

FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT DU PHOSPHORE

Les informations qui suivent sont, pour l'essentiel, tirées d'un rapport sur cette question, réalisé pour le CORPEN (Dorioz et al. 2002) et de la publication récente qui en est tirée (Dorioz et al. 2006). Précisons que ce travail traite spécifiquement des zones tampons enherbées ; il paraît néanmoins assez aisé d'en tirer également des conclusions concernant les zones boisées.

On peut aussi consulter la fiche technique sur les zones tampons et le phosphore de l'Observatoire de l'eau en Bretagne (1).

1. Données de bases sur la dynamique du phosphore en territoire agricole

1.1. Les formes du phosphore

Le phosphore est présent dans l'environnement sous forme de composés divers, minéraux et organiques. Dans le sol l'essentiel est porté par la phase solide, la solution avec laquelle des échanges permanents s'opèrent n'en contenant qu'une infime partie. Contrairement à l'azote, P n'a pas de forme gazeuse quantitativement significative ce qui conduit à lui attribuer un caractère « conservatif » à l'échelle de l'écosystème terrestre. Rappelons qu'en chimie des eaux (et dans ce qui suit), les mesures de P sont exprimées en P-élément et non en P_2O_5 comme c'est l'usage en agronomie (2).

Le phosphore est présent dans les eaux sous forme dissoute (Pdis) ou particulaire (Ppart) ; l'ensemble constitue le phosphore total (Ptot). La distinction entre le Pdis et le Ppart est fondée sur une technique de séparation : Ppart est la fraction qui est retenue sur un filtre dont les pores ont habituellement une taille de $0,45 \mu m$; Pdis est celle qui ne l'est pas (tableau 4.1).

Outre son avantage évident du point de vue analytique, cette définition est justifiée par le fait que les très fines particules (colloïdes) dont la taille est inférieure à cette limite ont un comportement hydrodynamique proche de celui des solutés.

Pdis comprend des ions phosphoriques (HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^{-}$), des polyphosphates et de multiples molécules organiques (ATP, ...).

Ppart est occlus dans les particules organiques ou minérales ou fixé à leur surface. Le fer, l'aluminium et le calcium sont les éléments abondants dans tous les sols qui présentent la plus grande affinité pour le phosphore.

(1) Sur le site www.eaubretagne.fr

(2) Le rapport P_2O_5/P est de 2,29

1.2. La biodisponibilité du phosphore

Qu'il s'agisse du phosphore du sol, des sédiments ou des particules en suspension dans l'eau, tout n'est pas disponible pour l'alimentation des végétaux. Les spéciations utilisées et normées pour le suivi du P dans les eaux fournissent une représentation parfois très simplifiée de la grande diversité des composés de P que l'on y rencontre. Une spéciation plus poussée ne permettrait pas toutefois de fournir des informations décisives sur les 2 propriétés clés du comportement du P dans l'environnement :

- sa concentration dans la phase liquide correspondant à la disponibilité à court terme pour les végétaux ;
- sa capacité à fournir des ions phosphoriques, assimilables par les végétaux, et à entretenir cette fourniture grâce à des transferts provenant d'autres formes de P. Elle correspond au pouvoir tampon du P de la phase solide qui rend compte de la disponibilité à long terme de l'élément.

La biodisponibilité est un concept relatif à la possibilité pour le phosphore d'être absorbé par un organisme vivant. Elle est estimée en conditions standards par des tests biologiques ou des méthodes physico-chimiques, éventuellement calées sur ces tests (Hanna et Dauta 1983). La plupart des méthodes mises en oeuvre déterminent une biodisponibilité potentielle dont il a été montré qu'elle dépend du temps (Fardeau, 1996 ; Morel et al., 2000). Quoiqu'il en soit, biodisponible ne signifie pas « bio utilisé », l'absorption effective nécessitant des conditions favorables d'autre nature (température, éclairage ...).

Le phosphore dissous est considéré comme totalement biodisponible. Il est assimilé par les végétaux, lors des périodes d'activité biologique mais peut aussi être fixé par des particules en suspension ou précipité. Toutes ces transformations biologiques et physico-chimiques aboutissent à fabriquer du P-particulaire qui sédimente et contribue finalement à enrichir les sédiments en phosphore (Barroin, 1988).

Le phosphore particulaire est soumis avant tout à une dynamique de sédimentation qui n'exclut pas une interaction avec les végétaux. Du phosphore particulaire peut être assimilé mais cette bio-utilisation reste en général partielle du fait de limitations dues notamment à la disponibilité du P dans les particules solides.

Dans les eaux comme dans les sols, formes dissoutes et particulaires ne se contentent pas de « cohabiter » : **les distributions du phosphore entre phases sont régies par des équilibres propres aux réactions d'échanges ioniques ou de dissolution-précipitation**. Ces réactions ne sont pas instantanées et les rapports de concentration observés entre les formes de P dépendent aussi de la cinétique de ces diverses réactions.

Quand l'essentiel du P apporté au milieu aquatique provient d'origines diffuses, les formes particulaires sont en général dominantes. Les propriétés du Ppart sont alors des facteurs

de contrôle de l'état du milieu récepteur. Elles varient selon la taille des particules, leur teneur en phosphore total en CaCO_3 , en oxydes de fer, en matière organique, ... Ces propriétés sont en relation avec l'origine des particules, voire avec la gestion et la fertilisation des terres dont ils proviennent (Latreille et al., 1993).

La teneur en P-biodisponible des eaux de ruissellement provenant de parcelles cultivées est très variable. Sur des parcelles de céréales, Källquist et Berge (1990) ont observé des valeurs variant de 1 à 7. Malgré cette forte variabilité la teneur en P-biodisponible était au moins 2 fois plus élevée que celle des eaux ruisselant sur des zones naturelles. En région calcaire, dans le bassin lémanique, des ordres de grandeur similaires sont observés : le phosphore associé aux sédiments de zones naturelles forestières est environ deux fois moins biodisponible que le phosphore associé aux sédiments provenant de l'érosion des sols cultivés (Dorioz et al., 1998). Mais ce dernier est lui-même nettement moins biodisponible que les sédiments de la rivière chargés de phosphore par des rejets d'eaux usées. Face à cette variabilité, Sharpley et Smith (1990) ont considéré qu'une proportion constante de 20% de phosphore particulaire sous forme biodisponible pouvait être retenue pour une approche opérationnelle. Les résultats obtenus dans la zone lémanique par Jordan-Meille (1998) conduisent au même type de simplification : dans un contexte physico-chimique donné (sédiments calcaires oxydés) la biodisponibilité potentielle du P-particulaire augmente régulièrement avec la teneur en phosphore total et la teneur en phosphore labile.

æ	Fraction désignée	Principaux types de composés	Biodisponibilité potentielle en conditions standards
T O T A L E A U B R U T E	P total eau filtrée ($< 0,45 \mu\text{m}$)	Orthophosphates P organique Triphosphates	forte (proche de 100 %) immédiatement ou après action d'exoenzymes
	P particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$)	P labile ("fixé", facilement échangeable ou hydrolysable ou solubilisable)	forte et à court terme
		P minéral constitutif de composés avec Fe, Ca, Al	très variable et à long terme
		P organique constitutif des substances humiques	moyenne et à long terme

Tableau 4.1 Spéciation du phosphore dans les eaux et les sédiments (Dorioz 2002, d'après Logan 1982, modifié)

1.3. Stock et flux de phosphore

◆ Dans les sols (figure 4.1)

En moyenne, le sol contient 500 à 1000 mg P/kg (soit 2 à 4 t/ha) dans sa couche cultivée. La teneur dans les couches sous-jacentes est en général plus faible. Moins de 0,1 % de ce P est présent dans la solution du sol dont la concentration est généralement inférieure à 1 mg P.L⁻¹, ce qui correspond à environ 0,3 kg P /ha. Le reste du P se trouve sous forme organique (environ 10 %) ou fixé sur les oxydes de fer et d'aluminium ainsi que sur le calcaire actif lorsqu'il est présent.

La capacité d'un sol à retenir le phosphore a toutefois des limites qui dépendent de des caractéristiques physico-chimiques et de son état d'enrichissement par les fertilisants de nature diverse (engrais, lisiers, fumiers, boues de stations d'épuration ...).

Les végétaux et les bactéries absorbent P sous forme d'ions H₂PO₄⁻ ou HPO₄²⁻. Les quantités de phosphore mises en jeu chaque année au niveau des cultures (apport de la fertilisation et exportation par les cultures) sont faibles par rapport au stock de P total : 1 % dans l'exemple de la figure 4.1.

