



HAL
open science

Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente

L. Liger, A. Martin, C. Guillemain, C. Margoum, P. Lafrance, V. Gouy

► To cite this version:

L. Liger, A. Martin, C. Guillemain, C. Margoum, P. Lafrance, et al.. Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente. 45e congrès du Groupe Français des Pesticides, May 2015, Versailles, France. 6 p. hal-01253670

HAL Id: hal-01253670

<https://hal.science/hal-01253670>

Submitted on 11 Jan 2016

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

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

Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente.

Liger Lucie ⁽¹⁾, Martin Alexis ⁽¹⁾, Guillemain Céline ⁽¹⁾, Margoum Christelle ⁽¹⁾,
Lafrance Pierre ⁽²⁾, Gouy Véronique ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Irstea 5 rue de La Doua CS70077 69626 VILLEURBANNE Cedex France – lucie.liger@irstea.fr

⁽²⁾ INRS ETE 490, rue de la Couronne Québec (Québec) G1K 9A9 Canada

I- Introduction

De nombreuses études sur les zones tampons végétalisées ont permis de mettre en évidence leur capacité à atténuer les transferts de pesticides vers les eaux de surface. En particulier, les bandes enherbées ont montré leur efficacité à réduire le ruissellement en favorisant son infiltration dans le sol de la zone tampon (**Figure 1**) (Lacas et al., 2005 ; Benoit et al., 2003). En revanche, il existe peu de références relatives aux possibilités de transfert des substances infiltrées vers une nappe superficielle sous-jacente. Cette question est prégnante dans le cas d'une position topologique de la bande enherbée en bas de versant, du fait de sa proximité avec le cours d'eau et sa nappe d'accompagnement. Or, c'est un cas fréquent, encouragé dans les préconisations liées aux bonnes pratiques environnementales (article D. 615-46 du code rural et de la pêche maritime).

Dans le contexte du Beaujolais, cette situation est exacerbée par la présence de réseaux de rigoles artificielles qui collectent et concentrent le ruissellement au sein même des parcelles de vignes et l'acheminement en bas de versant, entraînant des transferts de surface rapides et conséquents, possiblement interceptés par des zones enherbées.

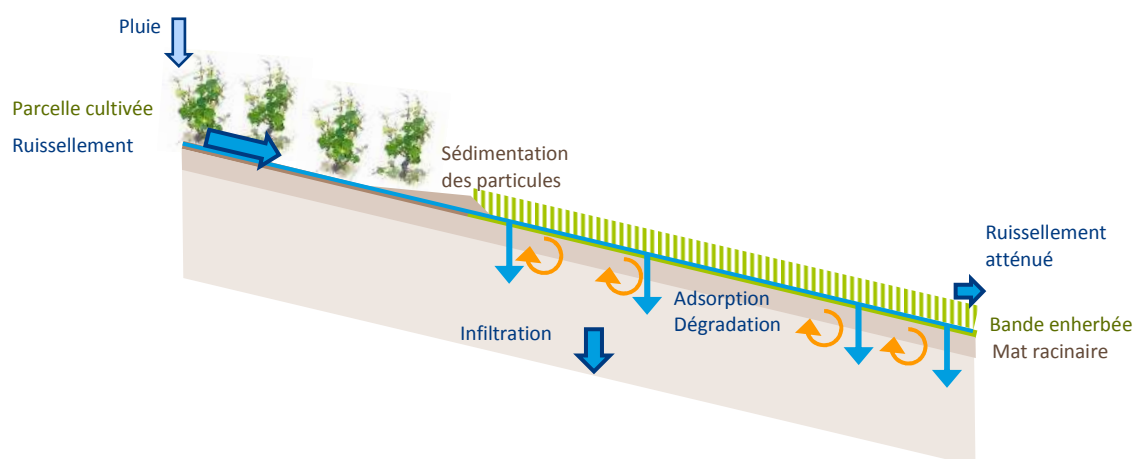


Figure 1: Principaux processus d'atténuation des pesticides transférés dans le ruissellement intercepté par une bande enherbée.

