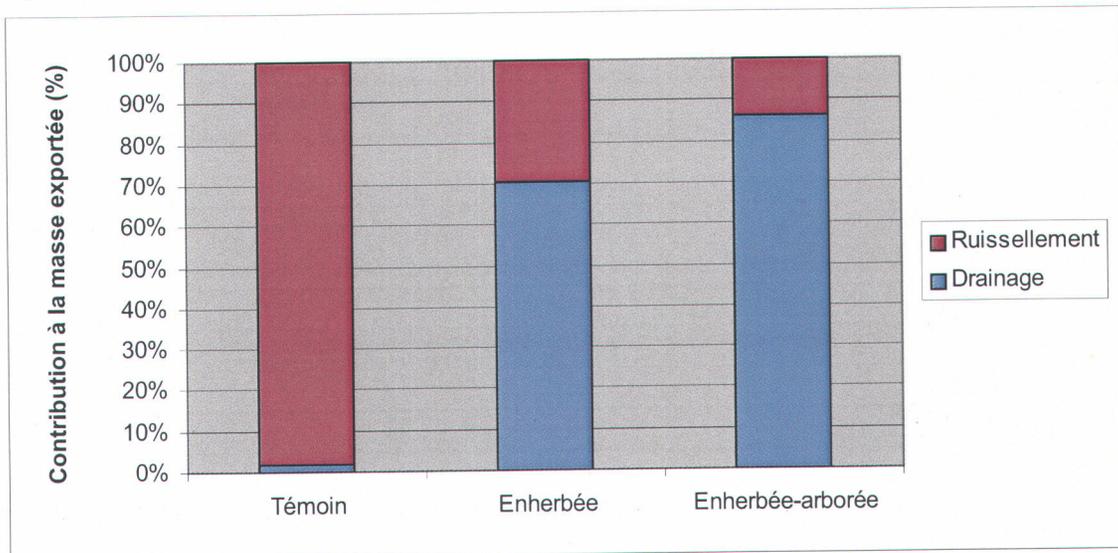


Figure 14 : Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée de métolachlore en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies

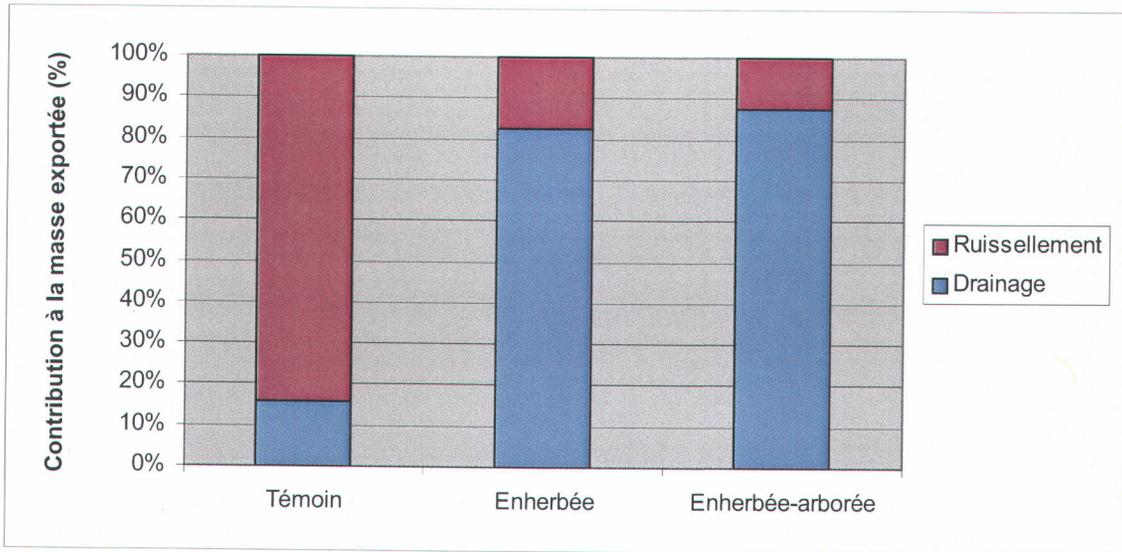
A)



B)



C)



D)

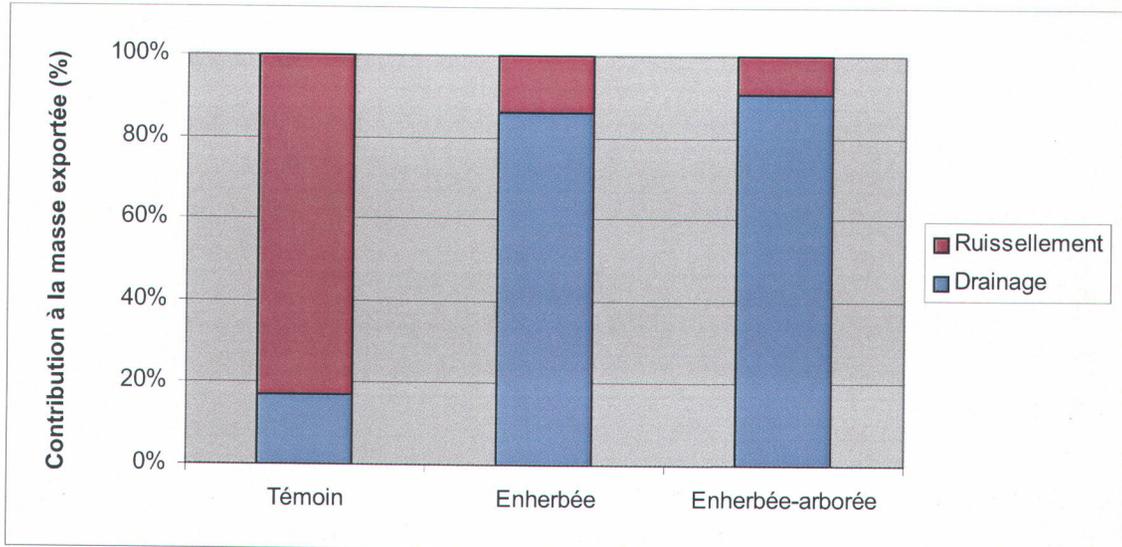


Figure 15 : Contributions respectives (%) du ruissellement et du drainage à la masse moyenne exportée de DEA en 2004 : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies

En ce qui a trait aux contributions respectives du ruissellement et du drainage aux masses exportées, dans le cas du traitement témoin, on constate que la principale contribution vient du ruissellement et ce pour les trois composés étudiés (figures 13, 14 et 15). Dans le cas des bandes végétales, dans la plupart des cas, la majorité de la masse exportée provient du drainage, sauf dans le cas de la pluie 1 et du total des masses exportées lors des trois pluies pour le métolachlore.

#### 6.2.2.3 Moyennes pour l'année 2004 c) sédiments

Les tableaux présentent les moyennes des concentrations et des masses dans les sédiments pour l'année d'étude 2004, pour la première pluie et pour chacun des composés herbicides étudiés dans le ruissellement (tableau 4), dans le drainage (tableau 5) et pour le total des exportations (tableau 6). Contrairement à l'eau, l'écart-type n'est pas présenté, car les mesures sont obtenues à partir d'un échantillon composite en 2004 pour les sédiments. Pour les sédiments, comme les échantillons extraits étaient composés de l'ensemble des répétitions pour un traitement donné, aucune analyse statistique n'est effectuée.

**Tableau 4 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le ruissellement (2004)**

	Sédiments (Première pluie) (Jour 1)							
	Concentration (µg/g)			Masse extraite de sédiments (g)	Masse(µg)			DEA
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA	
Témoin	3,74	12,37	0,01	20,05	75,04	248,09	0,23	
Enherbée	3,05	10,16	0,02	6,71	20,50	68,20	0,12	
Enherbée-arborée	1,55	5,38	0,01	6,45	10,00	34,75	0,10	

On remarque (tableau 4) que les masses et les concentrations d'herbicides sont plus élevées dans le cas du témoin sans bande, suivies de la bande enherbée et de la bande enherbée+arborée.

**Tableau 5 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le drainage (2004)**

Sédiments (Première pluie) (Jour 1)							
	Concentration (µg/g)			Masse extraite de sédiments (g)	Masse(µg)		
	Atrazine	Métolachlore	DEA		Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	2,04	1,22	0,14	0,30	0,61	2,49	0,04
Enherbée	0,65	21,69	0,01	5,33	3,44	14,02	0,04
Enherbée-arborée	1,59	16,33	0,02	4,35	6,89	25,88	0,09

On note (tableau 5) que les concentrations d'atrazine sont plus élevées dans le témoin sans bande, suivies de la bande enherbée+arborée et de la bande enherbée. Il en est de même pour les concentrations de DEA. Dans le cas du métolachlore, les concentrations sont plus élevées dans la bande enherbée, suivies de la bande enherbée+arborée et du traitement témoin. En ce qui a trait aux masses d'atrazine, elles sont plus élevées dans le cas de la bande enherbée+arborée, suivies de la bande enherbée et du témoin sans bande. Les masses de DEA et de métolachlore suivent le même patron.

**Tableau 6 : Moyennes des masses d'herbicides associés aux sédiments pour le total des exportations (ruissellement + drainage) (2004)**

Sédiments (Première pluie) (Jour 1)				
	Masse totale de sédiments (g)	Masse(µg)		
		Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	20,35	75,03	248,1	0,23
Enherbée	12,04	20,5	68,2	0,12
Enherbée+arborée	10,80	10,00	34,7	0,1

On constate (tableau 6) que les masses exportées sont plus élevées dans le cas du métolachlore. Viennent ensuite dans l'ordre décroissant l'atrazine et le DEA. Finalement, pour les trois composés étudiés, on observe que les masses sont toujours plus élevées dans le traitement témoin, suivi dans l'ordre décroissant par la bande enherbée et la bande enherbée+arborée.

## ANNÉE 2005

### 6.2.2.4 Moyennes pour l'année 2005 a) ruissellement

Le tableau suivant (tableau 7) présente les moyennes de concentrations et de masses dans le ruissellement pour l'année d'étude 2005, pour chacune des trois pluies et pour chacun des composés herbicides étudiés.

**Tableau 7 : Moyennes des concentrations et des masses dans le ruissellement (2005)**

Première pluie (Jour 20)						
	Concentration (µg/L)			Masses (µg)		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	12,62±9	29,7±23	1,17±0,8	440,21	977,2	37,87
Enherbée	-	-	-	-	-	-
Enherbée-arborée	-	-	-	-	-	-

Deuxième pluie (Jour 24)						
	Concentration (µg/L)			Masses (µg)		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	18,21±7	42,8±12	2,33±0,7	2258,89	5180,4	262,27
Enherbée	-	-	-	-	-	-
Enherbée-arborée	0,12	-	0,08	0,77	-	0,51

Troisième pluie (Jour 27)						
	Concentration (µg/L)			Masses (µg)		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	10,28±2	27,7±7	2,09±0,9	3809,19	9630,8	700,64
Enherbée	0,26±0,1	-	0,08±0	1,03	-	0,28
Enherbée-arborée	0,14	-	0,08	1,02	-	0,58

Lors de la première pluie, seuls les traitements témoins ont généré du ruissellement. Lors de la deuxième pluie, du ruissellement a été observé dans les traitements témoins ainsi que dans une seule des quatre répétitions de la bande enherbée+arborée. Finalement, pour la troisième pluie, deux des répétitions des bandes enherbées et une répétition de la bande enherbée+arborée ont généré du ruissellement. Il est donc difficile de comparer l'efficacité des deux types de bandes à diminuer les concentrations et les masses exportées. Lorsque des données en présence de bandes (enherbée ou enherbée+arborée)

sont disponibles, les concentrations et les masses en herbicides sont toujours inférieures à celles du traitement témoin.

Cependant, en regardant les traitements témoins, on constate que les concentrations de 2005 sont grandement inférieures à celles de 2004. Pour 2005, dans les traitements témoins, les concentrations les plus élevées sont observées lors de la troisième pluie, et ce dans le cas des trois composés herbicides étudiés. Pour les composé-parents, la première pluie présente des concentrations intermédiaires, tandis que la troisième pluie présente les concentrations les plus faibles. Pour le DEA, les concentrations les plus faibles sont observées lors de la première pluie.

Dans le cas des masses exportées dans le ruissellement pour les traitements témoins, les trois composés suivent la même évolution temporelle. Ainsi, elles sont plus élevées lors de la troisième pluie et plus faibles lors de la première pluie alors que la deuxième pluie présente des masses exportées de valeurs intermédiaires.

#### *6.2.2.5 Moyennes pour l'année 2005 b) drainage*

Le tableau 8 présente les moyennes des concentrations et des masses dans le drainage pour l'année d'étude 2005, pour chacune des trois pluies et pour chacun des composés herbicides étudiés.

**Tableau 8 : Moyennes des concentrations et des masses dans le drainage (2005)**

Première pluie (Jour 20)						
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	10,68 $\pm$ 3	25,8 $\pm$ 8	1,78 $\pm$ 0,6	1098,58	2393,7	153,81
Enherbée	3,84 $\pm$ 4	5,2 $\pm$ 5	0,56 $\pm$ 0,6	40,85	55,3	6,12
Enherbée-arborée	3,30 $\pm$ 3	7,2 $\pm$ 8	0,77 $\pm$ 0,6	160,51	416,5	41,48

Deuxième pluie (Jour 24)						
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	8,89 $\pm$ 4	10,1 $\pm$ 5	2,64 $\pm$ 1	586,67	586,7	139,92
Enherbée	1,54 $\pm$ 1	2,3	0,53 $\pm$ 0,4	13,28	37,4	13,28
Enherbée-arborée	1,52 $\pm$ 1	2,7 $\pm$ 0,9	0,46 $\pm$ 0,3	17,32	55,9	17,32

Troisième pluie (Jour 27)						
	Concentration ( $\mu\text{g/L}$ )			Masses ( $\mu\text{g}$ )		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	5,22 $\pm$ 0,6	5,5 $\pm$ 0,9	1,71 $\pm$ 0,2	570,38	528,6	185,41
Enherbée	3,26 $\pm$ 3	5,5 $\pm$ 4	1,00 $\pm$ 0,9	504,62	655,2	160,73
Enherbée-arborée	6,47 $\pm$ 5	11,5 $\pm$ 7	1,56 $\pm$ 0	1317,90	2270,6	313,19

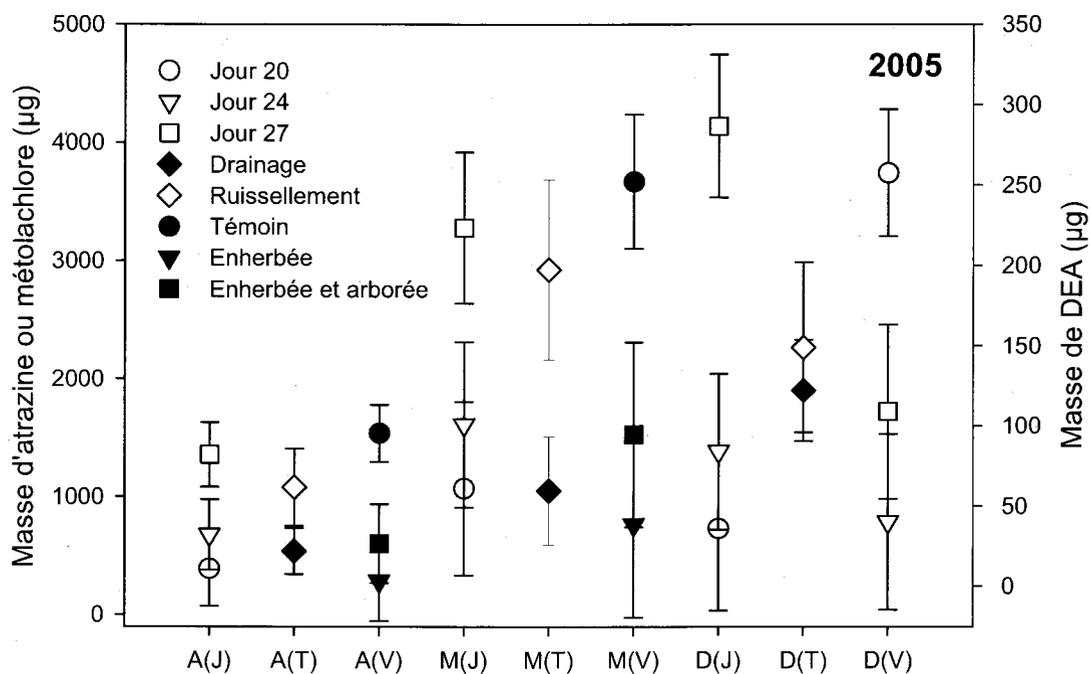
Dans le drainage, lors de l'année d'étude 2005, davantage de données sont disponibles que dans le cas du ruissellement.

Le tableau 9 montre les résultats des analyses statistiques effectuées sur les concentrations (C.) et les masses (M.) d'herbicides. Pour chacun des facteurs, les groupes unis par la même lettre ne sont pas significativement différents.

**Tableau 9 : Résultats des analyses statistiques (2005)**

		Nombre de jours			Profondeur		Traitement		
		20	24	27	Ruissellement	Drainage	Témoin	Enherbée	Enherbée+arborée
<b>C. Atrazine</b>	LS mean	7,0	6,6	5,2	7,4	5,1	11,2	3,5	4,1
	Groupes	A	A	A	A	A	A	B	B
<b>C. Métolachlore</b>	LS mean	18,1	14,8	12,6	20,2	10,1	26,2	8,3	11,0
	Groupes	A	A	A	A	B	A	B	B
<b>C. DEA</b>	LS mean	0,7	1,1	1,2	0,8	1,2	2,0	0,4	0,6
	Groupes	A	A	A	A	A	A	B	B
<b>M. Atrazine</b>	LS mean	388,3	678,2	1354,95	1077,6	536,7	1535,3	284,5	601,7
	Groupes	B	AB	A	A	A	A	B	AB
<b>M. Métolachlore</b>	LS mean	1068,1	1611,4	3278,8	2923,1	1049,1	3668,7	764,2	1525,4
	Groupes	A	A	A	A	B	A	B	AB
<b>M. DEA</b>	LS mean	36,0	83,8	286,7	148,9	122,1	257,6	40,1	108,8
	Groupes	B	B	A	A	A	A	A	AB

La figure 16 montre les masses mesurées pour chacun des groupes ainsi que l'intervalle de confiance (95 %).



**Figure 16 : Moyennes et intervalle de confiance (95 %) des masses exportées en fonction du jour, de la profondeur et du traitement (2005)**

Pour l'année d'étude 2005, on ne note aucun effet significatif du nombre de jours entre l'application et l'événement pluvial (qui est représenté par le prélèvement) sur les concentrations des trois composés étudiés (tableau 9). Pour les masses, dans le cas du métolachlore, aucun effet du nombre de jours n'est observé. Pour le DEA, les masses exportées lors du jour 27 après l'application sont significativement plus élevées que celles exportées lors des jours 20 et 24. En ce qui a trait à l'atrazine, les masses exportées lors du jour 27 sont significativement plus élevées que celles exportées lors du jour 20. Les masses d'atrazine exportées lors du jour 24 ne sont pas significativement différentes des masses exportées lors des jours 20 et 27 (figure 16).

La profondeur de l'échantillon (ruissellement ou drainage) est significative dans le cas du métolachlore seulement (masses et concentrations). Les masses et les concentrations sont significativement plus élevées dans le drainage. Il n'y a pas d'effet de la profondeur de l'échantillon dans le cas des autres composés étudiés (tableau 9 et figure 16).

Pour ce qui est de l'effet des différents traitements, il y a une différence significative entre le traitement témoin et les bandes végétales (enherbée et enherbée+arborée) dans le cas de la concentration d'atrazine, de la concentration de métolachlore et de la concentration de DEA (tableau 9). Dans le cas des masses, pour les composés-parents, il y a une différence significative entre le traitement témoin et la bande enherbée. La bande enherbée+arborée n'est pas significativement différente des autres traitements. Pour les masses de DEA, il y a une différence significative entre la bande enherbée+arborée et les deux autres traitements (bande enherbée et témoin) qui sont semblables entre eux (figure 16).

#### 6.2.2.6 Moyennes pour l'année 2005 c) sédiments

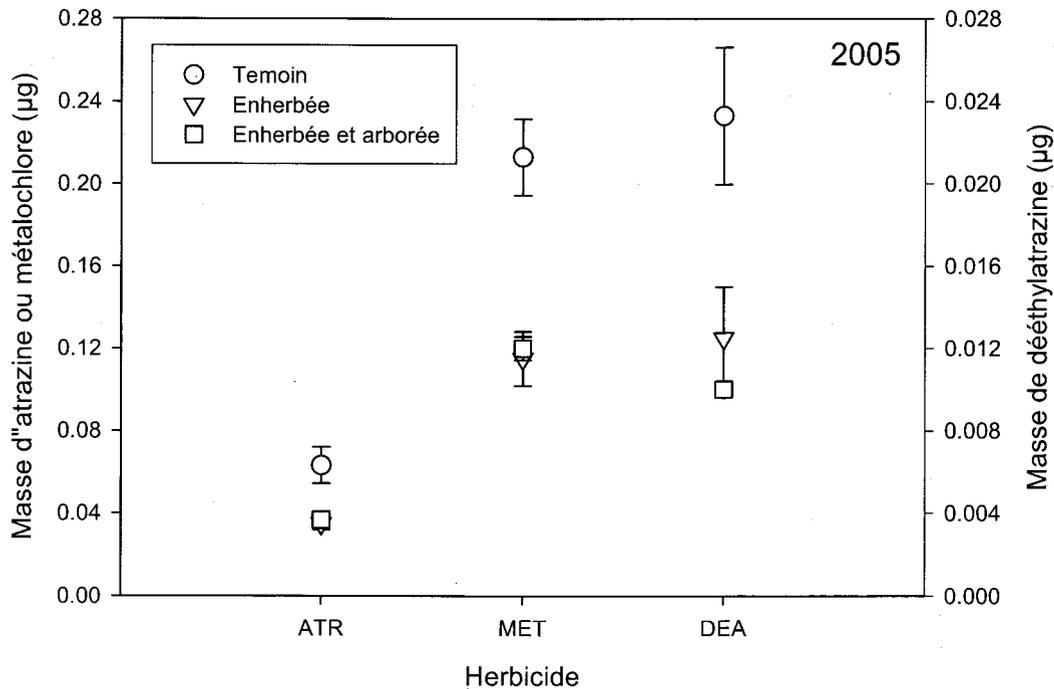
Le tableau suivant (tableau 10) présente les moyennes de concentrations et de masses dans les sédiments pour l'année d'étude 2005, pour la première pluie, et pour chacun des composés herbicides étudiés. Étant donné que seuls les traitements témoins ont généré du ruissellement lors de la première et seule pluie étudiée en 2005, seuls les résultats du

drainage seront présentés dans le tableau qui suit et pour les analyses statistiques qui suivront.

**Tableau 10 : Moyennes des concentrations et des masses d'herbicides associés aux sédiments dans le drainage (2005)**

Sédiments (Pluie 1) (Jour 20)						
	Concentration (ug/g)			Masse (ug)		
	Atrazine	Métolachlore	DEA	Atrazine	Métolachlore	DEA
Témoin	786,36	9,2	0,25	0,07	0,2	0,02
Enherbée	126,26	9,6	0,07	0,04	0,1	0,01
Enherbée-arborée	920,39	52,8	0,05	0,17	0,5	0,01

Pour l'année d'étude 2005, le ruissellement ayant principalement été observé dans les répétitions du traitement témoin, aucune analyse statistique n'a été effectuée. En ce qui a trait au drainage, une ANOVA à un facteur (traitement) a été effectuée dans les cas où la condition de normalité était respectée. Dans les autres cas, un test de Kruskal-Wallis a été effectué. Le seuil de signification est de 5 %.



**Figure 17 : Masses d'atrazine, de métolachlore et de DEA dans le drainage sur filtre de 1,5 µm (2005)**

Dans le cas des trois composés, on note une différence significative entre les masses d'herbicides exportées associées aux sédiments érodés du traitement témoin et des bandes végétales (voir figure 17). Cependant, il n'y a pas eu de différence significative entre les masses exportées d'herbicides associés aux sédiments en présence de la bande enherbée et de la bande enherbée+arborée. Lors de cette analyse, deux données ont été éliminées (deux répétitions du témoin) car les masses d'herbicides dosées dans ces échantillons étaient beaucoup trop élevées par rapport aux autres (plus d'un ordre de grandeur).

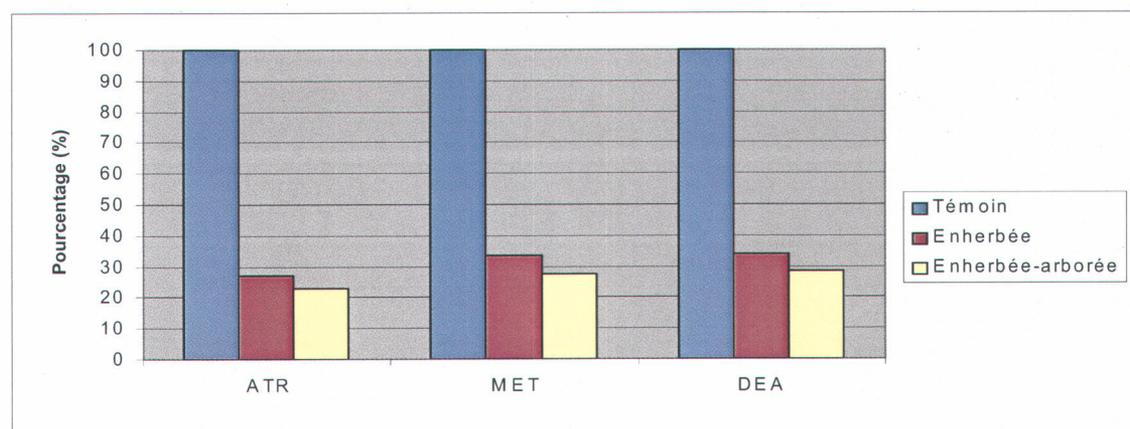
### 6.2.3 Pourcentage par rapport au témoin des masses d'herbicides

Les résultats détaillés pour les pourcentages de la masse d'herbicides exportée par rapport au traitement témoin sont présentés à l'Annexe G (année 2004) et l'Annexe H (année 2005). La figure 18 présente les pourcentages des masses d'herbicides exportées par rapport au traitement témoin dans le ruissellement pour chacun des trois composés étudiés, lors des trois pluies considérées lors de l'année 2004. Les résultats sont d'abord présentés dans le ruissellement et par la suite dans le drainage et finalement pour le total des exportations. Les résultats obtenus dans le cas des sédiments sont également présentés.

