

Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires

Christelle Margoum¹, Véronique Gouy¹, Richard Williams² et Jenny Smith²

L'intensification de l'agriculture a engendré, dès la fin de la Seconde Guerre mondiale, une utilisation croissante des fertilisants et des produits phytosanitaires, dans le but d'améliorer les rendements et de limiter la prolifération des parasites (mauvaises herbes, insectes, rongeurs, champignons, acariens...). L'application de ces produits peut entraîner la contamination des eaux de surface et des aquifères. Ce type de pollution peut avoir une origine directe lors de rejets accidentels, ou diffuse, par ruissellement des produits épanchés sur les cultures, par écoulement des eaux de drainage ou par infiltration dans le cas des eaux souterraines. De nombreuses études soulignent en effet la présence de ces produits indésirables dans les eaux à des teneurs supérieures aux normes en vigueur. L'IFEN, 1997, a réalisé un bilan de la contamination des eaux souterraines et superficielles par les produits phytosanitaires, sur l'ensemble du territoire français. Dans ces dernières, des teneurs non négligeables en herbicides (triazines, urées substituées) sont fréquemment relevées. Le transfert diffus de polluants agricoles, très dépendant du régime des pluies, est fortement évènementiel. De nombreuses observations confirment que les plus fortes concentrations dans les eaux de surface sont observées à la suite de pluies consécutives (en durée et intensité), survenant peu après la période de traitement (Garmouma *et al.*, 1997; Gouy *et al.*, 1997; Gril *et al.*, 1992; Voltz *et al.*, 1997). La contamination des eaux provenant de bassins viticoles a été mise en évidence par

différents auteurs : Lennartz *et al.*, 1997; Munoz, 1992. Sur le bassin versant de Roujan, Lennartz a mesuré des concentrations en simazine et en diuron dépassant respectivement 40 µg/l et 200 µg/l!

Pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural, de nombreux programmes d'action se mettent en place. Ils portent essentiellement sur l'amélioration des pratiques culturales, telles que le choix plus judicieux de la dose et de la date de traitement ou le travail du sol. On peut aussi s'appuyer sur l'aménagement du territoire, par l'implantation de zones tampon (Patty, 1997), ou le raisonnement de l'emplacement et de l'entretien des haies et des fossés. Il est toutefois nécessaire de réaliser un diagnostic préalable de la situation : c'est-à-dire identifier l'origine et les voies de circulation des polluants. Ceci est indispensable pour, d'une part, localiser les zones à risque et d'autre part, repérer les aménagements possibles et optimiser leur mise en œuvre.

Le développement des recherches sur les connexions parcelle-cours d'eau permet de mieux comprendre et d'évaluer, au niveau d'un bassin de production agricole, les potentialités de transfert et de dissipation des produits dans les voies de circulation. Les fossés peuvent *a priori* avoir une fonction de courts-circuits (fonction hydraulique d'évacuation de l'eau), ou au contraire constituer des éléments de pondération de la pollution de par leur composition physico-chimique. En effet, on peut considérer

Les contacts

1. Cemagref, UR
Qualité des eaux et
prévention des
pollutions,
3 bis Quai Chauveau,
69336 Lyon Cedex 09
2. Centre for Ecology
and Hydrology,
Maclean Building,
Crowmarsh Gifford,
Wallingford,
Oxfordshire,
OX108BB, UK

que, dans des conditions à identifier et optimiser, les constituants (sédiments, végétation) peuvent favoriser la rétention des polluants, leur dégradation éventuelle, et ainsi limiter la contamination des ressources en eau.

Quelques études ont été menées aux États-Unis (Sebettich *et al.*, 1984; Triska *et al.*, 1989) afin d'évaluer le rôle des fossés dans la rétention des nitrates et des phosphates. Elles ont démontré la contribution des fossés dans la rétention des nutriments. Un programme de recherche finlandais a porté sur l'influence du curage des fossés sur différents paramètres physico-chimiques de l'eau. Manninen (1998) a ainsi observé une forte élévation du taux de matières en suspension juste après le curage, ainsi qu'une augmentation de la teneur en fer, cuivre et nutriments. Ceci conforte l'idée que le mode d'entretien des fossés peut être un facteur déterminant dans le transport et/ou la rétention des produits.

Les études entreprises depuis 1998 par le Cemagref et le CEH¹ ont pour but de définir le rôle du réseau anthropique, et plus particulièrement de la nature des substrats présents dans celui-ci et des conditions dynamiques, dans le transfert et la dissipation des produits phytosanitaires. Les premières expérimentations réalisées en conditions naturelles d'écoulement ont donné des résultats encourageants sur la fonction épuratoire d'un fossé très végétalisé (Charnay, 1998; Garon-Boucher, 1998, Williams *et al.*, 1999) vis-à-vis de molécules herbicides aux caractéristiques physico-chimiques différentes. Les travaux complémentaires présentés ci-après permettent de confirmer et d'élargir ces expérimentations à d'autres types de fossés (débit et encombrement différents).

1. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford (UK), <http://www.nerc-wallingford.ac.uk>

Matériel et méthodes

Sites expérimentaux et choix des produits

Les expérimentations de terrain se sont déroulées sur les sites de La Jaillière (Loire-Atlantique) et de Wytham (Oxfordshire).

Les sols du premier site sont essentiellement constitués de limons superficiels développés sur schistes. Le climat est océanique tempéré. Ce site comprend un réseau dense de fossés le long des parcelles cultivées et des voies de circulation; ceci est en partie dû à la forte proportion de parcelles drainées. Les principales caractéristiques des fossés étudiés sont résumées dans le tableau 1.