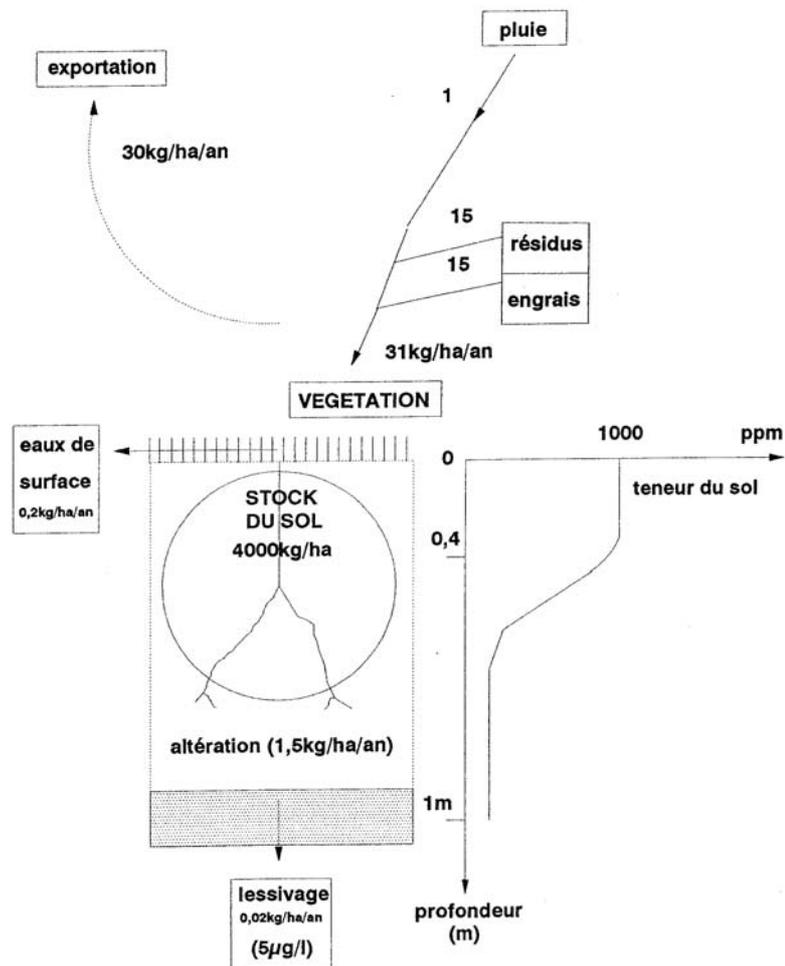


Figure 4.1 Flux et stock de phosphore (Dorioz, 2002)

◆ Transfert du sol vers les eaux

Les flux annuels à l'exutoire de bassins versants « naturels » (forêts, alpages, ...) sont extrêmement faibles, en général très inférieurs à 0,1 kg P/ha, et constitués essentiellement de Ppart, très peu biodisponible. Pour les bassins versants agricoles, les quantités annuelles transférées vers les eaux varient entre 0,1 et 2,5 kg P/ha (Dorioz et al. 2002). Ces quantités sont faibles par rapport au stock de P dans les sols, mais les plus élevées représentent un risque d'eutrophisation, d'autant plus élevé que la part de P dissous est élevée et que le P particulaire est biodisponible. Le système de culture joue un rôle prédominant, notamment par le biais de la couverture du sol par les cultures ou leurs résidus (limitation de l'érosion) et par celui des apports de phosphore, des engrais ou des effluents, et des modalités de son application.

Le ruissellement est la voie principale du transfert du P dans la grande majorité des parcelles cultivées. Néanmoins, les écoulements hypodermiques débouchant sur les fossés ou les cours d'eau peuvent véhiculer des quantités significatives de phosphore (Belamie 1986, Mathieu 1996, Catt et al 1998). Dans les sols drainés, le transfert du phosphore par les eaux de drainage, via les voies de circulation préférentielle de l'eau et les drains, se substitue en grande partie aux pertes par ruissellement et par circulation hypodermique (Catt et al 1998, Turtola 1999, Bilotta et al 2007).

Par contre, les transferts vers le sous-sol semblent insignifiants: les teneurs identifiées par le BRGM dans les nappes et sources métropolitaines restent inférieures à 0,015 mg/L (Dorioz et al. 2002).

A l'exception du phosphore véhiculé par des eaux qui s'infiltrent profondément et cheminent lentement dans les sols **les transferts de phosphore sont principalement liés à l'hydrologie et aux états physique et chimique de la couche de surface des sols.**

◆ Enrichissement progressif du ruissellement en phosphore

L'eau de pluie se charge tout d'abord de P au contact des feuillages (pluviolessivats), puis extrait du P à partir des particules et des débris végétaux qui recouvrent le sol. Lors du ruissellement, l'eau interagit avec la couche de sol superficielle dont l'épaisseur n'excède pas quelques mm. Elle en détache des particules solides qu'elle entraîne en même temps que les solutés, dont le P dissous, présents dans la solution du sol avec laquelle elle se mélange. A ce niveau, la concentration de P, surtout du Pdis, peut atteindre 0,2 à 0,5 mg/L. Lorsque l'érosion est sévère, dans le cas du ravinement notamment, des quantités importantes de particules sont arrachées, parfois jusqu'à des profondeurs de plusieurs cm. A ce niveau, le Ppart domine, sa concentration pouvant atteindre quelques mg P / L, voire quelques dizaines de mg P /L en conditions extrêmes (Angélie 1996).

A l'échelle du bassin versant, d'autres phénomènes entrent en jeu, en particulier :



- ◆ le phosphore particulaire suit les phases de dépôt et de remises en mouvement des particules solides provenant de l'érosion sur les versants. Le fractionnement granulométrique qui en résulte conduit à l'enrichissement progressif des sédiments en particules fines vers l'aval ;
- ◆ le P_{dis} peut être fixé par les particules solides en cours de transport ;
- ◆ la libération de phosphore dissous peut se produire dans les zones de bas fonds humides, soumises à des conditions réductrices.

2. Les mécanismes de rétention du phosphore dans une zone tampon

Les informations présentées ci-dessus, confrontées à celles des chapitres précédents mettent en évidence les mécanismes de rétention du phosphore dans une zone tampon.

La rétention du phosphore dissous dépend essentiellement de l'infiltration et de sa fixation sur des phases solides, principalement les composés du fer, de l'aluminium et du calcium présents dans le sol. Une partie peut être fixée à la surface du sol, ou organisée mais est susceptible d'être relarguée ultérieurement : il n'existe pas, à notre connaissance, d'expérimentation ayant permis d'évaluer ce phénomène.

Le phosphore particulaire suit le devenir des particules. La rugosité de la zone tampon et l'infiltration qui s'y produit réduisent la capacité de transport du ruissellement, ce qui provoque la décantation des particules et de leur charge de P : ce sont donc les facteurs clés de sa rétention.

Les particules fines étant plus riches en phosphore que les particules grossières, il est prévisible que les zones tampons soient moins efficaces que la terre érodée pour retenir le phosphore.

Dans les zones anoxiques, la concentration de P_{dis} en sortie peut même être plus grande qu'en entrée, comme l'illustre la figure 4.2 (Bidois 1999).

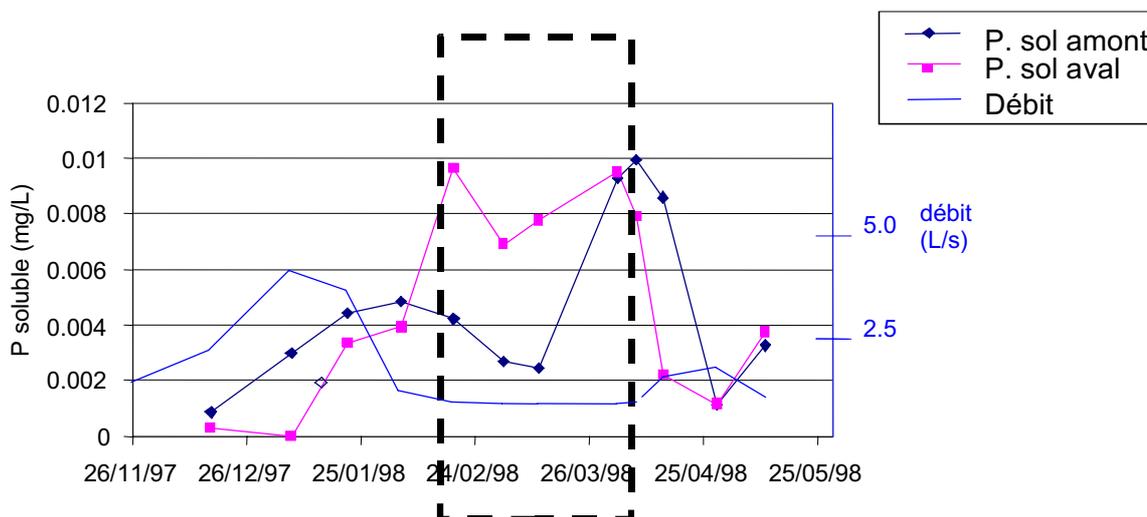


Figure 4.2 Évolution du P dissous entre l'amont et l'aval d'une prairie humide rivulaire (Bidois, 1999)

Plus l'infiltration est importante, plus le piégeage le sera également : ainsi, les bandes enherbées anciennes qui structurent fortement le sol (sous réserve qu'elles conservent leur densité de tiges) seront plus efficaces que les plus récentes. Les zones tampons boisées ont le même intérêt, même si elles constituent généralement un filtre médiocre pour cause de faible densité : on retrouve donc l'intérêt de l'association zone enherbée + zone boisée, déjà signalé au chapitre précédent et qui est discuté au chapitre 2.