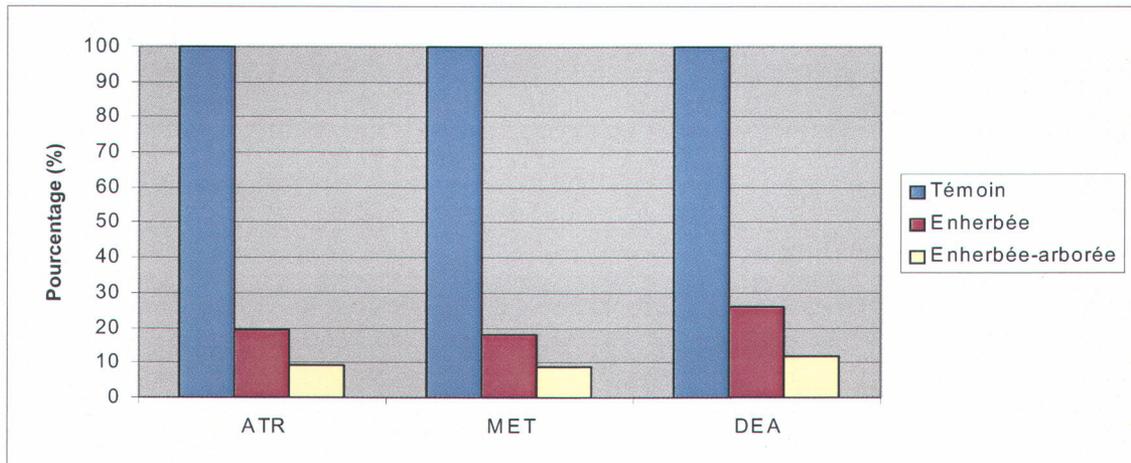
## ANNÉE 2004

### 6.2.3.1 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 a) ruissellement

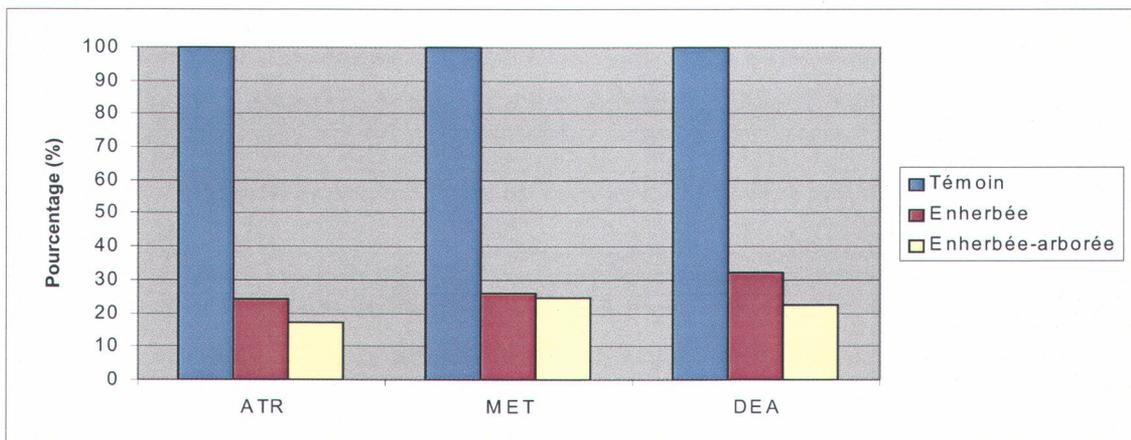
A)



B)



C)



D)

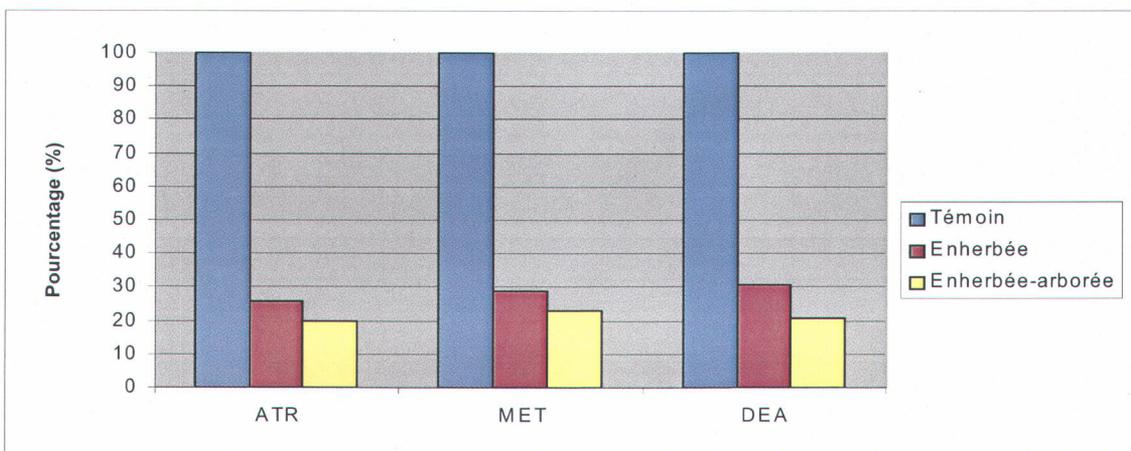


Figure 18 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004)

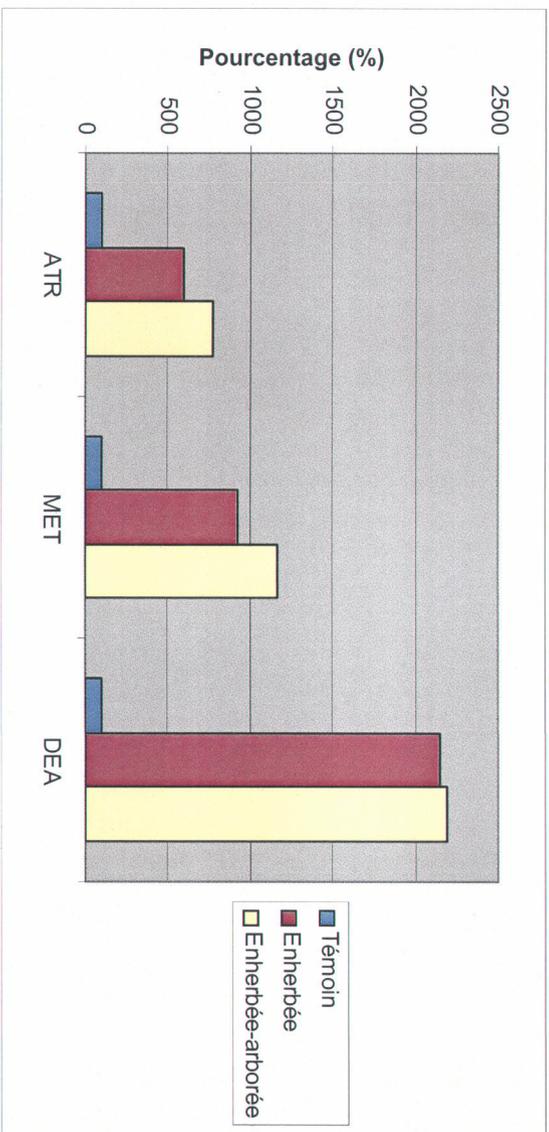
L'évolution temporelle des masses exportées dans l'eau de ruissellement (figure 18) montre un comportement similaire pour chacune des trois pluies, quant au rendement des bandes végétales pour atténuer le transfert des herbicides. Comparativement au traitement témoin, les bandes végétales présentent un abattement des masses exportées variant entre 65 % et 90 %.

Les trois pluies montrent une tendance, pour la bande enherbée+arborée, à être légèrement plus efficace que la bande enherbée pour atténuer les masses exportées en herbicides. Par ailleurs, on remarque que l'abattement des masses exportées ne paraît pas être directement lié de façon unique à la hauteur d'eau des précipitations. Ainsi, les deux premières pluies (15 mm chacune) ne montrent pas le même rendement. La première pluie indique un abattement des masses exportées de l'ordre de 65-75 %, alors que celui de la seconde pluie est de l'ordre de 75-90 %. Pour la troisième pluie (environ 45 mm), l'abattement des masses est de l'ordre de 65-80 %.

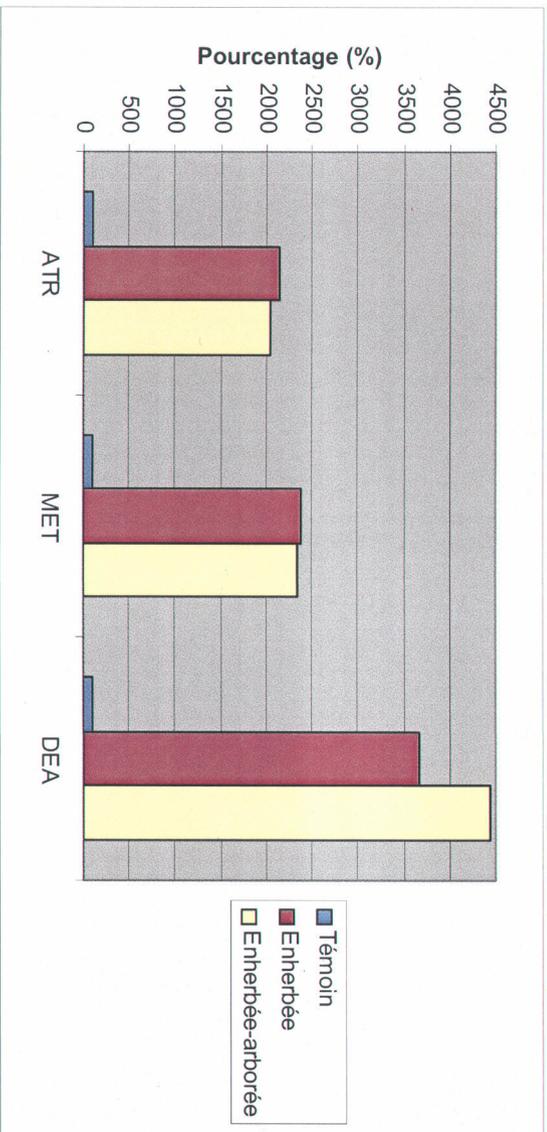
À cause du comportement similaire des traitements d'une pluie à une autre, la figure 18 montre que le rendement d'atténuation des masses totales (somme des trois pluies) exportées à l'extérieur des bandes végétales demeure élevé, soit de l'ordre de 70-80 %, comparativement au témoin sans bande. La bande enherbée+arborée montre encore une fois une tendance à être légèrement plus performante que la bande enherbée seule (5 à 10 %) cependant, cette différence n'est pas statistiquement significative.

6.2.3.2 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 b) drainage

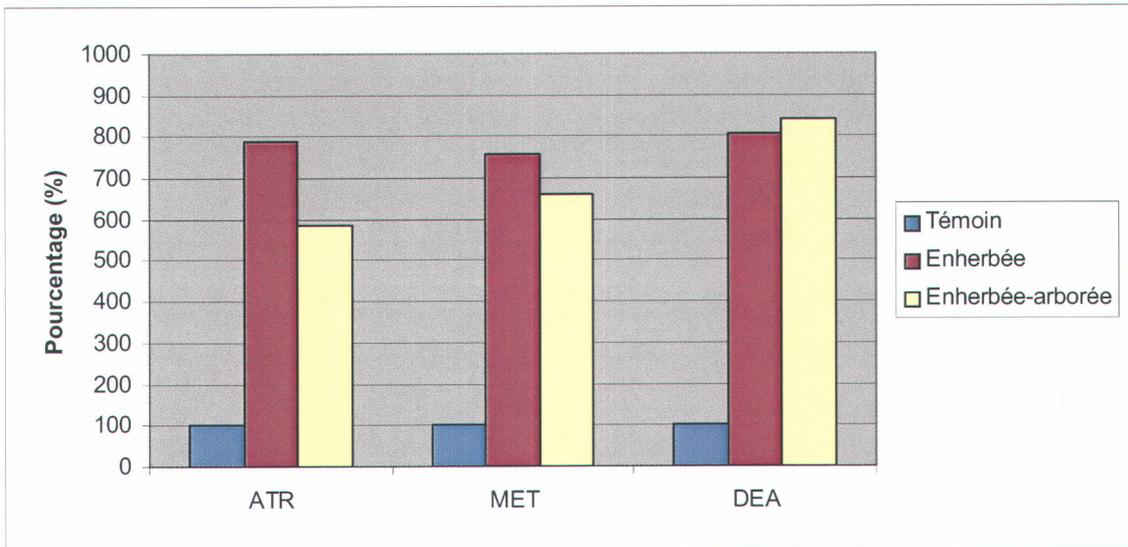
A)



B)



C)



D)

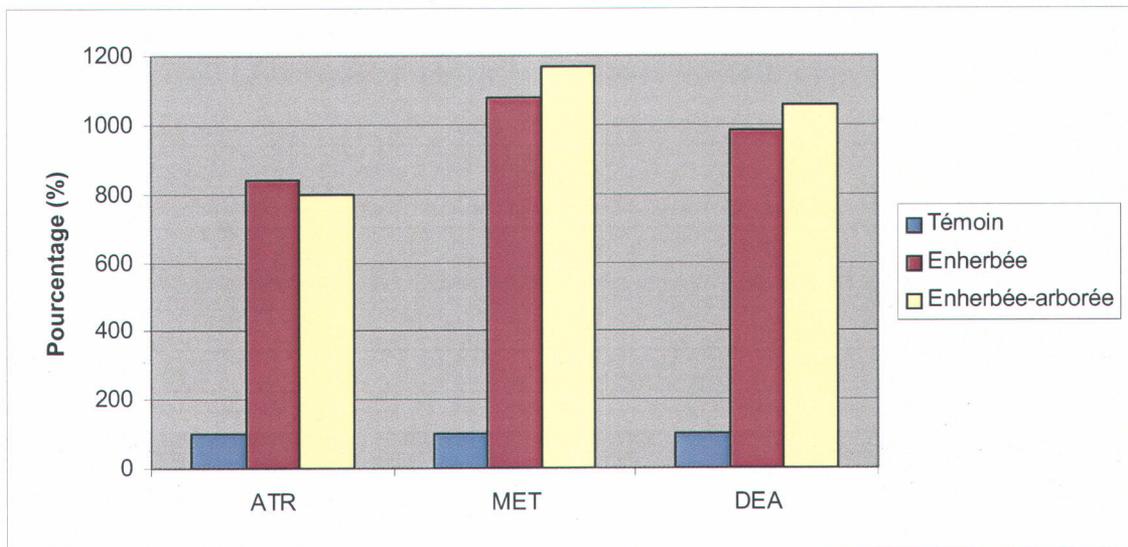


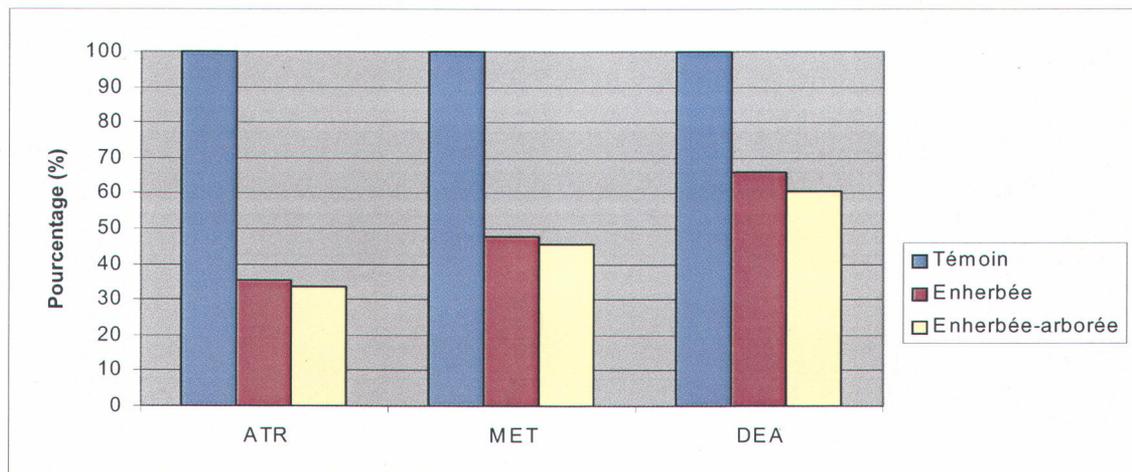
Figure 19 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004)

Les masses exportées dans l'eau de drainage montrent un comportement similaire pour chacune des trois pluies (figure 19). Comparativement au traitement témoin sans bande, les bandes végétales présentent une augmentation des masses exportées variant entre 500 % et 4500 %. Les trois pluies montrent que la bande enherbée+arborée semble favoriser, pour certains cas, l'augmentation des masses exportées comparativement à la bande enherbée. Pour d'autres cas, l'effet de chacun des deux types de bandes est similaire. Il n'y a ainsi pas de tendance montrant un impact plus important pour un type de bande comparativement à l'autre. Il n'y a pas de différence statistiquement significative entre l'efficacité des deux types de bandes. Par ailleurs, l'impact des bandes végétales varie grandement d'une pluie à une autre. Ainsi, les augmentations pour les masses exportées sont de l'ordre de 500-2000 % pour la première pluie, de 2000-4500 % pour la seconde pluie et de 700-850 % pour la troisième pluie.

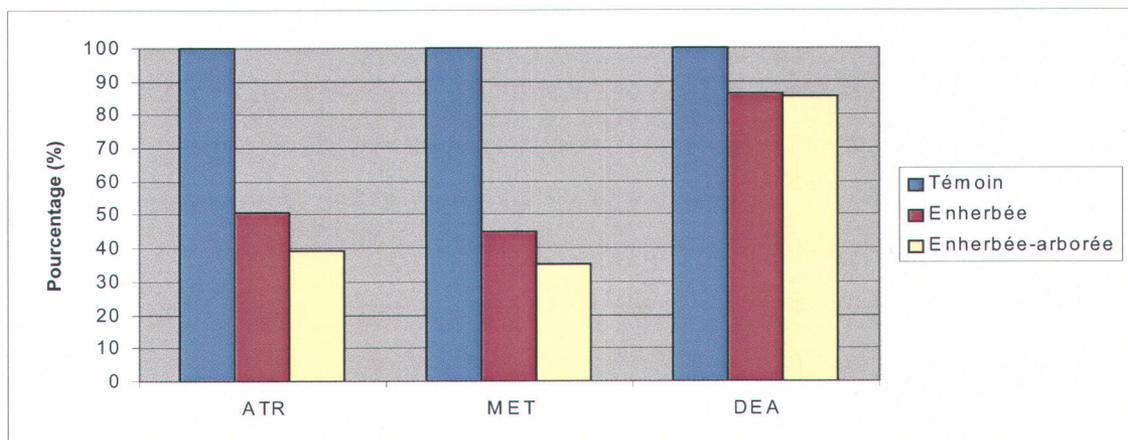
Du fait du comportement similaire des traitements d'une pluie à une autre, la figure 19 montre que l'augmentation des masses totales (somme des trois pluies) exportées sous les bandes végétales demeure très élevée, soit de l'ordre de 800 % à 1100 %, comparativement au témoin sans bande. Pour ce cas, les deux types de bandes présentent des comportements similaires.

#### 6.2.3.3 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 c) total des exportations

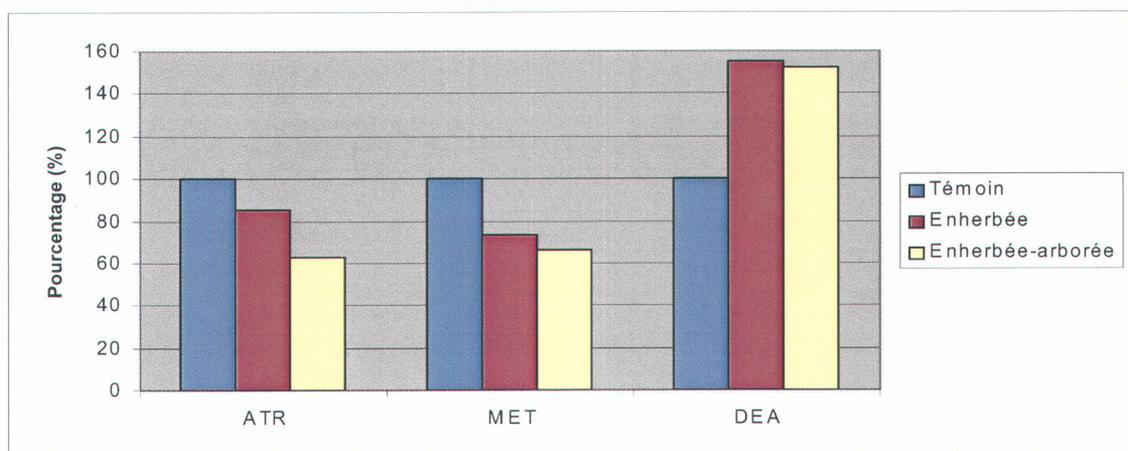
A)



B)



C)



D)

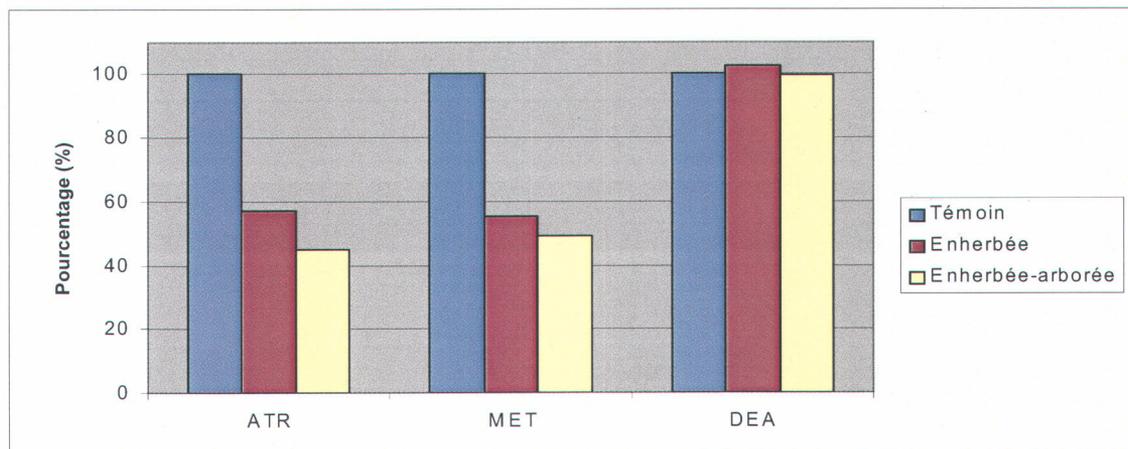
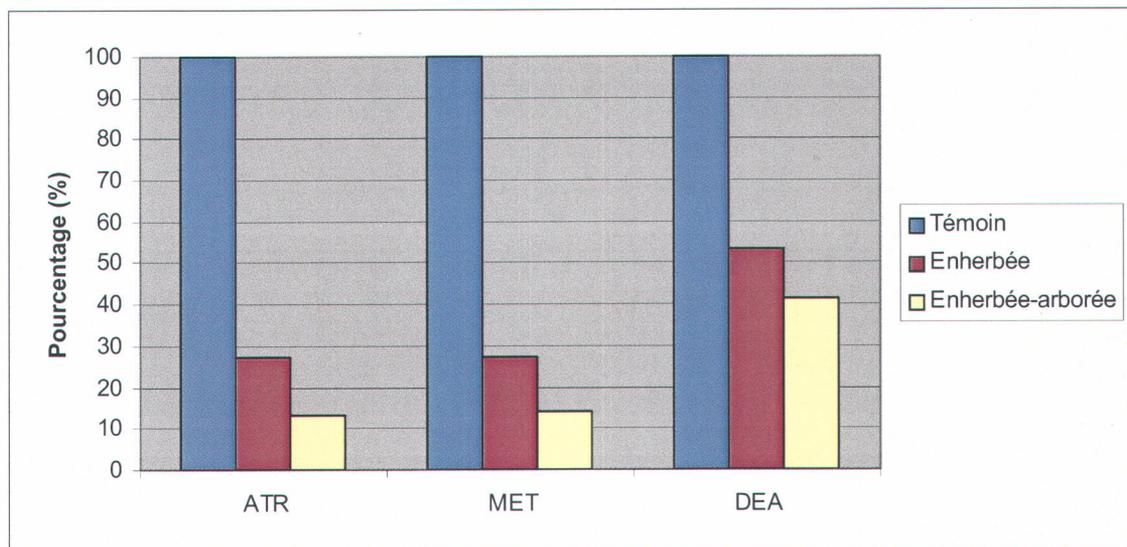


Figure 20 : Pourcentage (%) de la masse moyenne totale exportée (par rapport au témoin) : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2004)

L'évolution temporelle des masses totales exportées à la fois par le ruissellement et par le drainage montre un comportement similaire pour chacune des trois pluies (figure 20). Mis à part le cas particulier du DEA pour la pluie 3, les bandes végétales présentent, comparativement au traitement témoin, un abattement des masses totales exportées variant entre 20 % et 70 %. Ceci indique que malgré la très forte augmentation des masses exportées par le drainage, les bandes végétales demeurent efficaces pour atténuer les charges totales qui empruntent les deux voies d'exportation (ruissellement + drainage).

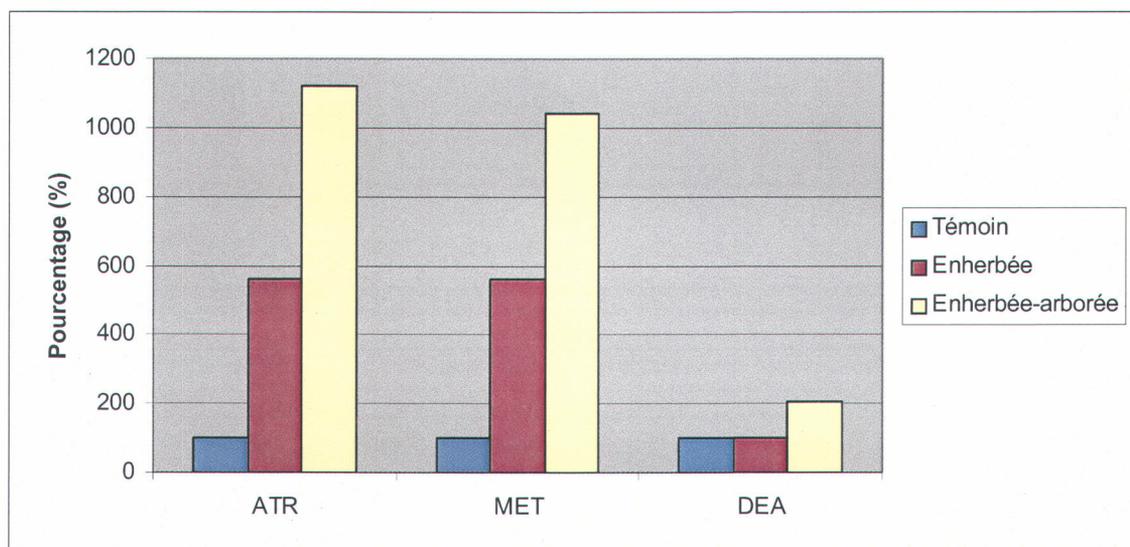
Les trois pluies montrent que le rendement atténuateur de la bande enherbée+arborée est soit similaire, soit légèrement supérieur à celui de la bande enherbée (ce comportement s'apparente à celui observé dans le cas du ruissellement seul). Par ailleurs, on observe que l'abattement des masses exportées demeure généralement important (quoique très variable) dans le cas des deux premières pluies de 15 mm chacune (entre 15 % et 70 %), alors que ce rendement ne dépasse pas 40 % dans le cas de la troisième pluie. Du fait du comportement similaire d'une pluie à une autre, la figure 20 montre que le rendement d'atténuation des masses totales exportées (somme des trois pluies; ruissellement + drainage) par les bandes végétales demeure important dans le cas des composés-parents (abattement global d'environ 40-50 %). Dans le cas du DEA, les masses exportées sont comparables pour tous les traitements, avec ou sans bandes végétales.

#### 6.2.3.4 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2004 d) sédiments



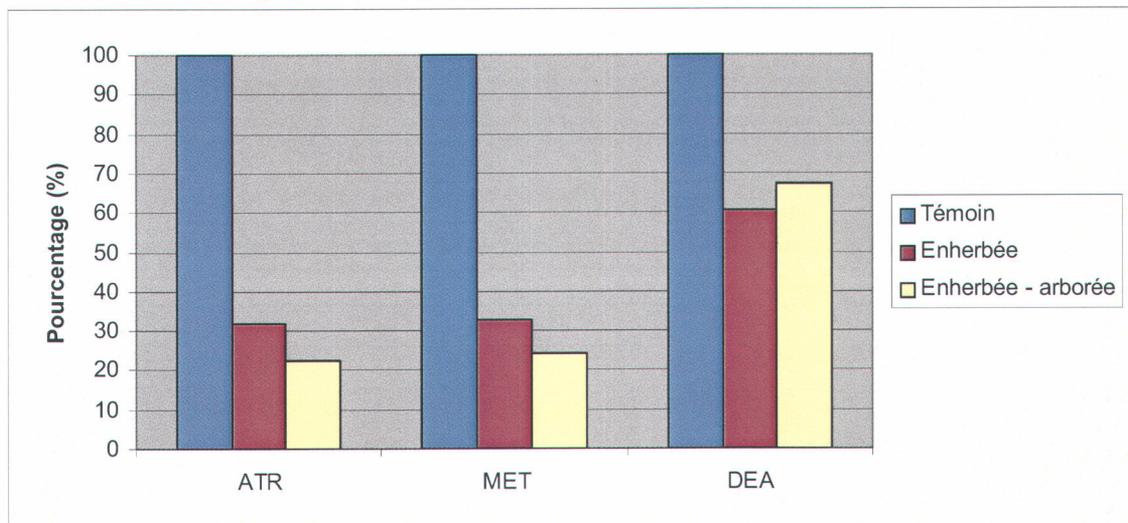
**Figure 21 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement sur filtre de 1,5 µm (2004)**

La figure 21 montre que, dans le ruissellement, les masses d'herbicides associés aux sédiments sont réduites en présence de bandes végétales comparativement au traitement témoin. Ces réductions sont de 70 (bande enherbée) à 85 % (bande enherbée+arborée) pour les composés-parents et de 50 (bande enherbée) à 60 % (bande enherbée+arborée) dans le cas du DEA.



**Figure 22 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement et le drainage sur filtre de 1,5  $\mu$ m (2004)**

La figure 22 montre que, dans le drainage, la présence de bandes végétales a causé une augmentation des masses exportées pour les composés-parents. Cette augmentation est de 560 % (bande enherbée) à 1100 % (bande enherbée+arborée). Dans le cas du DEA, la présence de la bande enherbée n'a pas entraîné de modification des masses exportées comparativement au traitement témoin. La bande enherbée+arborée a doublé la masse de DEA exportée comparativement au traitement témoin.



**Figure 23 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le ruissellement et le drainage sur filtre de 1,5  $\mu\text{m}$  (2004)**

On constate sur la figure 23, en ce qui a trait au total des masses en herbicides exportées dans le ruissellement et le drainage recueillies sur filtre de 1,5  $\mu\text{m}$ , que la présence de bandes végétales entraîne une diminution des masses exportées et ce, pour les trois composés herbicides étudiés. Pour les composés-parents, cette diminution est de 60 à 80 % tandis que, dans le cas du DEA, la diminution observée des masses totales exportées est de l'ordre de 35 à 40 %. Lorsque l'on s'intéresse à la comparaison de l'efficacité des deux types de bandes végétales, on remarque que, pour les composés-parents, la bande enherbée est plus efficace que la bande enherbée+arborée. En effet, les masses totales exportées en présence de la bande enherbée+arborée sont inférieures d'environ 10 % à celles observées en présence de la bande enherbée. Dans le cas du DEA, le phénomène inverse est observé. On note que les masses totales exportées en présence de la bande enherbée+arborée sont supérieures d'environ 10 % à celles qu'on observe en présence de la bande enherbée.

## ANNÉE 2005

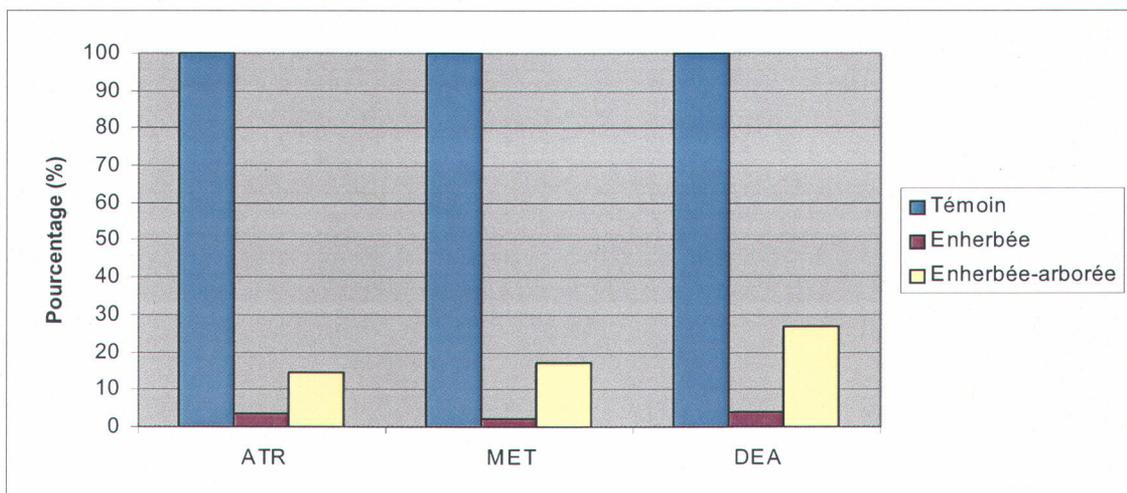
### 6.2.3.5 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 a) ruissellement

Dans le ruissellement, lors de l'année d'étude 2005, les masses exportées dans le ruissellement en présence de bandes végétales (enherbée ou enherbée+arborée) sont toujours inférieures à 1 % des masses exportées observées dans le cas du traitement témoin et ce, pour les trois composés étudiés. Le même scénario est observé dans le cas des trois pluies étudiées et le phénomène est le même si on considère le total des masses exportées lors des trois pluies. La représentation graphique de pourcentage par rapport au témoin dans le cas du ruissellement en 2005 n'apporte pas d'information pertinente.