Le site de Wytham comporte des sols argileux assez lourds. Il est soumis à un climat océanique. Les cultures agricoles sont essentiellement des productions céréalières combinées avec de l'élevage ovin et bovin. Les deux fossés sélectionnés pour l'étude (A et B) collectent les eaux de drainage et ruissellement des parcelles cultivées alentours (figure 1). Rotations et traitements sont répertoriés et permettent de choisir les substances à rechercher dans les fossés. Leur largeur est d'environ 1 m en surface et 0,3 m à la base; la section étudiée mesure 150 m pour le fossé A et 400 m pour le fossé B.

Les produits étudiés sont tous des herbicides : Isoproturon (IPU) et Diflufenicanil (DFF) (désherbants du blé appliqués sur Wytham et La Jaillière) Diuron (DIU) (désherbant de la vigne étudié en tant que molécule aux propriétés intermédiaires sur La Jaillière). Ces trois produits présentent des propriétés physico-chimiques distinctes, notamment sur le plan de la solubilité et de l'adsorption, ce qui suppose des comportements différents dans l'environnement (tableau 2).

FOSSÉ (saison)	Encombrement : matières minérales et organiques	Débits moyen et extrêmes (l/s)*	Pente (%)	Largeur (cm)	Hauteur d'eau au centre (cm)
CHARME (hiver)	Très peu herbacé Sédiments grossiers	44 (de 42 à 45)	1	70 à 130	12 à 35
CORAUX (hiver)	Alternance végétation et sédiments fins	2,5 (de 2 à 4,6)	3 à 4	30 à 65	3 à 10
ERINE (hiver)	Végétaux verts Sédiments grossiers	1 (de 0,5 à 1,4)	2	30 à 50	4 à 6
FROUST (été)	Végétaux verts irréguliers Feuilles mortes sur 250 à 300 m	10 (de 4 à 16)	< 0,5	130 à 260	20 à 35

* : mesurés lors des campagnes.

▲ Tableau 1 – Principales caractéristiques des fossés naturels étudiés sur le site Cemagref de La Jaillière.

Protocole expérimental

SIMULATION D'ÉCOULEMENT (SITE CEMAGREF)

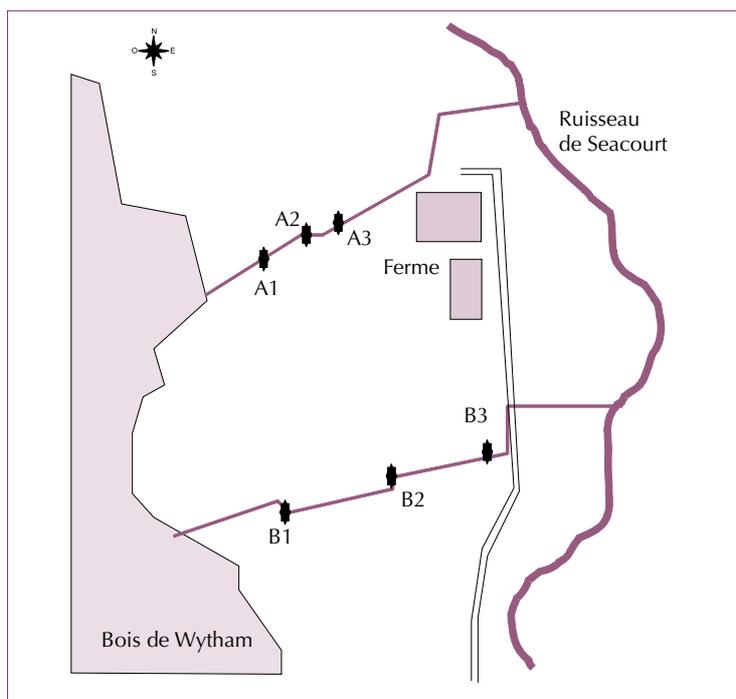
Pour chaque expérimentation, une solution aqueuse contenant les trois herbicides et un traceur est injectée dans le fossé pendant un temps défini. Des prélèvements d'échantillons d'eau sont réalisés à pas de temps fin en aval du point d'injection. La solution concentrée en phytosanitaires est obtenue à partir de spécialités commerciales (Séduron L50 et Zodiac TX, Aventis CropScience, respectivement pour le Diuron, et pour l'isoproturon et le Diflufénicanil associés). La solution d'injection est préparée par dilution de cette solution concentrée et de chlorure de potassium (KCl) dans de l'eau naturelle prélevée sur le site. Les ions chlorures sont utilisés comme traceur.

Après homogénéisation, la solution contenue dans la cuve est injectée dans le fossé à débit constant, à l'aide d'une pompe, pendant 5 à 10 mn (tableau 3). Pour chaque fossé, un conductimètre est placé aux deux points de prélèvements (trois pour FROUST). La mesure de la conductivité permet de repérer l'arrivée du flot de polluants (présence des ions chlorures). Dès que la variation de la conductivité devient significative, un litre d'eau est prélevé dans un flacon en polyéthylène téréphtalate (PET) ambré, et ceci à pas de temps fin et régulier (de 0,5 mn pour CHARME à 5 mn pour FROUST). Un deuxième échantillon (environ 100 ml) est prélevé parallèlement pour l'analyse des chlorures. Les prélèvements sont ensuite espacés lorsque la conductivité revient à sa valeur initiale.

Le débit de chaque fossé est mesuré par différentes techniques. En effet, aucune méthode facilement disponible n'est réellement efficace pour mesurer d'aussi faibles débits en conditions naturelles. Les débits sont donc estimés, suivant les cas, grâce à des méthodes par capacité, par exploration des champs de vitesses, des mesures à l'aide de déversoirs appropriés, des méthodes de dilution (chlorures et colorant).