Des travaux antérieurs dans ce contexte (Lacas et al., 2012 ; Boivin et al., 2007-a) ont montré la capacité d'une prairie de bas de versant à limiter efficacement le ruissellement et à atténuer les concentrations et flux de pesticides dans l'eau ruisselée et dans l'eau infiltrée à 50 cm de profondeur. On souhaite ici prolonger ces travaux en étudiant :

- l'évolution des concentrations depuis la surface (ruissellement) jusqu'à la nappe,
- l'évolution des concentrations de l'amont vers l'aval au sein de la nappe.

II- Matériels et méthodes

Afin de répondre à l'objectif fixé, un traçage hydro-chimique par simulation de ruissellement a été mis en œuvre pour suivre les transferts dans des conditions semi-contrôlées. Le site expérimental se situe sur le bassin versant de la Morcille, dans le Beaujolais (Commune de Villié Morgon, 69). Le sol sablo-limoneux sur arène ou socle granitique est caractérisé par une conductivité hydraulique à saturation, $K_{(s)}$, élevée (Tableau 1).

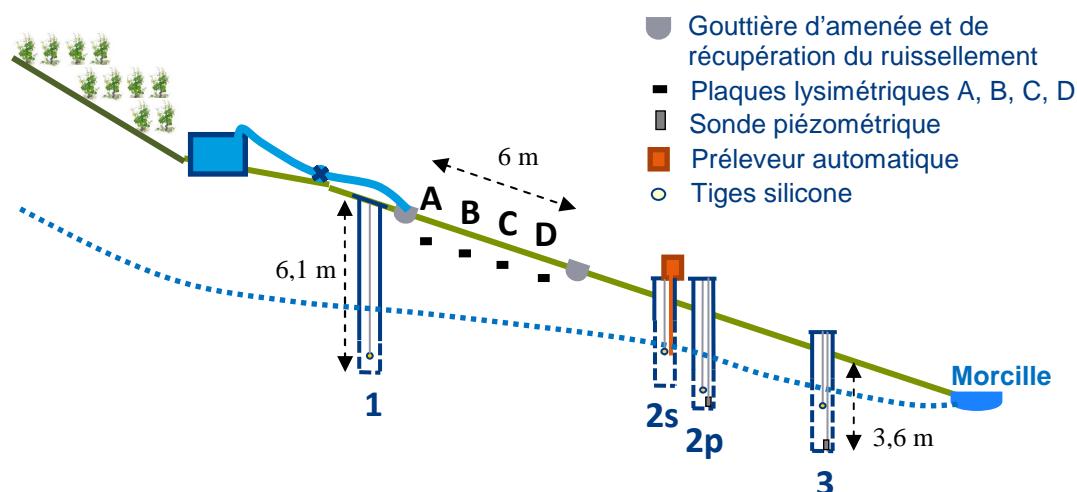
Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques et hydrodynamiques du sol du site d'étude.

Prof. (cm)	Argiles (%)	Limons (%)	Sables (%)	C.O. (%)	pH _(eau) (%)	Porosité (-)	Θ_{sat} (cm ³ .cm ⁻³)	K(s) (cm/j)
5-20	15	21	64	1.9	5.1	0.48	0.45	961
20-50	13	21	66	0.9	5.0	0.43	0.4	266
50-100	13	22	65	0.4	5.7	0.41	nd	nd

Données de Lacas, 2005 ; C.O. carbone organique; nd (non déterminé)

Le dispositif expérimental est composé d'une placette enherbée (6 m de longueur sur 4 m de largeur) isolée hydrauliquement (10 cm en surface) au sein d'une prairie de bas de versant (