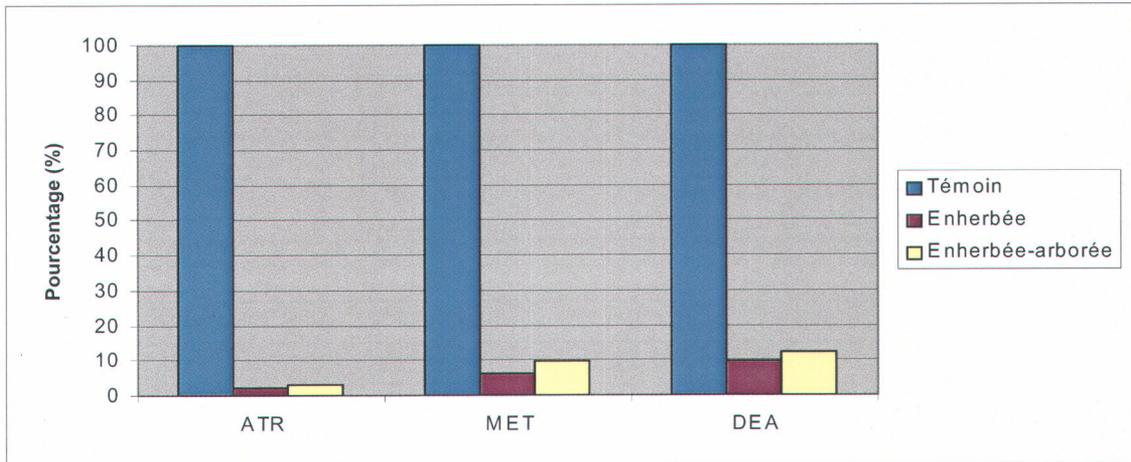
### 6.2.3.6 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 b) drainage

La figure 24 présente les pourcentages des masses d'herbicides exportées par rapport au témoin dans le drainage pour chacun des trois composés étudiés lors des trois pluies considérées en 2005.

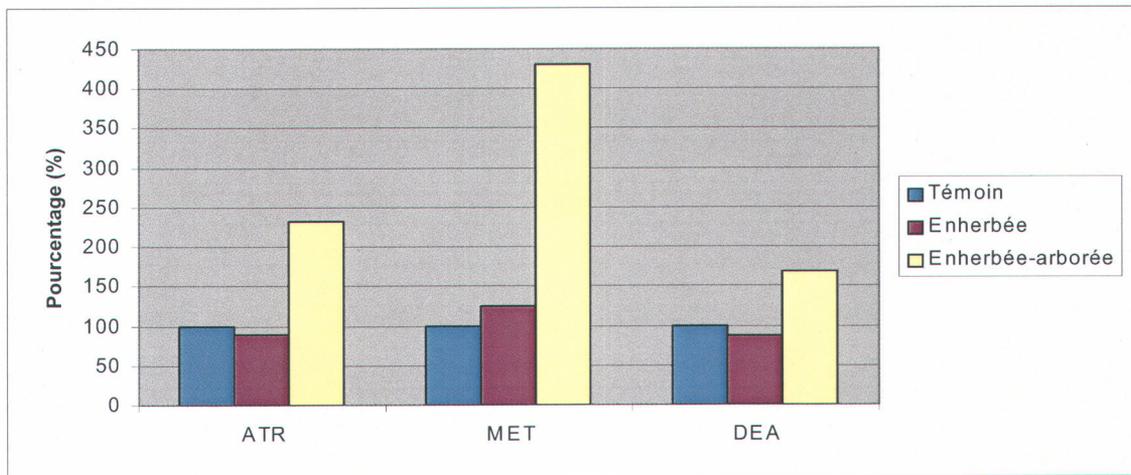
A)



B)



C)



D)

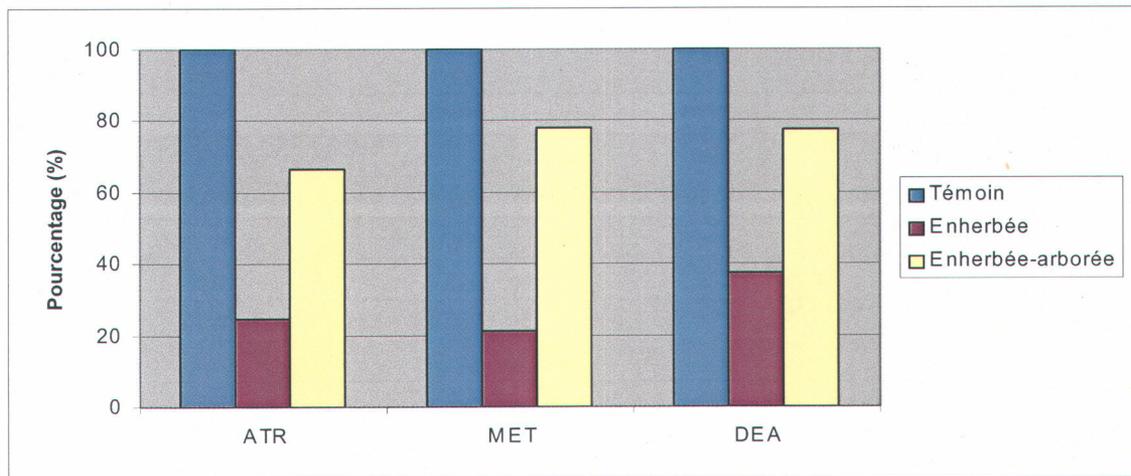


Figure 24 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2005)

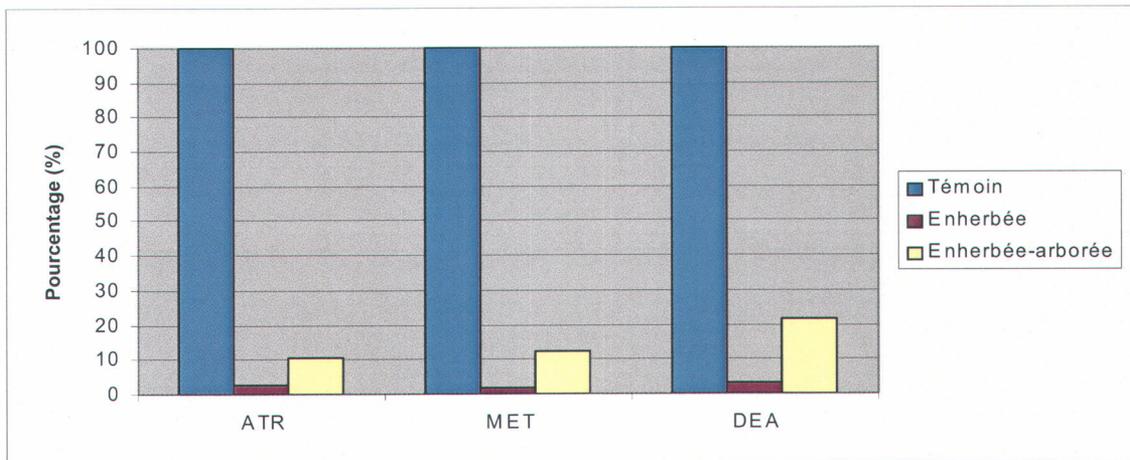
Pour l'année 2005, en ce qui a trait aux masses d'herbicides exportées dans l'eau de drainage, on remarque que les deux premières pluies étudiées présentent un comportement similaire et ce, pour les trois composés étudiés (figure 24). En effet, on remarque que, pour ces deux pluies, les bandes végétales ont permis une diminution des masses exportées de l'ordre de 75 à plus de 95 %. Les masses exportées en présence de bandes enherbée+arborée sont supérieures à celles exportées en présence de bande enherbée. Pour la première pluie, cette augmentation de l'exportation en présence de bande enherbée+arborée est de l'ordre de 5 à 20 %, tandis que pour la deuxième pluie, elle est d'environ 5 %. Cependant, cette différence n'est pas significative statistiquement.

Pour la troisième pluie, survenue au jour 27 après l'application, on note que la présence de bande enherbée+arborée a causé une augmentation des masses exportées dans le drainage, pour les trois composés étudiés, de 170 à 430 %. L'augmentation la plus faible est observée dans le cas du DEA, tandis que l'augmentation la plus forte est observée dans le cas du métolachlore. La bande enherbée, quant à elle, a un comportement plus complexe. Dans le cas du métolachlore, on peut noter une augmentation des masses exportées en présence de bande enherbée de l'ordre de 20 %, tandis que pour l'atrazine et le DEA, on remarque une diminution des masses exportées dans le drainage de 10 à 15 %.

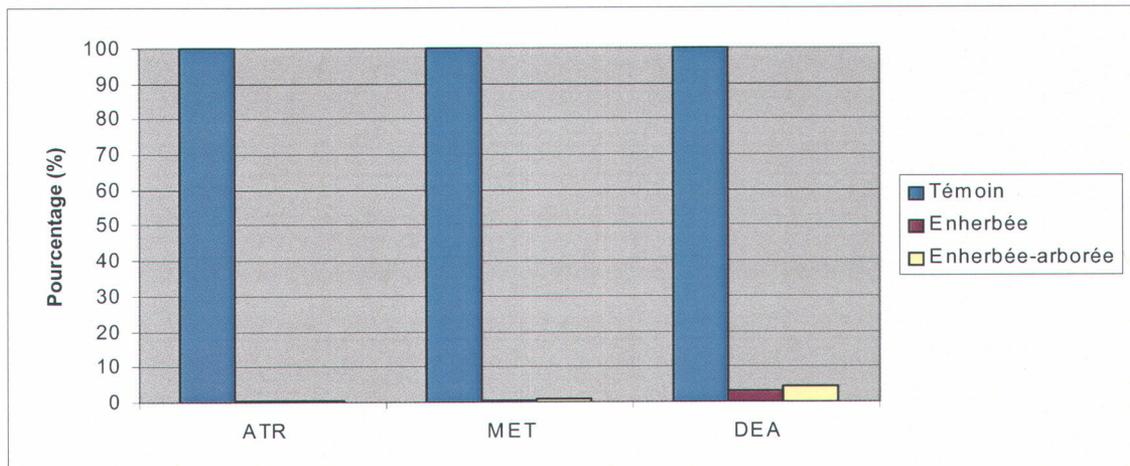
Si on s'intéresse à l'efficacité des bandes végétales pour le total des masses exportées dans le drainage lors des trois événements pluviaux, on remarque tout d'abord que les masses exportées ont été réduites de 80 % pour les composés-parents. Pour le DEA, on note également une réduction, cette fois de l'ordre de 65 %. En ce qui a trait à la bande enherbée+arborée, on note encore une fois une réduction, mais de moindre ampleur si on la compare à la bande enherbée. En effet, la réduction des masses totales exportées dans le drainage en présence de bande enherbée est de l'ordre de 20 à 35 % et ce pour les trois composés.

6.2.3.7 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 c) total des exportations

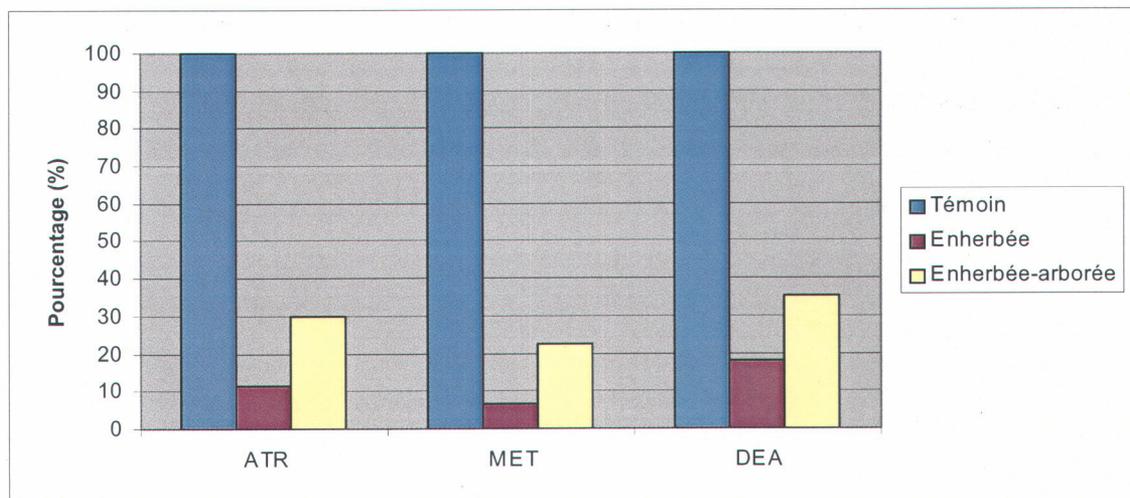
A)



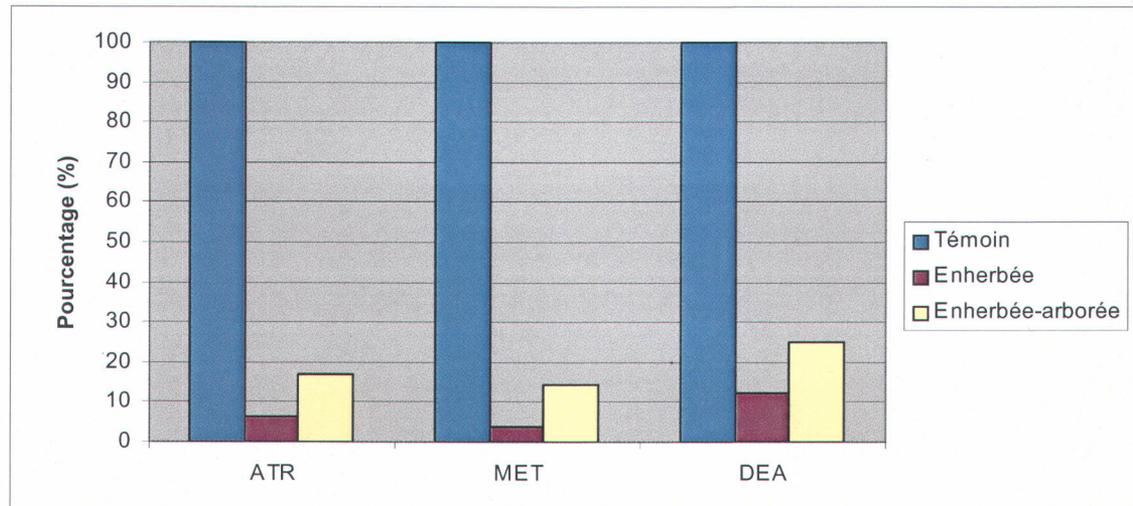
B)



C)



D)



**Figure 25 : Pourcentage (%) de la masse moyenne totale exportée (par rapport au témoin) : A) Pluie 1; B) Pluie 2; C) Pluie 3; D) Total des trois pluies (2005)**

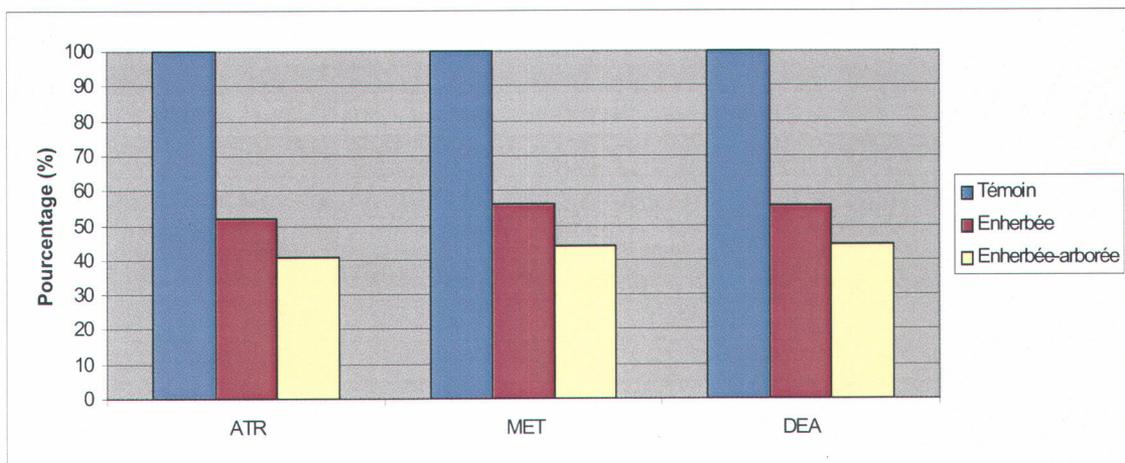
En 2005, en ce qui a trait au total des masses exportées (ruissellement + drainage), on constate que la présence de bandes végétales a diminué les masses exportées, et ce pour chacune des trois pluies étudiées et pour chacun des composés. Ce comportement se reflète donc si on tient compte des masses totales exportées lors des trois pluies (figure 25).

En présence de la bande enherbée, pour les trois pluies étudiées, la réduction de la masse totale exportée est de l'ordre de 90 à 98 % et ce pour l'ensemble des composés. Pour ce qui est des observations pour le total des trois pluies, les réductions sont de l'ordre de 85 à 95 %. En présence de bande enherbée+arborée, on note encore une fois une réduction des masses totales exportées pour chacun des composés et pour les trois pluies. Cependant, cette réduction est moindre que celle observée en présence de la bande enherbée et est un peu plus variable pour les différentes pluies considérées. De plus, on note que l'efficacité est généralement moindre dans le cas du DEA. Pour la première pluie, la réduction observée en présence de la bande enherbée+arborée est de 80 à 90 %. Pour la deuxième pluie, l'efficacité est de plus de 95 %. Dans le cas de la troisième pluie,

l'efficacité est de l'ordre de 65 à 85 %. Si on regarde les masses totales exportées lors des trois pluies, l'efficacité de la bande enherbée+arborée est de 75 à 85 %.

#### 6.2.3.8 Pourcentage par rapport au témoin pour l'année 2005 d) sédiments

En 2005, comme aucun ruissellement n'a été observé, sauf dans les répétitions des traitements témoins, seuls les résultats pour le drainage sont présentés (figure 26).



**Figure 26 : Pourcentage (%) de la masse moyenne exportée (par rapport au témoin) dans le drainage sur filtre de 1,5 µm (2005)**

Dans le cas des masses d'herbicides associés aux sédiments lors de l'année d'étude 2005, les bandes enherbées et enherbées+arborées ont présenté une efficacité de 45 % à 60 % comparativement au traitement témoin. Lors de ce calcul, deux données ont été éliminées (2 répétitions du traitement témoin) car les masses d'herbicides dosées dans ces échantillons étaient beaucoup trop élevées par rapport aux autres témoins (plus d'un ordre de grandeur).

#### 6.2.4 Pourcentage masse exportée/masse appliquée

Les résultats détaillés du calcul des pourcentages masse exportée/masse appliquée sont présentés à l'Annexe I pour l'année 2004 et à l'Annexe J pour l'année 2005.

Le tableau 11 présente les moyennes des pourcentages masse exportée/masse appliquée dans un premier temps pour le ruissellement et dans un second temps pour le drainage pour chacune des trois pluies considérées lors de l'année d'étude 2004 et par la suite pour le total des masses recueillies lors de ces trois pluies.

## ANNÉE 2004

**Tableau 11 : Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (2004)**

### Pluie 1

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (ruissellement)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	1,92	3,5
Enherbée	0,52	1,2
Enherbée-arborée	0,44	1
Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,03	0,1
Enherbée	0,17	0,5
Enherbée-arborée	0,22	0,7

### Pluie 2

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (ruissellement)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	4,46	1,3
Enherbée	0,87	0,2
Enherbée-arborée	0,41	0,1
Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,07	0,0
Enherbée	1,27	0,3
Enherbée-arborée	1,20	0,3

### Pluie 3

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (ruissellement)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,42	0,5
Enherbée	0,10	0,1
Enherbée-arborée	0,07	0,1

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,04	0,0
Enherbée	0,29	0,3
Enherbée-arborée	0,22	0,2

### TOTAL DES TROIS PLUIES

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (ruissellement)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	2,27	1,7
Enherbée	0,50	0,5
Enherbée-arborée	0,31	0,4

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,04	0,0
Enherbée	0,57	0,4
Enherbée-arborée	0,54	0,4

Dans le ruissellement de l'année 2004 (tableau 11), pour les trois pluies étudiées, on constate que la moyenne du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée est toujours inférieure en présence d'une bande végétale, qu'elle soit enherbée ou enherbée+arborée, et ce autant dans le cas du métolachlore que de l'atrazine. Si on compare la bande enherbée avec la bande enherbée+arborée, on remarque que les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée sont généralement inférieures dans le cas de la bande enherbée+arborée. On note également que, lors de la première pluie, les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée sont supérieures dans le cas du métolachlore comparativement à l'atrazine. Lors de la deuxième pluie, c'est l'inverse. Finalement, pour la troisième pluie, les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée sont semblables dans le cas des deux composés-parents. Dans le cas du total des trois pluies, dans le ruissellement, on note tout d'abord que la moyenne du pourcentage de la masse exportée sur la masse

appliquée est plus élevée dans le cas de l'atrazine que du métolachlore. Ensuite, on remarque que la moyenne du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée est supérieure dans le cas du traitement témoin qu'en présence de bandes végétales. La bande enherbée+arborée est celle qui présente la plus petite moyenne du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée et ce, pour les deux composés.

Dans le drainage, on remarque que, dans tous les cas, les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée sont moindres que celles dans le ruissellement. Les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée sont plus élevées en présence de bandes végétales que dans le cas du traitement témoin. On observe des moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée assez semblables avec les deux types de bandes végétales. Finalement, il semble que les moyennes du pourcentage de la masse exportée sur la masse appliquée soient généralement supérieures dans le cas de l'atrazine, sauf lors de la première pluie étudiée.

## **ANNÉE 2005**

Le tableau 12 présente les moyennes des pourcentages masse exportée/masse appliquée pour le drainage pour chacune des trois pluies considérées lors de l'année d'étude 2005 et par la suite pour le total des masses recueillies lors de ces trois pluies. Ici, seul le premier chiffre différent de 0 a été gardé afin de montrer les différences entre les traitements bien que cette numérotation ne respecte pas les chiffres significatifs.

**Tableau 12 : Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (2005)****Pluie 1**

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,006	0,01
Enherbée	0,0002	0,0002
Enherbée-arborée	0,0009	0,002

**Pluie 2**

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,003	0,003
Enherbée	0,0002	0,0001
Enherbée-arborée	0,0003	0,0003

**Pluie 3**

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,003	0,002
Enherbée	0,003	0,003
Enherbée-arborée	0,007	0,01

**TOTAL DES TROIS PLUIES**

Moyenne des pourcentages masse exportée/masse appliquée (drainage)		
	Atrazine	Métolachlore
Témoin	0,004	0,005
Enherbée	0,001	0,001
Enherbée-arborée	0,003	0,004

Dans le cas de la moyenne des pourcentages de la masse exportée sur la masse appliquée dans le drainage pour l'année 2005 (tableau 12), lors de la première pluie, on constate que ce pourcentage est toujours plus élevé dans le cas du traitement témoin, suivi par la bande enherbée+arborée et par la bande enherbée. Il en est de même pour l'atrazine et le métolachlore. Les mêmes observations peuvent être applicables à la deuxième pluie ainsi qu'au total des trois pluies. Le cas de la troisième pluie est différent. En effet, la moyenne des pourcentages de la masse exportée sur la masse appliquée est plus élevée dans le cas de la bande enherbée+arborée, et ce pour les deux composés herbicides. Dans le cas de l'atrazine, la bande enherbée+arborée est suivie par le traitement témoin et la bande

enherbée, tandis que dans le cas du métolachlore, la bande enherbée+arborée est suivie par la bande enherbée et le traitement témoin. On constate que tous les pourcentages sont inférieurs ou égaux à 0,01 %.

### **6.2.5 Rapport DEA/Atrazine**

Les résultats détaillés du calcul des rapport DEA/atrazine pour l'eau et les sédiments sont présentés à l'Annexe K pour l'année 2004 et à l'Annexe L pour l'année 2005.

Le tableau 13 présente les rapports DEA/atrazine pour chacun des traitements dans un premier temps pour le ruissellement et dans un second temps pour le drainage et ce, pour chacune des trois pluies considérées lors de l'année d'étude 2004. Ici, seul le premier chiffre différent de 0 a été gardé afin de montrer les différences entre les traitements bien que cette numérotation ne respecte pas les chiffres significatifs.

## ANNÉE 2004

**Tableau 13 : Moyenne des rapports DEA/Atrazine (2004)**

### Pluie 1

DEA/Atrazine (ruissellement)	
Témoin	0,003
Enherbée	0,004
Enherbée-arborée	0,003

DEA/Atrazine (drainage)	
Témoin	0,005
Enherbée	0,01
Enherbée-arborée	0,01

### Pluie 2

DEA/Atrazine (ruissellement)	
Témoin	0,01
Enherbée	0,05
Enherbée-arborée	0,03

DEA/Atrazine (drainage)	
Témoin	0,02
Enherbée	0,03
Enherbée-arborée	0,03

### Pluie 3

DEA/Atrazine (ruissellement)	
Témoin	0,03
Enherbée	0,04
Enherbée-arborée	0,04

DEA/Atrazine (drainage)	
Témoin	0,08
Enherbée	0,07
Enherbée-arborée	0,1

Pour l'année d'étude 2004, on note que, dans la plupart des cas, pour un traitement donné, les valeurs du rapport DEA/atrazine sont supérieures dans le drainage. On

remarque également que le rapport DEA/atrazine est toujours inférieur dans le cas du traitement témoin (sauf dans le drainage de la troisième pluie). Dans le ruissellement, les valeurs obtenues pour la bande enherbée et la bande enherbée+arborée sont toujours très près les unes des autres. Cela semble également être le cas pour le drainage, sauf lors de la troisième pluie.

## ANNÉE 2005

Le tableau 14 présente les rapports DEA/atrazine pour chacun des traitements dans le drainage et ce, pour chacune des trois pluies considérées lors de l'année d'étude 2005.

**Tableau 14 : Moyenne des rapports DEA/Atrazine dans le drainage (2005)**

### Pluie 1

DEA/Atrazine(drainage)	
Témoin	0,17
Enherbée	0,31
Enherbée-arborée	0,29

### Pluie 2

DEA/Atrazine (drainage)	
Témoin	0,34
Enherbée	0,60
Enherbée-arborée	0,44

### Pluie 3

DEA/Atrazine (drainage)	
Témoin	0,33
Enherbée	0,32
Enherbée-arborée	0,25

Pour l'année d'étude 2005, seuls les résultats du drainage sont présentés étant donné le faible nombre de parcelles (surtout des témoins) ayant généré du ruissellement (tableau 14). Ainsi, on note que les rapports DEA/atrazine varient entre 0,1687 et 0,5989. Le plus faible est observé dans le cas du traitement témoin de la première pluie et le plus élevé correspond à la bande enherbée de la deuxième pluie. Dans le cas des deux

premières pluies, le rapport DEA/atrazine est toujours inférieur dans le cas du traitement témoin, suivi de la bande enherbée et finalement de la bande enherbée+arborée. Pour la troisième pluie, les valeurs de rapport DEA/atrazine du traitement témoin et de la bande enherbée sont très rapprochées tandis que celle pour la bande enherbée+arborée leur est inférieure. En ce qui a trait au rapport DEA/atrazine dans le drainage pour le total des trois pluies, on constate que ce rapport est plus faible dans le cas du traitement témoin, suivi par la bande enherbée+arborée et la bande enherbée.

### **6.3 Bilan sur l'exportation d'herbicides dans le ruisseau du Bras d'Henri**

Cette section permettra de mieux comprendre les processus régissant le bilan de masse pour un composé herbicide en bassin versant et de mieux comprendre l'impact des pratiques agricoles sur ce bilan. Les calculs sont effectués pour l'atrazine seulement à cause de l'incertitude sur les concentrations de métolachlore (Résultats : Contrôle de qualité des dosages).

La présente section montre les résultats du calcul des charges dans le ruisseau du Bras d'Henri et les pourcentages des charges exportées en ruisseau par rapport à la masse appliquée. Par la suite, les résultats du calcul des masses restantes d'atrazine dans le bassin versant (bilan de masse) seront présentés et, finalement, l'évolution dans le temps des composantes de l'équation du bilan de masses (Méthodologie 5.8) sera exposée. Les résultats détaillés des concentrations obtenues pour l'étude effectuée dans le ruisseau du Bras d'Henri sont présentés à l'Annexe M.

Dans le cas de la présente étude sur les herbicides dans le Bras d'Henri, aucune relation satisfaisante de ce type n'a pu être déterminée. Nous avons alors admis comme estimation raisonnable que les concentrations en herbicides pour les jours sans échantillonnages seraient déterminées par interpolation linéaire des valeurs mesurées aux journées avec échantillonnage. Suite aux résultats du contrôle de qualité (section 6,1), une valeur du métolachlore corrigée (pour une contamination dans les blancs de méthode est présentée en plus de celle obtenue lors du dosage (obtenue sans correction) (figure 27).