SUIVI EN CONDITIONS NATURELLES (SITE CEH)

Une double approche a été mise en œuvre : un suivi en continu hors période de crues par un échantillonnage manuel instantané toutes les semaines, et un suivi en crue par un échantillonnage automatique asservi au débit au pas de temps de 15 minutes pour les six premiers



▲ Figure 1 – Site de Wytham.

échantillons puis toutes les 30 à 60 minutes ensuite. Dans les deux cas, les échantillons sont ramenés en moins de 48 h au laboratoire et conservés à 4 °C avant analyse.

En complément, une analyse des sédiments en place a été faite par prélèvement mensuel des deux premiers centimètres. Les échantillons sont congelés à -18 °C avant analyse.

Caractéristiques	Diflufénicanil (DFF)	Diuron (DIU)	Isoproturon (IPU)
Solubilité dans l'eau	0,05 mg/l (à 25 °C)	36,4 mg/l (à 25 °C)	65 mg/l (à 22 °C)
Koc	1990 ml/g	480 ml/g	120 ml/g
Demi-vie : DT50	105 à 210 jours	90 à 180 jours	6 à 28 jours
Écotoxicité : LC50 (96 h) truite arc-en-ciel	56 à 100 mg/l	5,6 mg/l	37 mg/l

▲ Tableau 2 – Caractéristiques physico-chimiques des herbicides étudiés : Dabene *et al.*, 1995 ; Tomlin, 1997.

	CHARME	CORAUX	ERINE	FROUST
Durée d'injection	8 mn	7 mn	5 mn	5 mn
Débit d'injection	0,5 l/s	0,5 l/s	0,06 l/s	0,4 l/s
Débit injection/débit fossé	1/80	1/6	1/10	1/25
Distances de prélèvement	50 et 100 m	50 et 100 m	25 et 50 m	100; 200 et 300 m

▲ Tableau 3 – Conditions d'injection et de prélèvements dans les fossés.

Parallèlement, le débit est mesuré toutes les 15 minutes soit au moyen de canaux Venturi (A1, A3, B1 et B3), soit au moyen d'un seuil en V. Dans les deux cas, la hauteur est enregistrée puis convertie en débit grâce à des courbes de tarage.

Les résultats présentés dans cet article sont relatifs à la période automne 1999-printemps 2000.

Méthodes analytiques

Les ions chlorures sont dosés par potentiométrie (précipitation par le nitrate d'argent selon la norme AFNOR NF ISO 9297).

Les échantillons d'eau prélevés lors des simulations d'écoulement à La Jaillière sont analysés selon une méthode développée et validée par Patty (1997). Après extraction liquide-liquide au dichlorométhane, les extraits sont dosés soit par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons (CPG/ECD) pour le DFF, soit par chromatographie en phase liquide avec détecteur ultraviolet/barrettes de diodes (CPL/UV-DAD) pour l'IPU et le DIU.

Les échantillons d'eau prélevés toutes les semaines sur le site de Wytham sont filtrés à 0,45 µm avant extraction solide-liquide sur cartouche C18. Le DFF est dosé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie

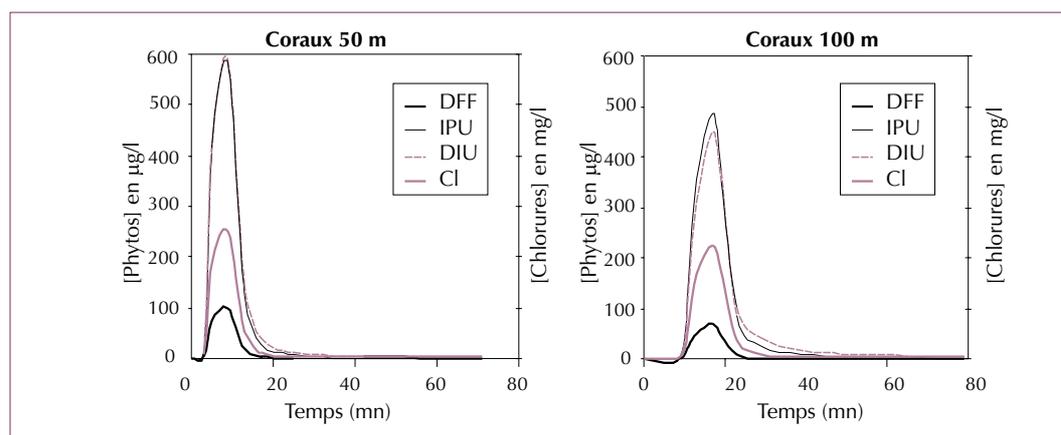
de masse (CPG/SM). L'IPU est quantifié par chromatographie en phase liquide avec détection ultraviolet (CPL/UV).

Résultats et discussion

Capacité des fossés à écrêter les pics de concentration

Pour tous les fossés, nous constatons une diminution de la concentration maximum du pic lorsque la distance augmente, en partie en raison de la dilution progressive des produits, mais pas seulement. La figure 2 montre, pour le fossé CORAUX, l'évolution des concentrations en fonction du temps à 50 m et 100 m du point d'injection. Le tableau 4 récapitule, pour chaque produit, la diminution des concentrations maximales au sommet de chaque pic entre deux points de prélèvements.

Les variations de concentrations sont très hétérogènes suivant les produits et les fossés. Pour chaque fossé, nous pouvons néanmoins comparer les valeurs obtenues pour chaque produit phytosanitaire avec les chlorures. Ces derniers sont considérés comme des traceurs parfaits, si l'on suppose qu'il n'existe pas trop d'interférences avec les ions déjà présents dans le fossé (bruit de fond). Les chlorures servent donc de repère pour les phénomènes



► Figure 2 – Évolution des concentrations dans le fossé CORAUX.