Enfin, il faut noter que la rétention du phosphore particulaire déposé pendant un épisode de ruissellement ne sera effective que si la période de repos avant l'épisode suivant est assez longue pour permettre la stabilisation des dépôts sous l'effet de l'assèchement et la pousse de la végétation, en particulier le tallage, dans le cas des graminées (Dorioz et al. 2006).

3. L'efficacité des zones tampons vis-à-vis de la rétention du phosphore

◆ Les performances des zones tampons

Le tableau 4.2 rassemble des résultats obtenus sur des parcelles expérimentales, dans des conditions variées. Comme celles du tableau 3.1, on doit donc les considérer avec prudence (voir encadré, § 3.1. du chapitre 3). Les principaux constats sont les suivants.

En moyenne, l'efficacité vis-à-vis du phosphore dissous est assez faible (20 à 30 %), avec une forte dispersion et même des valeurs négatives qui confirment la possibilité de relargage.

Pour le phosphore particulaire, cette efficacité est bien supérieure, comme on pouvait le prévoir et varie entre 50 et 97 %. Si l'on considère la fraction biodisponible du P particulaire l'efficacité des zones tampons pour sa rétention varie entre 8 et 97 %.

Cette propension du phosphore à être remobilisé s'ajoute au fait qu'il n'est ni dégradé ni volatilisé à la différence des produits phytosanitaires et de l'azote. En outre l'infiltration des eaux de ruissellement ne garantit pas que le phosphore ne parviendra pas dans le cours d'eau si la zone tampon jouxte celui-ci. En effet les zones non cultivées sont généralement propices au développement d'un abondant réseau de voies de circulation préférentielles qui assurent un transfert rapide des solutés et de particules vers la profondeur ou les exutoires. Par ailleurs leur rôle de barrière conduit naturellement à leur enrichissement en phosphore. (Cf. figure 2.4).

Le relargage du Pdis retenu dans les zones tampons est en outre lié à l'activité biologique et à l'entraînement de résidus végétaux ou de litière.

L'amendement calcique d'une zone tampon pourrait contribuer à la précipitation du phosphore sous forme apatitique (si le pH eau >6,0) et diminuer les risques de sa re-mobilisation. Toutefois ce phénomène est lent et il n'existe pas, à notre connaissance, d'expérimentation.

FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT DU PHOSPHORE

ANNEXE A.4

tations permettant de quantifier cet effet dans une zone tampon. L'apport de sels d'aluminium semblerait plus efficace de ce point de vue.

La fauche des zones herbeuses permet d'exporter une partie du phosphore retenu et de freiner en partie son accumulation. Il en est de même pour les boisements quand le bois est coupé, celui-ci ne permettant d'exporter toutefois que de faibles quantités par rapport aux stocks en jeu.

Ainsi, à long terme la capacité de rétention du phosphore par une zone tampon est inévitablement limitée. Néanmoins, si les caractéristiques du milieu (infiltration, épaisseur et qualité du sol, position sur le versant, ...) sont favorables, cette limite peut apparaître tardivement.

Il reste que pour le phosphore, plus encore que pour tous les autres paramètres étudiés ici, la solution radicale est de limiter les apports au minimum nécessaire et de le retenir à la source, en adaptant la fertilisation à la richesse du sol et en agissant sur la limitation du ruissellement dans la parcelle agricole.

Auteurs	Largeur (m)	Pente (%)	Efficacité P-total (%)	Efficacité P-dissous (%)	Efficacité MES(%)
Cole et al. 1997	2.4 et 4.9	6		93	
Doyle et al. 1977	4	10		8 à 62	
Dillaha et al. 1986a	4.5 et 9.1	5-11-16	58 à 69		
Dillaha et al. 1989	4.6 et 9.1	5-11-16	49 à 93	-83 à 69	53 à 98
Leed et al. 1994	4.5 et 9	11-16 3-4	61 à 79 27 à 46		
Magette et al. 1989	4.6 9.2	Non précisé	27 46		66 82
Uusi-Kämpä et al. 2000	5 et 10	Non précisé	27 à 97	-64 à 14	
*Syversen, 1992	5 – 10	Non précisé		95 à– 65	
Schmitt et al. 1999	7.5 et 15	6-7	48 à 79	19 à 50	63 à 93
Patty et al. 1997	6, 12 et 18	7-10-15		22 à 89	
Syversen, 1995	5; 10 et 15	7-14-28	45 à 73	0 à 88	61 à 91
Schellinger and Clausen, 1992	23	2	12	6	33
Schwer and Clausen, 1989	26	2	89	92	95
*Edwards et al. 1983	30	Non précisé	45 à 49		

*auteurs cités par Patty (1997)

Tableau 4.2 Performances des zones tampons enherbées vis-à-vis de la rétention de P (Dorioz, 2002)

◆ La largeur de la zone tampon

Vought et al. (1995), en étudiant le fonctionnement de zones tampons rivulaires, constate une rétention de 66 % de la charge de phosphore total après une traversée de 8 m et de 95 % après 16 m.

Syversen (1995) considère qu'une largeur de 5 à 12 m est suffisante pour retenir le phosphore particulaire. Selon Schmitt et al. (1999), une largeur de 15 m permet de retenir une proportion suffisamment importante du phosphore dissous (60 %) – sans tenir compte du relargage.

Indirectement, on peut en conclure qu'une telle largeur doit présenter une efficacité au moins équivalente pour la rétention des particules fines.

Références citées

- ◆ ANGÉLIAUME A., 1996. Ruissellement, érosion et qualité des eaux en terres de grandes cultures. Thèse Univ. Lille – ENS/CNRS. 251 p.
- ◆ BARROIN G., 1988. Estimation du métabolisme du phosphore dans le Léman. Eutrophication and Lake restauration. Balvay ed, INRA
- ◆ BELAMIE R., 1986. Les bassins versants agricoles et ruraux : outils pour la connaissance et le contrôle de la pollution par l'azote et le phosphore. Journée bassins versants, Paris (25 février 1986). Mission Eau-nitrates, Ministr. Envir. 10 p.
- ◆ BIDOIS J., 1999. Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité de l'eau : expérimentation et modélisation. Thèse d'université de Rennes1. 214 p. et annexes
- ◆ BILOTTA G.S., BRAZIER R.E., BUTLER P., GRANGER S., HAYGARTH P.M., 2007. The influence of subsurface drainage on sediment and phosphorus export from intensively managed grassland. Geophysical Research Abstracts, n° 9.
- ◆ CATT J.A., HOWSE K.R., FARINA R., BROCKIE D., TODD A., CHAMBERS B.J., HODGKINSON R., HARRIS G.L., QUINTON J.N., 1998. Phosphorus losses from arable land in England. Soil Use and Management 14: 168-174.
- ◆ DORIOZ J.M., WANG D., POULENARD J., TRÉVISAN D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics ; a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. Agriculture, Ecosystems and Environment., 117, pp. 4-21.
- ◆ DORIOZ J.M., VANSTEELANT A., 2002. Les dispositifs enherbés : outil de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole ? Rapport pour le CORPEN. 63 p.
- ◆ DORIOZ J.-M., 1998. Variations des propriétés physico-chimiques et de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant. Water Research, 32 (2), pp 275-286.
- ◆ FARDEAU J.-C., 1996. Dynamics of phosphate in soils. An isotopic outlook. Fertilizer Research 45: 101-109
- ◆ HANNA M., DAUTA A., 1983. Bioassays: a comparative study of three parameters related to phosphorus bioavailability. Annals of Limnology 19 (1): 59-66

FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT DU PHOSPHORE

ANNEXE A.4

- ♦ JORDAN-MEILLE L., 1998. Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie*, 18, pp. 5-26.
- ♦ KALLQVIST T., Beige D. ,1993. Biological availability of phosphorus in agricultural runoff compared to other phosphorus sources. *Verh. Int. Verein Limnol*, 24, 214-217.
- ♦ LATREILLE A., 1993. La pollution diffuse : une évaluation pour la grande région de Montréal. *Science et techniques de l'eau*, pp. 103-107.
- ♦ MATHIEU, 1996. contribution à l'étude des transferts de P dans un bassin rural. EPFL Lausanne, dép. Génie rural, 58 p.
- ♦ MOREL C., TUNNEY H., PLÉNET D., PELLERIN S., 2000. Transfer of phosphate ions between soil and solutions: perspectives in soil testing. *Journal of Environmental Quality* 29: 50-59
- ♦ PATTY L., REAL B. AND GRIL J. -J. 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water, *Pesticide Science* 49. 243-251.
- ♦ SCHMITT T. J., DOSSKEY, M. G. AND HOAGLAND, K. D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants, *Journal of Environmental Quality* 28, pp.1479-1489.
- ♦ SYVERSEN N.199. Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in Southern Norway. In *Proceedings of the international workshop ; Neri report n° 178*, pp. 19-31.
- ♦ TURTOLA E, 1999 – Phosphorus in surface runoff and drainage water affected by cultivation practices. Thesis University of Helsinki, p. 277-293.
- ♦ VOUGHT B.-M. L., G. PINAY, et al., 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31 (1-3):323-331.



FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT HYDRIQUE DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

1. Présentation succincte du transfert hydrique des produits phytosanitaires (figure 5.1)

1.1. Application des produits phytosanitaires et dispersion aérienne

Pour une présentation complète et récente des mécanismes de transfert des produits phytosanitaires dans l'eau (et l'environnement en général) on renverra aux documents de l'expertise scientifique INRA – Cemagref ⁽¹⁾.