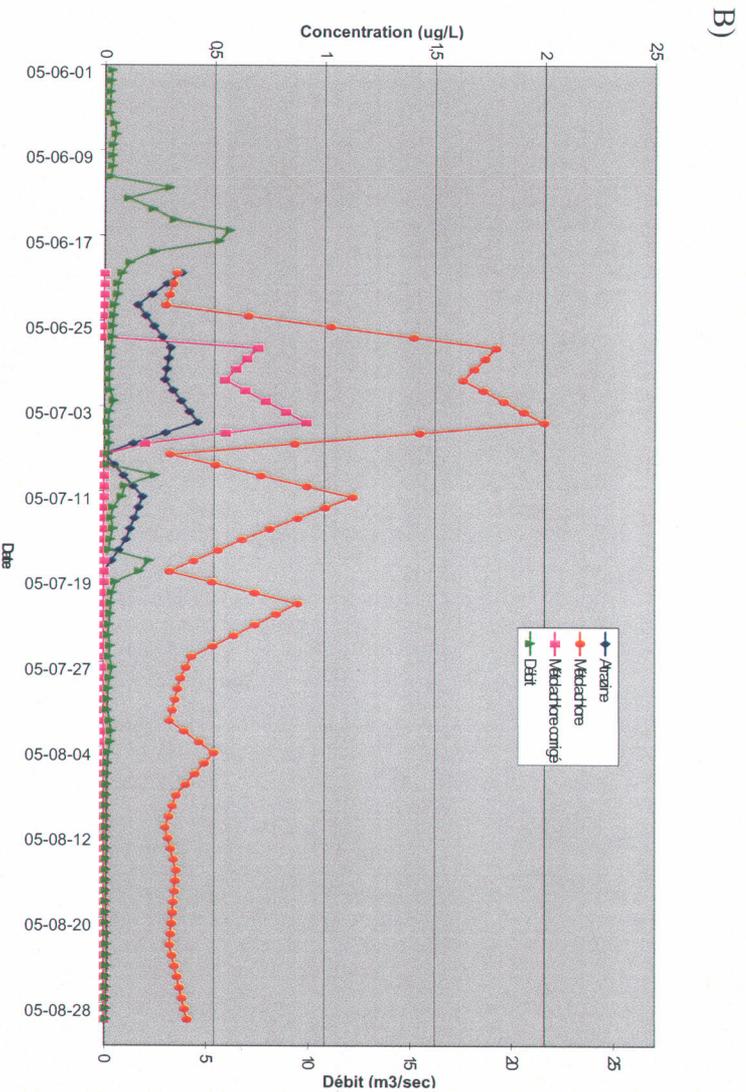
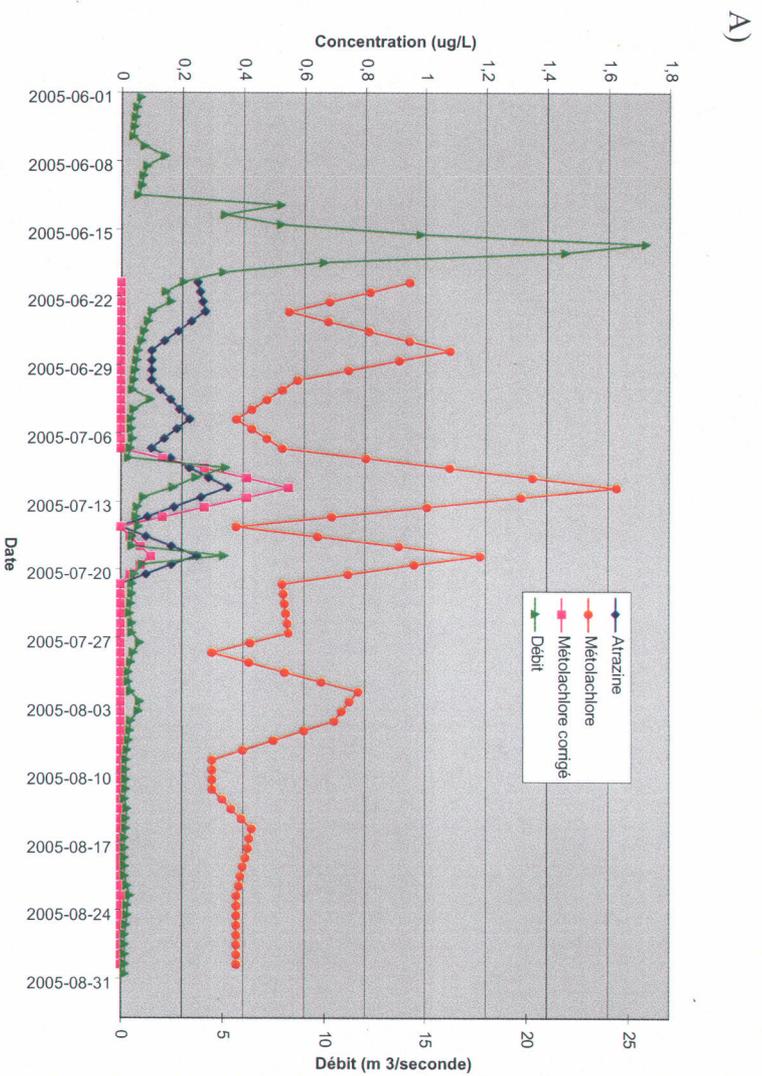
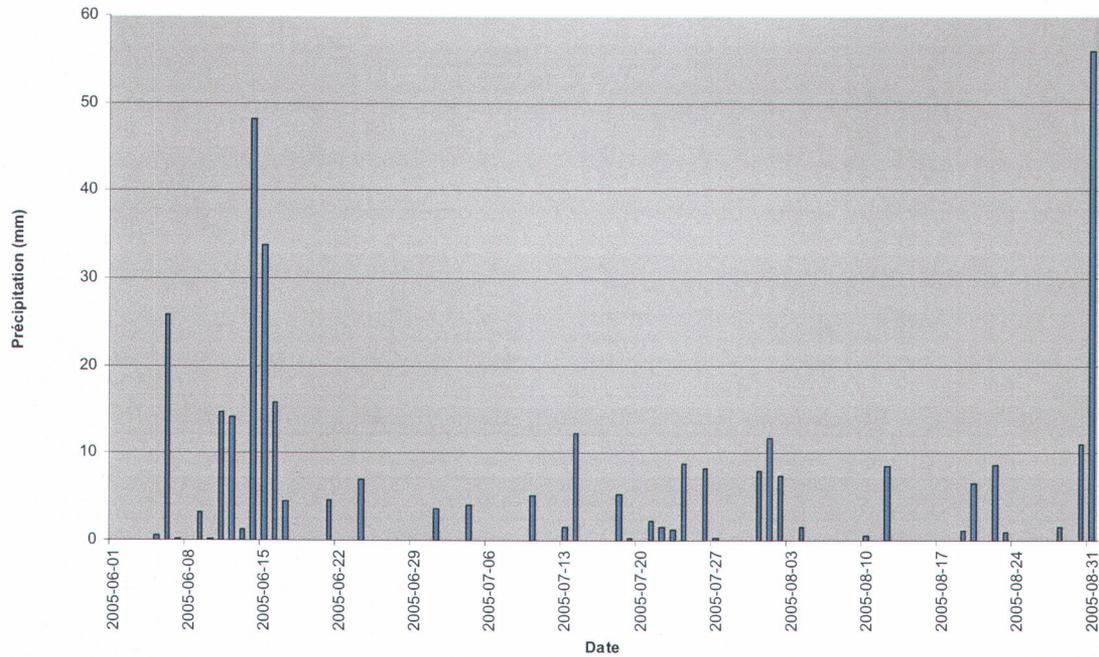


Figure 27 : Relation entre le débit et les concentrations sur les sites d'étude du Bras d'Henri : A) Site de St-Gilles et B) Site de St-Narcisse.

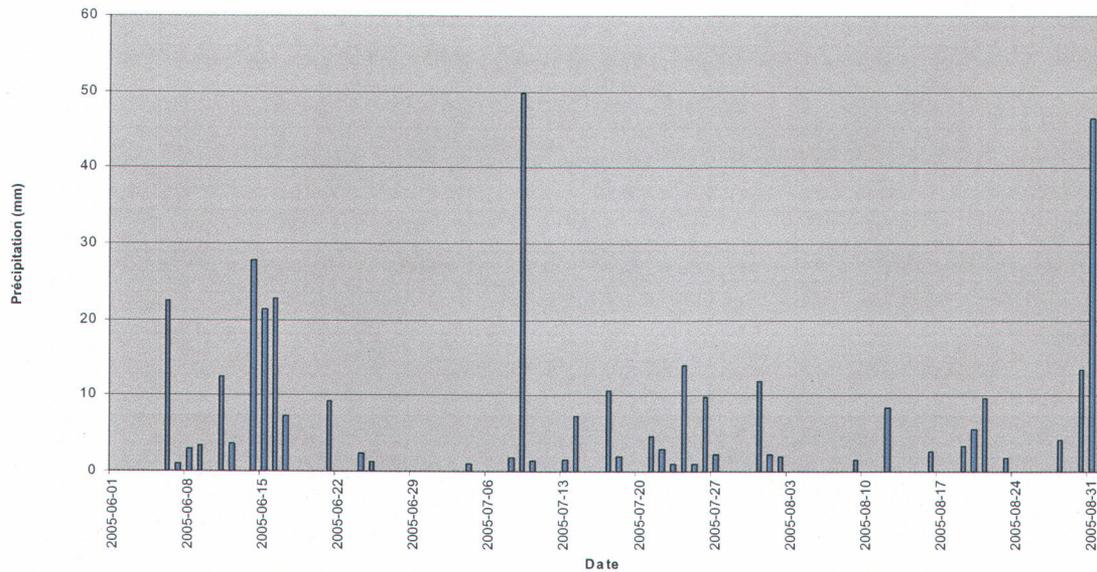
Sur la figure 27, les jours échantillonnés sont les 20, 23, 27 et 30 juin, les 4, 7, 11, 15, 18, 21, 26, 28, juillet et les 1<sup>er</sup>, 4, 8, 11, 15, 22, et 29 août. Les autres points sont interpolés.

La figure 28 présente les hauteurs d'eau des précipitations ayant généré ces débits. Les données de précipitation proviennent de M. Pierre Pinard, Info-Climat, Service de l'information sur le milieu atmosphérique, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (stations 7027259 et 7027840 qui sont les deux plus près des sites d'échantillonnage).

A)



B)



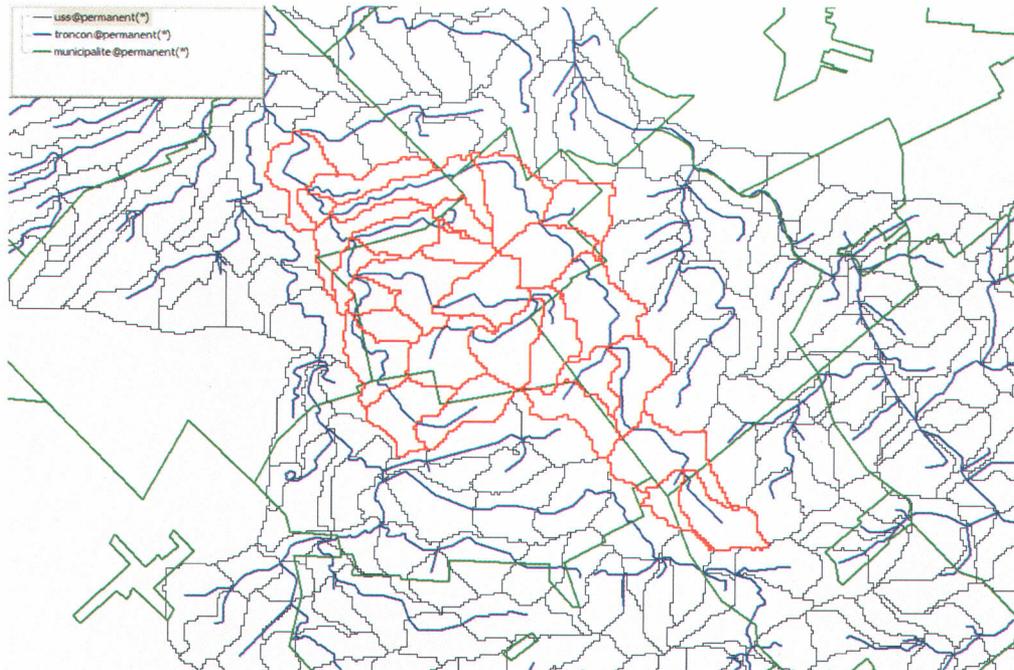
**Figure 28 : Précipitations à l'été 2005 enregistrées aux stations 7027259 (A) et 7027840 (B) (source : Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs)**

Le total des charges exportées pour la période d'étude du 20 juin au 29 août 2005 sont au site de St-Gilles, 0,82 kg, 0,24 kg, 11,43 kg et de 0,67 kg respectivement pour l'atrazine,

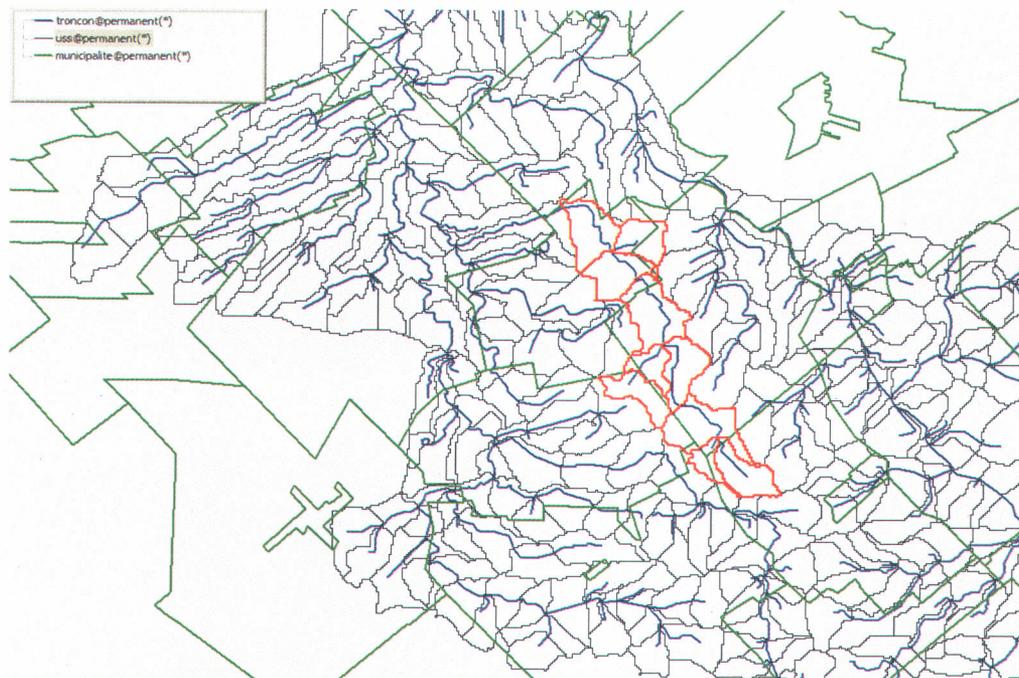
le DEA, le métolachlore non corrigé et le métolachlore corrigé (voir section résultats : Contrôle de qualité du dosage 6,1) Pour la même période, le total des charges exportées au site de St-Narcisse sont de 0,21 kg, 0,26 kg, 12,12 kg et 1,69 kg respectivement pour l'atrazine, le DEA, le métolachlore non corrigé et le métolachlore corrigé.

En divisant la somme des charges d'atrazine en ruisseau pour la période d'étude par les entrées, on peut établir que le pourcentage de la masse totale exportée dans le Bras d'Henri au site d'échantillonnage de St-Narcisse, par rapport à la masse appliquée dans son bassin versant, est de 0,08 % (en admettant une superficie en maïs de 394,11 ha. et un taux d'application de 0,65 kg d'atrazine par hectare de maïs). Ce pourcentage est de 0,18 % au site de St-Gilles (en admettant une superficie en maïs de 705 ha. et le même taux d'application qu'à St-Narcisse). Les superficies drainées pour chacun des deux sites sont montrées à la figure 29. Au site de St-Gilles la superficie totale drainée, telle que déterminée avec les USS (Unité Spatiale de Simulation) de GIBSI, est de 13 306 ha tandis qu'au site de St-Narcisse, elle est de 5 301 ha La pente des superficies drainées est d'environ 2 à 3 % (Michel Nolin, AAC, communication personnelle, mai 2006).

A)



B)



**Figure 29 : Superficies drainées aux deux sites A) St-Gilles et B) St-Narcisse.**

Les superficies drainées sont en rouge, le réseau hydrographique en bleu et les municipalités en vert. Le réseau hydrographique a été établi à partir d'une carte au 1 :

20 000, cependant la carte présentée ici n'est pas au 1 : 20 000. Le nord est vers le haut de la carte.

Si on ajoute les charges totales exportées en DEA pour la période d'étude aux charges totales en atrazine pour la même période, ce pourcentage est alors de 0,18 % au site de St-Narcisse et de 0,23 % au site de St-Gilles. Cette opération implique l'hypothèse que tout le DEA mesuré dans le ruisseau du Bras d'Henri a été appliqué dans le bassin versant sous forme d'atrazine. Cette hypothèse est logique, puisque le DEA est un produit de dégradation de l'atrazine. Ce calcul ne tient pas compte des autres produits de dégradation de l'atrazine (non dosés dans cette étude) ni des résidus d'atrazine ou de ses sous-produits dans les sédiments en suspension ou dans le sol (résultant de l'application d'atrazine de l'année précédente et susceptibles d'avoir été relargés lors de la période d'étude de 2005).

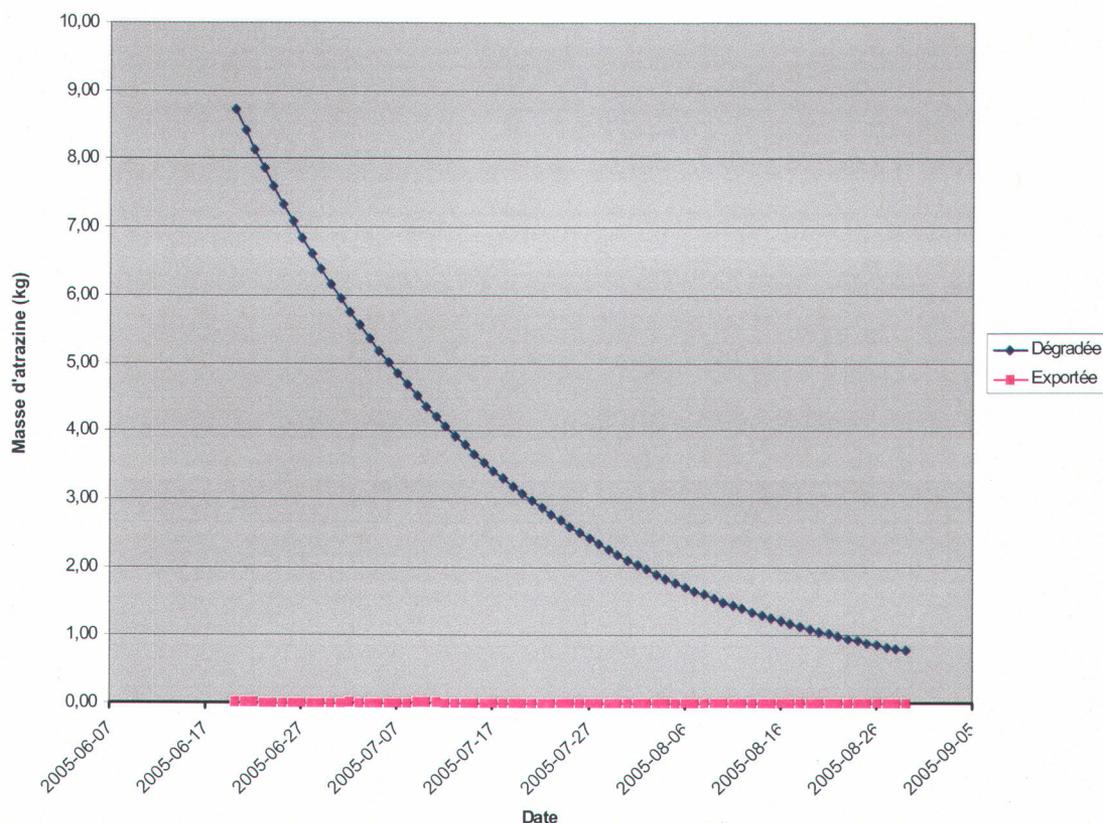
L'équation présentée à la section Méthodologie 5.8 : 'Calcul des charges dans le ruisseau du Bras d'Henri' permet de calculer, pour chacun des jours de la période d'étude, la masse restante d'atrazine dans le bassin versant. Cette masse est répartie dans différents compartiments environnementaux, par exemple à la surface du sol, dans le sol à une profondeur indéterminée, sur le feuillage ou dans le réseau hydrographique. On suppose ici que l'application a eu lieu le 20 juin.

Les résultats détaillés du bilan de masse sont présentés à l'Annexe M.

On constate qu'au site de St-Narcisse, la masse restante à la fin de la période d'étude (29 août) est de 21,85 kg d'atrazine. Elle est de 39,05 kg au site de St-Gilles.

On peut ensuite représenter l'évolution dans le temps de chacune des composantes de l'équation du bilan de masse (charge en rivière [masse exportée d'atrazine] et masse dégradée dans le bassin versant) (figure 30).

Les résultats détaillés des masses dégradées d'atrazine (exemple du site de St-Narcisse) sont présentés à l'Annexe M.



**Figure 30 : Évolution dans le temps des composantes de l'équation du bilan de masse au site de St-Narcisse**

La méthode utilisée comporte certaines limites dues à des hypothèses simplificatrices. Tout d'abord, elle ne tient pas compte du total des exportations sur toute l'année : les résultats et ainsi leur portée sont limités à la période d'étude. Ensuite, l'évaluation des entrées est conditionnée par les données disponibles parfois incertaines ou approximatives, particulièrement en ce qui a trait aux superficies cultivées et aux taux d'application. Par exemple, le présent calcul ne tient pas compte de l'utilisation de la variété 'Round-Up' du maïs transgénique (qui pourrait causer une surestimation des quantités appliquées). Également, cette démarche ne permet pas de distinguer ou d'identifier la contribution des différents processus hydrologiques, biologiques, pédologiques et climatiques pouvant survenir dans un bassin versant. Finalement, le choix de la date d'application (ici le 20 juin) est tributaire du choix de la méthode de

calcul des pertes utilisée dans les présentes conditions d'étude. En effet, comme la méthode utilisée est une **interpolation** linéaire entre les points (voir section 5,5,8), il n'est pas possible de calculer les pertes avant la première date d'échantillonnage (soit ici le 20 juin). On peut émettre l'hypothèse que des pertes notables d'herbicides ont eu lieu avant cette date. Par exemple, les précipitations importantes ayant eu lieu du 14 au 17 juin ont pu générer des exportations d'herbicides qui avaient déjà été appliqués. Il est cependant impossible, avec la présente méthode de calcul, de déterminer l'ampleur de ces exportations potentielles sous ces conditions. On peut néanmoins affirmer, à titre spéculatif, que les pertes non mesurées (et non connues) lors de la période précédant le début de l'échantillonnage auraient pu avoir un impact sur le calcul du bilan de masse, celui des masses dégradées et enfin le calcul du pourcentage de la masse appliquée qui a été exportée. En effet et si la masse exportée est plus élevée, le pourcentage de la masse appliquée qui est exportée aurait été supérieur à celui obtenu actuellement.

Pour fin de comparaison avec la littérature, il est utile ici de rapporter quelques pourcentages masse exportée divisée par masse appliquée obtenus lors d'études réalisées dans des conditions différentes de celles de la présente étude (superficie drainée, pente, pluviométrie entre autres). Tout d'abord, il est intéressant de citer la revue de littérature de Wauchope (1978). Celui-ci mentionne que les pertes saisonnières mesurées à l'extrémité des champs dans le ruissellement sont généralement de 1 % des masses appliquées dans le cas des insecticides foliaires organophosphorés. Ce pourcentage est de 2 à 5 % dans le cas des poudres mouillables. Il est de 0,3 % dans le cas des autres pesticides (Wauchope, 1978 selon Leonard, 1990). Wauchope (1978) et Lafrance (2001) remarquent également que la majeure partie de l'exportation totale des herbicides qui survient durant une saison de croissance a lieu, dans la plupart des cas, lors du premier événement pluvial suivant l'application. Wauchope (1978) reconnaît que des pourcentages de pertes par ruissellement de 1 à 2 % ne sont pas inhabituels dans la littérature, et il décrit des événements « catastrophiques » comme étant des événements pour lesquels les pertes par ruissellement excèdent 2 % de la masse appliquée (Wauchope 1978 selon Leonard, 1990). D'autres études rapportent des pourcentages masse exportée divisée par la masse appliquée dans le ruissellement à la sortie de champs de maïs sous

pluviométrie naturelle: de 0 à 5,7 % pour l'atrazine (Triplett *et al.* 1978 selon Leonard, 1990), de 0 à 5,4 % pour la simazine (Triplett *et al.* 1978 selon Leonard, 1990), de 0,2 à 1,9 % pour l'atrazine (Leonard *et al.* 1979 selon Leonard, 1990) de 2,1 % pour l'atrazine (Baker et Johnson, 1979 selon Leonard, 1990 ) et de 1 % pour l'atrazine (Wu, 1980 selon Leonard, 1990). En conditions de pluies simulées, ces pourcentages de perte pour l'atrazine sont de 0,8 à 12,7 % (Baker et Laflen, 1979 selon Leonard, 1990) et de 0,97 à 5,7 % (Baker *et al.* 1982 selon Leonard, 1990). Il est à noter que dans l'étude de Baker et Laflen (1979), le ruissellement avait été augmenté par les chemins laissés par le passage des roues de tracteur. Ceci a certainement contribué à l'obtention d'un pourcentage élevé de pertes pour l'atrazine.

Peu de données de pourcentages de pertes survenant en bassin versant sont disponibles. Dans ce cas, les mesures ne reflètent plus les pertes d'herbicides quittant la parcelle expérimentale ou le champ agricole par ruissellement, mais plutôt la mesure *in situ* en cours d'eau des pertes véritablement observées dans le réseau hydrographique de surface. Baker *et al.* (1981) rapportent que 7,5 % de la masse appliquée d'atrazine dans le bassin versant de Honey Creek (Ohio) a été exporté. Cependant, il est à noter que la pluviométrie sur la période d'étude a été de deux à trois fois supérieure à la moyenne sur plusieurs années (Baker *et al.* 1981 selon Leonard, 1990). Glofelty *et al.* (1984) rapportent que moins de 3 % des masses d'atrazine appliquées dans la région Est de la baie étaient retrouvées dans l'estuaire de la Baie de Chesapeake. Finalement, une étude réalisée sur onze bassins versants de 20 à 79 km<sup>2</sup> situés dans la région des Grands Lacs rapportent des pertes de l'ordre de 2,02 g/ha par an (Frank *et al.* 1982 selon Leonard, 1990). Cette étude a été réalisée sur 18 composés dont l'atrazine.

On peut donc conclure que :

- 1) Les pourcentages masse exportée divisée par masse appliquée retrouvés dans la littérature sont assez variables et sont influencés par les conditions d'expérimentation (superficies drainées, pluviométrie et pratiques culturales entre autres).
- 2) Les pourcentages les plus communs sont de l'ordre de 1 à 2 % (Wauchope 1978 selon Leonard 1990).

3) Le pourcentage masse exportée divisée par masse appliquée qui a été obtenu lors de la présente étude est légèrement inférieur à ceux rapportés dans la littérature pour d'autres études réalisées dans des conditions différentes.



# 7 Discussion

---

## 7.1 Efficacité des dispositifs végétalisés

Il ressort des résultats présentés ici que les bandes végétales, qu'elles soient enherbées ou enherbée+arborées, sont des dispositifs efficaces pour diminuer les concentrations et les masses d'herbicides exportées dans le ruissellement. Néanmoins, il est mis en évidence que ces dispositifs végétaux ont également une tendance à faire augmenter les exportations dans le drainage. Cependant, si on tient compte du total des exportations (ruissellement + drainage), les bandes végétales ont diminué les exportations d'herbicides.

## 7.2 Impact des bandes végétales sur la répartition des écoulements

Les résultats de la présente étude mettent en évidence le fait que les bandes végétales présentent une tendance à faire augmenter les masses d'herbicides dans le drainage. Cette observation peut s'expliquer par le fait que la rugosité de la bande entraîne un ralentissement de la lame d'eau ruissellée, favorisant ainsi son infiltration. Ainsi, les masses d'herbicides, comparativement au traitement témoin, sont diminuées dans le ruissellement mais augmentées dans le drainage sous les bandes végétales.

Ce résultat est observable dans le cas des masses d'herbicides, mais également dans le cas des volumes d'eau eux-mêmes (Duchemin *et al.* 2006). En effet, les volumes d'eau mesurés dans le drainage lors des deux années d'étude en présence de bandes végétales sont supérieurs à ceux mesurés dans le cas du traitement témoin.

Lors de l'année d'étude 2004, il y a une augmentation des concentrations d'herbicides dans le drainage en présence de bandes végétales tandis qu'en 2005, les concentrations observées dans le drainage sont inférieures dans le cas des bandes végétales comparativement au traitement témoin (tableau 2 et tableau 8). Cette observation peut probablement être expliquée par l'état d'établissement du site. Lors de l'année d'étude

2004, les drains ont un peu moins d'un an d'installation, tandis qu'en 2005, ils ont près de deux ans d'installation. L'installation des drains constitue un dérangement du sol. On peut supposer qu'en 2005, les conditions de tassement et de densité du sol ressemblaient plus aux conditions initiales du sol que pour l'année 2004. Ainsi, lors de l'année d'étude 2004, la densité et l'état de tassement du sol étaient peut-être moindres qu'en 2005, ce qui a pu favoriser un écoulement préférentiel en 2004. Cet écoulement préférentiel a pu favoriser des concentrations plus élevées dans le drainage en diminuant le temps de contact entre les herbicides et le sol, diminuant ainsi l'adsorption et la dégradation. Ces résultats sont comparables à ceux de Clay et Stott (1973) et Rao *et al.* (1974) (selon Flury, 1996). Par contre, il est également possible que le mouvement préférentiel n'ait pas pu être observé à cause du long intervalle de temps entre l'application des herbicides et le premier échantillonnage. Ainsi le tassement du sol n'est peut-être pas le seul en cause. À cet effet, il est intéressant de mentionner que Fortin *et al.* (2002) ont observé la présence de mouvement préférentiel bien après l'installation des drains à St-Lambert.