► Tableau 4 – Diminution de la concentration maximum entre deux distances de prélèvement.

Fossé	CHARME		ERINE	FROUST	
	100 m/50 m	100 m/50 m		200 m/100 m	300 m/200 m
DFF	16 %	27 %	58 %	33 %	58 %
DIU	3 %	24 %	64 %	35 %	48 %
IPU	9 %	16 %	56 %	32 %	40 %
Chlorures	0	11 %	54 %	20 %	33 %

hydrodynamiques liés à l'écoulement dans le fossé (dispersion et diffusion). On observe en général une diminution de la concentration maximale en chlorure avec la distance sur chaque fossé (sauf pour CHARME caractérisé par un temps de transfert très rapide). Cette atténuation traduit l'effet de la dispersion. Dans l'hypothèse plausible où les produits phytosanitaires subissent le même taux de dispersion que les chlorures, on constate que l'abatement de leur concentration maximale est supérieur à celui qui peut être expliqué par la dispersion. Ceci implique la contribution d'autres processus d'atténuation pour lesquels, les propriétés physico-chimiques des molécules semblent alors déterminantes dans la mesure où, en général, les taux d'atténuation sont plus importants pour les molécules à plus forts coefficients d'adsorption.

Si les concentrations doivent être prises en compte lorsqu'on s'intéresse aux effets toxicologiques, à cette échelle (fossés anthropiques à fonction agricole), il semble tout aussi judicieux d'examiner des flux de polluants transférés vers l'aval, ce qui est fait ci-dessous.

Pouvoir épurateur des fossés

L'évolution du transfert de produits entre l'amont et l'aval, en terme de flux, a été estimée dans le cas des simulations d'écoulement et lors du suivi en conditions naturelles d'écoulement.

SIMULATIONS D'ÉCOULEMENT SUR LA JAILLIÈRE

Si nous considérons que tous les produits sont transférés de façon similaire (même dilution et fuites latérales), nous pouvons calculer, pour chaque fossé, le taux de produit phytosanitaire qui est retenu par le fossé, par comparaison avec le traceur, supposé ne pas s'adsorber sur les constituants minéraux et organiques. En réalité, par le terme de « retenu », nous entendons « non retrouvé » au point de prélèvement, sans émettre aucune hypothèse sur le devenir de ces produits dans un premier temps. Les pourcentages de rétention des produits phytosanitaires sont présentés dans le tableau 5.

Ces chiffres doivent être pris comme des ordres de grandeur, en raison des incertitudes expérimentales liées essentiellement à la mesure de débit. Toutefois, pour un même fossé, nous pouvons comparer la rétention entre les produits. Ainsi, nous observons que, comme pour l'atténuation des concentrations maximales,

la rétention totale est corrélée aux propriétés physico-chimiques des molécules : le DFF, dont le coefficient d'adsorption (Koc) est le plus élevé est le produit le plus retenu. Quant à l'IPU, la quantité injectée est retrouvée entièrement dans la plupart des cas. La seule valeur de rétention significative est observée pour FROUST 300 m. Pour ce produit, seule une longueur de fossé importante (et comportant une forte proportion de matières organiques en décomposition, telles que les feuilles mortes) peut avoir un effet significatif sur la rétention. Le DIU a un comportement intermédiaire.

En revanche, il n'apparaît aucune relation directe entre la rétention observée et le débit, si ce n'est que l'on n'observe pas de rétention pour les forts débits (CHARME). Dans les autres cas, même si le débit influence forcément le temps de transfert des produits au sein de chaque fossé, il semble jouer un rôle secondaire dans la comparaison des fossés entre eux vis-à-vis de leur capacité de rétention. La composition des substrats rencontrés semble plus déterminante, cette dernière étant certes liée, à la vitesse du courant, mais aussi à l'environnement proche (présence de feuillus en particulier) et au mode d'entretien du fossé. Nous pouvons finalement admettre que les facteurs influençant majoritairement la rétention des produits phytosanitaires dans un fossé sont la surface d'échange, qui dépend principalement de la nature du substrat, et le temps de contact, qui dépend fortement du débit.

SUIVI EN CONDITIONS NATURELLES SUR WYTHAM

Les concentrations en IPU et DFF des échantillons d'eau collectés chaque semaine complétées par les concentrations mesurées en crues, toutes deux combinées avec le débit mesuré, ont permis d'évaluer les flux de produits transférés à l'amont et l'aval du fossé. 400 m séparent les points de

FOSSÉ (saison)	débit	distance	DFF	DIU	IPU
CHARME (hiver)	44 l/s	50 m	–	–	–
		100 m	–	–	–
CORAU (hiver)	2,5 l/s	50 m	–	–	–
		100 m	17 %	6 %	< 1 %
ERINE (hiver)	1 l/s	25 m	8 %	–	–
		50 m	23 %	–	–
FROUST (été)	10 l/s	100 m	28 %	–	–
		200 m	30 %	3 %	–
		300 m	70 %	39 %	34 %

▲ Tableau 5 – Rétention de chaque herbicide.