Comme pour les chapitres précédents, on se contentera d'un bref rappel destiné à mettre en évidence les points essentiels concernant le rôle des zones tampons vis-à-vis de ces substances.

Les produits phytosanitaires sont appliqués à des époques particulières, en fonction à la fois du cycle de la culture à protéger et des organismes à contrôler. La quantité de substance active appliquée dépend de la substance (variant du gramme au kilogramme/ha, à titre d'ordre de grandeur) et de la culture. Comme pour les médicaments, le produit commercial utilisé contient une ou plusieurs substances actives, ainsi que des adjuvants servant à optimiser l'efficacité du produit. Celui-ci est appliqué, le plus souvent par pulvérisation, dispersé dans un certain volume d'eau.

La cible du traitement peut être le sol ou les parties aériennes des végétaux. Inévitablement, une partie du produit appliqué n'atteint pas cette cible : en particulier, les gouttelettes de pulvérisation peuvent être entraînées hors de la parcelle : c'est le phénomène de dérive (drift), susceptible de contaminer directement les éventuelles eaux de surface situées à proximité. Le rôle des zones tampons vis-à-vis de cette contamination fera l'objet de l'annexe A-7.

(1) Pesticides, agriculture et environnement : réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux (sur le site de l'INRA). Voir la synthèse et, pour plus de détail, le chapitre 3 du rapport. On pourra également lire Grébil et al (2001) et Voltz et al. (2001).

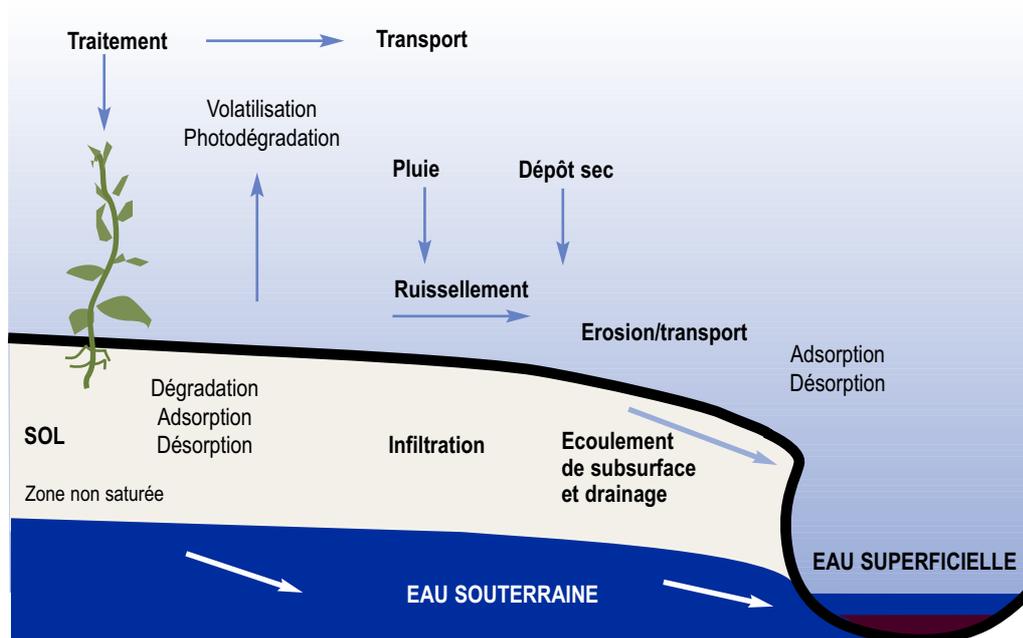


Figure 5.1 Schéma général de transfert des produits phytosanitaires (CORPEN)

1.2. Rétention et dégradation dans le sol

La pluie entraîne une partie des produits appliqués sur les parties aériennes, qui rejoint celle qui est présente sur le sol. Dans un premier temps, l'humidification favorise la pénétration des substances présentes sur la surface dans les agrégats du sol ; inversement, si l'état d'humidité est suffisant pour provoquer du ruissellement ou de l'infiltration très rapidement après l'application, ces substances sont entraînées facilement. Apparaît dès cette phase le rôle joué par les deux propriétés fondamentales des molécules qui conditionnent leur devenir :

- Le coefficient de partage eau-sol (K_d), qui règle l'équilibre entre la fraction de produits phytosanitaires en solution et la fraction adsorbée sur le sol. La majorité des substances sont des molécules organiques non ionisées et peu polaires qui ont une affinité avec la matière organique. D'autres sont des molécules polaires ou ioniques qui ont surtout une affinité avec le complexe argilo-humique. Compte tenu du rôle essentiel de la matière organique et pour caractériser au mieux la capacité d'adsorption indépendamment des propriétés du sol test, on utilise plutôt comme paramètre le K_{oc} (K_d /taux de carbone, exprimé en L/kg). Celui-ci varie considérablement suivant les molécules : de quelques unités à plus de 100 000. Elle est déterminée par des tests standardisés de laboratoire (« batchs »).
- A part quelques métaux comme le cuivre, les produits phytosanitaires sont des molécules organiques, susceptibles de se dégrader plus ou moins rapidement, en fonction des conditions du milieu, principalement sous l'effet de la température et de l'humidité : il s'agit surtout de processus microbiologiques (d'où un rôle important joué par la matière organique) et de la nature de la molécule. A terme, cette dégradation conduit théoriquement à une

minéralisation totale ; mais il existe bien entendu des étapes intermédiaires, les premières conduisant à la formation des métabolites, eux-mêmes susceptibles de constituer une pollution au même titre que les molécules mères.

En pratique, la dégradation in situ est difficile à approcher ; on l'estime de deux manières :

- ◆ en laboratoire : il s'agit strictement de dégradation, mais dans des conditions standardisées assez éloignées des conditions de terrain ;
- ◆ au champ : dans des conditions naturelles, mais sans pouvoir distinguer la fraction réellement dégradée de celle qui est transportée par lessivage ou volatilisation : on parle alors de « dissipation ».

Dans les deux cas, on l'estime classiquement par le temps de demi-vie (DT50), mesuré en jours : temps nécessaire pour la disparition de la moitié de la quantité appliquée. Celle-ci est également très variable : de quelques jours à quelques centaines selon les molécules.

Ces deux grandeurs sont disponibles pour pratiquement toutes les molécules phytosanitaires, car elles servent à l'évaluation du risque de transfert dans le cadre de leur homologation.

Rétention et dégradation ne sont pas des phénomènes indépendants : la rétention conditionne la disponibilité des substances pour leur dégradation : c'est le couple rétention – dégradation qui détermine la mobilité des substances.

1.3. Transferts par ruissellement et infiltration dans la parcelle

Le ruissellement et l'infiltration entraînent les produits disponibles, en solution ou fixés sur les particules et les agrégats qui sont eux-mêmes entraînés.

Dans la grande majorité des cas, le transport dans le ruissellement se fait largement plus sous forme dissoute (au sens large, incluant les colloïdes et les très fines particules : voir le chapitre précédent) que sous forme particulaire : sauf dans le cas de molécules à Koc très élevé, **le transfert superficiel des produits phytosanitaires est à mettre en relation avec l'importance du ruissellement, beaucoup plus qu'avec celle de l'érosion.**

L'importance du partage des flux de produits phytosanitaires entre transfert superficiel, sub-superficiel et souterrain profond est fonction de celui de l'eau dans une situation donnée. Néanmoins, à volume égal, ces flux sont plus importants en surface du fait d'un moins bon contact entre la matrice du sol et l'eau chargée en produits phytosanitaires.

Le devenir des produits phytosanitaires soumis au transport hydrique dépend ainsi des propriétés des molécules, mais en interaction avec les conditions du milieu : climatiques, géopédologiques, et agronomiques. Ces interactions sont complexes et ne peuvent être détaillées ici.

Un constat très général doit cependant être mentionné du fait de son importance pratique : les plus forts transferts ont lieu à l'occasion des premières pluies efficaces (pour produire de l'infiltration et/ou du ruissellement) qui suivent l'application. Ces transferts précoces (qui peuvent représenter l'essentiel du flux annuel) sont d'autant plus importants que cet intervalle de temps est court.

Quand il est long (exemple de produits appliqués en fin de printemps et premiers écoulements à l'automne, sur sol profond et non fissuré) on a deux cas de figure typiques :

- ◆ il s'agit de molécules à DT50 courte : il n'y a pas de transfert (ou très peu), sauf dans le cas de conditions d'humidité extrêmement faibles (que l'on peut observer certaines années en région méditerranéenne, par exemple) ;
- ◆ il s'agit de molécules à DT 50 élevée : des transferts significatifs peuvent apparaître tardivement.

1.4. Transferts hors de la parcelle

La fraction qui s'infiltré verticalement en profondeur continue en général son chemin vers les nappes sans beaucoup de modification : les horizons profonds sont très pauvres en matière organique, dont on a vu le rôle sur la rétention et la dégradation des produits phytosanitaires.

Le devenir de la fraction qui ruisselle ou circule latéralement à faible profondeur dépend du temps de contact et de la nature des milieux qu'elle est susceptible de rencontrer : ceci conduit au rôle joué par les zones tampons dans la limitation du transfert des produits phytosanitaires.