Figure 2). Le protocole a consisté en l'apport en amont de la placette d'un volume d'eau réparti sur toute sa largeur, à une concentration connue en ions (bromure de potassium) et en pesticides (tébuconazole, diméthomorphe, isoproturon), afin de simuler un ruissellement (2,5 L/s pendant 30 min) provenant de la parcelle en amont équivalent à un épisode pluvieux de période de retour 2 ans. Sa répartition en surface de la placette, ainsi que la part infiltrée jusqu'à 50 cm de profondeur (au moyen de plaques lysimétriques A à D) ont été suivies. Les variations du niveau piézométrique de la nappe sous-jacente, située à 2 m de profondeur au niveau de 2s et 2p, ont été mesurées au moyen d'un capteur de pression autonome et de mesures manuelles selon un transect piézométrique amont-aval (piézomètres 1, 2s, 2p et 3). Des échantillons ont été prélevés dans chacun de ces compartiments (ruissellement, eau infiltrée dans les lysimètres à 50 cm de profondeur, nappe sous-jacente) à pas de temps fin (ordre de 5 à 20 min selon le compartiment considéré), tout au long de l'expérimentation. Un préleveur automatique a permis d'échantillonner l'eau de nappe à 20 cm sous sa surface dans le piézomètre 2s. Aucune vidange préalable de l'eau du piézomètre n'a été réalisée dans la mesure où 1) on ne souhaitait pas perturber la colonne d'eau, 2) les échantillons sont réalisés en milieu de crépine et 3) des études préliminaires ont montré un renouvellement rapide de l'eau à la surface des piézomètres). Des échantillonneurs passifs sous forme de Tiges Silicone (Martin et al., 2015) « fixes » (à 5,6 m, 2,9 m et 2 m sous la surface du sol dans les piézomètres 1, 2p et 3) ou « mobiles » grâce à un système de flotteur (à 20 cm sous la surface de la nappe dans 2s), ont permis un suivi intégratif des concentrations dans la nappe pendant 3 fois une semaine.



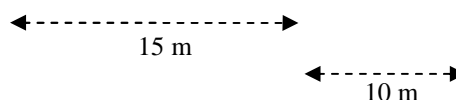


Figure 2 : Schéma d'instrumentation du versant suivi.

Les substances étudiées sont deux fongicides utilisés en viticulture (diméthomorphe et tébuconazole) et un herbicide du blé (isoproturon), appliquées sous formes de spécialités commerciales (Panthéos (BASF Agro SAS®), Corail (Bayer SA®) et Protugan (Makhteshim Agan®) respectivement). L'isoproturon a été choisi, bien que non utilisé sur la vigne, afin de disposer d'une gamme de mobilité étendue entre les trois pesticides utilisés (Tableau 2). Ces trois substances n'ont jamais été utilisées auparavant par le viticulteur cultivant la vigne du versant étudié. Les valeurs des concentrations initiales dans le ruissellement sont du même ordre de grandeur que les valeurs maximales observées pour les deux substances vigne sur le terrain en sortie de parcelle.

Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques moyennes des substances étudiées (source : PPDB) et concentrations initiales utilisées.

	Br-	Isoproturon	Diméthomorphe	Tébuconazole
Type	Traceur	Herbicide	Fongicide	Fongicide
Solubilité (mg/L)	119 g/L	70	29	36
K_{oc} (mL/g)	/	122	348	769
DT50 au champ (jours)	/	23	44	47
Concentration initiale (μ g/L)	807 mg/L	205	227	147

Les bromures ont été quantifiés dans l'eau par chromatographie ionique (ICS 1500 Thermo scientific) avec une limite de quantification de 50 μ g/L. La quantification des pesticides dans les échantillons d'eau et dans les tiges silicone a été réalisée par UHPLC-MSMS (chromatographe Nexera Shimadzu couplé à un spectromètre de masse API 4000, AB Sciex). Les échantillons d'eau ont été analysés par injection directe (limite de quantification de 0,08 μ g/L pour les 3 pesticides). Une étape de préconcentration par extraction sur phase solide (cartouche Oasis HLB, Waters) a été ajoutée pour les échantillons les moins contaminés et a permis d'atteindre des limites de quantification comprises entre 0,5 et 2 ng/L. Les pesticides adsorbés sur les tiges silicone ont été récupérés par désorption liquide puis quantifiés par UHPLC-MSMS. Les limites de quantification obtenues sont de 0,05 à 0,15 ng/tige.

III- Résultats

Lors de ce traçage, le ruissellement s'est intégralement infiltré dans les 3 premiers mètres de longueur de placette (le lysimètre D est resté sec et aucun ruissellement n'a été collecté dans la gouttière aval). L'abattement de concentrations en ions bromures et en pesticides dans le ruissellement infiltré à 50 cm de profondeur est assez faible en amont de placette (Lysimètres A et B) mais il est plus important en aval à 4 m de l'injection (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'abattement en concentration des bromures peut être expliqué par les phénomènes de dilution (avec l'eau présente dans le sol) et de rétention physique dans la micro-porosité du sol. L'écart d'abattement supplémentaire entre bromures et pesticides peut être attribué aux phénomènes de rétention chimique (adsorption) auxquels les pesticides sont soumis. Les volumes d'eau collectée plus importants dans le lysimètre B

comparativement au A, peuvent être attribués à l'hétérogénéité spatiale du ruissellement observé (arrivée rapide sur le lysimètre B) et aux apports latéraux de A vers B. Par ailleurs, la profondeur de nappe (>1,5 m) exclut toute remontée possible de la nappe dans les lysimètres.