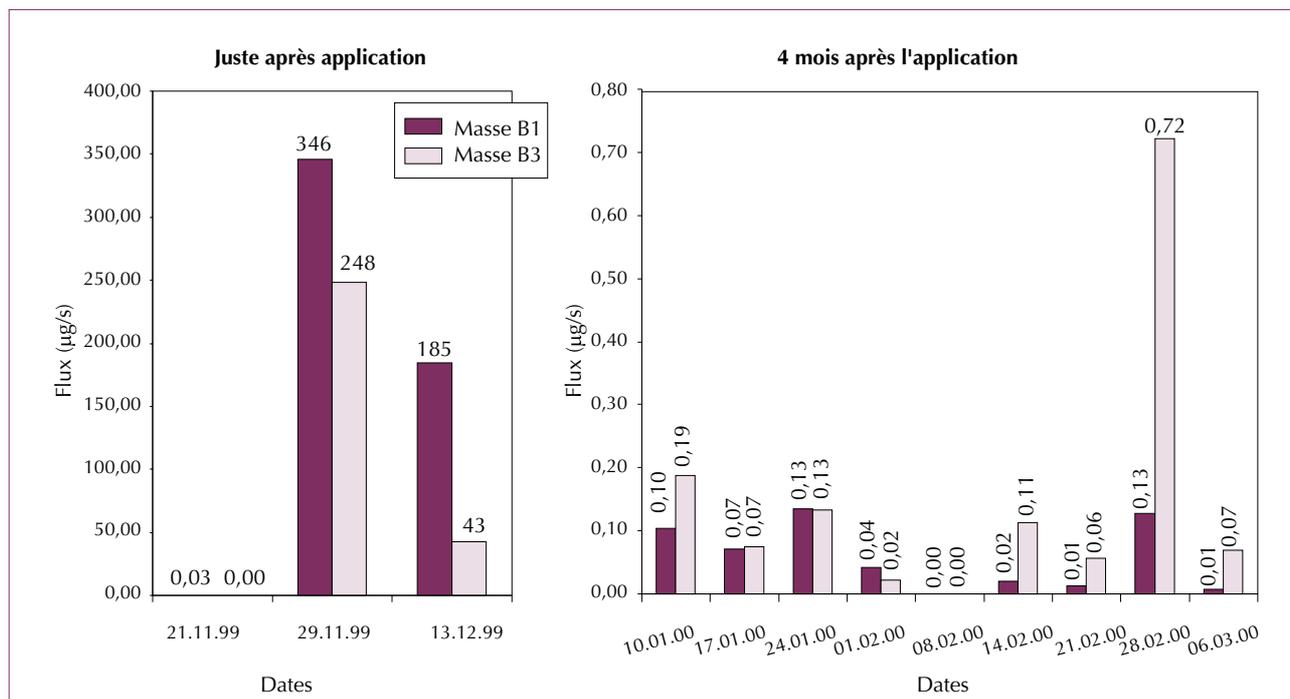
prélèvements B1 et B3. Les valeurs obtenues pour l'IPU sont présentées figure 3.

Les quantités d'IPU les plus importantes sont détectées dans les deux prélèvements suivant l'application du produit sur les cultures. De même, la perte observée entre l'amont et l'aval est significative pour ces échantillons. En revanche, lorsque les dates de prélèvements sont éloignées de l'application, nous notons une faible diminution du flux transféré dans le fossé. Trois mois après application, la quantité d'IPU retrouvée à l'aval devient même plus importante qu'à l'amont.

L'analyse des sédiments prélevés dans le fossé a montré de fortes concentrations en IPU (jusqu'à 477 $\mu\text{g}/\text{kg}$) et en DFF (jusqu'à 1642 $\mu\text{g}/\text{kg}$) dans la période suivant le traitement. Deux mois après l'application, les concentrations deviennent inférieures au seuil de quantification (10 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Ces résultats amènent à supposer deux étapes dans le transfert des produits. Dans un premier temps, juste après application, les produits transférés par la phase liquide s'adsorbent sur les sédiments, puis ils sont relargués lorsque la concentration dans la colonne d'eau diminue. Une dégradation des produits dans les sédiments peut aussi être supposée, mais son étude n'a pas encore fait l'objet d'expérimentations particulières.

À partir des prélèvements, et sous certaines réserves dues au temps de réponse très court des fossés, nous avons estimé grossièrement les flux transférés entre l'amont et l'aval du fossé en réalisant une interpolation linéaire entre deux données hebdomadaires consécutives aux deux points de prélèvement B1 et B3 et pour les deux produits IPU et DFF (tableau 6).

Cette estimation met en évidence une nette diminution du flux pour les deux herbicides entre l'amont et l'aval du fossé. Les pertes maximales estimées en IPU et DFF sont respectivement de 61 % et 57 %. Ces données montrent que le fossé permet de réduire significativement les concentrations dans l'eau de ruissellement provenant de parcelles cultivées; cette diminution ne pouvant pas être imputée au seul phénomène de dilution. Contrairement aux observations sur La Jaillière, les taux de rétention ne varient pas dans le même sens que les coefficients d'adsorption des molécules. Compte tenu du fait que leur évaluation est réalisée sur une échelle de temps plus longue (automne 1999 à printemps 2000) que sur La Jaillière (un événement), on peut supposer que se superpose l'effet de la dégradation, l'IPU ayant, certes, un plus faible Koc que le DFF, mais présentant aussi une demi-vie bien plus faible.



▲ Figure 3 – Flux d'IPU à l'amont (B1) et à l'aval (B3) du fossé.

Influence de divers paramètres

Afin de confirmer les hypothèses émises précédemment sur la nature et l'influence des différents paramètres sur la rétention lors d'un événement simulé sur La Jaillière, nous définissons un coefficient (A) pour estimer le pouvoir adsorbant théorique de chaque portion de fossé étudiée. Ce coefficient tient globalement compte de la nature du substratum (sédiments, végétaux sur pieds, végétaux morts) et de la proportion relative de chacun. Pour évaluer ce facteur, nous nous sommes basés sur des expériences de laboratoire (Margoum *et al.*, 2001). Des études d'adsorption ont permis de mesurer des coefficients d'adsorption généralement deux à quatre fois plus élevés sur les végétaux morts que sur les sédiments. Des études en microcosmes réalisés par Crum *et al.* (1994) ont montré qu'environ 40 % de l'insecticide chlorpyrifos appliqué est adsorbé par les macrophytes. Lorsque le microcosme ne contient que des sédiments, seulement 25 % du produit est retenu. En première approximation, nous donnons à chaque constituant le coefficient suivant, en estimation de son pouvoir adsorbant : 0,5 pour les sédiments ; 1 pour les végétaux verts ; 2 pour les végétaux morts.