2. L'efficacité des zones tampons

2.1. Évaluation de l'efficacité

L'examen de l'ensemble des références (tableau 5.1, Lacas 2005b) met en évidence une large variation de l'efficacité d'interception des bandes enherbées : la réduction du flux de produits phytosanitaires dans le ruissellement intercepté par celles-ci varie, selon les expérimentations, de quelques % à 100 %.

Toutefois, nombre de ces essais ont été effectués dans des conditions relativement défavorables et éloignées des situations « moyennes » que l'on peut rencontrer en France : études souvent événementielles, réalisées aux États-Unis et/ou sous pluies ou ruissellements simulés généralement intenses. Si l'on se réfère aux bilans annuels, réalisés en France sous pluies naturelles dans l'Ouest, en Picardie, Alsace et Provence (Patty et al. 1997, Réal et al. 1998, ITCF 1998, Koller et al. 2000, L'Helgoualch 2000), cette variabilité s'estompe quelque peu et l'efficacité paraît globalement meilleure : elle se révèle en effet **souvent supérieure à 90 % et rarement inférieure à 50 %, pour l'ensemble des molécules étudiées.**

Les processus qui contribuent à donner aux bandes enherbées ce rôle de rétention découlent de ce qui précède (figure 5.1) : ce sont l'infiltration dans la zone tampon, la sédimentation des particules érodées et l'adsorption des molécules au contact des résidus végé-

taux et du sol. Il faut y ajouter la dilution par la pluie interceptée par la zone tampon, phénomène qui influe sur la concentration de l'écoulement, et non sur les flux transférés.

Si ces mécanismes sont bien identifiés, il reste cependant difficile de quantifier précisément le partage des rôles entre eux.

Référence bibliographique	Conditions expérimentales	Dimensions		Modalité testée	Type de données Mesure Formulation (Répétitions)	Dissipation des flux (%)		
		Longueur enherbée (m)	Ratio de surface (%)			Nature du flux	Masse	Conc.
Arora et al. (1996)	Pluie naturelle	20	5	Molécule	Instantanée Cumul par événements (6)	Eau Atrazine tot. Metolachlore tot. Cyanazine tot.	9-98 13-100 22-100 15-100	
Webster and Shaw (1996)	Pluie naturelle	2	18	Molécule Charge entrante	Cumul par événements (24) Moyenne inter-annuelle (3)	Eau Metolachlore dis. Métribuzin dis.	0-65 13-88 22-89	
Patty et al. (1997)	Pluie naturelle	6, 12, 18	12-36	Molécule Longueur	Cumul par événements (32) Moyenne inter-annuelle (2)	Eau Isoproturon dis. Diflufénicanil dis. Atrazine dis. Lindane dis.	43-100 99-100 97-100 44-100 72-100	
Lowrance et al. (1997)	Pluie naturelle	8		Molécule	Cumul par événement Moyenne inter-annuelle (3)	Atrazine tot. Alachlore tot.	37-86 50-94	0-68 0-75
Tingle et al (1998)	Pluie naturelle	0,5 - 4	2-18	Molécule Longueur	Cumuls sur 2j et 84j après application Moyenne inter-annuelle (3)	Eau Metolachlore dis. Metribuzin dis.	47-69 48-68 48-69	48-69 48-68
Rankins et al. (2001)	Pluie naturelle	0,3	1,4	Molécule Végétation	Conc. Inst., ruiss. cumulé sur 127j après applic. Moyenne inter-annuelle (3)	Eau Fluométuron dis. Norflurazon dis.	49-76 59-84 45-86	32-71 35-66
Vellidis et al. (2002)	Pluie naturelle	8	80	Molécule	Cumul par événement Moyenne inter-annuelle (2)	Atrazine tot. Alachlore tot. Bromure	92-97 91-99 55-73	61-89 73-95 55-73
Chambre d'Agriculture du Vaucluse, 2000	Pluie naturelle	3-6	4-8	Molécule Longueur	Cumuls par événement (29) Moyenne inter-annuelle (3)	Eau Diuron tot. Fosétyl-Al tot. Thiodicarbe tot.	55-86 77-88 37-100 14-91	
Spatz et al. (1997)	Pluie simulée 60 mm/h 90-180 min	1-15	14-214	Etat hydrique Longueur Type de sol Molécule	Instantanée Cumul par simulation (1)	Pendimethalin tot. Fenpropimorph tot. Terbutylazine tot. Primicarb tot. Isoproturon tot.	77-100 42-100 29-100 23-100 18-100	
Souiller et al. (2002)	Ruis. simulé 117-200 mm/h 60-150 min	3		Débit Molécule Saisonalité	Instantanée Régime permanent (1)	Eau Diflufénicanil dis. Atrazine dis. Isoproturon dis. Diuron dis.	55-92 61-98 60-95 61-79 62-81	25-70 <10 <10
Syversen and Bechmann (2003)	Ruis. simulé 38-58 mm/h 300 min	5-7,5		Longueur Saisonalité Molécule	Instantanée Régime permanent (1)	Glyphosate dis. Glyphosate part. Fenpropimorph dis. Fenpropimorph part. Propiconazole dis. Propiconazole part.	24-70 10-80 32-78 50-95 61-73 0-70	
Klöppel et al. (1997)	Ruis. simulé 400-2000/h Pluie simulée 14 mm/h	10-20		Longueur Débit Molécule Source ponctuelle	Cumul par simulation (1)	Eau Dichlorprop-p Isoproturon Terbutylazine	0-92 61-98 70-98 70-98	14-73 10-79 30-79
Schmitt et al (1999)	Ruis. simulé 100-200 mm/h ; 25' Pluie simulée 50mm/h ; 30'	7,5-15	9-19	Longueur Molécule Végétation	Cumul par simulation (1)	Eau Permethrin tot. Atrazine tot. Alachlore tot.	35-80 45-95 30-90 40-90	5-80 0-40 5-65
Misra et al (1996)	Ruis. simulé 190-380 mm/h ; 45' Pluie simulée 64 mm/h ; 60'	12	3-7	Débit Charge entrante	Cumul par simulation (1)	Eau Atrazine dis. Metolachlore dis. Cyanazine dis.	29-34 26-50 27-47 26-47	0-7 0-2 0-2

Tableau 5.1 Schéma de fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des produits phytosanitaires (Lacas, 2005b)

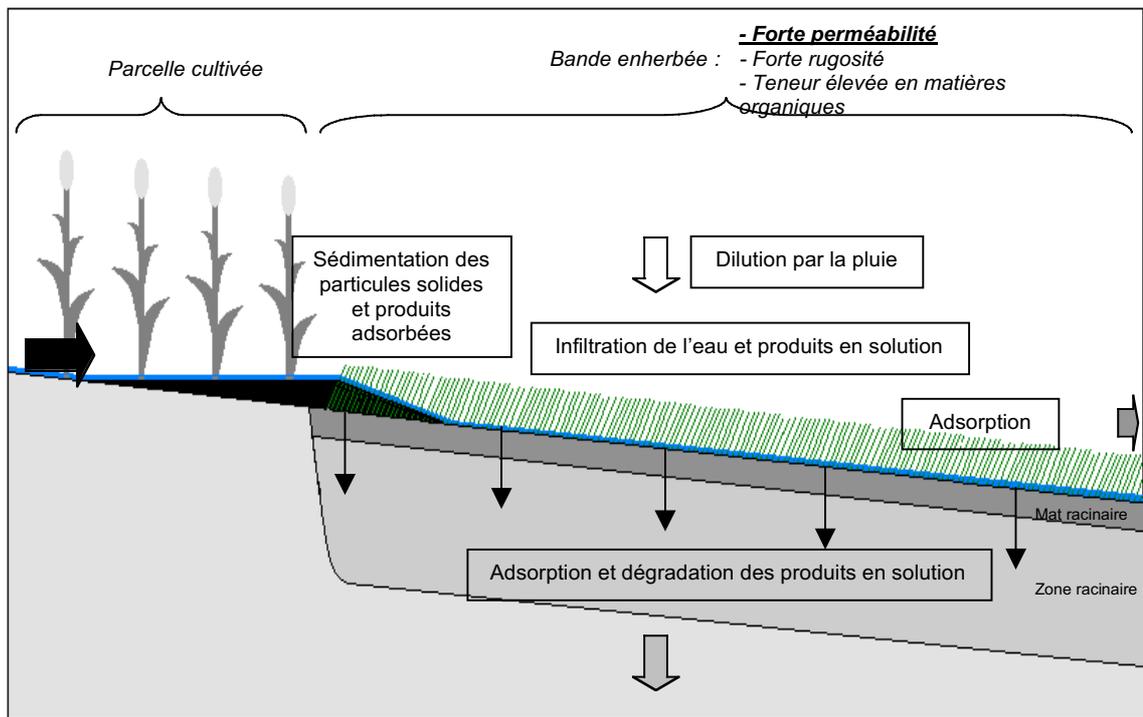


Figure 5.1 schéma de fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des produits phytosanitaires (Lacas, 2005b)

2.2. Les mécanismes de l'interception

◆ L'infiltration

Les produits phytosanitaires sont transportés dans le ruissellement pour l'essentiel dans la phase liquide, comme on l'a vu. Cela explique pourquoi, compte tenu de la perméabilité de surface des zones tampons, **l'infiltration est la principale cause de leur efficacité**, d'après l'ensemble des auteurs.