On observe que l'eau d'infiltration rejoint rapidement la nappe (en moins d'une heure) où elle engendre un pulse de contamination dans sa zone supérieure (20 premiers centimètres sous le toit de la nappe) (Figure 4). Cette forte réactivité de surface s'accompagne cependant d'une diminution importante des concentrations dans la nappe. On observe également une hiérarchisation nette des taux d'abattement entre l'isoproturon d'une part (plus mobile) et le diméthomorphe ou le tébuconazole, d'autre part, ces deux derniers présentant des mobilités très proches.

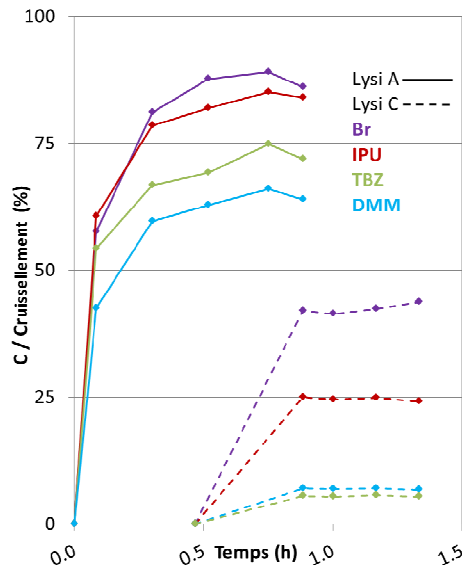


Figure 3 : Evolution dans le temps des concentrations en pesticides dans les lysimètres A et C (espacés de 4 m) exprimées en relatif par rapport à la concentration en entrée dans le ruissellement.

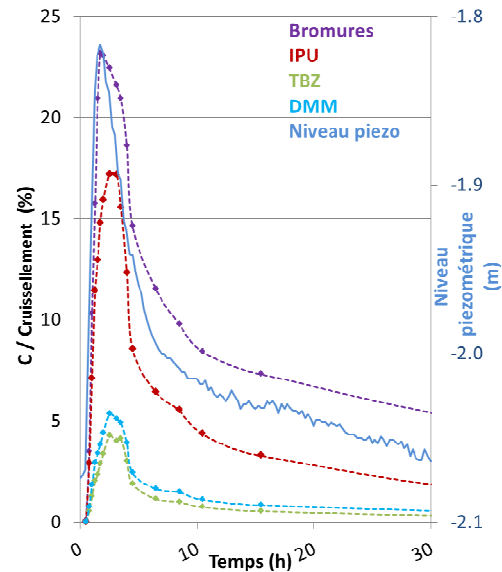


Figure 4 : Evolution dans le temps des concentrations en pesticides dans le piézomètre 2s exprimées en relatif par rapport à la concentration en entrée dans le ruissellement. Niveau piézométrique exprimé par rapport à la surface du sol.

IPU : isoproturon, TBZ : tébuconazole, DMM : diméthomorphe

Les taux d'atténuation globaux, par rapport à la concentration initiale dans le ruissellement, des concentrations en bromures et en pesticides dans les lysimètres et dans le piézomètre 2s sont donnés dans la Figure 5.

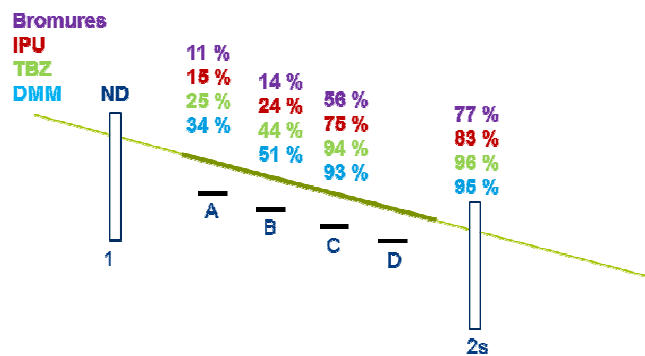


Figure 5 : Taux d'atténuation des concentrations en bromures et pesticides dans les lysimètres (A à D) et dans le piézomètre 2s relativement à la concentration initiale dans le ruissellement. Calcul effectué sur les concentrations maximales observées pendant le transfert. ND : Non Détectés.