Le coefficient A est alors calculé comme suit : $A = 0,5 \times S + VV + 2 \times VM$; où S, VV et VM représentent respectivement les taux (en % de la surface) de sédiments, de végétaux verts et de végétaux morts dans chaque portion de fossé. Les valeurs sont répertoriées, pour chaque portion de fossé, dans le tableau 7.

Comme les portions de fossés sur lesquelles est déterminée la rétention de chaque composé varie de 25 à 100 m, nous décidons de ramener chaque pourcentage de rétention à une distance unitaire de 1 m.

NATURE DU SUBSTRAT

La figure 4 (p. 62) représente l'évolution de la rétention unitaire du DFF en fonction du coefficient A, estimant le pouvoir adsorbant théorique de la portion de fossé.

Produit	Site	Flux (g)
IPU	B1 (amont)	333
	B3 (aval)	129
DFF	B1 (amont)	2,90
	B3 (aval)	1,24

◀ Tableau 6 – Estimation des flux en IPU et DFF dans le fossé B (automne 1999-printemps 2000).

A priori les critères pris en compte pour l'estimation du coefficient sont plus ou moins pertinents, puisque l'on obtient une tendance croissante entre la rétention et la valeur du coefficient A. Ce dernier est considéré comme étant lié à la fois au pouvoir adsorbant intrinsèque du substrat et à la densité de sa surface spécifique. Par ce biais, il est bien mis en évidence que la nature du substrat influence particulièrement la rétention des produits phytosanitaires.

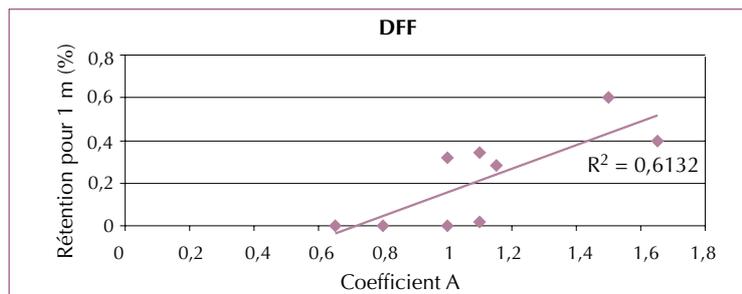
TEMPS DE CONTACT

Le temps de contact entre deux points d'échantillonnage peut être évalué par la durée qui sépare, au cours d'une même expérience, le sommet du pic de concentration entre deux distances. En fait, il s'agit plutôt d'un temps de transfert moyen, et ce paramètre ne peut tenir compte de l'hétérogénéité des vitesses sur la section du fossé puisqu'un seul prélèvement au milieu du cours d'eau a été réalisé. Toutefois, comme les fossés ne sont ni très larges, ni profonds (de quelques centimètres à 30 cm environ), nous pouvons considérer que le volume prélevé est représentatif du flot qui passe au point de prélèvement en un instant donné.

Si nous ne considérons plus le substrat sous l'angle de sa capacité d'adsorption, mais plutôt sous celui de la rugosité, nous pouvons alors mettre en évidence une relation entre la densité d'occupation du fossé et le temps de contact. Le coefficient A peut alors aussi aider à approcher cette densité d'occupation. La figure 5 met en relation ce coefficient avec le temps de contact unitaire, c'est-à-dire ramené à une longueur de 1 m, pour homogénéiser les valeurs relatives à des portions de fossés de longueur différente.

Fossé	CHARME		CORAUX		ERINE		FROUST		
	0 à 50	50 à 100	0 à 50	50 à 100	0 à 25	25 à 50	0 à 100	100 à 200	200 à 300
sédiments	70 %	60 %	50 %	40 %	0	0	10 %	20 %	10 %
végét. verts	30 %	30 %	25 %	30 %	100 %	50 %	70 %	60 %	20 %
végét. morts	0 %	10 %	25 %	30 %	0	50 %	20 %	20 %	70 %
Coefficient A	0,65	0,8	1	1,1	1	1,5	1,15	1,1	1,65

▲ Tableau 7 – Estimation du pouvoir adsorbant.



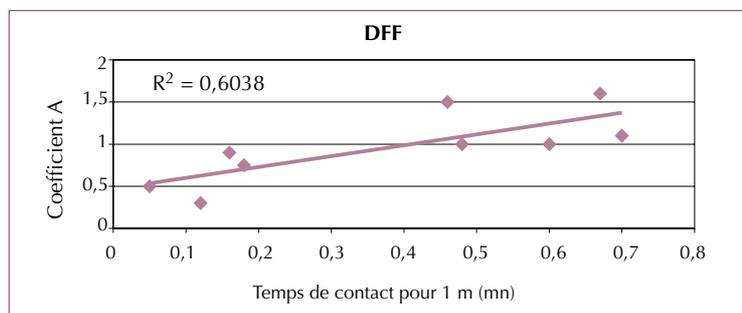
▲ Figure 4 – Relation entre la rétention du DFF et le coefficient A.

Malgré le faible nombre de données, une corrélation cohérente apparaît entre la nature du substrat et le temps de contact. En effet, plus la matrice est « compliquée », en terme de rugosité, plus le temps de contact s’allonge, ce qui devrait faciliter la rétention des produits.