### **7.3 Impact des précipitations sur la répartition des écoulements et l'efficacité des bandes végétales**

Le régime des précipitations peut également avoir influencé la répartition des écoulements et l'efficacité des bandes végétales. Lors de l'année 2004, les précipitations ayant mené à des prélèvements étaient de 15 mm, de 15 mm et de 45 mm. En 2005, les hauteurs d'eau des précipitations, qui ont eu lieu dans la même journée ou la journée précédant les prélèvements, ont été voisines de 40 mm, de 19 mm et de 29 mm. Bien que l'intervalle de temps entre les événements eux-mêmes soit similaire lors des deux années d'étude, on note que le premier événement de 2005 a eu lieu à la suite d'une période durant laquelle les événements pluviaux n'étaient pas assez importants pour générer de ruissellement. Ainsi, l'état d'humidité du sol a pu avoir un impact différent sur le transport des herbicides lors des deux années d'étude.

Les quantités totales de pluie (total sur les trois événements étudiés) sont sensiblement les mêmes lors des deux années d'étude (75 mm en 2004 et 88 mm en 2005). Cependant, la répartition des précipitations dans la période d'étude est différente lors des deux années

d'étude. En effet, en 2004, les deux premières pluies ont généré des hauteurs d'eau plutôt faibles, tandis que la troisième pluie en était une d'importance. Ainsi en 2004, il est hautement probable que les deux premières pluies aient généré des masses exportées élevées dû au court laps de temps s'étant écoulé depuis l'application et, par la suite, que la troisième pluie ait elle aussi pu générer des exportations assez importantes dû à sa forte intensité. Cet effet n'a pas pu se faire sentir lors de l'année d'étude 2005 à cause de la longue période de sécheresse s'étant écoulée entre l'application et le premier événement (période durant laquelle les herbicides ont pu être dégradés). Il est intéressant de noter que lors de l'année d'étude 2004, les deux premières pluies, bien qu'ayant été de même hauteur d'eau, n'ont pas généré les mêmes masses d'herbicides. Tel que mentionné dans l'introduction, la pluviométrie n'est pas le seul facteur pouvant influencer le transport des herbicides.

#### **7.4 Impact de l'intervalle de temps écoulé entre l'application et les événements pluviaux**

Tout d'abord, il faut noter que les précipitations de l'année d'étude 2005 ont eu lieu beaucoup plus tardivement après l'application des herbicides que lors de l'année d'étude 2004. En effet, il s'est écoulé vingt jours entre l'application en 2005 et la première pluie, tandis qu'en 2004, la première pluie a eu lieu le jour même de l'application. C'est principalement cet intervalle de temps qui peut expliquer le fait que les concentrations et les masses d'herbicides exportées en 2005 soient inférieures à celles de 2004. Comme plus de temps s'est écoulé entre l'application et les événements pluviaux, les composés herbicides ont eu davantage de temps pour être dégradés, soit de manière biotique (par les bactéries et les champignons) ou abiotique (par hydrolyse ou photodégradation par exemple). De plus, un plus long intervalle de temps entre l'application et les événements pluviaux permet également une plus grande adsorption sur le sol et une prise en charge par les plantes (absorption) plus importante. C'est cet intervalle de temps plus long entre l'application et les événements pluviaux qui explique que, pour l'année d'étude 2005, l'ANOVA n'a pas pu détecter un effet du nombre de jours entre l'application et l'événement pluvial (tableau 9 et figure 12). En effet, pour l'année d'étude 2005, ce sont principalement des concentrations d'atrazine et de métolachlore très faibles qui sont

observées, peu importe le traitement, ou le nombre de jours (20, 24 ou 27) écoulés depuis l'application des herbicides. Ainsi, l'effet de l'intervalle entre l'application des herbicides et les événements pluviaux, mais également l'effet des différents traitements étudiés sont beaucoup plus difficiles à discerner dans cette situation.

## **7.5 Impact des bandes végétales sur le temps de séjour des composés herbicides**

À l'aide du rapport DEA/atrazine, il est également possible d'observer des différences entre le temps de séjour des composés herbicides étudiés (tableaux 13 et 14).

La présence de bandes végétales a occasionné une augmentation des masses d'herbicides transitant dans le drainage. En effet, dans le drainage, lorsqu'on compare les moyennes du pourcentage masse exportée/masse appliquée, celles-ci sont toujours plus élevées en présence de bandes végétales. Cette augmentation des masses d'herbicides transitant dans le sol s'accompagne d'une diminution des masses d'herbicides dans le ruissellement. Ces observations vont dans le même sens que celles effectuées par Muscutt *et al.* (1993), Patty (1997), Krutz *et al.* (2003) et USDA-NRCS (2000) (selon Lacas *et al.* 2005). Ce mécanisme d'action des bandes riveraines est donc relativement bien documenté sous d'autres conditions agropédoclimatiques.

Cependant, l'augmentation des masses d'herbicides transitant vers l'eau de drainage en présence de bandes végétales comparativement au traitement témoin se traduit tout de même par une diminution des masses totales (ruissellement + drainage) d'herbicides exportées en présence de bandes végétales. En effet, les herbicides transportés dans le drainage sont soumis à une dégradation et à une adsorption plus importante que ceux transportés par le ruissellement. Cet effet est amplifié par la présence de bandes végétales, entre autres à cause du plus fort pourcentage de matière organique et du plus grand nombre de micro-organismes aptes à dégrader les herbicides en présence de bandes végétales (Mersie *et al.* 1999 et Staddon *et al.* 2001). Cette augmentation de la dégradation est visible lorsqu'on observe les rapports DEA/atrazine. En effet, ceux-ci sont, pour un traitement donné, supérieurs dans le drainage, si on les compare au

ruissellement pour le même traitement. De plus, le rapport DEA/atrazine est toujours inférieur dans le cas du traitement témoin (sauf dans le drainage de la troisième pluie de 2004).

Les bandes végétales créent donc un obstacle à l'exportation des composés herbicides dans le ruissellement. Ceux-ci doivent en effet passer la bande avant d'être exportés à l'extérieur de la parcelle. Ce laps de temps constitue une opportunité supplémentaire pour les bactéries d'effectuer leur travail de dégradation.

### **7.6 Impact des bandes végétales sur les masses d'herbicides associés aux sédiments**

Les bandes ont aussi la capacité de réduire la quantité d'herbicides exportés sous forme particulaire. En effet, lorsqu'on regarde le total des masses en herbicides exportés dans le ruissellement et le drainage recueillies sur 1,5 µm, on constate que la présence de bandes végétales entraîne une diminution des masses exportées d'herbicides et ce, pour les trois composés étudiés (figure 21, 22, 23 et 26). Ce mécanisme d'atténuation par la déposition des particules a particulièrement été documenté par Dabney *et al.* 1995, Ghadiri *et al.* 2001 et Meyer *et al.* 1995 (selon Lacas *et al.* 2005). Le ralentissement de la lame d'eau ruisselée favorise la déposition des particules et des herbicides associés. Il aurait été intéressant d'étudier la répartition des particules de sol dans la bande végétale en fonction de leur granulométrie.

### **7.7 Mécanismes d'atténuation dans les bandes végétales**

Au regard des résultats de la présente étude et des connaissances de la littérature, plusieurs constats sont à faire quant aux mécanismes d'atténuation en jeu dans les bandes végétales.

- a) Les bandes végétales ont un impact marqué sur la répartition des écoulements. En effet, la rugosité élevée des bandes végétales favorise le ralentissement de la lame d'eau ruisselée et son infiltration (Duchemin *et al.* 2006).

- b) Cette infiltration a comme conséquence une diminution des masses d'herbicides exportées dans le ruissellement et une augmentation des masses d'herbicides exportées dans le drainage.
- c) Cette augmentation des masses d'herbicides infiltrées peut être influencée par la pluviométrie, principalement par l'intervalle de temps écoulé entre l'application des herbicides et les événements pluviaux.
- d) La bande végétale favorise un temps de séjour plus long des composés herbicides, augmentant ainsi leur dégradation. Elle crée également un milieu propice aux bactéries (Staddon *et al.* 2001).
- e) Les bandes végétales, à cause du ralentissement de la lame d'eau ruisselée, favorisent la déposition des sédiments érodés et donc des polluants qui leur sont associés.

Ainsi, les principaux mécanismes d'atténuation des masses exportées d'herbicides dans les bandes végétales semblent être de favoriser l'infiltration de l'eau, la déposition des sédiments et la dégradation des herbicides.

## **7.8 Variabilité inter-annuelle**

Le fait d'avoir effectué cette étude sur une période de deux ans a permis de pouvoir étudier le rendement des bandes végétales dans une variété de situations. Tout d'abord, une variété de hauteurs d'eau a pu être étudiée (de 15 mm à 45 mm). De plus, il a été possible d'observer l'effet d'une diversité d'intervalles de temps entre l'application des herbicides et les événements pluviaux étudiés (de 1 à 27 jours) sur les masses exportées d'herbicides. Ensuite, bien qu'aucune donnée ne soit disponible sur la croissance racinaire des peupliers, on peut logiquement présumer que celle-ci a eu un impact sur les masses exportées d'herbicides (soit par prise en charge racinaire des herbicides, soit en augmentant la quantité de matière organique dans la bande ou soit en créant des chemins d'infiltration préférentielle). Finalement, il nous a été possible d'observer l'impact que certaines caractéristiques du sol (principalement celui de la densité dû à la maturation du site) pouvaient possiblement avoir sur les masses exportées d'herbicides.

## **7.9 Transport d'herbicides dans le ruisseau du Bras d'Henri**

Tout d'abord, l'étude des concentrations d'atrazine mesurées en rivière dans le bassin versant du ruisseau du Bras d'Henri (Annexe M) permet de constater que celles-ci ne dépassent pas le critère de qualité pour la vie aquatique. Par la suite, l'étude des composantes du bilan de masse (figure 30), montre bien que la dégradation joue un rôle important dans la diminution des masses d'atrazine dans ce bassin versant. En effet, on constate que les masses d'atrazine qui ont été dégradées sont beaucoup plus élevées que les masses qui ont été exportées. En regard de cette observation, il devient possible d'émettre l'hypothèse que les pratiques de gestion agricole qui ont pour effet de favoriser la dégradation des herbicides auront un impact réducteur sur les charges de composés herbicides en rivière et donc, un impact bénéfique sur la qualité de ce milieu. Cela pourrait par exemple être le cas avec une installation importante de bandes végétales dans un bassin versant donné.



## 8 Conclusion

---

La présente étude avait principalement pour but de déterminer l'impact des bandes enherbées et enherbées+arborées sur les masses d'herbicides exportées dans le ruissellement et le drainage à la fois sous forme dissoute et particulaire. L'atrazine et le métolachlore, ainsi qu'un produit de la dégradation de l'atrazine, le DEA, ont été les herbicides étudiés.

Au regard des résultats des pourcentages par rapport au témoin des années d'étude 2004 et 2005, on constate que les bandes enherbées et enherbées+arborées sont des dispositifs efficaces pour réduire les herbicides exportés dans le ruissellement sous forme dissoute et particulaire. Bien que leur présence occasionne une augmentation des masses exportées dans le drainage, elles sont capables de diminuer les masses totales (ruissellement + drainage) d'herbicides.

De plus, les résultats des analyses statistiques démontrent également un effet important du temps écoulé entre l'application et l'événement pluvial en 2004 tandis que cet effet n'est pas observé en 2005. Les événements de l'année 2005 ayant eu lieu très tardivement après l'application, toutes les concentrations et les masses mesurées sont très faibles. Il semble donc qu'il soit important d'étudier l'efficacité des bandes végétales en regard des conditions climatiques auxquelles elles ont été soumises. Les résultats obtenus n'ont cependant pas permis de mettre en évidence un effet de la présence des arbres sur les masses d'herbicides exportées. Étant donné le jeune âge des peupliers, il serait intéressant de voir l'impact que l'augmentation de leur diamètre et leur développement racinaire pourraient avoir sur les masses d'herbicides exportées.

En ce qui a trait aux mécanismes d'action des bandes végétales, l'infiltration du ruissellement (causée par le ralentissement de la lame d'eau au contact de la bande) est responsable à la fois de la diminution des masses exportées dans le ruissellement et de l'augmentation des masses exportées dans le drainage. Ce ralentissement aurait

également comme conséquence la déposition des particules de sédiments érodées et des herbicides qui leur sont associés. Également, les bandes végétales semblent être un milieu très propice à la dégradation. Ce sont principalement ces mécanismes qui font que les bandes végétales sont des dispositifs efficaces pour réduire les masses d'herbicides exportées vers les cours d'eau.

Il serait intéressant d'étudier l'impact à plus long terme de la croissance des peupliers, de leur développement racinaire et de l'état de maturité du sol du site sur les masses d'herbicides exportées. De plus, l'aspect portant sur le transport en phase particulaire des herbicides, entre autres en ce qui a trait aux masses d'herbicides exportées en fonction de la granulométrie reste à développer.

Cette étude a fournie des informations supplémentaires et inédites quand à la comparaison du rendement atténuateur des dispositifs enherbés et enherbés+arborés en ce qui a trait aux composés herbicides. Ces informations viennent s'ajouter à d'autres qui proviennent de d'autres études portées vers d'autres pratiques agricoles ou environnementales afin de pouvoir mieux gérer de façon plus éclairer le monde agricole actuel.

Un autre aspect de nature plutôt hydrologique (travaux dans le Bras d'Henri) a été ajouté au présent mémoire. Ces travaux permettent de conclure que la dégradation est un processus important dans le bilan de masse de l'herbicide atrazine à l'échelle du bassin versant.

## 9 Liste des références bibliographiques

---

- Abu-Zreig, M., R. P. Kudra, M.N. Lalonde, H.R. Whiteley et N.K. Kaushik. 2004. *Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips*. Hydrological Processes 18 (11) : 2029-2037
- Accinelli, C., G. Dinelli, A. Vicari et P. Catizone. 2001. *Atrazine and metolachlor degradation in subsoils*. Biol. Fertil. Soils 33 : 495-500
- Accinelli, C., A. Vicari, P. Rossi Pisa et P. Catizone. 2002. *Losses of atrazine, metolachlor, prosulfuron and triasulfuron in subsurface drain water. I . Field results*. Agronomie 22 : 399-411
- Adams, C.D. et E.M. Thurman, 1991. *Formation and transport of deethylatrazine in the soil and vadose zone*. Journal of Environmental Quality 20:540-547
- Alexander, M. 1981. *Biodegradation of chemicals of environmental concern*. Science 211 (9) : 132-138
- Angier, J.T., G.W. McCarty, C.P. Price et K. Bialek. 2002. *Influence of a riparian Wetland on nitrate and herbicides exported from an agricultural field*. J. Agric. Food Chem. 50 : 4424-4429
- April, M. H. 1996. *Impact de travaux primaires du sol et du mode de pulvérisation des herbicides sur la persistance de l'atrazine et du métolachlore*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec , INRS-EAU, 135 pages, MD 427
- Arnold, J.G. et N. Fohrer. 2005. *SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling*. Hydrological Processes 19(3): 563-72
- Azevedo, A.S., R.S. Kanwar et L.S. Pereira. 2000. *Atrazine transport in irrigated heavy- and coarse-textured soils, Part I: Fields Studies*. J. Agric. Engng. Res. 76 : 165-174
- Baker, D.B., K.A., K.A. Kruger et J.V. Setzler. 1981. *The concentrations and transport of pesticides in northwestern Ohio rivers-1981*. Report on Contract CACW 49-81-C-0028. Tech. Rep. Ser. 20. Lake Erie Wastewater Management Study. U.S. Army Corps of Engineers, Buffalo, NY
- Baker, J.L. et H.P. Johnson. 1979. *The effect of tillage systems on pesticides in runoff losses of pesticides. A rainfall simulation study*. Transactions ASAE 21 : 886-892
- Baker, J.L. et J.M. Laflen. 1979. *Runoff losses of surface applied herbicides as affected by wheel tracks and incorporation*. Journal of Environmental Quality 8(4) : 602-607
- Baker, J.L., J.M. Laflen et R.O. Hartwig. 1982. *Effects of corn residue and herbicide placement on herbicides runoff losses*. Transactions of ASAE 25:340-343

- Baker, J.L., S.K. Mickelson, J.L. Hatfield, R.S. Fawcett, D.W. Hoffman, T.G. Franti, C.J. Peter et D.P. Tierney. 1995. *Reducing herbicide runoff : role of best management practices*. Brighton Crop Prot. Conf.-Weeds 479-487
- Battaglin, W.A. et L.E. Hay. 1996. *Effects of sampling strategies on estimates of annual mean herbicide concentrations in midwestern rivers*. Environmental Science and Technology 30(3) : 889-896
- Becker, R.L., D. Herzfeld, K.R. Ostlie et E.J. Stamm-Katovich. 1989. *Pesticide-Surface runoff, leaching and exposure concerns*; Minnesota Extension Service AG-BU-3911
- Belt, G.H., J. O'Laughlin et T.Merril. 1992. *Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality: Analysis of scientific literature*. Université d'Idaho. Idaho Forest Wildlife and Range Experiment Station
- Benoit, P., E. Barriuso, P. Vidon et B. Réal. 1999. *Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strips*. Journal of Environmental Quality 28: 1-9
- BPR inc, 2005. *Suivi 2003 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec*. Rapport final présenté au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), à l'Union des producteurs agricoles (UPA) et à Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Québec, 7 février 2005.
- Calvet, R., M. Tercé et J.C. Arvieu. 1980. *Adsorption des pesticides par les sols et leur constituants. III. Caractéristiques générales de l'adsorption des pesticides*. Ann. Agron. 31 : 239-257
- Carabias-Martinez, R., E. Rodriguez-Gonzalo, M.E. Fernandez-Laespada, L. Calvo-Seronero et F.J. Sanchez-Sam Roman. 2003. *Evolution over time of the agricultural pollution of waters in a area of Zamora (Spain)*. Water Research 37 : 928-938
- CCME. 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada et annexes 1989 à 1996*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.
- CCMRE (Conseil Canadien des Ressources de l'Environnement. 1989. *Annexe V. – Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Mise à jour (septembre 1989)*. Dans : *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil c
- Centre de Conservation des Sols et de l'Eau de l'Est du Canada (CCSE). *Les bandes riveraines et la qualité de l'eau : Une revue de littérature*. CCSE-Université de Moncton.[En ligne] [www.ccse\\_swcc.nb.ca/publications3index\\_F.htm](http://www.ccse_swcc.nb.ca/publications3index_F.htm) . Page consultée le 4 janvier 2006
- Cerejeira, M.J., P. Viana, S. Batista, T. Pereira, E. Silva, M.J. Valério, A. Silva, M. Ferreira et A.M. Silva-Fernandes. 2003. *Pesticides in Portugueses surface and groundwater*. Water Res. 37 : 1055-1063
- Clark, G.M., et D.A. Goolsby. 2000. *Occurrence and load of selected herbicides and metabolites in the lower Mississipi river*. The Science of the Total Environment 248 : 101-113.

- Clay, D.V. et K.G. Stott. 1973. *The persistence and penetration of large doses of simazine in uncropped soil*. Weed Res. 13 : 42-50
- Code de gestion des pesticides, Document c.P9.3,r.0.01, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Ressource [En ligne], <http://publicationsduquebec.gouv.qc.ca>, dernière mise à jour le 11 mai 2004
- Cooper, J.R., J.W. Gilliam, R.B. Daniels et W.P. Robarge. 1987. *Riparian areas as filters for agricultural sediment*. Soil Sci. Soc. Am. J. 51 : 416-420
- CORPEN. 1997. *Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. État des connaissances et propositions de mise en oeuvre*, CORPEN, Groupe dispositifs enherbés. 78 p.
- Dabney, S.M., L.D. Meyer, W.C. Harmon, C.V. Alonso et G.R. Foster. 1995. *Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges*, Transactions, American Society of Agricultural Engineers 38 : 1719-1729
- Daniels, R.B. et J.W. Gilliam. 1996. *Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters*. Soil sci. Soc. Am. J. 60 : 246-251
- David, M.B., L.E. Gentry, K.M. Starks et R.A. Cooke. 2003. *Stream transport of herbicides and metabolites in a tile-drained agricultural watershed*. Journal of Environmental Quality 32 : 1790-1801
- Deletic, A., 2000. *Sediment behaviour in overland flow over grassed areas*. Thèse de doctorat. Université de Aberdeen, 175 p.
- Dickey, E.C. et D.H. Vanderholm. 1981. *Vegetative filter treatment of livestock feedlot runoff*. Journal of Environmental Quality 10 : 279-284
- Dillaha, T.A. 1989. *Water quality impacts of vegetative filter strips*. Transactions, American Society of Agricultural Engineers. Paper no.89-2043
- Domagalski, J. 1996. *Pesticides and pesticide degradation products in stormwater runoff: Sacramento river basin, California*. Water Resources Bulletin 32 (5) : 953-963
- Domange, N. 2005. *Étude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin)*, Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg 1, 328 pages
- Dosskey, M.G. 2001. *Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land*. Environmental Management 28(5) : 577-598
- Duchemin, M., R. Madjoub, R. Hogue et C. Côté. 2004. Efficacité des bandes enherbées et arborées à réduire la pollution diffuse provenant de parcelles en culture de maïs-grain fertilisées avec du lisier de porcs. Partie 1 : construction et validation du dispositif expérimental. Rapport final. IRDA, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Fonds FCADR), Conseil canadien du porc : Projet CPC-13A. Fédération de cultures commerciales du Québec. 75p.
- Duchemin, M., R. Majdoub, P. Lafrance, R. Hogue, C. Côté et E. Caron. 2006. *Efficacité des bandes enherbées et arborées à réduire la pollution diffuse provenant de parcelles en*

*culture de maïs-grain fertilisées avec du lisier de porcs*. Partie 3: campagnes de mesures et d'analyses 2004-2005. Rapport final. IRDA mars 2006, Agriculture et Agroalimentaire Canada (Fonds FCADR), Conseil canadien du porc : Projet CPC-13B. Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec. 115 p.

-Elliot, J.A., A.J. Cessna, K.B. Best, W. Nicholaichuck et L.C. Tollefson. 1998. *Leaching and preferential flow of clopyralid under irrigation: Field results and simulation modeling*. Journal of Environmental Quality 27 : 124-131

-Environnement Canada, Centre St-Laurent. *L'atrazine, un herbicide populaire* [En ligne] [http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf044\\_f.html](http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf044_f.html) , page consultée le 17 février 2006

-EXTOXNET. 2006. Extension technology network, Pesticide information profiles, [En ligne] <http://www.extoxnet.orst.edu/pips.metolach.htm>, page consultée le 11 juillet 2006

-Fabis, J., M. Bach et H.-G. Frede. 1993. *Vegetative filter strips in hilly areas in Germany*. Proceedings of ASAE, dec 1993, ASAE publication 13-93

-Flury, M. 1996. *Experimental Evidence of transport of pesticides through fields soils-A review*. Journal of Environmental Quality 25:25-45

-Forster, L.D. et G. Abraham. 1985. *Sediment deposits in drainage ditches : a cropland externality*. Journal of Soil and Water Conservation 40(1) : 141-144

-Fortin, J., E. Gagnon-Bertrand, L. Vézina et M. Rompré. 2002. *Preferential bromide and pesticide movement to tile drains under different cropping practices*. Journal of Environmental Quality 31 (6) : 1940-1952

-Frank, R., H.E. Braun, M.V. Holdrinet, G.J. Sirons et B.D. Ripley. 1982. Agriculture and water quality in the Canadian Great Lakes Basin 5. Pesticides use in eleven agricultural watersheds and presence in Stream water-1975-1977. Journal of Environmental Quality 11 : 497-505

-Funari, E., L. Donati, D. Sandroni et M. Vighi. 1995. *Pesticide levels in groundwater: value and limitations of monitoring*. Dans: *Pesticide risk in groundwater*, Vighi M. Et Funari E. Eds., pp.3-43. Lewis Publishers, FL

-Gagné, P. 1995. *Persistance et migration d'herbicides dans un sol sous culture de maïs : Effets du travail primaire du sol et de la période d'épandage du lisier*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec , INRS-EAU, 205 pages, MD 404

-Gagnon-Bertrand, E. 2001. Influence des pratiques culturales sur le contenu en herbicides de l'eau de drainage. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 96 pages

-Gallichand, J., R. Laroche, Y. Brochu et N. Denis. 1993. *Les orientations en matière d'aménagement hydro-agricole*, Conseil des productions végétales du Québec

-Garmouma, M., M. Blanchard, A. Chesterikoff, P. Ansart et M. Chevreuil. 1997. *Seasonal transport of herbicides (triazines and phenylureas) in a small stream draining an agricultural basin: Mèlarchez (France)*. Water Res. 31 (6) : 1489-1503

- Gaynor, J.D., D.C. MacTavish et W.I. Findlay. 1995. *Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff as affected by cultural practices*. Journal of Environmental Quality 24 : 246-256
- Gaynor, J.D., C.S. Tan, C.F. Drury, T.W. Welacky, H.Y.F. Ng et W.D. Reynolds. 2002. *Runoff and drainage losses of atrazine, metribuzin, and metolachlor in thee water management systems*. Journal of Environmental Quality 31 : 300-308
- Ghadiri, H., C.W. Rose et W.L. Hogarth. 2001. *The influence of grass and porous barrier strips on runoff hydrology and sediment transport*. Transactions, American Society of Agricultural Engineers 44 : 259-268
- Giroux, I. 1998. *Impact de l'utilisation des pesticides sur la qualité de l'eau des bassins versants des rivières Yamaska, L'Assomption, Chaudière et Boyer*. Document rédigé par le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, dans le contexte de Saint-Laurent Vision 2000, 48 pages
- Giroux, I. 2002. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec, Campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no EN/2002/0365, rapport no QE/137, 45 p. + 5 annexes
- Glotfelty, D.E., A.W. Taylor, A.R. Isensee, J.Jersey et S. Gleen. 1984. Atrazine and simazine movement to Wye River estuary. Journal of Environmental Quality 13 : 115-121
- Goolsby, D.A., R.C. Coupe et D.J. Markovichick. 1991. *Distribution of selected herbicides and nitrate in the Mississippi River and its major tributaries, April through June 1991*. USGS OFR 1991, 91-4163
- Gorse, I. 2005. Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2001, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Envirodoq : no ENV/2005/0140, 70 p.
- Goupil, J.-Y. 1995. *Considérations d'ordre environnemental sur la bande riveraine de protection en milieu agricole*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des politiques du secteur municipal, Service de l'aménagement et de la protection des rives et du littoral. [En ligne]www.crela.qc.ca/PDF/ME\_JYG\_RivAgri.PDF, page consultée le 13 mai 2004
- Goupil, J.-Y. 1998. *Protection des rives, du littoral et des plaines inondables : guide des bonnes pratiques / rédaction, Jean-Yves Goupil; réalisé par le Service de l'aménagement et de la protection des rives et du littoral.-Québec :Ministère de l'environnement et de la Faune : distribué par les publications du Québec, 156 pages*
- Gouy, V., J.-C. Dur, R. Calvet, R. Belamie et V. Chaplain. 1999. *Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall*. Pesticide Science 55 : 175-182
- Gratton, L. 1989. *L'utilisation des plantes ligneuses dans la stabilisation des berges en milieu agricole*, Le Ministère , ISBN : 2550201701

- Grenier, M. 2005. Classification de l'occupation du sol du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide de l'image satellitaire Landsat-5 du 2 septembre 2003. Rapport pour le cours Projet dirigé I : Eau 801, sous la supervision de Stéphane Savary et la direction de la Professeure Monique Bernier. Centre Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
- Hayes, J.C., B.J. Barnfield et R.I. Barnhisel. 1984. *Performance of grass filters under laboratory and field conditions*. Transactions, American Society of Agricultural Engineers 27 : 1321-1331
- Helling, C.S. 1971. *Pesticide mobility in soils. II. Applications of soil thin-layer chromatography*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35 : 737-743
- Hornsby, A.G., R.D. Wauchope et A.E. Herner. 1995. *Pesticides properties in the environment*. Springer-Verlag, N.Y. 227 pages
- Hyer, K.E. 2001. *Atrazine transport through an agricultural watershed*. Thèse de Doctorat, Université de Virginie
- Hyer, K.E., G.M. Hornberger et J.S. Herman. 2001. *Processes controlling the episodic streamwater transport of atrazine and other agrichemicals in a agricultural watershed*. Journal of Hydrology 254 : 47-66
- Hyzak, D.L. et R.L. Zimdahl. 1974. *Rate of degradation of metribuzin and two analogs in soil*. Weed Science 22 : 75-79
- Ifremer, glossaire , Environnement littoral, page consultée le 27 mars 2006, [En ligne], <http://www.ifremer.fr/envlit/glossaire/index.php?p=definition&num=658>
- Jebellie, S.J., S.O. Prasher et R.S. Clemente. 1996. *Role of soil moisture content in reducing environmental pollution from pesticides*. Canadian Water Resources Journal 21(4) : 393-402
- Kaufman, D.D. et P.C. Kearney. 1970. *Microbial degradation of s-triazine herbicides*. Residue Rev. 32 : 235-265
- Kolpin, D.W., E.M. Thurman et D.A. Goolsby. 1996. *Occurrence of selected pesticides and their metabolites in near-surface aquifers of the Midwestern United States*. Environmental Science and Technology. 30 (1) 335 : 339
- Kruger, E.L., L. Somasundaram, R.S. Kanwar et J.R. Coats. 1993. *Persistence of degradation of 14C-atrazine and 14C-deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions*. Environmental Toxicology and Chemistry 12 : 1959-167
- Krutz, J.L., S.A. Senseman, M.C. Dozier, D.W. Hoffman et D.P. Tierney. 2002. *Effectiveness of buffalograss (Buchloe dactyloides Nutt. Engelm) filter strips in removing dissolved meolachlor and metolachlor metabolites from surface runoff*. Proc. South. Weed Sci. Soc. 55 : 153
- Krutz, J.L., S.A. Senseman, M.C. Dozier, D.W. Hoffman et D.P. Tierney. 2003. *Infiltration and adsorption of dissolved triazine and atrazine metabolites in Buffalograss filter strips*. Journal of Environmental Quality 32 : 2319-2324