En conséquence, les bons niveaux d'efficacité indiqués ci-dessus ne pourront pas être atteints :

- si le sol de la zone tampon est saturé en eau,
- si la concentration du ruissellement est trop importante.

Ces deux situations étant susceptibles de réduire fortement ou d'annuler l'infiltration dans la zone tampon.

◆ La sédimentation

Une zone tampon retient efficacement les particules érodées transportées par le ruissellement, mais ce processus concerne avant tout les particules grossières : cette efficacité est moins marquée pour les particules fines qui constituent l'essentiel du support particulaire des molécules adsorbées (Neibling et al. 1979, Syversen et al. 2004). Toutefois, si les agrégats arrachés par le ruissellement sont suffisamment stables, ils sont susceptibles de décanter comme des particules grossières, avec les produits phytosanitaires qui y sont fixés.

On peut raisonnablement formuler l'hypothèse que le rôle de ce facteur est secondaire ; cependant on manque de données précises sur l'influence de ce processus.

◆ L'adsorption

L'adsorption des molécules sur les résidus végétaux et la surface du sol de la zone tampon est un processus qui intervient certainement, mais d'une façon secondaire par rapport à l'infiltration. Un classement des efficacités obtenues par les différents auteurs en fonction du coefficient d'adsorption (Koc) (Focus 2006) ne montre aucun lien entre les deux. Par exemple, les essais réalisés dans l'Ouest (Patty et al 1997, Réal et al. 1998) qui mettaient en jeu un nombre important de molécules aux Koc variés ne permettent pas de les différencier en terme d'interception.

En revanche, des essais en conditions simulées qui permettent un bon contrôle d'un épisode de ruissellement conduisent à distinguer les molécules étudiées en fonction de leur Koc (Gril et al 2003, Souiller et al. 2002, Schmitt et al. 1999, Spatz et al. 1997, Syversen et al. 2004). Mais la quantité de produits retenue en surface reste généralement faible par rapport à celle qui est infiltrée : cela explique que les expérimentations en conditions naturelles, qui fournissent des bilans globaux, ne mettent pas nettement en évidence cette différenciation. A contrario, une revue très récente (Reichenberger et al 2007) confirme ce qui précède concernant l'efficacité des zones tampons, mais met en évidence de meilleures performances pour les molécules à Koc élevés (> 2000 L/Kg) pour les plus grandes largeurs testées expérimentalement.

En fait, quand l'infiltration dans la ZT domine largement sur le ruissellement vers l'aval, il n'apparaît pas de différenciation nette entre les molécules. Quand ce n'est pas le cas et que le ruissellement en aval de la ZT n'est pas très modéré, la distance de transfert à la surface de la ZT permet à l'adsorption de se manifester significativement : une différenciation des molécules selon leur capacité d'adsorption apparaît alors. Ainsi, la largeur de la zone tampon, quand elle est importante (cas des prairies et des bois, des chenaux enherbés) peut introduire une compensation, au moins pour les molécules à Koc élevé : l'exigence sera par contre toujours forte pour les bandes étroites (5 à 10 m) et pour les molécules à faible Koc.

En revanche, le devenir des molécules infiltrées dans l'horizon de surface de la zone tampon, puis transférées en profondeur ou en aval est clairement influencé par leur capacité

d'adsorption. De même, le ralentissement de l'écoulement associé au transfert subsuperficiel est favorable à la fixation et à la dégradation des molécules.

2.3. Le rôle joué par l'époque d'application

L'interception se produira toute l'année, quelles que soient les molécules, tant que le sol n'est pas gorgé d'eau, car alors l'infiltration est pratiquement annulée. Néanmoins, dans le cas particulier où les conditions de l'écoulement permettent tout de même un temps de contact prolongé entre l'eau du ruissellement et la surface de la zone tampon (débit faible, largeur importante), les molécules à forte capacité d'adsorption pourront être correctement retenues.

Ainsi, les zones tampons installées sur des sols à hydromorphie temporaire sont susceptibles d'avoir un comportement hydrodynamique bien différencié entre la période d'engorgement et le reste de l'année. Les produits appliqués pendant cette période seront moins bien retenus par les zones tampons que ceux appliqués quand les sols sont assainis. La limitation des mouvements d'eau dans le sol pendant la belle saison permettra la dégradation des molécules accumulées, d'autant plus vite qu'elles seront moins persistantes.

2.4. Le rôle joué par la largeur et la pente de la zone tampon

◆ Largeur de la zone tampon

La distance que parcourt l'eau en traversant la zone tampon a une influence sur la manifestation des phénomènes précédents : la largeur est ainsi un paramètre globalisateur et essentiel de l'efficacité de la zone tampon.

Toutes choses égales par ailleurs (sur un même site, avec des impluviums identiques), on met effectivement en évidence le rôle de la largeur de bande. Les essais de l'Ouest (Réal et al. 1998), en particulier, montrent qu'elle influence positivement l'efficacité de la zone tampon. Globalement et quelles que soient les propriétés des molécules, ces essais mettent en évidence une efficacité généralement supérieure à 50 % pour les bandes de 6 m et à 80-90 % pour les bandes de 12-18 m (versant amont de 50 m).

Mais le rôle de la largeur est à mettre en relation avec celui du débit du ruissellement plus ou moins important qui pénètre dans la zone tampon, donc avec tous les paramètres qui influent sur ce dernier : conditions climatiques, sol, topographie, culture, ... Malheureusement, la plupart des publications sont insuffisamment explicites sur ces paramètres pour en tirer des conclusions. Les règles de dimensionnement qui sont données dans les ouvrages techniques (CORPEN 1997, USDA 2000) sont totalement empiriques (chapitre 2).

◆ La pente

Le rôle de la pente est complexe, comme on l'a déjà vu. Pour ce qui concerne les produits phytosanitaires, on peut identifier des influences contradictoires (en rappelant que vitesse et pente sont liées) :

- ◆ la vitesse d'écoulement agit négativement sur la cinétique de l'adsorption ;
- ◆ inversement, plus la vitesse est grande, plus l'épaisseur de la lame de ruissellement est faible, donc meilleur est le contact entre l'eau et le substrat ;
- ◆ de même, la pente réduit l'apparition du ruissellement par saturation en favorisant l'écoulement subsuperficiel, ce qui améliore aussi le contact entre l'eau et le substrat.

Seule la modélisation mécaniste permettra d'analyser d'une manière plus fine le rôle de la pente en prenant en compte l'ensemble de ces aspects contradictoires.

3. Le devenir des produits phytosanitaires infiltrés dans les zones tampons

3.1. Adsorption et dégradation dans le sol des zones tampons

La richesse en matières organiques (humus et débris organiques plus ou moins décomposés) confère à l'horizon supérieur des zones tampons des propriétés d'adsorption des produits phytosanitaires bien supérieures à celle des sols cultivés, supériorité encore plus marquée pour les zones tampons boisées que pour les zones tampons enherbées (Madrigal et al. 2004).

Pour les mêmes raisons, l'activité biologique (et en particulier microbienne) y est plus intense, ce qui se traduit par une capacité de dégradation également supérieure.

Par contre et c'est le revers de la médaille, cette richesse organique est également à l'origine de l'infiltration rapide dans cet horizon de surface, comme on l'a vu. Or, une infiltration trop rapide ne permet pas un contact à la fois très étroit et prolongé entre l'eau et le substrat, favorable à l'adsorption et la dégradation. Des conditions « moyennes » sont donc les plus favorables à une action efficace dans l'horizon de surface : sol relativement humide au moment de l'épisode de ruissellement, texture ni trop grossière ni trop fine. A l'inverse, le ruissellement produit par un orage survenant après une période sèche risque de transiter rapidement dans les fissures qui apparaissent dans un sol sec de texture fine.

Il faut noter en particulier que l'activité de la mésofaune et de la macrofaune (lombrics, rongeurs, etc.) est très importante dans ce type de milieu, ce qui peut aggraver sensiblement ce phénomène de circulation rapide. A part le cas des lombrics (Edwards et al. 1992), ce rôle de la vie animale semble peu étudié, surtout en ce qui concerne son incidence sur le transfert des produits phytosanitaires.

3.2. Transferts sous l'horizon de surface des zones tampons

Ce qui précède montre que le fonctionnement hydrodynamique de l'écoulement au travers de la zone tampon joue un rôle essentiel

Différentes situations doivent être envisagées (figure 5.2) :

➤ ***Pas de transfert hydrique hors du sol***

Le sol de la zone tampon est suffisamment profond et sec et le ruissellement pas trop intense : l'eau interceptée restera stockée dans le profil pour être évapo-transpirée. Cette situation, qui est caractéristique du fonctionnement pendant la période de végétation, est la plus favorable. Toutefois, la présence de fissurations verticales profondes (en particulier dans les sols argileux et très secs) peut partiellement limiter cet effet positif.