Les coefficients de corrélation obtenus sur les figures 4 et 5 sont de l’ordre de 0,6. Ceci pourrait expliquer le fait qu’aucune relation directe entre la rétention du DFF et le temps de contact ne peut être mise en évidence. Pourtant, il serait logique que la rétention augmente quand le temps de contact s’allonge. On peut éventuellement supposer que, pour le DFF, la rétention est très rapide et plus ou moins indépendante du temps de contact. Cette hypothèse a été confirmée en laboratoire par des essais d’adsorption avec différents temps de contact (10 mn à 24 h). L’adsorption maximale est observée dès 10 minutes de contact (Margoum *et al.*, 2001).

Conclusion

Les simulations d’écoulement dans les fossés sur La Jaillière ont permis de suggérer le temps de contact et la nature du substrat comme les paramètres qui influencent majoritairement la rétention des produits phytosanitaires lors de leur transfert dans les fossés de connexions parcelles-cours d’eau. Toutefois, ces expérimentations



▲ Figure 5 – Relation entre le coefficient A et le temps de contact pour le DFF.

ont montré leurs limites, dans la mesure où les conditions hydrodynamiques n’ont pas pu être correctement contrôlées. En effet, la mesure des débits est extrêmement difficile pour d’aussi faibles valeurs. Nous obtenons parfois des variations de l’ordre de 50 % avec deux techniques différentes. De plus, il n’est pas possible de contrôler les apports ou pertes latéraux.

Le suivi en conditions naturelles d’écoulement sur Wytham a apporté des informations complémentaires sur le comportement des herbicides lors de leur transfert dans les fossés. Le transfert est très important juste après application; ceci confirme des travaux antérieurs (Garmouma *et al.*, 1997; Gouy *et al.*, 1997). La diminution des flux entre l’amont et l’aval du fossé est beaucoup plus nette durant cette même période. Une augmentation de la concentration à l’aval du fossé apparaît deux mois après l’application, ce qui suppose un relargage des produits adsorbés sur les sédiments. Ce dernier phénomène n’a pas pu être observé lors des simulations d’écoulement, mais des études de désorption sur les substrats organiques ont montré, au laboratoire, des taux de relargage inférieurs à 20 % pour l’IPU et 15 % pour le DFF, après une période d’adsorption variant de 5 minutes à 24 h.

Pour affiner la compréhension des phénomènes, d’un point de vue qualitatif au moins, nous réaliserons, par la suite, des expérimentations en conditions dynamiques mieux contrôlées (débit stabilisé, nature et quantité de substrat bien identifiées). Pour ce faire, nous avons conçu un canal expérimental de 8 m de long et 40 cm de large. L’utilisation d’un tel équipement devrait permettre de confirmer les hypothèses émises quant au rôle des différents paramètres. Nous supposons que la nature du substrat (richesse en matière organique et surface de contact) joue un rôle essentiel, qu’il conviendra de quantifier. Le temps et la surface de contact, issu d’un croisement entre le débit et la porosité du substrat, sont des facteurs à considérer pour optimiser les conditions de l’adsorption. En particulier, il semble essentiel de définir le niveau d’interaction colonne d’eau et substrat en recherchant s’il existe une couche limite contributive en relation, avec le débit et la hauteur d’eau au-dessus du substrat. Mais cela ne peut être mis en évidence que grâce à des essais successifs en conditions contrôlées et reproductibles. □

Le travail du CEH Wallingford a été financé par le Pesticide Safety Directorate du Royaume-Uni.

Résumé

Pour lutter contre les pollutions diffuses en milieu rural, de nombreux programmes d'action se mettent en place. Le développement de recherches sur les connexions parcelle-cours d'eau permettra de mieux comprendre le transfert et la dissipation des polluants dans ce milieu. En particulier, les fossés, structures relativement fréquentes dans les territoires cultivés, notamment drainés, peuvent à priori avoir une fonction de court-circuit hydraulique et donc faciliter le transfert des produits phytosanitaires. Ils peuvent aussi au contraire constituer des éléments de pondération de la pollution lorsque leur composition physico-chimique est susceptible de favoriser la rétention de ces molécules. Afin d'éclaircir ce dernier point, une première série d'expérimentations a été menée par le Cemagref et le CEH (Centre for Ecology and Hydrology) dans des fossés naturels. Deux sites d'études ont été retenus. Le premier se trouve dans l'Ouest de la France (ferme expérimentale de l'Institut technique des céréales et des fourrages à la Jaillière). Une solution aqueuse contenant trois herbicides aux caractéristiques physico-chimiques différentes (isoproturon, diuron et diflufénicanil), et un traceur (chlorures) a été injectée pendant quelques minutes dans chacun des fossés. Des échantillons d'eau ont été prélevés à pas de temps fin en aval du point d'injection. Le site anglais se situe sur la ferme de l'université d'Oxford à Wytham. Des échantillons d'eau ont été prélevés chaque semaine (suivi chronique) et en période de crue en plusieurs points le long du fossé pour le suivi des concentrations en isoproturon et diflufénicanil en conditions naturelles. Le débit a été mesuré parallèlement de manière à quantifier les flux de polluants.

Après dosage par chromatographie au laboratoire, les résultats indiquent une diminution du flux et de la concentration maximum du pic de polluants comparativement à un traceur. En outre, la rétention observée est corrélée aux propriétés physico-chimiques des produits, en particulier au coefficient de partage Koc. Ces premiers essais exploratoires montrent que la surface de contact (liée à la nature du substrat) et le temps de contact (dépendant essentiellement des conditions d'écoulement) entre les polluants et le substrat sont les paramètres qui influent majoritairement sur la rétention des produits phytosanitaires.