- Lacas, J.-G., M. Voltz, V. Gouy, N. Carluer et J.-J. Gril. 2005. *Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water : a review*. Agron. Sustain. Dev. 25 : 253-266
- Lafrance, P., O. Banton et F. Bernard inc. 1993-1996. *Évaluation environnementale des pratiques culturales sur maïs pour la réduction des pertes d'herbicides*. Six rapports d'étape INRS-EAU, no 390. Rapport final en cinq volumes (919 pages)
- Lafrance, P., G. Guibaud et C. Bernard. 2001. *Rendement de zones tampon herbacées pour limiter les pertes d'herbicides en phase dissoute par ruissellement de surface*, Actes du 30<sup>ième</sup> Congrès du Groupe Français des Pesticides, Reims 29-31 mai 2000, Presses Universitaire de Reims, pages 408-417
- Laroche R., S. Barrington et C. Madramootoo. 1993. *Site de démonstration pour évaluer l'impact d'une bande riveraine en milieu agricole*. MAPAQ.
- Lecomte, V. 1999. *Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant*. Thèse de doctorat. Paris, France, 210 p.
- Lee, K.-H., T.M. Isenhardt, R.C. Schultz et S.K. Mickelson. 2000. *Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations*. Journal of Environmental Quality 29 : 1200-1205
- Leonard, R.A., G.W. Langdale et W.G. Fleming. 1979. *Herbicide runoff from upland piedmont watersheds-data and implications for modeling pesticide transport*. Journal of Environmental Quality 8 : 223-229
- Leonard. R.A. 1990. Chapitre 9: *Movement of pesticides into surface waters*, pp 303-349 Dans *Pesticides in the soil environment: Processes, Impacts, and Modeling*, H.H. Cheng Editeur, Soil Science Society of America, 530 pages
- Leu, C., H. Singer, C. Stamm, S.R. Muller et R.P. Schwarzenbach. 2004. *Simultaneous assessment of sources, processes and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment*. Environmental Science and Technology 38 (4) 3827-3834
- Lowrance, R., R. Leonard et J. Sheridan. 1985. *Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution*. Journal of Soil and Water Conservation. January-February. P 87-91
- Madrigal, I., P. Benoit, E. Barriuso, V. Étiviant, C. Souiller, B. Réal et A. Dutertre. 2002. *Capacité de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires*, Étude Gestion des sols 9, 287-302
- McConnell, L.L., J.A. Harman-Fetcho et J.D. III Hagy. 2004. *Measured concentrations of herbicides and model predictions of atrazine fate in the Patuxent river estuary*. Journal of Environmental Quality 33 : 594-604
- Mersie, W., C. Seybold et T. Tsegaye. 1999. *Movement, adsorption and mineralisation of atrazine in two soils with and without switchgrass (Panicum virginatum) roots*. European Journal of Soil Science 50 : 343-349
- Meyer, L.D., S.M. Dabney et W.C. Harmon. 1995. *Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges*. Transactions American Society of Agricultural Engineers 38 : 809-815

- Mickelson, S.K. et J.L. Baker. 1993. *Buffer strips for controlling herbicide runoff losses*. Transactions, American Society of Agricultural Engineers, Paper no.932084
- Ministère de l'Environnement. 1990. révisé en 1992. *Méthodologie du calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*, Direction de l'expertise scientifique, Service d'évaluation des rejets toxiques, Québec, 147 pages
- Gouvernement du Québec. 2001. Règlement sur la qualité de l'eau potable, 29 mai 2001, 18 pages et 2 annexes
- Ministère de l'Environnement. 2002. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, site Internet : [http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.htm](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm)
- Misra, A.K., J.L. Baker, S.K. Mickelson et H. Shang. 1994. *Effectiveness of vegetative buffer strips in reducing herbicide transport with surface runoff under simulated rainfall*, Mid-central meeting of the ASAE
- Muscutt, A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey et B.D. Davies. 1993. *Buffer zones to improve water quality : a review to their potential use in UK agriculture*. Agr. Ecosys. Environ. 45 : 59-77
- Navarro, S., N. Vela, M.J. Giménez et G. Navarro. 2004. Persistence of four s-triazine herbicides in river, sea and groundwater samples exposed to sunlight and darkness under laboratory conditions. *Science of the Total Environment* 329 : 87-97
- Neumann, M., R. Schultz, K. Schäfer, W. Müller, W. Mannheller et M. Liess. 2002. *The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams*. *Water Research* 36 : 835-842
- Obien, S.R. et R.E. Green. 1969. *Degradation of atrazine in four Hawaiian soils*. *Weed Science* 17 : 509-514
- Osborne, L.L. et Kovacic. 1993. *Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management*. *Freshwater biology* 29 : 243-258
- Patty, L., J.J. Grill, B. Réal, et C. Guyot. 1995. *Grassed buffer strips to reduce herbicide concentration in runoff – Preliminary study in western France*. Symposium at the University Warwick, Coventry, UK, 3-5 avril 1995, BCPC Monograph No. 62: Pesticide movement to water, 397-406
- Patty, L. 1997. *Limitation du transfert par ruissellement vers les eaux superficielles de deux herbicides (isoproturon et diflufenicanil)*. *Méthodologie analytique et étude de l'efficacité de bandes enherbées*, Thèse de Doctorat, Grenoble I, 217 p.
- Patty, L., B. Réal et J.J. Grill. 1997. *The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from water*. *Pesticide Science* 49 : 243-251
- Pearce, R.A., M.J. Trlica, W.C. Leininger, J.L. Smith et G.W. Frasier. 1997. *Efficiency of grass buffer strips and vegetation height on sediment filtration in laboratory rainfall simulations*. *Journal of Environmental Quality* 26 : 139-144

- Pereira, W.E. et F.D. Hostettler. 1993. Nonpoint source contamination of the Mississippi river and its tributaries by herbicides. *Environmental Science and Technology* 27 (8) : 1542-1552
- Peter, C.J. et J.B. Weber. 1985. *Adsorption, mobility, and efficacy of alachlor and metolachlor as influenced by soil properties*. *Weed Science* 33 : 874-881
- Phillips. J.D. 1989. *An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones*. *Journal of Hydrology* 107:133-145.
- Phillips, P.J., G.R. Wall, E.M. Thurman, D.A. Eckhardt et J. Vanhoesen. 1999. *Metolachlor and its metabolites in tile drain and stream runoff in the Canajoharie Creek watershed*. *Environmental Science and Technology* 33 : 3531-3537
- Pignatello, J.J. et L.Q. Huang. 1991. *Sorptive reversability of atrazine and metolachlor residues in field soil samples*. *Journal of Environmental Quality* 20 : 222-228
- Quilbé, R. A.N. Rousseau, M. Duchemin, A. Poulin, G. Gangbazo et J.-P. Villeneuve. 2006. *Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams. Application to the Beaurivage River (Québec, Canada)*. *Journal of Hydrology*, Sous presse.
- Rao, P.S.C., R.E. Green, V. Balasubramanian et Y. Kenehiro. 1974. *Field study of solute movement in a highly aggregated Oxisol with intermitent flooding : II. Picloram*. *Journal of Environmental Quality* 3 : 197-202
- Reungsang, A., T.B. Moorman et R.S. Kanwar. 2001. *Transport and fate of atrazine in midwestern riparian buffer strips*. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 37 : 1681-1692
- Rice, P.J., T.A. Anderson et J.R. Coats. 2002. *Degradation and persistence of metolachlor in soil : effects of concentration, soil moisture, soil depth and sterilization*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 (12) : 2640-2648
- Rice, P.J., T.A. Anderson et J.R. Coats. 2004. *Effect of sediment on the fate of metolachlor and atrazine in surface water*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (5) : 1145-1155
- Robertson, D.M. 2003. *Influence of different temporal sampling strategies on estimating total phosphorus and suspended sediment concentration and transport in small streams*. *Journal of the American Water Resources Association*, octobre 2003, pages 1281-1307
- Rousseau, A.N., Mailhot, A., Quilbe, R. et Villeneuve, J.P. 2005. *Information technologies in a wider perspective : integrating management functions across the urban-rural interface*. *Environ. Model. Soft.* 20(4): 443-455
- Rousseau, A.N., P. Lafrance, R. Quilbé, S. Savary, M. Sulis et E. Caron. 2006. *Évaluation de modèles de transport des pesticides pour le développement de normes de performance agro-environnementale atteignables (NPA) à l'échelle des bassins versants*. Rapport no. R-7786-e1
- Russell, J.D., M. Cruz et J.L. White. 1968. *Mode of chemical degradation of s-triazines by montmorillonite*. *Science* 160 : 1340-1342

- Sadeghi, A.M., A.R. Isensee et A. Shirmohammadi. 2000. *Influence of soil texture and tillage on herbicide transport*. Chemosphere 41 : 1327-1332
- Saint-Laurent Vision 2000. Suivi de l'état du St-Laurent, *La qualité de l'eau du secteur fluvial : la contamination par les toxiques*, [En ligne] [http://www.slv2000.qc.ca/plan\\_action/phase3/biodiversite/suivi\\_ecosysteme/fiches/Qualite\\_eau\\_contam\\_tox\\_f.pdf](http://www.slv2000.qc.ca/plan_action/phase3/biodiversite/suivi_ecosysteme/fiches/Qualite_eau_contam_tox_f.pdf), page consultée le 17 février 2006
- Savage, K.E. 1977. *Metribuzin persistence in soil*. Weed Science 25 : 55-59
- Schmitt, T.J., M.G. Dosskey et K.D. Hoagland. 1999. *Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants*. Journal of Environmental quality 28 : 1479-1489.
- Sharitz, R.R., L.R. Boring, D.H. Van Lear et J.E. Pinder. 1992. *Integrating ecological concepts with natural resource management of southern forests*. Ecological Applications 2 : 226-237
- Sims, G.K. et A.M. Cupples. 1999. *Factors controlling degradation of pesticides in soil*. Pest. Science 55 : 598-601
- Skipper, H.D., C.M. Gilmour et W.T. Furtick. 1967. *Microbial versus chemical degradation of atrazine in soils*. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31:653-656
- Smalling, K.L. et C.M. Aelion. 2004. *Distribution of atrazine into three chemical fractions: Impact of sediment depth and organic carbon content*. Environmental Toxicology and Chemistry 23 (5) : 1164-1171
- Southwick, L.M., G.H. Willis, R.L. Bengtson et T.J. Lormand. 1990. *Effect of subsurface drainage on runoff losses of atrazine and metolachlor in southern Louisiana*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 45 : 113-119
- Southwick, L.M., G.H. Willis et H.M. Selim. 1992. *Leaching of atrazine from sugarcane in southern Louisiana*. J. Agric. Food Chem. 40 : 1264-1268
- Sparks, D.L. 1995. *Environmental soil chemistry*. Academic Press, Toronto
- Squillace, P.J. et E.M. Thurman. 1992. *Herbicide transport in rivers: Importance of hydrology and geochemistry in nonpoint source contamination*. Environmental Science and Technology 26 : 538-545
- Squillace, P.J., E.M. Thurman et E.T. Furlong. 1993. *Groundwater as nonpoint source of atrazine and deethylatrazine in a river during base flow conditions*. Water Resources Research 29 (6) : 1719-1729
- Staddon, W.J., M.A. Locke et R.M. Zablotowicz. 2001. *Microbiological characteristics of a vegetative bufferstrip soil and degradation and sorption of metolachlor*. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 1136-1142
- Stamer, J.K., R.B. Swanson et P.R. Jordan. 1994. *Atrazine in spring runoff as related to environmental setting in Nebraska*. Water Ressource Bulletin 30 : 823-831

- Stoeckel, D.M., E.C.Mudd et J.A. Entry. 1997. *Degradation of persistent herbicides in riparian wetlands*, Dans *Phytoremediation of soil and water contaminants*, A.C. Society (Eds.), pp.114-132
- Syersen, N. 1992. Vegetasjonssoners effekt på avrenning fra jordbruksarealer-årsrapport 1992 .Jordforsk, As, Norway, 12pp
- Topp, E. et W. Smith. 1992. *Sorption of the herbicides atrazine and metolachlor to selected plastics and silicone rubber*. Journal of Environmental Quality 21 : 316-317
- Triplett, G.B., Jr., B.J. Conner et W.M. Edwards. 1978. *Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn*. Journal of Environmental Quality 7 : 77-84
- USDA-NCRS. 2000. *Conservation buffers to reduce pesticides losses*, USEPA, Washington, 21 pages
- U.S. Environmental Protection Agency. 1987. Pesticide Fact Sheet Number 106: Metolachlor. Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington DC
- U.S. Environmental Protection Agency. 1990. *National survey of pesticides in drinking water wells, Phase I Report*; Washington D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1991. *The Phase II Rule*; U.S. Environmental Protection Agency Fact Sheet EPA-570/9-76-003. U.S.E.P.A.: Washington D.C.
- Uusi-Kämpä, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen et R. Uusilato. 2000. *Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus*. Journal of Environmental Quality 29 : 151-158
- Vallières, D., M.R. Laverdière et M. Duchemin. 2005. Bande enherbée étroite et travail réduit de sol pour contrôler la pollution diffuse en milieu agricole. P. 157-165, dans : Colloque en agroenvironnement (CRAAQ) : Des outils d'intervention à notre échelle tenu les 23 et 24 février 2005, Hôtel Universel Best Western, Drummondville, Québec
- Vought, L.B.-M., G. Pinay, A. Fuglsang et C. Ruffinoni. 1995. *Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscape*. Landscape and urban planning 31 : 323-331
- Walker, A. et D.V. Crawford. 1968. *The role of organic matter in the adsorption of the triazines herbicides by soil*. Isotop. Radiat. Soil Org.-Matter Stud., Proc. Symp., 2 nd p. 91-105
- Warwick, J. Et A.R. Hill. 1988. *Nitrate depletion in the riparian zone of a small woodland stream*. Hydrobiologia 157 : 231-240
- Wauchope, R.D. 1978. *The pesticide content of surface water draining from agricultural fields. A review*. Journal of Environmental Quality 7 : 459-472
- Wehtje, G.R., R.F. Spalding, O.C. Burnside, S.R. Lowry et J.R.C. Leavitt. 1983. *Biological significance and fate of atrazine under aquifer conditions*. Weed Science 31: 610-618

- Wesche, T.A., C.M. Goertler et C.B. Frye. 1985. Importance and evaluation of instream and riparian cover in smaller trout streams, pages 325-328 Dans *Riparian Ecosystems and Their Management – Reconciling Conflicting Uses*. First North American Riparian Conference, 16-18 avril 1985, Tucson, Arizona, USDA Forest Service General Technical Report RM-120, USDA Forest Service Ft. Collins, Co.
- Wilkison, D.H. et R.D. Maley. 1996. *Occurrence and distribution of nitrate and selected herbicides in ground water in Missouri, 1986-94*. Water-Resources Investigation Report 96-413; U.S. Geological Survey; U.S. GPO Washington, DC
- Williams, P.A. 1993. *The role of agroforestry in the stewardship of land and water*. Dans Weeb, K.T.(ed.) *Proceedings of the Agroforestry Workshop*, Truro, Nouvelle-Écosse. Nova-Scotia Soil Institute. p.80-88
- Wilson, L.G. 1967. *Sediment removal from flood water by grass filtration*. Transactions, American Society of Agricultural Engineers 10 : 35-37
- Wu, T.L. 1980. Dissipation of the herbicides atrazine and alachlor in Maryland USA corn (*Zea mays*) field. *Journal of Environmental Quality* 12 : 330-336
- Zhang, X.C., L.D. Norton et M. Hickman. 1997. *Rain pattern and soil moisture content effects on atrazine and metolachlor losses in runoff*. *Journal of Environmental Quality* 26 : 1539-1547
- Zimdahl, R.L. et S.K. Clark. 1982. *Degradation of three acetanilide herbicides in soils*. *Weed Science* 30 : 545-548

# **ANNEXES**



# Annexe A

## Méthodologie

Les numéros utilisés pour l'identification des sections de cette annexe font références aux sections du texte principal.

### A.5.1.1 Produits utilisés

Amétryne : LOT LB11466 de chez Supelco, pure à 99,9 %

Terbutryne : LOT 190-82A de chez ChemService, pure à 99 %

Atrazine : LOT LB09422 de chez Supelco, pure à 99,9%

Métolachlore : LOT 2290X de chez Sigma-Aldrich, pur à 98,4%

DEA : LOT 2231X de chez Sigma-Aldrich, pure à 99,9%

Acétate d'éthyle : « qualité pesticides » de chez Fisher Chemicals

Méthanol : « qualité pesticides » de chez Omnisol (2004) et Fisher Chemicals (2005)

Solutions certifiées :

-Atrazine (100 µg/mL de méthanol) :

En 2004 : LOT A9060210-4D de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 100,0 µg/mL

En 2005 : LOT B4120266 de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 100,4 µg/mL

-Métolachlore (100 µg/mL de méthanol) :

En 2004 : LOT B2010179-1A de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 100,2 µg/mL

En 2005 : LOT B3080202-1A de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 100,2 µg/mL

-DEA (100 µg/mL de méthanol) :

En 2004 : LOT B4060261 de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 99,3 µg/mL

En 2005 : LOT B4060261 de chez Chromatographic Specialties Inc.

Concentration analyte : 99,3 µg/mL

#### A.5.1.2 Concentrations à obtenir pour les solutions du GC (en µg/mL)

Niveau	Métolachlore	Atrazine	DEA	Terbutryne	Amétryne
1	0,12	0,025	0,026	0,4	2
2	0,25	0,05	0,051	0,8	2
3	0,5	0,075	0,08	1,2	2
4	1	0,5	0,16	1,6	2
5	2	1	0,32	2,0	2
6	4	2	0,8	2,8	2
7	8	4	0,96	-	2
8	12	6	1,44	-	2

#### A.5.2.1 Première filtration

Si la filtration ne peut être effectuée immédiatement après l'échantillonnage et que l'échantillon a été congelé, il est sorti du congélateur la veille et laissé à reposer jusqu'à ce qu'il soit entièrement décongelé (environ 12 heures). Cela facilite également la sédimentation des particules. Cette étape n'a pas été effectuée dans le cas des échantillons du ruisseau du Bras d'Henri, car ils ne contenaient pas une quantité importante de sédiments. À la fin de la filtration, l'échantillon est remplacé au congélateur (-20°C) avec une nouvelle feuille de papier aluminium entre le bouchon (PP) et la bouteille (HDPE).

Conditionnement du filtre :

Le conditionnement du filtre s'effectue de la manière suivante :

Le Buchner et le filtre sont placés sur la fiole à filtration et le vide est fait. On verse environ 10 mL d'eau déminéralisée sur le filtre. Une fois que tout le liquide s'est écoulé, le vide est enlevé. Délicatement, le filtre est retiré. Le filtre est placé sur un récipient

allant à l'étuve. Le filtre est mis 24 heures à l'étuve à 65°C. Une fois les filtres retirés, ils sont placés au dessiccateur.

#### **A.5.2.2 Extraction**

Entre chaque échantillon, le cylindre gradué est rincé trois fois à l'acétate d'éthyle. Le volume à extraire est versé dans un bécher « qualité pesticide » et couvert avec un papier d'aluminium. Une fois tous les échantillons prêts, 100 µL de la solution de terbutryne est ajouté dans chacun des échantillons. La seringue utilisée est rincée trois fois dans l'acétate d'éthyle entre chacun des échantillons. Elle est dédiée uniquement à ce transfert. Les cartouches et les réservoirs sont installés sur le montage à vide Supelco. Le vide est ajusté à 15 mm Hg sur la pompe à vide et à 12 sur le cadran du Supelco. Pour conditionner la cartouche de C-18, on fait passer 15 mL de méthanol à environ 5 mL/min. dans la cartouche. Une fois que tout le méthanol est dans la cartouche, on fait passer 15 mL d'eau Milli-Q à environ 5 mL/min. Cette étape sert à éliminer les composés polaires. L'échantillon est passé au même débit (5 mL/min.). Une fois l'échantillon passé au complet, on laisse sécher 20 minutes sur le Supelco ouvert au maximum. Par la suite, on transfère les cartouches pour un séchage de 40 minutes sous jet d'azote.

#### **A.5.2.3 Éluion**

Préparation de l'acétate d'éthyle saturé en eau : On verse de l'eau Milli-Q dans de l'acétate d'éthyle jusqu'à ce qu'il y ait formation de deux phases distinctes. L'acétate d'éthyle saturé est celle du haut. L'acétate d'éthyle saturé en eau est toujours préparé à la dernière minute avant son utilisation, car sinon il peut devenir de l'acide acétique.

Une fiole conique de 5 mL est calibrée à 1 mL. Dans une seringue de 5 mL, on prend 5 mL d'acétate d'éthyle saturé en eau. Une légère pression est exercée afin de voir une goutte d'acétate d'éthyle se former. On continue ainsi à un débit d'environ 2-5 mL par min. Le débit ne doit pas dépasser 5 mL/min. sinon les composés n'ont pas le temps d'être retenus à l'intérieur de la cartouche. Par la suite, il faut retirer la seringue, pomper,

réinstaller la seringue sur la cartouche et presser rapidement afin de s'assurer que tout l'acétate d'éthyle de la cartouche se retrouve dans la fiole.

#### **A.5.2.4 Concentration de l'extrait**

Les fioles sont placées dans un bloc chauffant sur une plaque chauffante. La plaque chauffante est à son réglage le plus faible afin de garder le solvant à la température de la pièce lors de son évaporation. Le solvant ne doit jamais bouillonner. On installe la rampe à évaporation sous jet d'azote sur le montage. Les embouts sont rincés à l'acétate d'éthyle. Cette étape doit être répétée si on change de combinaison embout-échantillon. L'extrait est évaporé jusqu'à environ 1 mL. On ajoute deux fois 500 µL de la solution-étalon d'injection. Cette seringue est dédiée uniquement à cet effet et est rincée trois fois à l'acétate d'éthyle entre chaque échantillon. On remet à évaporer jusqu'à environ 1 mL. On complète le volume jusqu'à la marque de 1 mL avec de l'acétate d'éthyle pure. L'extrait est passé sur vortex. Avec une pipette Pasteur, on transfère le plus possible de l'échantillon dans un vial en borosilicate (s'il reste de l'eau au fond de l'échantillon, celle-ci ne doit pas être transférée). Le vial est encapsulé avec un bouchon à face interne en téflon et placé au congélateur jusqu'au dosage.

Vial : VWR, 2 mL, transparent, « crimp-top ».

Bouchons : VWR, en aluminium, septum à face interne en téflon.

Azote : grade 0.

#### **A.5.2.5 Extraction des herbicides sur les sédiments**

1) On met le filtre (ou la masse connue de sédiments grattés à partir du filtre) dans une fiole à extraction en verre de 50 mL avec couvercle vissant à face interne en téflon.

2) On met 100 µL de la solution-étalon d'extraction dans la fiole. Il faut par la suite rincer trois fois la seringue dans l'acétate d'éthyle entre chaque échantillon. Idéalement, on dédie une seringue uniquement à ce but.

3) On ajoute 30 mL d'acétate d'éthyle à l'aide d'un cylindre gradué.

- 4) On agite pendant une heure sur un agitateur (type Eberbach). L'agitation est réglée pour correspondre à une agitation manuelle afin d'assurer un bon contact entre le sédiment et le solvant.
- 5) Il faut transférer dans un tube à centrifuger le plus de liquide possible.
- 6) Les tubes sont équilibrés.
- 7) Il y a centrifugation 15 minutes à 2400 RPM en refroidissant le solvant à environ 15 °C
- 8) Sans défaire le culot, il faut transférer le maximum de solvant dans un ballon en verre de 125 mL à col 24/40. Si nécessaire, le transfert est terminé à la pipette Pasteur.
- 9) Les étapes 3 à 8 sont répétées.

#### **A.5.2.6 Concentration de l'extrait pour les sédiments**

- 1) L'extrait est évaporé jusqu'à environ 5 mL. Il ne doit pas être amené à sec. Il en est de même avec tous les échantillons.
- 2) Une fiole jaugée de 15 mL est calibrée à 1 mL.
- 3) Avec une pipette Pasteur, l'extrait est transféré dans la fiole jaugée.
- 4) Le ballon est rincé deux fois avec environ 3 mL d'acétate d'éthyle.
- 5) Le solvant de rinçage est transvasé dans la fiole jaugée après chaque rinçage.
- 6) Les fioles sont placées dans un bloc chauffant sur une plaque chauffante.
- 7) La plaque chauffante est mise à son réglage le plus faible afin de garder le solvant à température-pièce lors de son évaporation. Le solvant ne doit jamais bouillonner.
- 8) La rampe à évaporation est installée sous jet d'azote sur le montage.
- 9) Les embouts sont rincés à l'acétate d'éthyle. Cette étape doit être répétée si on change de combinaison embout-échantillon.
- 10) Les embouts sont installés sur le montage et branchés sur la bonbonne d'azote.
- 11) La bonbonne est ouverte avec précaution, car la pression que peut accepter la rampe à évaporation est limitée et sinon elle décolle. La pression est bonne lorsqu'un petit vortex se crée à la surface de l'échantillon.
- 12) L'extrait est évaporé jusqu'à environ 1 mL.
- 13) Un ml (deux fois 500 µL) de la solution-étalon d'injection est ajouté. Idéalement, on dédie une seringue uniquement dans ce but.

- 14) L'extrait est remis à évaporer jusqu'à environ 1 mL.
- 15) Le volume est complété jusqu'à la marque de 1 mL à l'aide d'une pipette Pasteur.  
Jeter la pipette dans un endroit prévu à cet effet.
- 16) L'extrait est passé au vortex.
- 17) Avec une pipette Pasteur, il faut transférer le plus possible de l'échantillon dans un vial. Jeter la pipette dans un endroit prévu à cet effet.
- 18) Le vial est encapsulé.
- 19) Il faut s'assurer de la concordance entre l'échantillon et l'identification du vial.
- 20) L'extrait est mis au congélateur (-20 °C) jusqu'au dosage.

#### **A.5.2.7 Séquence du chromatographe en phase gazeuse**

Température initiale = 60°C pour 2 minutes

Phase 1 : 16,0 deg/min jusqu'à 180 °C.

Phase 2 : 5,0 deg/min jusqu'à 240 °C.

Phase 3 : 15 deg/min jusqu'à 300 °C, 300 °C durant 5 minutes.