Le recours à des échantillonneurs passifs a permis de suivre de manière semi-quantitative l'évolution de la contamination dans l'espace (de la surface vers la profondeur et selon un gradient amont-aval du versant) et dans le temps sur les trois semaines d'étude. La progression des solutés en profondeur de la nappe semble bien moindre qu'en surface (Figure 6). Par ailleurs, on observe une atténuation marquée de l'amont vers l'aval en lien avec les processus d'atténuation (dilution, dispersion et rétention physique ou chimique pour les pesticides) (Erreur ! Source du renvoi introuvable.). Enfin, la contamination s'atténue également rapidement dans le temps, une part pouvant vraisemblablement être attribuée à la dégradation et à la part de pesticides non désorbable à l'eau (Boivin et al., 2007-b) (Figure 7, Erreur ! Source du renvoi introuvable.).

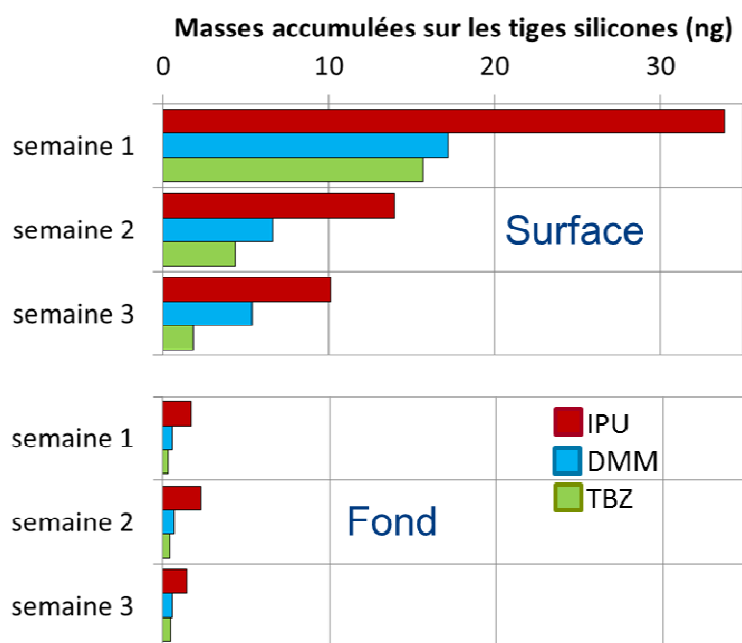


Figure 6 : Mise en évidence de l'atténuation de la contamination mesurée sur les échantillonneurs passifs de la surface de la nappe (piézomètre 2s) vers la profondeur (piézomètre 2p) au cours des trois semaines de suivi. IPU : isoproturon, TBZ : tébuconazole, DMM : diméthomorphe.

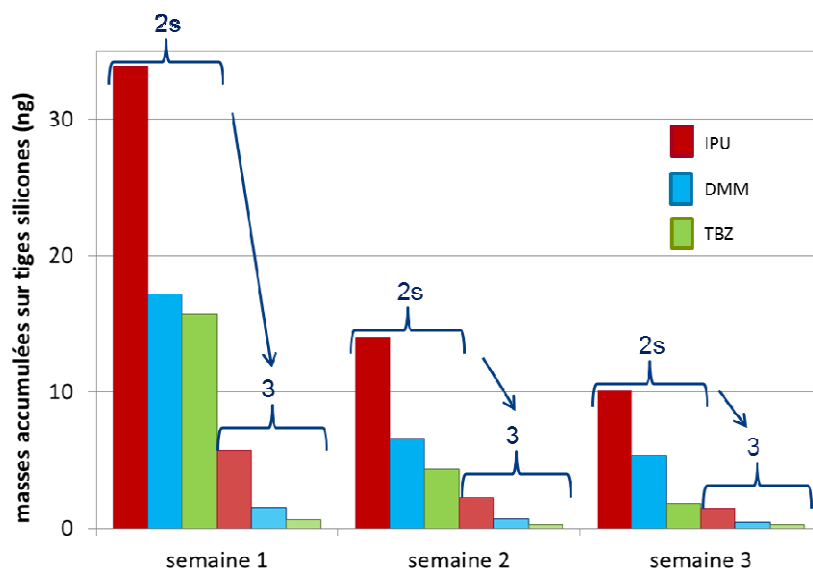


Figure 7 : Mise en évidence de l'atténuation de la contamination mesurée sur les échantillonneurs passifs selon un gradient amont (2 s : piézomètre 2s) aval (3 : piézomètre 3) au cours des trois semaines de suivi. IPU : isoproturon, TBZ : tébuconazole, DMM : diméthomorphe.