➤ ***Présence d'un niveau imperméable à faible profondeur***

Cela se traduit par un écoulement latéral à faible profondeur conduisant l'eau à s'écouler dans l'horizon de surface : cette situation d'hydromorphie marquée peut être, paradoxalement, favorable à l'interception des produits en permettant de prolonger le temps de contact entre la matrice du sol et l'eau chargée en produits – à condition toutefois que la largeur de la zone tampon soit suffisamment importante et que des court-circuits (cavités de rongeurs très abondantes, par exemple) ne viennent pas annuler cet effet.

La rupture de perméabilité observée à 15 cm de profondeur environ (voir annexe A-2, § 2.2) laisse supposer qu'une fraction du ruissellement peut circuler dans cette mince couche, lors d'épisodes de ruissellement intense.

➤ ***Présence d'un horizon imperméable à une profondeur plus grande***

Cela se traduit par un écoulement latéral au contact d'un substrat nettement moins riche en matière organique. La capacité de rétention va être en rapport avec (1) la texture et (2) la distance de transit jusqu'au milieu récepteur :

- ◆ les particules minérales fines ont une capacité d'adsorption plus faible que la matière organique, mais néanmoins réelle ;
- ◆ la distance au milieu récepteur joue à la fois par la surface et le temps de contact entre l'eau et le substrat : de ce fait, la proximité entre le cours d'eau et la zone tampon n'est pas a priori un élément favorable à l'efficacité de cette dernière. Ce point est développé au chapitre 2.

➤ ***Absence d'horizon imperméable sous-jacent***

Quand la teneur en eau du sol dépasse la réserve utile, apparaît l'infiltration en profondeur, jusqu'à une nappe éventuelle : infiltration lente dans la microporosité et rapide en présence d'une fissuration importante. On retrouve ici le schéma classique du transfert des produits phytosanitaires, indépendamment de la présence d'une zone tampon.

Cet essai typologique reste qualitatif. En effet, la rareté des expérimentations destinées à faire un bilan complet, y compris subsuperficiel, du devenir des produits phytosanitaires interceptés dans une "zone tampon phytosanitaires" ne permet pas sérieusement d'asso-

cier des éléments quantitatifs à cette typologie. Les quelques résultats expérimentaux disponibles sont présentés ci-dessous.

En Géorgie (climat sub-tropical humide, Lowrance 1997, Vellidis 2002), le devenir des concentrations en herbicides dans une nappe alluviale superficielle (0,2 à 2 m) a été étudié sous une zone tampon rivulaire mixte : zone enherbée (8 m), suivi d'un bois de résineux (40 m). Les auteurs ont évalué la diminution des concentrations par mètre linéaire : celle ci était de 6 % dans la bande enherbée et de 2 à 4 % dans la zone boisée.

En France, Gril et al. (2003) ont utilisé la technique de la simulation de ruissellement sur zones boisées (feuillus). Le suivi des concentrations à une profondeur de 50 à 60 cm a été réalisé, soit au moyen de « boîtes de prélèvement » (sous vide), soit en collectant les écoulements latéraux dans une fosse creusée en aval de la parcelle expérimentale. L'utilisation d'un traceur conservatif et non fixé sur le sol (bromure) a permis, en intégrant la dilution, de faire une évaluation semi-quantitative de l'efficacité de la zone tampon, en utilisant le même critère que les expérimentateurs de Géorgie. Les valeurs obtenues sont un peu supérieures aux précédentes et varient entre 12 et 22 % environ.

Ce type de dispositif expérimental ne permet toutefois pas de faire réellement un bilan quantitatif « entrée – sortie ». Une expérimentation plus récente et toujours en cours a été mise en place dans cet objectif : elle est présentée dans l'encadré 5.1.

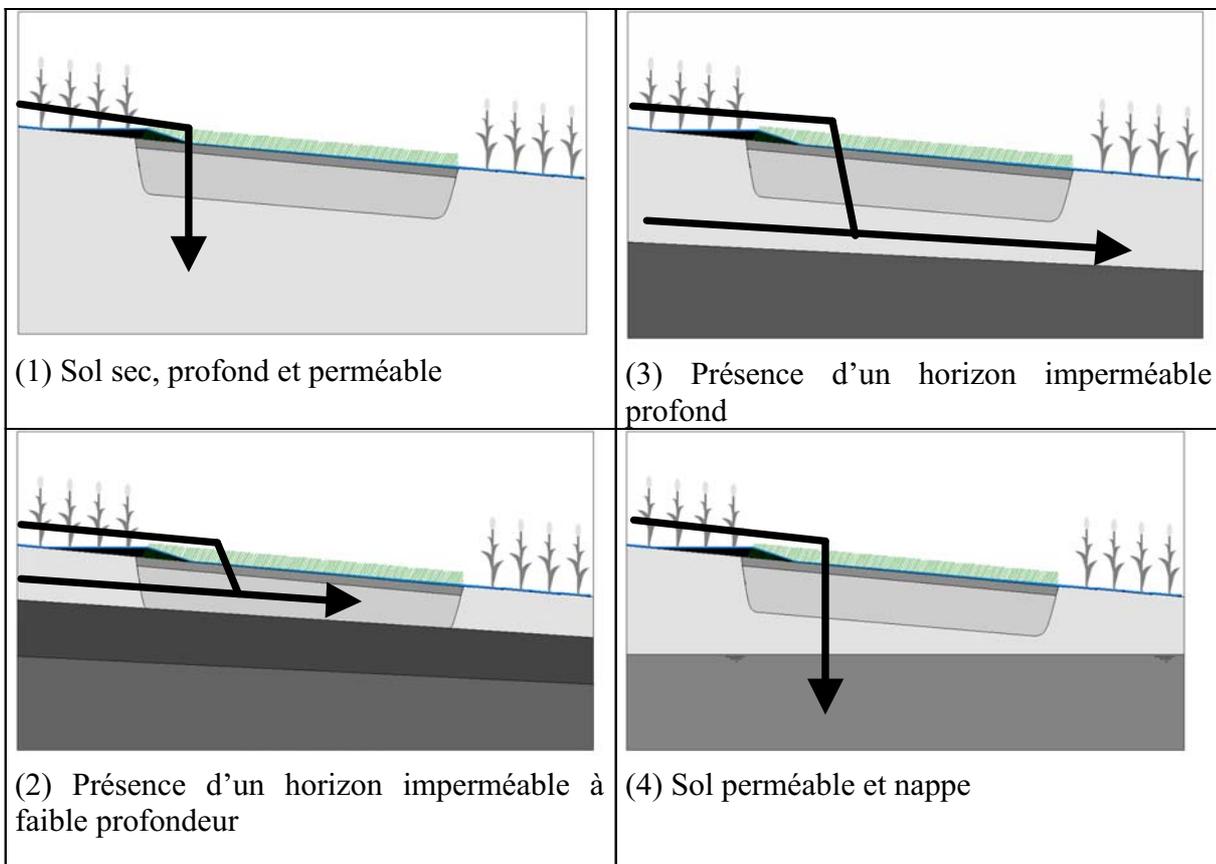
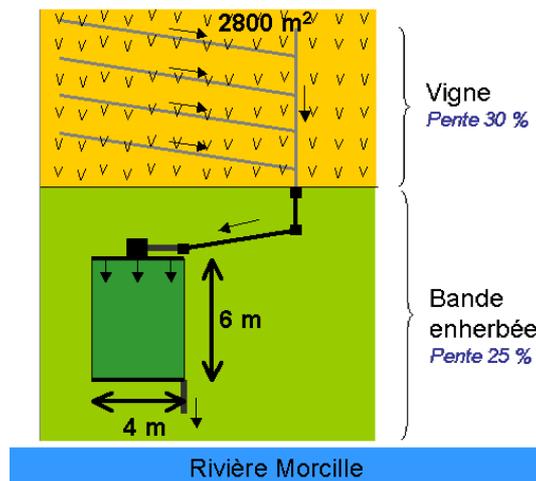


Figure 5.2 Différentes situations d'écoulement subsuperficiel (Cemagref, 2004)

ENCADRE 5-1

Le devenir des produits phytosanitaires infiltrés dans une zone tampon enherbée : quelques résultats obtenus dans le Beaujolais

Une placette de 6 m x 4 m a été isolée dans une prairie positionnée entre une vigne et une rivière. Le sol est perméable, sableux et homogène sur au moins 2 m. Le ruissellement produit par 2800 m² de vigne (désherbée chimiquement) est capté et épandu à l'amont de la placette sous forme diffuse sur les 4 m de large (rapport de surfaces élevé : 1/110). Des débitmètres et des échantillonneurs permettent de suivre les flux d'eaux et de produits phytosanitaires en entrée et en sortie. Quatre lysimètres, implantés le long de la pente, jouent le même rôle pour les flux infiltrés. Cette instrumentation est complétée par des tensiomètres et des piézomètres, destinés au suivi des mouvements de l'eau dans la zone non saturée et dans la nappe. Ce dispositif permet ainsi de suivre le devenir de l'eau ruisselée et des substances en conditions naturelles. Il est aussi utilisé en simulation de ruissellement, ce qui permet une étude plus précise des mécanismes de transfert.