Abstract

The intensification of agriculture leads to nonpoint source pollution and contamination of surface water by pesticides. In order to limit this kind of pollution, many research programs have been developed to study and explain the different ways of pesticide transfer from fields to rivers. For example, typical landscape environments, such as buffer zones, can intercept surface runoff. Furthermore, farm ditches seem to play an important role in the transfer of nonpoint source pollution (especially in the West of France). Indeed they can either accelerate pesticide transport as hydraulic accelerators or reduce it, according to their physico-chemical characteristics (length, flow, plants, organic matter, etc.). Since 1998, Cemagref and CEH (Centre for Ecology and Hydrology) have studied the retention of pesticides by several natural ditches. Two different sites were studied. The French one is located at the ITCF (Institut technique des céréales et des fourrages) experimental farm at La Jaillière (Western France). A water solution containing three herbicides (diflufenican, diuron and isoproturon) and potassium chloride, a substance tracer, was introduced in each ditch for about five minutes. Water samples were collected in the ditches at two distances from the injection point. The second study site is located at the Oxford University farm at Wytham. Water samples were collected on a weekly basis (routine sampling) and an event basis during high water flow.

The analysis of the samples showed a reduction of the maximum concentration, compared with a tracer, and of the accumulative mass of pesticides with distance. We noted that the retention of pesticides was also linked to their own physical and chemical properties. The preliminary studies proved that the surface and time of contact between pollutants and substratum are likely to play a major role in pesticide retention.

Bibliographie

- CHARNAY, L., 1998, *Étude de la capacité de rétention des produits phytosanitaires par les fossés, Rôle des sédiments*, Rapport de DEA, univ. Claude Bernard-Lyon I, 54 p.
- CRUM, S.J.H, BROCK, T.C.M., 1994, Fate of chlorpyrifos in indoor microcosms and outdoor experimental ditches, In *Freshwater fields tests for hazard assessment of chemicals*, CRC Press, p. 315-322.
- DABENE, E., MARIE, F., SMITH, C., 1995, *Substances actives phytosanitaires : guide de lecture et recueil de fiches synthétiques, Caractéristiques utiles pour l'évaluation du comportement de quelques substances actives dans l'environnement*, ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, 173 p.
- GARMOUMA, M., BLANCHARD, M., CHESTERIKOFF, A., ANSART, P., CHEVREUIL, M., 1997. Seasonal transport of herbicides (triazines and phenylureas) in a small stream draining an agricultural basin : Mélarçhèz (France). *Water Res.*, 31, 6, p. 1489-1503.
- GARON-BOUCHER, C., 1998, *Rétention des produits phytosanitaires par les végétaux des fossés : mises au point analytiques et expérimentations de terrain*, Rapport de DEA, univ. Claude Bernard-Lyon I, 43 p.
- GOUY, V., ARLOT, M.-P., KAO, C., REAL, B., 1997, *Groupe de Travail Sites Tests : site de la Jaillière, Partenaires ISMAP Français*, Rapport final, 77 p.
- GRIL, J.-J., MAILLOUX-JASKULKE, E., FAUCHON, N., 1992. Ruissellement et transfert dans les bassins versants. *Colloque Phyt'eau : eau-produits phytosanitaires usages agricoles et connexes, Versailles, 21-22 octobre 1992*, p. 95-121.
- IFEN (Institut Français de l'Environnement), 1997, *Les pesticides dans les eaux*, Bilan 1997-1998.
- LENNARTZ, B., LOUCHART, X., VOLTZ, M., ANDRIEUX, P., 1997. Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards. *J. Environ. Qual.*, 26, p. 1493-1502.
- MANNINEN, P., 1998. Effects of forestry ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. *Boreal Environment Research*, Helsinki, 7 July, vol. 3, p. 23-32.
- MARGOUM, C., GOUY, V., MADRIGAL, I., BENOIT, P., SMITH, J., JOHNSON, A., WILLIAMS, R.J., (2001, à paraître). Sorption properties of isoproturon and diflufenican on ditch bed sediments and organic matter rich materials from ditches, grassed strips and forest soils. *The 2001 Brighton Conference*.
- MUNOZ, J.-F., 1992, *Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires. Étude d'un bassin versant viticole : L'Ardières (Beaujolais), Mise au point de méthodes analytiques de pesticides*, Th. Doct, univ. Claude Bernard-Lyon I, 175 p.
- 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*, Th. Doct. Univ. Joseph Fourier-Grenoble I, 217 p.
- SEBETTICH, M.J., KENNEDY, V.C., ZAND, S.M., AVANZINO, R.J., ZELLWEGER, G.W., 1984. Dynamics of added nitrate and phosphate compared in a northern California woodlands stream. *Water Resources Bull.*, 20, 1, p. 99-101.
- TOMLIN, C.D.S., 1997, *The Pesticide Manual*, 11^e édition, British Crop Protection Council.
- TRISKA, F.J., KENNEDY, V.C., AVANZINO, R.J., ZELLWEGER, G.W., BENCALA, K.E., 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream: channel processes. *Ecology*, 70, 6, p. 1877-1892.

VOLTZ, M., LENMARTZ, B., ANDRIEUX, P., LOUCHART, X., ROGER, L., LUTTRINGER, M., 1997. Transfert de produits phytosanitaires dans un bassin versant cultivé méditerranéen : analyse expérimentale et implications pour la modélisation. *Actes du Séminaire national Hydrosystèmes/Groupe français des pesticides, Nancy, 22-23 Mai 199*, Cemagref Éditions, p. 116-126.

WILLIAMS, R.J., WHITE, C., DREYMANN, S., GOUY, V., GARON-BOUCHER, C., SOUILLER, C., 1999. Fate and behaviour of pesticides in farm ditches. *The 1999 Brighton Conference, Weeds*, p. 675-680.

Photo – C. Margoum (Cemagref)