IV- Conclusion

Dans le contexte spécifique des sols sableux du Nord Beaujolais, une bande enherbée interceptant un ruissellement de surface concentré en rigole et fortement chargé en pesticides permet de réduire significativement le risque de transfert par ruissellement de surface jusqu'au cours d'eau, grâce à une infiltration rapide dans le sol. En dépit de la rapidité des écoulements en jeu, une atténuation croissante des concentrations dans l'eau infiltrée à 50 cm de profondeur est observée de l'amont vers l'aval de la bande enherbée. Divers processus peuvent être en cause (dilution, dispersion, rétention, dégradation), dont la part respective mériterait d'être mieux quantifiée. La contamination peut cependant atteindre la nappe mais à des concentrations moindres (atténuation de 83 à 96% de la concentration initiale dans le ruissellement). Ces observations mettent donc en avant l'intérêt mais aussi les limites de tels dispositifs rivulaires, qui, dans les situations à risque (nappe proche de la surface, sol très perméable) pourront nécessiter de recourir à des dispositifs de limitation des transferts plus en amont dans le versant. Les résultats semi-quantitatifs obtenus par le recours à des échantillonneurs passifs de type Tiges Silicones ont montré leur intérêt pour estimer la variation spatiale et temporelle de la contamination dans la nappe. La calibration de laboratoire en cours (calcul des taux d'échantillonnage) permettra de vérifier la comparabilité des conditions d'échantillonnage dans les différents piézomètres et si possible, de remonter à des valeurs de concentration dans l'eau. En perspective de ces travaux, il est envisagé de suivre les variations (niveaux d'eau et concentrations en pesticides) de cette même nappe en conditions naturelles, afin de vérifier notamment l'hypothèse d'un transfert plus marqué des substances à la surface de la nappe.

V- Références bibliographiques

- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., Réal B., Coquet Y., Margoum C., Laillet, Dutertre A., Gril J.J. et. Barriuso, E., 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. *Étude et Gestion des Sols*. Vol.10(4):299-312.
- Boivin A., Margoum C., Guillemain C., Ball N., Gouy V., 2007. Évolution de la disponibilité des pesticides dans une zone tampon enherbée. XXXVII^e congrès du Groupe Français des Pesticides, Bordeaux, 21-23 mai 2007.
- Boivin A., Lacas J.G., Carluier N., Margoum C., Gril J.-J., Gouy V., 2007-b. Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille catchment (Beaujolais). XIII Symposium Pesticide Chemistry - Environmental Fate and Human Health, Piacenza, Italie, 3-6 septembre 2007.
- Lacas J.G., 2005. Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Mémoire de thèse. Cemagref, Université de Montpellier II, 239 p. + annexes.
- Lacas, J.-G., Voltz, M., Gouy, V., Carluier, N. and Gril, J.-J. 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agr. Sust. Dev.* 25: 253-266.
- Lacas, J.-G., Carluier, N. and Voltz, M. 2012. Efficiency of a grass buffer strip for limiting diuron losses from an uphill vineyard towards surface and subsurface waters. *Pedosphere*. 22(4): 580-592.
- Martin A., Coquery M., Gouy V., Guillemain C., Le-Dreau M., Liger L., Peyrard X., Randon J., Margoum C., 2015. Intérêts de l'échantillonnage passif pour le suivi simplifié des transferts de pesticides dans les milieux aqueux. Actes du 45^e congrès du Groupe Français des Pesticides, INRA-Versailles, Île-de-France, 27-29 mai.

VI- Remerciements

Les auteurs remercient l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse pour son appui financier et technique. Ils remercient également M. Ducroux, viticulteur à Villié Morgon, pour la mise à disposition de la parcelle d'étude.