# Annexe B

## Contrôle de qualité

Les abréviations suivantes ont été utilisées dans les tableaux qui suivent :

ATR : atrazine

MET : métolachlore

DEA : dééthylatrazine

TER : terbutryne

AMY : amétryne

Enh : bande enherbée

Enh-arb : bande enherbée+arborée

R : ruissellement

D : drainage

Vérif. : échantillon de vérification

fortif : fortifié

N : non acceptable

a : acceptable

LID : concentration inférieure à la limite instrumentale de détection

ace : blanc chromatographique

**Lorsqu'une parcelle est manquante, c'est qu'aucun échantillon n'a été récolté.**

Les normes d'acceptabilité sont :

Pour les blancs de méthode : 0,05 ppb

Pour les échantillons contrôle : concentration attendue  $\pm 20\%$

Pour les duplicats :  $\pm 20\%$  de différence

Pour les échantillons fortifiés : concentration confirmée dans l'extrait + récupération entre 90 % et 110 % de l'ajout

Pour les échantillons de vérification : concentration attendue  $\pm 10\%$

Pour les blancs chromatographiques : moins de 1 ppb

### Année 2004

#### **Pluie 1**

#### Résultats des blancs de méthode

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
Blanc 1-1	0,150	N	38,304	N	7,802	a	77,258	N
Blanc 1-2	0,099	N	0,220	N	7,362	a	0,268	N

### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>9,926</b>	<b>10,00</b>	<b>8,06</b>	<b>10,02</b>
Contrôle 1-1	5,94 N	11,47 a	6,66 a	12,23 N
Contrôle 1-2	10,33 a	20,33 N	6,18 N	22,10 N

Le contrôle 1-2 semble avoir été mis en double

### Résultats des duplicats

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
1-2D	1,20	74,52	6,49	235,14
1-2D réplicat	1,57	140,96	6,34	487,64
<i>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</i>	30% N	89% N	3% a	107% N

Le réplicat a été dilué 50 x et l'échantillon 50x

1-5D	1,90	181,21	6,36	769,12
1-5D réplicat	1,91	189,45	6,57	812,28
<i>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</i>	1% a	5% a	3% a	6% a

### Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>	<b>5,72</b>	<b>8,06</b>	<b>4,95</b>
Blanc 1-1	0,15	38,30	7,80	77,26
Blanc 1-1 fortif	1,16	32,37	7,36	77,10
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	65% N	-104% N		-3% N

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>	<b>5,72</b>	<b>8,06</b>	<b>4,95</b>
Blanc 1-2	0,10	0,22	6,53	0,27
Blanc 1-2 fortif	1,92	5,82	6,59	5,16
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	117% N	98% a		99% a

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>	<b>5,72</b>	<b>8,06</b>	<b>4,95</b>
1-2R	1,11	285,85	6,30	985,45
1-2R fortif	3,04	294,37	6,23	988,85
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	124% N	149% N		69% N

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>	<b>5,72</b>	<b>8,06</b>	<b>4,95</b>
1-10R	1,64	432,00	6,37	952,91
1-10R fortif	2,25	465,21	6,04	993,10
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	39% N	580% N		812% N

#### Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
	<b>0,159</b>	<b>0,352</b>	<b>1,566</b>	<b>0,400</b>
Vérif 1	0,183 N	0,359 a	1,602 a	0,452 N
Vérif 2	0,191 N	0,327 a	1,342 N	0,302 N
Vérif 3	0,163 a	0,331 a	1,312 N	0,358 N
Vérif 4	0,192 N	0,332 a	1,324 N	0,364 a
Vérif 5	0,174 a	0,331 a	1,324 N	0,339 n
vérif 6	0,162 a	0,332 a	1,512 a	0,388 a
vérif 7	0,167 a	0,353 a	1,597 a	0,450 N
vérif 8	0,169 a	0,330 a	1,343 N	0,324 N
vérif 9	0,155 a	0,330 a	1,305 N	0,349 N

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,013, ATR=0,011, TER=0,126, MET=0,052

#### Résultats des blancs chromatographiques

Échantillon	DEA	ATR	AMY	TER	MET
ace	0,02 a	0,000 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	0,00 a	0,043 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	0,00 a	0,043 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	5,27 N	0,000 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	0,00 a	0,000 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	0,00 a	0,0432 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a
ace	0,00 a	0,043 a	0,00 a	0,00 a	0,00 a

Récupération de la terbutryne : moyen = 81 %, maximum = 97 %, minimum = 72 %, écart-type = 6%

#### Pluie 2

#### Résultats des blancs de méthode

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
Blanc 2-1	0,000 a	0,069 N	8,189 a	0,708 N
Blanc 2-2	0,000 a	0,100 N	7,301 a	0,890 N

### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>9,926</b>		<b>10,00</b>		<b>8,06</b>		<b>10,02</b>	
Contrôle 1	6,97	N	9,860	a	7,401	a	11,993	a
Contrôle 2	7,21	N	9,806	a	7,436	a	11,753	a

### Résultats des duplicats

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
2-5R	1,74		78,33		7,43		268,30	
2-5R réplicat	2,57		108,90		7,68		349,21	
<i>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</i>	48%	N	39%	N	3%	a	30%	N
2-10R	0,53		3,98		7,58		13,35	
2-10R réplicat	0,51		4,97		7,67		16,54	
<i>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</i>	3%	a	25%	N	1%	a	24%	N

### Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
Blanc 2-1	0,00		0,07		8,19		0,71	
Blanc 2-1 fortif	1,85		6,44		7,60		6,52	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	119%	N	111%	N			117%	N

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
Blanc 2-2	0,00		0,10		7,30		0,89	
Blanc 2-2 fortif	2,13		7,06		7,13		7,87	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	137%	N	122%	N			141%	N

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
2-8D	0,75		28,42		7,23		88,83	
2-8D fortif	3,02		45,36		7,31		128,00	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	146%	N	296%	N			791%	N

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
2-11R	2,88		155,31		7,8156		538,96	
2-11R fortif	4,00		101,25		7,342		341,76	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	72%	N	-945%	N			-3982%	N

### Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	Attendue =>	DEA	ATR	TER	MET
		<b>0,159</b>	<b>0,352</b>	<b>1,566</b>	<b>0,400</b>
Vérif		0,165 a	0,324 a	1,596 a	0,389 a
Vérif		0,142 N	0,330 a	1,561 a	0,377 a
Vérif		0,203 N	0,370 a	1,516 a	0,432 a
Vérif		0,158 a	0,320 a	1,540 a	0,389 a
Vérif		0,166 a	0,332 a	1,559 a	0,406 a
Vérif		0,170 a	0,329 a	1,544 a	0,413 a

### Résultats des blancs chromatographiques

Échantillon	DEA	ATR	AMY	TER	MET
ace	0,01 a	0,019 a	0,00 a	0,02 a	0,02 a
ace	0,01 a	0,019 a	0,00 a	0,02 a	0,02 a
ace	0,01 a	0,017 a	0,00 a	0,02 a	0,02 a
ace	0,01 a	0,019 a	0,00 a	0,02 a	0,02 a
ace	0,01 a	0,018 a	0,00 a	0,02 a	0,02 a

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 92 %, maximum = 102 %, minimum = 80 %, écart-type = 4 %

### Pluie 3

#### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>9,926</b>	<b>10,00</b>	<b>8,06</b>	<b>10,02</b>
Contrôle 3-1	13,987 N	7,941 N	<b>6,43</b> N	<b>18,32</b> N
Contrôle 3-2	10,968 a	11,666 a	<b>5,78</b> N	<b>10,10</b> a

#### Résultats des duplicats

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
3-2R	1,19	12,03	6,41	50,92
3-2R réplikat	1,04	10,97	6,49	42,74
<i>Différence en % [(max-min)/min] =&gt;</i>	15% a	10% a	1% a	19% a
3-7R	0,50	8,45	6,50	60,44
3-7R replicat	0,51	11,94	6,61	24,10
<i>Différence en % [(max-min)/min] =&gt;</i>	2% a	41% N	2% a	151% N

### Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon <i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	DEA		ATR		TER		MET	
	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
3-6R	1,38		32,55		6,23		42,67	
3-6R fortif	2,40		30,20		6,15		30,98	
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	65% N		-41% N				-236% N	

Échantillon <i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	DEA		ATR		TER		MET	
	<b>1,56</b>		<b>5,72</b>		<b>8,06</b>		<b>4,95</b>	
3-12D	2,70		34,97		6,37		31,60	
3-12D fortif	4,39		43,45		6,58		35,22	
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	108% a		148% N				73% N	

### Résultats des échantillons de vérification

Échantillon <i>Attendue =&gt;</i>	DEA		ATR		TER		MET	
	<b>0,159</b>		<b>0,352</b>		<b>1,566</b>		<b>0,400</b>	
Vérif1	0,170 a		0,363 a		1,411 a		0,419 a	
Vérif 2	0,174 a		0,367 a		1,283 N		0,320 N	
Vérif 3	0,178 N		0,397 N		1,360 N		0,365 a	
Vérif 4	0,213 N		0,405 N		1,269 N		0,324 N	

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,02, ATR=0,018, TER=0,027, MET=0,02

### Résultats des blancs chromatographiques

Échantillon	DEA		ATR		AMY		TER		MET	
Ace	0,03 a		0,000 a		0,00 a		0,00 a		0,00 a	
Ace	1,7151 N		0,000 a		0,00 a		0,00 a		1,0038 N	
Ace	0,03 a		0,000 a		0,00 a		0,00 a		0,00 a	
Ace	0,03 a		0,000 a		0,00 a		0,00 a		0,00 a	
Ace	0,03 a		0,012 a		0,00 a		0,00 a		0,00 a	

Le deuxième est un faux résultat car le GC/MS a détecté un pic d'amétrine de 9 counts

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 78 %, maximum = 84 %, minimum = 31 %, écart-type = 9 %

## Dans les sédiments

### Résultats pour les échantillons de vérification

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>0,159</b>		<b>0,352</b>		<b>1,566</b>		<b>0,400</b>	
Vérif	0,161	a	0,297	N	1,583	a	0,376	a
Vérif	0,201	N	0,319	a	1,472	a	0,356	N
Vérif	0,240	N	0,328	a	1,416	a	0,364	a

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,042, ATR=0,016, TER=0,085, MET=0,01

### Résultats pour les blancs chromatographiques

Échantillon	DEA		ATR		AMY		TER		MET	
ace	0,37	a	0,177	a	0,00	a	0,82	a	0,14	a
ace	0,28	a	0,291	a	0,00	a	0,71	a	0,35	a
ace	0,39	a	1,067	N	0,00	a	0,51	a	1,95	N

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 53 %, maximum = 141 %, minimum = 6 %, écart-type = 9 %

## Année 2005

### Pluie 1

#### Résultats des blancs de méthode

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
Blanc 1-1	0,040	N	0,200	N	8,040	a	1,360	N
Blanc 1-2	0,040	N	0,200	N	7,680	a	1,240	N

#### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>9,930</b>		<b>10,04</b>		<b>8,40</b>		<b>10,02</b>	
Contrôle 1-1	3,48	N	9,44	a	8,08	a	11,96	a

Résultats des duplicats

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
1-9D	1,40	7,04	7,84	18,92
1-9D réplikat	3,40	7,84	7,40	21,20
<b>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</b>	143% N	11% a	6% a	12% a

Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon <i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	DEA	ATR	TER	MET
<b>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</b>	<b>1,52</b>	<b>5,73</b>	<b>8,40</b>	<b>8,15</b>
Blanc 1-1	0,04	0,20	8,04	1,36
Blanc 1-1 fortif	2,48	7,72	7,32	12,60
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	160% N	131% N		138% N

Échantillon <i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	DEA	ATR	TER	MET
<b>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</b>	<b>1,52</b>	<b>5,73</b>	<b>8,40</b>	<b>8,15</b>
1-11D	1,88	10,88	7,64	29,04
1-11D fortif	5,04	17,76	8,32	41,16
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	208% N	120% N		149% N

Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	DEA	ATR	TER	MET
<b>Attendue =&gt;</b>	<b>0,159</b>	<b>0,364</b>	<b>1,688</b>	<b>1,016</b>
Vérif 1	0,210 N	0,370 a	1,650 a	1,110 a
Vérif 2	0,200 N	0,360 a	1,580 a	1,140 N
Vérif 3	0,300 N	0,420 N	1,610 a	0,530 N

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,055, ATR=0,032, TER=0,035, MET=0,344

Résultats des blancs chromatographiques

Échantillon	DEA	ATR	AMY	TER	MET
ace0	LID a	LID a	LID a	LID a	LID a
ace1	174 counts N	LID a	LID a	LID a	LID a
ace2	LID a	LID a	LID a	LID a	LID a
ace3	LID a	LID a	LID a	LID a	185 counts N
ace4	LID a	LID a	LID a	LID a	124 counts N

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 98 %, maximum = 105 %, minimum = 91 %, écart-type = 4 %

## Pluie 2

### Résultats des blancs de méthode

Échantillon	DEA		ATR		MET		DEA	
Blanc 2-1	0,000		0,240		6,600		1,360	
Blanc 2-2	0,000	a	0,240	N	8,680	a	2,680	N

### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<b>Attendue =&gt;</b>	<b>9,930</b>		<b>10,04</b>		<b>8,40</b>		<b>10,02</b>	
Contrôle 2-1	8,24	a	9,76	a	8,44	a	10,52	a

### Résultats des duplicats

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
2-9D	2,16		4,40		8,60		6,30	
2-9D replicat	1,28		4,00		8,84		6,35	
<b>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</b>	69%	N	10%	a	3%	a	1%	a

### Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<b>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</b>	<b>1,52</b>		<b>5,73</b>		<b>8,40</b>		<b>8,15</b>	
Blanc 2-1	0,00		0,24		8,68		1,36	
Blanc 2-1 fortifié	1,60		5,72		8,24		8,32	
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	105%	a	96%	a			85%	N

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<b>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</b>	<b>1,52</b>		<b>5,73</b>		<b>8,40</b>		<b>8,15</b>	
2-11D	2,08		11,72		8,80		17,21	
2-11D fortifié	1,44		14,00		8,28		16,36	
<b>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</b>	-42%	N	40%	N			-11%	N

### Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<b>Attendue =&gt;</b>	<b>0,159</b>		<b>0,364</b>		<b>1,688</b>		<b>1,016</b>	
Vérif 1	0,180	N	0,330	a	1,590	a	nd	N
Vérif 2	0,160	a	0,320	N	1,650	a	0,997	a
Vérif 3	0,170	a	0,340	a	1,620	a	0,968	a
Vérif 4	0,170	a	0,330	a	1,630	a	0,910	N

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,008, ATR=0,008, TER=0,025, MET=0,044

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 104 %, maximum = 121 %, minimum = 80 %, écart-type = 8 %

### Pluie 3

#### Résultats des blancs de méthode

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
Blanc 3-1	0,000	a	0,012	N	8,880	a	0,640	N
Blanc 3-2	0,000	a	0,024	N	8,560	a	3,200	N

#### Résultats des échantillons contrôle

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>Attendue =&gt;</i>	<b>9,930</b>		<b>10,04</b>		<b>8,40</b>		<b>10,02</b>	
Contrôle 3-1	8,92	a	10,68	a	8,48	a	11,16	a
Contrôle 3-2	8,32	a	9,20	a	8,52	a	9,84	a

#### Résultats des duplicats

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
3-12D	0,56		2,16		7,36		8,80	
3-12D replicat	1,32		2,32		8,40		9,60	
<i>Différence en % ((max-min)/min) =&gt;</i>	136%	N	7%	a	14%	a	9%	a

#### Résultats des échantillons fortifiés

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,52</b>		<b>5,73</b>		<b>8,40</b>		<b>8,15</b>	
Blanc 3-2	0,00		0,24		8,56		3,20	
Blanc 3-2 fortifié	1,44		5,68		8,52		10,92	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	95%	a	95%	a			95%	a

Échantillon	DEA		ATR		TER		MET	
<i>ajout en µg/mL dans l'extrait =&gt;</i>	<b>1,52</b>		<b>5,73</b>		<b>8,40</b>		<b>8,15</b>	
3-3D	3,28		13,40		7,76		23,72	
3-3D fortif	2,44		18,64		7,84		27,32	
<i>Récupération en % ((f-nf)/ajout) =&gt;</i>	-55%	N	91%	a			44%	N

Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	<b>DEA</b>		<b>ATR</b>		<b>TER</b>		<b>MET</b>	
	<b>0,159</b>		<b>0,364</b>		<b>1,688</b>		<b>1,016</b>	
Vérif 5	0,170	a	0,340	a	1,640	a	0,910	N
Vérif 6	0,160	a	0,320	N	1,630	a	0,990	a
Vérif 7	0,170	a	0,340	a	1,670	a	0,950	a
Vérif 8	0,170	a	0,340	a	1,660	a	0,996	a

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,005, ATR=0,01, TER=0,018, MET=0,04

Résultats des blancs chromatographiques

Échantillon	<b>DEA</b>		<b>ATR</b>		<b>AMY</b>		<b>TER</b>		<b>MET</b>	
ace6	LID	a	LID	a	LID	a	LID	a	nd	N
ace7	LID	a	LID	a	LID	a	LID	a	nd	N
ace8	LID	a	LID	a	LID	a	LID	a	nd	N
ace9	LID	a	LID	a	LID	a	LID	a	nd	N
ace10	LID	a	LID	a	LID	a	LID	a	nd	N

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 102 %, maximum = 110 %, minimum = 91 %, écart-typt = 5 %

**Dans les sédiments**

Résultats des échantillons de vérification

Échantillon	<b>DEA</b>		<b>ATR</b>		<b>TER</b>		<b>MET</b>	
	<b>0,159</b>		<b>0,364</b>		<b>1,688</b>		<b>1,016</b>	
Vérif 1	0,170	a	0,330	a	1,520	a	0,900	N
Vérif 2	0,150	a	0,310	N	1,630	a	0,930	a
Vérif 3	0,160	a	0,310	N	1,530	a	0,850	N

Écart-type en µg/mL dans l'extrait : DEA=0,01, ATR=0,012, TER=0,061, MET=0,04

Résultats pour les blancs chromatographiques

Échantillon	<b>DEA</b>		<b>ATR</b>		<b>AMY</b>		<b>TER</b>		<b>MET</b>	
ace1	LID	a								
ace2	LID	a								
ace3	LID	a								
ace4	LID	a								

Pourcentage de récupération de la terbutryne : moyen = 70 %, maximum, 93 %, minimum = 44 %, écart-type = 21 %

Les résultats sont présentés dans l'ordre de leur temps de rétention au GC/MS (plus court au plus long) afin de montrer qu'aucune inversion des temps de rétention n'a été observée.

## Annexe C

# Résultats détaillés des concentrations, des masses d'herbicides, des volumes d'eau et de la pluviométrie quotidienne au site de St-Lambert : 2004

### EAU

#### Pluie 1

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
1-1R	Témoin	260,55	1057,5	0,63	160783,92	652609,7	388,03
1-2R	Enh	285,85	985,6	1,11	80923,80	279015,6	314,69
1-2D	Enh	74,53	235,1	1,20	15316,08	48320,9	246,68
1-3R	Enh-arb	209,19	805,7	1,20	77674,03	299150,0	443,78
1-3D	Enh-arb	419,95	1436,8	1,14	57785,18	197701,0	156,53
1-4R	Témoin	1147,36	1735,5	2,15	586761,75	887514,7	1100,33
1-4D	Témoin	280,10	828,0	1,94	420,16	1242,0	2,92
1-5R	Enh-arb	501,06	1191,4	1,39	106174,61	252452,8	293,78
1-5D	Enh-arb	181,21	769,1	1,90	44395,86	188434,7	464,62
1-6R	Enh	423,04	1244,0	2,10	122894,51	361374,1	609,82
1-6D	Enh	186,18	786,5	1,10	48797,36	206144,0	287,16
1-7R	Enh-arb	724,19	1861,9	1,37	79009,43	203134,3	149,95
1-7D	Enh-arb	99,08	436,7	1,40	21698,61	95639,9	307,56
1-8R	Enh	832,03	2115,4	1,21	159583,97	405735,0	231,85
1-8D	Enh	96,28	389,9	1,21	29846,92	120858,7	374,48
1-9R	Témoin	617,36	2071,4	2,89	234227,75	785872,8	1095,71
1-9D	Témoin	659,12	1687,8	1,67	10018,64	25653,9	25,31
1-10R	Enh	431,99	952,9	1,64	28295,63	62415,8	107,21
1-11R	Témoin	932,21	2037,5	2,29	454733,60	993902,7	1117,06
1-12R	Enh-arb	730,15	1767,0	1,77	66005,63	159736,1	160,33
1-12D	Enh-arb	146,92	563,7	4,60	37670,39	144531,6	1180,67

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
1-1R	Témoin	617,1
1-2R	Enh	283,1
1-2D	Enh	205,5
1-3R	Enh-arb	371,3
1-3D	Enh-arb	137,6
1-4R	Témoin	511,4
1-4D	Témoin	1,5
1-5R	Enh-arb	211,9
1-5D	Enh-arb	245
1-6R	Enh	290,5
1-6D	Enh	262,1
1-7R	Enh-arb	109,1
1-7D	Enh-arb	219
1-8R	Enh	191,8
1-8D	Enh	310
1-9R	Témoin	379,4
1-9D	Témoin	15,2
1-10R	Enh	65,5
1-11R	Témoin	487,8
1-12R	Enh-arb	90,4
1-12D	Enh-arb	256,4

## Pluie 2

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
2-1R	Témoin	106,42	395,4	2,02	74124,59	275396,1	1403,59
2-2R	Enh seul	151,21	506,0	2,42	33281,59	111380,0	533,61
2-2D	Enh seul	61,04	165,3	2,89	22412,86	60707,1	1059,89
2-3R	Enh-arb	117,11	424,8	2,54	25037,09	90827,0	543,57
2-3D	Enh-arb	61,04	165,3	1,99	22412,86	60707,1	480,00
2-4R	Témoin	88,38	333,6	1,79	65874,87	248668,7	1333,97
2-4D	Témoin	113,16	305,6	2,28	169,74	458,5	3,42
2-5R	Enh-arb	78,33	248,3	1,74	2757,31	8740,2	61,11
2-6R	Enh seul	134,16	434,4	3,60	25665,50	83099,3	688,53
2-7R	Enh-arb	268,84	714,5	2,90	2096,96	5572,7	22,62
2-8R	Enh seul	90,14	291,0	2,52	6427,01	20748,9	179,48
2-8D	Enh seul	28,42	88,8	0,75	13755,99	43003,8	361,72
2-9R	Témoin	301,09	1032,5	3,37	121369,86	416215,4	1356,83
2-9D	Témoin	80,83	230,1	1,55	2085,41	5936,0	39,89
2-10R	Enh seul	3,98	13,4	0,53	100,79	337,7	13,38
2-10D	Enh seul	95,93	278,3	2,35	35015,62	101569,0	858,77
2-11R	Témoin	155,31	539,0	2,88	73462,58	254929,4	1362,05
2-11D	Témoin	87,51	228,2	1,52	1487,66	3878,9	25,80
2-12R	Enh-arb	30,41	93,8	1,39	638,53	1969,4	29,22

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
2-1R	Témoin	696,5
2-2R	Enh seul	220,1
2-2D	Enh seul	367,2
2-3R	Enh-arb	213,8
2-3D	Enh-arb	241,4
2-4R	Témoin	745,4
2-4D	Témoin	1,5
2-5R	Enh-arb	35,2
2-6R	Enh seul	191,3
2-7R	Enh-arb	7,8
2-8R	Enh seul	71,3
2-8D	Enh seul	484,1
2-9R	Témoin	403,1
2-9D	Témoin	25,8
2-10R	Enh seul	25,3
2-10D	Enh seul	365
2-11R	Témoin	473
2-11D	Témoin	17
2-12R	Enh-arb	21

### Pluie 3

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
3-1R	Témoin	34,33	58,0	1,22	80902,36	136692,2	2877,51
3-1D	Témoin	27,56	31,7	2,79	5266,94	6048,4	533,63
3-2R	Enh	32,17	50,9	1,19	31687,97	50165,1	1175,82
3-2D	Enh	44,23	50,4	3,75	65945,63	75163,9	5597,21
3-3R	Enh-arb	23,64	39,7	0,94	22862,59	38353,9	912,65
3-3D	Enh-arb	9,66	32,8	2,62	9424,30	32025,1	2556,07
3-4R	Témoin	30,03	48,1	0,87	71319,79	114210,0	2071,78
3-4D	Témoin	20,78	27,6	2,11	1109,86	1473,6	112,87
3-5R	Enh-arb	20,05	31,4	0,81	13900,35	21760,1	561,30
3-5D	Enh-arb	23,64	32,6	2,00	35933,96	49588,8	3041,01
3-6R	Enh	32,55	42,7	1,38	29466,83	38623,4	1249,90
3-6D	Enh	17,32	22,8	1,23	27325,67	35986,4	1937,05
3-7R	Enh-arb	14,39	60,4	0,50	9728,24	40859,9	337,46
3-7D	Enh-arb	23,89	29,8	1,84	61648,07	76987,8	4735,73
3-8R	Enh	13,20	24,1	0,44	8897,51	16265,8	299,48
3-8D	Enh	45,79	40,6	2,28	82100,86	72794,7	4094,04
3-9R	Témoin	46,15	46,0	0,92	86382,75	86153,1	1728,70
3-9D	Témoin	27,07	30,9	1,33	16405,41	18694,4	805,74
3-10R	Enh	17,69	26,7	0,55	7674,49	11567,1	237,03
3-10D	Enh	30,21	39,0	1,66	43047,64	55625,6	2371,94
3-11R	Témoin	37,92	54,5	1,19	79971,66	115015,4	2514,77
3-11D	Témoin	9,28	10,1	0,54	4868,85	5313,1	284,02
3-12R	Enh-arb	18,28	23,9	0,59	8348,63	10908,8	269,15
3-12D	Enh-arb	34,97	31,6	2,70	55101,74	49804,4	4256,19

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
3-1R	Témoin	2356,3
3-1D	Témoin	191,1
3-2R	Enh	985,1
3-2D	Enh	1491
3-3R	Enh-arb	967,2
3-3D	Enh-arb	975,6
3-4R	Témoin	2374,8
3-4D	Témoin	53,4
3-5R	Enh-arb	693,3
3-5D	Enh-arb	1520,2
3-6R	Enh	905,2
3-6D	Enh	1577,4
3-7R	Enh-arb	676
3-7D	Enh-arb	2580,5
3-8R	Enh	673,9
3-8D	Enh	1792,8
3-9R	Témoin	1871,7
3-9D	Témoin	606
3-10R	Enh	433,8
3-10D	Enh	1425,1
3-11R	Témoin	2109
3-11D	Témoin	524,8
3-12R	Enh-arb	456,8
3-12D	Enh-arb	1575,9

### PLUVIOMÉTRIE QUOTIDIENNE

Date	Hauteur d'eau (mm)
20-juin-04	4,318
21-juin-04	1,524
22-juin-04	15,49
23-juin-04	0
24-juin-04	0
25-juin-04	22,61
26-juin-04	0
27-juin-04	4,572
28-juin-04	2,032
29-juin-04	13,97
30-juin-04	2,286
01-juil-04	14,99
02-juil-04	1,27
03-juil-04	0
04-juil-04	0
05-juil-04	1,27
06-juil-04	0,254
07-juil-04	0
08-juil-04	43,69
09-juil-04	0,254
10-juil-04	0

## Annexe D

# Résultats détaillés des concentrations, des masses d'herbicides, des volumes d'eau et de la pluviométrie quotidienne au site de St-Lambert : 2005

EAU

Pluie 1

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
1-1R	Témoin	17,36	52,5	2,04	434,00	1312,5	107,10
1-1D	Témoin	10,36	21,7	1,36	3541,05	7403,4	29,46
1-2D	Enh	9,72	12,5	1,44	122,47	158,0	18,06
1-3D	Enh-arb	5,08	7,9	0,76	78,23	121,7	6,00
1-4R	Témoin	23,64	46,3	1,64	1106,35	2166,8	75,93
1-4D	Témoin	14,84	36,3	2,56	283,44	694,1	93,03
1-5D	Enh-arb	0,68	0,8	0,28	13,40	15,4	0,22
1-6D	Enh	0,28	1,3	0,16	4,03	19,3	0,21
1-7D	Enh-arb	1,12	2,2	0,36	42,90	85,0	0,80
1-8D	Enh	0,44	2,0	0,20	1,98	8,9	0,40
1-9R	Témoin	4,72	8,2	0,52	159,06	277,0	4,27
1-9D	Témoin	6,84	17,6	1,36	124,49	320,7	23,96
1-10D	Enh	4,92	4,9	0,44	34,93	35,1	2,17
1-11R	Témoin	4,76	11,8	0,48	61,40	152,5	5,67
1-11D	Témoin	10,68	27,7	1,84	445,36	1156,8	51,04
1-12D	Enh-arb	6,32	18,0	1,68	507,50	1443,8	30,21

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
1-1R	Témoin	25
1-1D	Témoin	341,8
1-2D	Enh	12,6
1-3D	Enh-arb	15,4
1-4R	Témoin	46,8
1-4D	Témoin	19,1
1-5D	Enh-arb	19,7
1-6D	Enh	14,4
1-7D	Enh-arb	38,3
1-8D	Enh	4,5
1-9R	Témoin	33,7
1-9D	Témoin	18,2
1-10D	Enh	7,1
1-11R	Témoin	12,9
1-11D	Témoin	41,7
1-12D	Enh-arb	80,3

## Pluie 2

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
2-1R	Témoin	27,44	56,0	3,40	2486,06	5075,7	308,04
2-1D	Témoin	11,00	10,7	1,60	1018,60	989,4	148,16
2-2D	Enh seul	3,52	2,3	1,08	130,59	84,2	40,07
2-3D	Enh-arb	3,36	2,1	0,84	50,06	31,7	12,52
2-4R	Témoin	19,24	40,2	1,76	4454,06	9312,0	407,44
2-5D	Enh-arb	0,44	LID	0,32	15,09	LID	10,98
2-6D	Enh seul	0,24	LID	0,32	4,32	LID	5,76
2-7D	Enh-arb	0,24	LID	0,12	10,34	LID	5,17
2-8D	Enh seul	0,60	LID	0,32	13,02	LID	6,94
2-9R	Témoin	12,64	27,2	2,00	759,66	1632,9	120,20
2-9D	Témoin	4,20	4,23	2,16	19,32	19,7	9,94
2-10R	Enh seul	1,80	LID	0,40	1,62	LID	0,36
2-11R	Témoin	13,52	47,6	2,16	1335,78	4700,9	213,41
2-11D	Témoin	11,48	15,2	4,16	722,09	955,8	261,66
2-12R	Enh-arb	0,12	LID	0,08	0,77	LID	0,51
2-12D	Enh-arb	2,04	3,4	0,56	147,90	243,2	40,60

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
2-1R	Témoin	90,6
2-1D	Témoin	92,6
2-2D	Enh seul	37,1
2-3D	Enh-arb	14,9
2-4R	Témoin	231,5
2-5D	Enh-arb	34,3
2-6D	Enh seul	18
2-7D	Enh-arb	43,1
2-8D	Enh seul	21,7
2-9R	Témoin	60,1
2-9D	Témoin	4,6
2-10R	Enh seul	0,9
2-11R	Témoin	98,8
2-11D	Témoin	62,9
2-12R	Enh-arb	6,4
2-12D	Enh-arb	72,5

### Pluie 3

Parcelle	Traitement	Concentration pour 1 L d'eau (µg/L)			Masse exportée (µg)		
		ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
3-1R	Témoin	9,90	19,9	1,24	4981,68	10029,3	623,97
3-1D	Témoin	5,90	4,6	1,92	1172,33	909,7	381,50
3-2D	Enh	6,10	7,6	2,08	1434,72	1787,6	489,22
3-3D	Enh-arb	13,22	21,8	3,28	2794,71	4607,0	693,39
3-4R	Témoin	12,54	29,0	1,72	5385,93	12465,2	738,74
3-5D	Enh-arb	5,06	7,4	1,28	889,04	1302,9	224,90
3-6R	Enh	0,30	LID	0,08	1,86	LID	0,50
3-6D	Enh	5,06	7,9	1,28	512,07	795,4	129,54
3-7D	Enh-arb	5,62	9,9	1,12	1371,84	2421,4	273,39
3-8D	Enh	1,22	0,9	0,40	52,83	38,1	17,32
3-9R	Témoin	8,14	25,0	3,24	2288,97	7037,2	911,09
3-9D	Témoin	4,78	5,6	1,60	119,50	140,1	40,00
3-10R	Enh	0,22	LID	0,08	0,20	LID	0,07
3-10D	Enh	0,66	LID	0,24	18,88	LID	6,86
3-11R	Témoin	10,54	36,7	2,16	2580,19	8991,6	528,77
3-11D	Témoin	4,98	6,4	1,60	419,32	536,1	134,72
3-12R	Enh-arb	0,14	LID	0,08	1,02	LID	0,58
3-12D	Enh-arb	1,98	6,9	0,56	216,02	751,3	61,10

Parcelle	Traitement	Volume d'eau (L)
3-1R	Témoin	503,2
3-1D	Témoin	198,7
3-2D	Enh	235,2
3-3D	Enh-arb	211,4
3-4R	Témoin	429,5
3-5D	Enh-arb	175,7
3-6R	Enh	6,2
3-6D	Enh	101,2
3-7D	Enh-arb	244,1
3-8D	Enh	43,3
3-9R	Témoin	281,2
3-9D	Témoin	25
3-10R	Enh	0,9
3-10D	Enh	28,6
3-11R	Témoin	244,8
3-11D	Témoin	84,2
3-12R	Enh-arb	7,3
3-12D	Enh-arb	109,1

## SÉDIMENTS

Échantillon	Masse (µg)			Masse extraite de sédiments (g)	Concentration (µg/L)		
	ATR	MET	DEA		ATR	MET	DEA
1-R	0,36	1,0	0,05	1,42	225,89	20,8	0,04
1-D	0,05	0,2	0,02	0,149	296,98	9,5	0,13
2-D	0,04	0,1	0,01	0,225	151,47	12,0	0,04
3-D	0,04	0,1	0,01	0,287	122,79	12,0	0,03
4-R	0,78	1,7	0,07	2,22	330,62	24,6	0,03
4-D	0,08	0,3	0,03	0,235	224,68	8,3	0,13
5-D	0,55	1,8	0,01	0,156	3236,54	175,0	0,06
6-D	0,04	0,2	0,02	0,234	152,48	7,5	0,09
7-D	0,03	0,1	0,01	0,215	125,02	11,0	0,05
8-D	0,03	0,1	0,01	0,104	126,92	9,0	0,10
9-R	0,03	0,1	0,01	0,679	41,09	12,0	0,01
9-D	0,08	0,2	0,02	0,036	2120,00	9,0	0,56
10-D	0,03	0,1	0,01	0,277	74,19	10,0	0,04
11-R	0,15	0,4	0,02	0,491	254,79	20,0	0,04
11-D	0,06	0,2	0,02	0,106	503,77	10,0	0,19
12-D	0,04	0,1	0,01	0,186	197,20	13,0	0,05

## PLUVIOMÉTRIE QUOTIDIENNE

Date	Hauteur d'eau (mm)
10-juin-05	0,508
11-juin-05	0,762
12-juin-05	23,62
13-juin-05	0
14-juin-05	23,11
15-juin-05	8,89
16-juin-05	22,1
17-juin-05	11,18
18-juin-05	0
19-juin-05	0
20-juin-05	0
21-juin-05	7,62
22-juin-05	0
23-juin-05	0
24-juin-05	2,032
25-juin-05	1,27
26-juin-05	0
27-juin-05	0
28-juin-05	0
29-juin-05	0
30-juin-05	0
01-juil-05	5,08
02-juil-05	0
03-juil-05	0
04-juil-05	0
05-juil-05	2,54
06-juil-05	0
07-juil-05	0
08-juil-05	0
09-juil-05	39,62
10-juil-05	2,286
11-juil-05	0
12-juil-05	0
13-juil-05	0
14-juil-05	18,8
15-juil-05	0
16-juil-05	0
17-juil-05	27,18
18-juil-05	2,032
19-juil-05	5,08
20-juil-05	0



# **Annexe E**

## **Degrés de liberté des analyses statistiques : 2004**

Pour l'ANOVA à trois facteurs, il y a 65 degrés de liberté avec les variables : concentration d'atrazine, concentration de métolachlore, concentration de DEA, masse d'atrazine, masse de métolachlore et masse de DEA.



# Annexe F

## Degrés de liberté des analyses statistiques : 2005

Dans l'eau, pour l'ANOVA à trois facteurs, il y a 49 degrés de liberté avec les variables : concentration d'atrazine, concentration de métolachlore, concentration de DEA, masse d'atrazine, masse de métolachlore et masse de DEA.

Dans le cas des sédiments

Analyse	Degrés de liberté	<i>p</i>
Concentration d'atrazine x traitement	9	0,027
Concentration de métolachlore x traitement	9	0,095
Concentration de DEA x traitement	90	0,005
Masse d'atrazine x traitement	9	0,012
Masse de métolachlore x traitement	90	0,003
Masse de DEA x traitement	2	0,074



# Annexe G

## Résultats détaillés des pourcentages par rapport au témoin : 2004

### EAU

Le témoin est toujours égal à 100 % car c'est à lui que sont comparées les autres données.

### Pluie 1

Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	27,27	33,4	34,14
Enherbée-arborée	22,89	27,6	28,31

Pourcentage par rapport au témoin (drainage)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	600,07	930,3	2145,22
Enherbée-arborée	773,80	1164,3	2193,39

### Pluie 2

Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	19,55	18,0	25,93
Enherbée-arborée	9,12	9,0	12,03

Pourcentage par rapport au témoin (drainage)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	2142,31	2382,7	3658,60
Enherbée-arborée	2049,80	2343,5	4443,21

### Pluie 3

<b>Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	24,40	25,8	32,22
Enherbée-arborée	17,21	24,8	22,63

<b>Pourcentage par rapport au témoin (drainage)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	789,91	759,8	806,35
Enherbée-arborée	586,26	661,0	840,26

### TOTAL DES EXPORTATIONS

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses-ruissellement)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	0,0088	0,004	2,6094
Enherbée-arborée	0,0075	0,003	2,5537

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses - drainage)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	1841,42	2532,0	1285,16
Enherbée-arborée	1569,88	2311,9	1257,73

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses )</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	45,98	49,5	119,71
Enherbée-arborée	39,20	45,2	117,15

### SÉDIMENTS

#### Pluie 1 (seule pluie étudiée)

	<b>Pourcentage par rapport au témoin</b>								
	Ruissellement			Drainage			Total des masses		
	ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Enherbée	27,32	27,5	53,26	560,48	562,8	98,84	31,65	32,8	60,41
Enherbée+arborée	13,32	14,0	41,30	1121,96	1039,2	206,73	22,33	24,2	67,25

# Annexe H

## Résultats détaillés des pourcentages par rapport au témoin : 2005

### EAU Pluie 1

Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	-	-	-
Enherbée-arborée	0,03	-	0,20

Pourcentage par rapport au témoin (drainage)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	2,26	6,4	9,49
Enherbée-arborée	2,95	9,5	12,38

### Pluie 2

Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	-	-	-
Enherbée-arborée	0,03	-	0,20

Pourcentage par rapport au témoin (drainage)			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	2,26	6,4	9,49
Enherbée-arborée	2,95	9,5	12,38

### Pluie 3

<b>Pourcentage par rapport au témoin (ruissellement)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	0,03	-	0,04
Enherbée-arborée	0,03	-	0,08

<b>Pourcentage par rapport au témoin (drainage)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	88,47	124,0	86,69
Enherbée-arborée	231,06	429,5	168,92

### TOTAL DES EXPORTATIONS

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses-ruissellement)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	0,02	0,0	0,03
Enherbée-arborée	0,03	0,0	0,11

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses - drainage)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	24,77	21,3	37,60
Enherbée-arborée	66,31	78,2	77,64

<b>Pourcentage par rapport au témoin (total des masses)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	6,39	3,9	12,19
Enherbée-arborée	17,09	14,2	25,21

### SÉDIMENTS

<b>Pourcentage par rapport au témoin (drainage)</b>			
	ATR	MET	DEA
Témoin	100	100	100
Enherbée	51,85	56,1	55,56
Enherbée-arborée	40,74	43,9	44,44

# Annexe I

## Résultats détaillés du calcul du pourcentage masse exportée/masse appliquée : 2004

### Pluie 1

Parcelle	Traitement	ATR	MET
1-1R	Témoin	0,86	2,7
1-2R	Enh	0,43	1,2
1-2D	Enh	0,08	0,2
1-3R	Enh-arb	0,41	1,2
1-3D	Enh-arb	0,31	0,8
1-4R	Témoin	3,13	3,7
1-4D	Témoin	0,002	0,001
1-5R	Enh-arb	0,57	1,05
1-5D	Enh-arb	0,24	0,79
1-6R	Enh	0,66	1,51
1-6D	Enh	0,26	0,86
1-7R	Enh-arb	0,42	0,85
1-7D	Enh-arb	0,12	0,40
1-8R	Enh	0,85	1,69
1-8D	Enh	0,16	0,50
1-9R	Témoin	1,25	3,27
1-9D	Témoin	0,05	0,11
1-10R	Enh	0,15	0,26
1-11R	Témoin	2,43	4,14
1-12R	Enh-arb	0,35	0,67
1-12D	Enh-arb	0,20	0,60

## Pluie 2

Parcelle	Traitement	ATR	MET
2-1R	Témoin	3,95	1,1
2-2R	Enh seul	1,78	0,5
2-2D	Enh seul	1,20	0,5
2-3R	Enh-arb	1,34	0,4
2-3D	Enh-arb	1,20	0,3
2-4R	Témoin	3,51	1,0
2-4D	Témoin	0,01	0,002
2-5R	Enh-arb	0,15	0,04
2-6R	Enh seul	1,37	0,4
2-7R	Enh-arb	0,11	0,02
2-8R	Enh seul	0,34	0,09
2-8D	Enh seul	0,73	0,2
2-9R	Témoin	6,47	1,7
2-9D	Témoin	0,11	0,03
2-10R	Enh seul	0,01	0,001
2-10D	Enh seul	1,87	0,4
2-11R	Témoin	3,92	1,1
2-11D	Témoin	0,08	0,02
2-12R	Enh-arb	0,03	0,008

## Pluie 3

Parcelle	Traitement	ATR	MET
3-1R	Témoin	0,43	0,6
3-1D	Témoin	0,03	0,02
3-2R	Enh	0,17	0,2
3-2D	Enh	0,35	0,3
3-3R	Enh-arb	0,12	0,2
3-3D	Enh-arb	0,05	0,1
3-4R	Témoin	0,38	0,5
3-4D	Témoin	0,01	0,006
3-5R	Enh-arb	0,07	0,09
3-5D	Enh-arb	0,19	0,2
3-6R	Enh	0,16	0,2
3-6D	Enh	0,15	0,2
3-7R	Enh-arb	0,05	0,2
3-7D	Enh-arb	0,33	0,3
3-8R	Enh	0,05	0,07
3-8D	Enh	0,44	0,3
3-9R	Témoin	0,46	0,4
3-9D	Témoin	0,09	0,08
3-10R	Enh	0,04	0,05
3-10D	Enh	0,23	0,2
3-11R	Témoin	0,43	0,5
3-11D	Témoin	0,03	0,02
3-12R	Enh-arb	0,05	0,05
3-12D	Enh-arb	0,29	0,2

# Annexe J

## Résultats détaillés du calcul du pourcentage masse exportée/masse appliquée : 2005

### Pluie 1

Parcelle	Traitement	ATR	MET
1-1R	Témoin	0,002	0,005
1-1D	Témoin	0,02	0,03
1-2D	Enh	0,001	0,001
1-3D	Enh-arb	0,000	0,001
1-4R	Témoin	0,006	0,009
1-4D	Témoin	0,002	0,003
1-5D	Enh-arb	0,000	0,000
1-6D	Enh	0,000	0,000
1-7D	Enh-arb	0,000	0,000
1-8D	Enh	0,000	0,000
1-9R	Témoin	0,001	0,001
1-9D	Témoin	0,001	0,001
1-10D	Enh	0,000	0,000
1-11R	Témoin	0,000	0,001
1-11D	Témoin	0,002	0,005
1-12D	Enh-arb	0,003	0,006

## Pluie 2

Parcelle	Traitement	ATR	MET
2-1R	Témoin	0,01	0,02
2-1D	Témoin	0,005	0,004
2-2D	Enh seul	0,001	0,000
2-3D	Enh-arb	0,000	0,000
2-4R	Témoin	0,02	0,04
2-5D	Enh-arb	0,000	0,000
2-6D	Enh seul	0,000	0,000
2-7D	Enh-arb	0,000	0,000
2-8D	Enh seul	0,000	0,000
2-9R	Témoin	0,004	0,007
2-9D	Témoin	0,000	0,000
2-10R	Enh seul	0,000	0,000
2-11R	Témoin	0,007	0,02
2-11D	Témoin	0,004	0,004
2-12R	Enh-arb	0,000	0,000
2-12D	Enh-arb	0,001	0,001

## Pluie 3

Parcelle	Traitement	ATR	MET
3-1R	Témoin	0,03	0,04
3-1D	Témoin	0,006	0,004
3-2D	Enh	0,008	0,007
3-3D	Enh-arb	0,02	0,02
3-4R	Témoin	0,03	0,05
3-5D	Enh-arb	0,005	0,005
3-6R	Enh	0,000	0,000
3-6D	Enh	0,003	0,003
3-7D	Enh-arb	0,007	0,010
3-8D	Enh	0,000	0,000
3-9R	Témoin	0,01	0,03
3-9D	Témoin	0,001	0,001
3-10R	Enh	0,000	0,000
3-10D	Enh	0,000	0,000
3-11R	Témoin	0,01	0,04
3-11D	Témoin	0,002	0,002
3-12R	Enh-arb	0,000	0,000
3-12D	Enh-arb	0,001	0,003

# Annexe K

## Résultats détaillés du calcul du rapport

### DEA/Atrazine : 2004

EAU  
Pluie 1

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
1-1R	Témoin	0,002
1-2R	Enh	0,004
1-2D	Enh	0,02
1-3R	Enh-arb	0,006
1-3D	Enh-arb	0,003
1-4R	Témoin	0,002
1-4D	Témoin	0,007
1-5R	Enh-arb	0,003
1-5D	Enh-arb	0,01
1-6R	Enh	0,005
1-6D	Enh	0,006
1-7R	Enh-arb	0,002
1-7D	Enh-arb	0,01
1-8R	Enh	0,002
1-8D	Enh	0,01
1-9R	Témoin	0,005
1-9D	Témoin	0,003
1-10R	Enh	0,004
1-11R	Témoin	0,003
1-12R	Enh-arb	0,002
1-12D	Enh-arb	0,03

## Pluie 2

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
2-1R	Témoin	0,02
2-2R	Enh seul	0,02
2-2D	Enh seul	0,05
2-3R	Enh-arb	0,02
2-3D	Enh-arb	0,03
2-4R	Témoin	0,02
2-4D	Témoin	0,02
2-5R	Enh-arb	0,02
2-6R	Enh seul	0,03
2-7R	Enh-arb	0,01
2-8R	Enh seul	0,03
2-8D	Enh seul	0,03
2-9R	Témoin	0,01
2-9D	Témoin	0,02
2-10R	Enh seul	0,1
2-10D	Enh seul	0,02
2-11R	Témoin	0,02
2-11D	Témoin	0,02
2-12R	Enh-arb	0,05

## Pluie 3

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
3-1R	Témoin	0,04
3-1D	Témoin	0,1
3-2R	Enh	0,04
3-2D	Enh	0,08
3-3R	Enh-arb	0,04
3-3D	Enh-arb	0,3
3-4R	Témoin	0,03
3-4D	Témoin	0,1
3-5R	Enh-arb	0,04
3-5D	Enh-arb	0,08
3-6R	Enh	0,04
3-6D	Enh	0,07
3-7R	Enh-arb	0,03
3-7D	Enh-arb	0,08
3-8R	Enh	0,03
3-8D	Enh	0,05
3-9R	Témoin	0,02
3-9D	Témoin	0,05
3-10R	Enh	0,03
3-10D	Enh	0,06
3-11R	Témoin	0,03
3-11D	Témoin	0,06
3-12R	Enh-arb	0,03
3-12D	Enh-arb	0,08

## SÉDIMENTS

Traitement	Rapport DEA/ATR
Témoïn	0,003
Enherbée	0,006
Enherbée-arborée	0,01



# Annexe L

## Résultats détaillés du calcul du rapport

### DEA/Atrazine : 2005

EAU

Pluie 1

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
1-1R	Témoin	0,1
1-1D	Témoin	0,1
1-2D	Enh	0,1
1-3D	Enh-arb	0,1
1-4R	Témoin	0,06
1-4D	Témoin	0,2
1-5D	Enh-arb	0,4
1-6D	Enh	0,6
1-7D	Enh-arb	0,3
1-8D	Enh	0,5
1-9R	Témoin	0,1
1-9D	Témoin	0,2
1-10D	Enh	0,09
1-11R	Témoin	0,1
1-11D	Témoin	0,2
1-12D	Enh-arb	0,3

Pluie 2

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
2-1R	Témoin	0,1
2-1D	Témoin	0,1
2-2D	Enh seul	0,3
2-3D	Enh-arb	0,3
2-4R	Témoin	0,09
2-5D	Enh-arb	0,7
2-6D	Enh seul	1,3
2-7D	Enh-arb	0,5
2-8D	Enh seul	0,53
2-9R	Témoin	0,2
2-9D	Témoin	0,5
2-10R	Enh seul	0,2
2-11R	Témoin	0,2
2-11D	Témoin	0,4
2-12R	Enh-arb	0,7
2-12D	Enh-arb	0,3

### Pluie 3

Parcelle	Traitement	Rapport DEA/ATR
3-1R	Témoïn	0,1
3-1D	Témoïn	0,3
3-2D	Enh	0,3
3-3D	Enh-arb	0,2
3-4R	Témoïn	0,1
3-5D	Enh-arb	0,3
3-6R	Enh	0,3
3-6D	Enh	0,3
3-7D	Enh-arb	0,2
3-8D	Enh	0,3
3-9R	Témoïn	0,4
3-9D	Témoïn	0,3
3-10R	Enh	0,4
3-10D	Enh	0,4
3-11R	Témoïn	0,2
3-11D	Témoïn	0,3
3-12R	Enh-arb	0,6
3-12D	Enh-arb	0,3

### SÉDIMENTS

Parcelle	Rapport DEA/ATR
1-R	0,0002
1-D	0,0005
2-D	0,0003
3-D	0,0003
4-R	0,0001
4-D	0,0006
5-D	0,00002
6-D	0,0006
7-D	0,0004
8-D	0,0008
9-R	0,0004
9-D	0,0003
10-D	0,0005
11-R	0,0002
11-D	0,0004
12-D	0,0003

### Moyenne par traitement pour les sédiments

Traitement	Rapport DEA/ATR - ruissellement
Témoin	0,03
Enherbée	-
Enherbée-arborée	-

Traitement	Rapport DEA/ATR - drainage
Témoin	0,0004
Enherbée	0,0005
Enherbée-arborée	0,0002



# Annexe M

## Résultats détaillés des concentrations, des charges, des bilans de masses et des masses dégradées pour le ruisseau du Bras d'Henri

### Résultats détaillés des concentrations dans le ruisseau du Bras d'Henri

Au site de St-Gilles

Date	ATR (µg/L)	DEA (µg/L)	MET (µg/L)	MET corr.( µg/L)
2005-06-20	0,25	0,042	0,95	LID
2005-06-23	0,28	LID	0,55	LID
2005-06-27	0,10	LID	1,08	LID
2005-06-30	0,10	LID	0,58	LID
2005-07-04	0,23	LID	0,38	LID
2005-07-07	0,10	0,067	0,53	LID
2005-07-11	0,35	0,042	1,63	0,55
2005-07-15	LID	0,117	0,38	LID
2005-07-18	0,25	LID	1,18	0,10
2005-07-21	LID	LID	0,53	LID
2005-07-26	LID	LID	0,55	LID
2005-07-28	LID	LID	0,30	LID
2005-08-01	LID	LID	0,78	LID
2005-08-04	LID	LID	0,70	LID
2005-08-08	LID	LID	0,30	LID
2005-08-11	LID	LID	0,30	LID
2005-08-15	LID	LID	0,43	LID
2005-08-22	LID	LID	0,38	LID
2005-08-29	LID	LID	0,38	LID

**Au site de St-Narcisse**

	ATR (µg/L)	DEA (µg/L)	MET (µg/L)	MET corr.( µg/L)
2005-06-20	0,35	LID	0,33	LID
2005-06-23	0,15	LID	0,28	LID
2005-06-27	0,30	LID	1,78	0,70
2005-06-30	0,28	0,067	1,63	0,55
2005-07-04	0,43	LID	2,00	0,92
2005-07-07	LID	0,042	0,30	LID
2005-07-11	0,18	LID	1,13	LID
2005-07-15	0,100	0,117	0,63	LID
2005-07-18	LID	LID	0,30	LID
2005-07-21	LID	0,042	0,88	LID
2005-07-26	LID	LID	0,40	LID
2005-07-28	LID	LID	0,35	LID
2005-08-01	LID	LID	0,30	LID
2005-08-04	LID	LID	0,50	LID
2005-08-08	LID	LID	0,33	LID
2005-08-11	LID	LID	0,28	LID
2005-08-15	LID	LID	0,33	LID
2005-08-22	LID	LID	0,30	LID
2005-08-29	LID	LID	0,38	LID

LID=limite de détection instrumentale

corr.= corrigé pour la contamination des blancs de méthode

## Résultats détaillés du calcul des charges en herbicides exportés

### Au site de St-Gilles

Date	Atrazine (kg/jour)	DEA (kg/jour)	Métolachlore (kg/jour)	Métolachlore corrigé (kg/jour)
2005-06-20	0,067	0,011	0,25	0,00
2005-06-21	0,049	0,007	0,22	0,00
2005-06-22	0,056	0,004	0,18	0,00
2005-06-23	0,036	0,000	0,15	0,00
2005-06-24	0,026	0,000	0,18	0,00
2005-06-25	0,019	0,000	0,22	0,00
2005-06-26	0,019	0,000	0,25	0,00
2005-06-27	0,007	0,000	0,29	0,00
2005-06-28	0,006	0,000	0,24	0,00
2005-06-29	0,006	0,000	0,20	0,00
2005-06-30	0,005	0,000	0,15	0,00
2005-07-01	0,007	0,000	0,14	0,00
2005-07-02	0,021	0,000	0,13	0,00
2005-07-03	0,011	0,000	0,11	0,00
2005-07-04	0,010	0,000	0,10	0,00
2005-07-05	0,008	0,006	0,11	0,00
2005-07-06	0,007	0,012	0,13	0,00
2005-07-07	0,004	0,018	0,14	0,00
2005-07-08	0,006	0,016	0,21	0,04
2005-07-09	0,100	0,015	0,29	0,07
2005-07-10	0,092	0,013	0,36	0,11
2005-07-11	0,077	0,011	0,43	0,15
2005-07-12	0,026	0,016	0,35	0,11
2005-07-13	0,012	0,021	0,27	0,07
2005-07-14	0,006	0,026	0,18	0,04
2005-07-15	0,000	0,031	0,10	0,00
2005-07-16	0,004	0,021	0,17	0,01
2005-07-17	0,009	0,010	0,24	0,02
2005-07-18	0,110	0,000	0,31	0,03
2005-07-19	0,016	0,000	0,26	0,02
2005-07-20	0,005	0,000	0,20	0,01
2005-07-21	0,000	0,000	0,14	0,00
2005-07-22	0,000	0,000	0,14	0,00
2005-07-23	0,000	0,000	0,14	0,00
2005-07-24	0,000	0,000	0,14	0,00
2005-07-25	0,000	0,000	0,15	0,00
2005-07-26	0,000	0,000	0,15	0,00
2005-07-27	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-07-28	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-07-29	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-07-30	0,000	0,000	0,14	0,00
2005-07-31	0,000	0,000	0,18	0,00

2005-08-01	0,000	0,000	0,21	0,00
2005-08-02	0,000	0,000	0,20	0,00
2005-08-03	0,000	0,000	0,19	0,00
2005-08-04	0,000	0,000	0,19	0,00
2005-08-05	0,000	0,000	0,16	0,00
2005-08-06	0,000	0,000	0,13	0,00
2005-08-07	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-08	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-09	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-10	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-11	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-12	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-13	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-14	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-15	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-16	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-17	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-18	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-19	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-20	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-21	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-22	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-23	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-24	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-25	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-26	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-27	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-28	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-29	0,000	0,000	0,10	0,00

**Au site de St-Narcisse**

Date	Atrazine (kg/jour)	DEA (kg/jour)	Métolachlore (kg/jour)	Métolachlore corrigé (kg/jour)
2005-06-20	0,025	0,000	0,09	0,00
2005-06-21	0,016	0,000	0,08	0,00
2005-06-22	0,012	0,000	0,08	0,00
2005-06-23	0,006	0,000	0,07	0,00
2005-06-24	0,007	0,000	0,17	0,00
2005-06-25	0,007	0,000	0,28	0,00
2005-06-26	0,008	0,000	0,37	0,00
2005-06-27	0,007	0,000	0,47	0,19
2005-06-28	0,006	0,006	0,46	0,17
2005-06-29	0,006	0,012	0,45	0,16
2005-06-30	0,005	0,018	0,43	0,15
2005-07-01	0,006	0,013	0,46	0,17
2005-07-02	0,013	0,009	0,48	0,20
2005-07-03	0,007	0,004	0,51	0,22
2005-07-04	0,007	0,000	0,53	0,24
2005-07-05	0,005	0,004	0,38	0,15
2005-07-06	0,003	0,007	0,23	0,05
2005-07-07	0,000	0,011	0,08	0,00
2005-07-08	0,001	0,008	0,14	0,00
2005-07-09	0,019	0,006	0,19	0,00
2005-07-10	0,011	0,003	0,25	0,00
2005-07-11	0,013	0,000	0,30	0,00
2005-07-12	0,06	0,008	0,27	0,00
2005-07-13	0,004	0,016	0,23	0,00
2005-07-14	0,004	0,023	0,20	0,00
2005-07-15	0,003	0,031	0,17	0,00
2005-07-16	0,001	0,021	0,14	0,00
2005-07-17	0,006	0,010	0,11	0,00
2005-07-18	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-07-19	0,000	0,004	0,13	0,00
2005-07-20	0,000	0,007	0,18	0,00
2005-07-21	0,000	0,011	0,23	0,00
2005-07-22	0,000	0,009	0,21	0,00
2005-07-23	0,000	0,007	0,18	0,00
2005-07-24	0,000	0,005	0,16	0,00
2005-07-25	0,000	0,002	0,13	0,00
2005-07-26	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-07-27	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-07-28	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-07-29	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-07-30	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-07-31	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-01	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-02	0,000	0,000	0,10	0,00

2005-08-03	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-04	0,000	0,000	0,13	0,00
2005-08-05	0,000	0,000	0,12	0,00
2005-08-06	0,000	0,000	0,11	0,00
2005-08-07	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-08	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-09	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-10	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-11	0,000	0,000	0,07	0,00
2005-08-12	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-13	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-14	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-15	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-16	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-17	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-18	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-19	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-20	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-21	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-22	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-23	0,000	0,000	0,08	0,00
2005-08-24	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-25	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-26	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-27	0,000	0,000	0,09	0,00
2005-08-28	0,000	0,000	0,10	0,00
2005-08-29	0,000	0,000	0,101	0,00

### Calcul du bilan de masse du territoire en amont des sites d'échantillonnage

Date	Masse d'atrazine (kg)	
	Au site de St-Gilles	Au site de St-Narcisse
2005-06-20	442,6	247,4
2005-06-21	427,5	239,0
2005-06-22	412,9	230,8
2005-06-23	398,8	223,0
2005-06-24	385,2	215,4
2005-06-25	372,1	208,0
2005-06-26	359,4	200,9
2005-06-27	347,2	194,1
2005-06-28	335,4	187,5
2005-06-29	323,9	181,1
2005-06-30	312,9	174,9
2005-07-01	302,6	168,9
2005-07-02	292,0	163,2
2005-07-03	282,0	157,6
2005-07-04	272,4	152,2
2005-07-05	263,1	147,0
2005-07-06	254,2	142,0
2005-07-07	245,5	137,2
2005-07-08	237,1	132,5
2005-07-09	229,0	128,0
2005-07-10	221,1	123,6
2005-07-11	213,5	119,4
2005-07-12	206,2	115,3
2005-07-13	199,2	111,4
2005-07-14	192,4	107,6
2005-07-15	185,8	103,9
2005-07-16	179,5	100,4
2005-07-17	173,4	97,0
2005-07-18	167,4	93,7
2005-07-19	161,7	90,5
2005-07-20	156,2	87,4
2005-07-21	150,8	84,4
2005-07-22	145,7	81,5
2005-07-23	140,7	78,8
2005-07-24	135,9	76,1
2005-07-25	131,3	73,5
2005-07-26	126,8	71,0
2005-07-27	122,5	68,6
2005-07-28	118,4	66,2
2005-07-29	114,3	64,0
2005-07-30	110,4	61,8
2005-07-31	106,7	59,7
2005-08-01	103,0	57,7

2005-08-02	99,5	55,7
2005-08-03	96,1	53,8
2005-08-04	92,9	52,0
2005-08-05	89,7	50,2
2005-08-06	86,6	48,5
2005-08-07	83,7	46,8
2005-08-08	80,8	45,2
2005-08-09	78,1	43,7
2005-08-10	75,4	42,2
2005-08-11	72,9	40,8
2005-08-12	70,4	39,4
2005-08-13	68,0	38,1
2005-08-14	65,7	36,8
2005-08-15	63,4	35,5
2005-08-16	61,3	34,3
2005-08-17	59,2	33,1
2005-08-18	57,2	32,0
2005-08-19	55,2	30,9
2005-08-20	53,3	29,9
2005-08-21	51,5	28,8
2005-08-22	49,8	27,9
2005-08-23	48,1	26,9
2005-08-24	46,4	26,0
2005-08-25	44,9	25,1
2005-08-26	43,3	24,3
2005-08-27	41,9	23,4
2005-08-28	40,4	22,6
2005-08-29	39,1	21,9

---

### Calcul de la masse d'atrazine dégradée (au site de St-Narcisse)

Date	Masse dégradée d'atrazine (kg)
2005-06-20	8,7
2005-06-21	8,4
2005-06-22	8,1
2005-06-23	7,9
2005-06-24	7,6
2005-06-25	7,3
2005-06-26	7,1
2005-06-27	6,8
2005-06-28	6,6
2005-06-29	6,4
2005-06-30	6,2
2005-07-01	6,0
2005-07-02	5,8
2005-07-03	5,6
2005-07-04	5,4
2005-07-05	5,2
2005-07-06	5,0
2005-07-07	4,8
2005-07-08	4,7
2005-07-09	4,5
2005-07-10	4,4
2005-07-11	4,2
2005-07-12	4,1
2005-07-13	3,9
2005-07-14	3,8
2005-07-15	3,7
2005-07-16	3,5
2005-07-17	3,4
2005-07-18	3,3
2005-07-19	3,2
2005-07-20	3,1
2005-07-21	3,0
2005-07-22	2,9
2005-07-23	2,8
2005-07-24	2,7
2005-07-25	2,6
2005-07-26	2,5
2005-07-27	2,4
2005-07-28	2,3
2005-07-29	2,3
2005-07-30	2,2
2005-07-31	2,1
2005-08-01	2,0

2005-08-02	2,0
2005-08-03	1,9
2005-08-04	1,8
2005-08-05	1,8
2005-08-06	1,7
2005-08-07	1,7
2005-08-08	1,6
2005-08-09	1,5
2005-08-10	1,5
2005-08-11	1,4
2005-08-12	1,4
2005-08-13	1,3
2005-08-14	1,3
2005-08-15	1,3
2005-08-16	1,2
2005-08-17	1,2
2005-08-18	1,1
2005-08-19	1,1
2005-08-20	1,1
2005-08-21	1,0
2005-08-22	1,0
2005-08-23	1,0
2005-08-24	0,9
2005-08-25	0,9
2005-08-26	0,9
2005-08-27	0,8
2005-08-28	0,8
2005-08-29	0,8

---