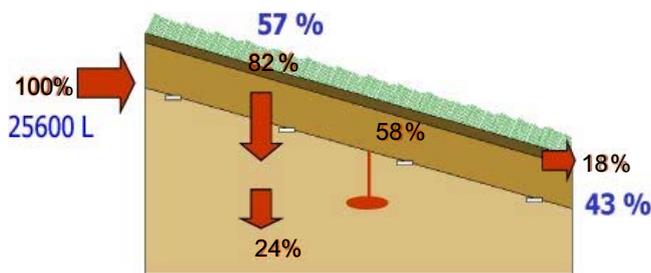
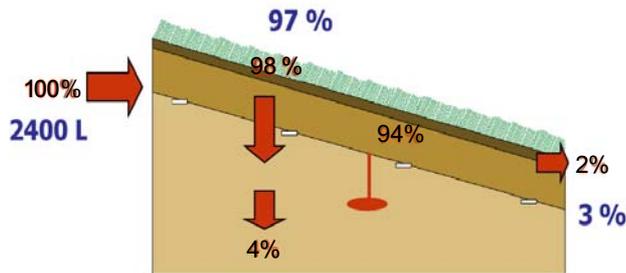
Site expérimental de Villié-Morgon ; plan du dispositif (Lacas, 2005b)

Pendant une première période (Lacas 2005b), le suivi a porté sur le seul diuron. Les figures ci-dessous représentent le bilan de transfert obtenu lors d'un épisode de ruissellement naturel relativement important (mais non exceptionnel, compte tenu du niveau de concentration du ruissellement existant sur le site) et lors d'une simulation de ruissellement, sensiblement plus intense (mais néanmoins réaliste, pour la même raison). Les bilans de transfert du diuron sont présentés dans les schémas ci-dessous. Dans un

ENCADRE 5 - I

J.G. Lacas / Cemagref

Dispositif expérimental dans le Beaujolais



Première phase expérimentale : suivi du diuron

En bleu : volume et répartition du ruissellement ;

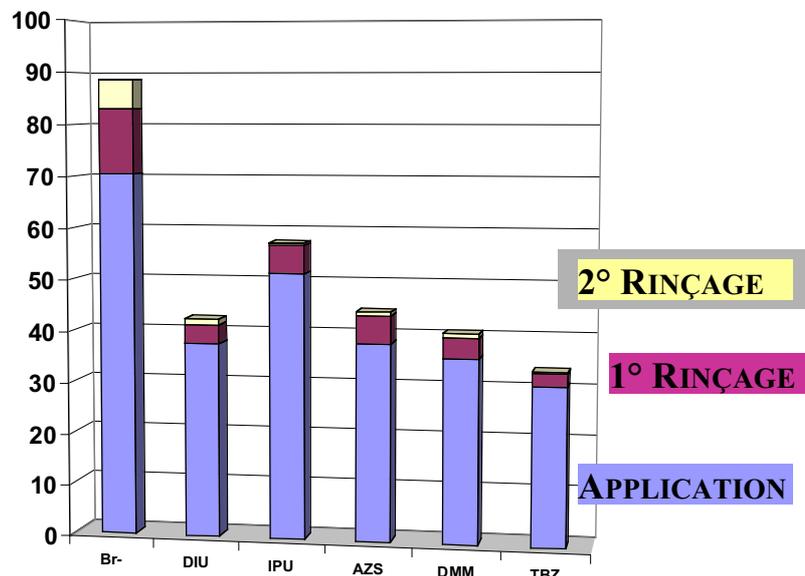
En rouge : répartition du diuron ;

Apport de diuron : respectivement 37 et 352 mg

ENCADRE 5 - I

deuxième temps (Boivin et al. 2007), une simulation a été effectuée avec sensiblement le même débit, mais en appliquant 5 produits de Koc variés et du bromure, traceur conservatif à capacité d'adsorption quasi nulle. Par ailleurs, l'application a été suivie de deux épisodes de ruissellement avec de l'eau non dopée en produits phytosanitaires (après 2 et 22 jours) pour évaluer les risques de relargage ultérieurs.

L'épisode naturel met en évidence, non seulement un très faible transfert en surface comme on pouvait le prévoir, mais également au niveau des lysimètres (50 cm de profondeur). Dans le cas de l'épisode simulé, ces transferts sont plus importants, mais restent néanmoins limités compte tenu de son caractère exceptionnel et de la forte capacité d'infiltration du sol.



*Seconde phase expérimentale : gamme élargie de substances
Pourcentages de bromure et matières actives interceptés par les lysimètres
(profondeur 50 cm)*

Br- : bromures
DIU : diuron, Koc 480
IPU : isoproturon, Koc 120

AZS : azoxystrobine, Koc 423
DMM : diméthomorphe, Koc 428
TBZ : tébuconazole, Koc 1027

Les deux simulations ont mis en évidence une très forte capacité d'infiltration de surface (400 mm/h) supérieure à celle du substrat, ce qui s'est traduit par un important écoulement latéral à faible profondeur. A noter que dans la deuxième simulation, réalisée en conditions plus sèches que la première, la totalité du flux d'eau apporté s'est infiltrée dans la placette : en ne considérant que les transferts de surface, l'efficacité du dispositif a donc été de 100 %. Le bilan de transfert par infiltration dans la ZT des 5 molécules et du bromure est présenté par le graphique ci-dessous.

La quantité totale de produits infiltrés à 50 cm varie entre environ 40 et 60 % de la quantité appliquée (l'efficacité ainsi mesurée étant donc le complément à 100), selon un classement cohérent avec leur Koc. L'essentiel de ce transfert se produit au moment de l'apport, les lessivages ultérieurs ne transportant qu'une fraction sensiblement plus faible. La récupération non totale du traceur est probablement à mettre en relation avec l'absorption physique de l'eau infiltrée dans les agrégats de sol, qui contribue à la capacité globale de rétention de la bande.

Ces premiers résultats mettent en évidence la capacité d'une zone tampon à retenir d'une manière efficace les produits phytosanitaires infiltrés. Bien qu'ils aient été obtenus sur un seul site, il est néanmoins possible d'en tirer quelques éléments de généralisation, en attendant la mise en place d'autres expérimentations :

- ◆ la différenciation des molécules selon leur capacité d'adsorption est plus nette pour le transfert subsuperficiel que pour le transfert par ruissellement ;
- ◆ l'efficacité sur la réduction des pics de concentration atteignant le cours d'eau est a priori plus grande que celle observée sur les flux totaux, car la vitesse de ces écoulements subsuperficiels est sensiblement plus faible que celle du ruissellement en surface ;
- ◆ on peut s'attendre, dans des sols à texture plus fine (s'ils ne sont pas fortement fissurés), à observer une rétention encore plus importante des produits phytosanitaires – à condition que le ruissellement intercepté puisse effectivement s'infiltrer : on retrouve l'importance de la capacité d'infiltration des zones tampons ;
- ◆ les conditions qui sont défavorables à cette dernière, comme le tassement, les situations de forte concentration du ruissellement ou d'engorgement prolongé doivent en particulier être évités pour garantir au mieux les performances des zones tampons lors de leur mise en place et dans le cadre de leur gestion.

Références citées

- ◆ BENOÎT P., POT V., MADRIGAL I., LACAS J.G., GRIL J.-J., RÉAL B. Dissipation des pesticides dans les dispositifs enherbés et boisés : principaux processus impliqués. 34^e congrès du Groupe français des Pesticides, Dijon 2004.
- ◆ BOIVIN A., MARGOUM C., GUILLEMAIN C., BALL N., CARLUER N., GRIL J.-J., GOUY V., 2007. Water and pesticide transport dynamic in a grass buffer strip. Wapo conference, Barcelona, 11-13 avril 2007. 6p.

- ♦ CEMAGREF, 2004. Intérêt des zones tampons enherbées et boisées pour limiter le transfert diffus des produits phytosanitaires vers les milieux aquatiques : de l'état des connaissances aux recommandations pratiques. Rapport Cemagref pour le MAP (DGFAR) et le MEDD (DE). 37 p.
- ♦ CORPEN. Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés, 1997. 88 p.
- ♦ EDWARDS D. R., SHIPITALO M. J., TRAINA S. J., EDWARDS C. A. and OWENS L. B., Role of *Lumbricus Terrestris* (L.) burrows on quality of infiltrating water, *Soil Biol. Biochem.* 24, pp 1555-1561.
- ♦ FOCUS, 2007. Landscape and mitigation factors in aquatic ecological assessment ; vol. 2, detailed technical reviews. Working group Landscape and mitigation. Site : <http://viso.jrc.it/focus/lm/>.
- ♦ GRÉBIL G., NOVAK S., PERRIN-GANIER C., SCHIAVON M., 2001. La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. N° spécial Ingénieries EAT « phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives ». pp 31-44.
- ♦ GRIL, J.-J., SOUILLER C., BONNET F., LOUSSOT P., 2003. L'intérêt des zones boisées dans la lutte contre la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Rapport MEDD-DE. 41 p. + annexes.
- ♦ ITCF, 1998. Étude de l'efficacité des dispositifs enherbés. Études Inter-agences. 31 p.
- ♦ KOLLER R., RÉAL B., LASSERRE D., REMUAUX M., GASSMANN B., DELPHIN J.E., 2000. Efficacité des bandes enherbées de bas de pente dans les contreforts du Sundgau pour la culture du maïs - Rapport de synthèse des trois campagnes d'étude 1997-1999 (2000), ARAA - ITCF - CA 68 - INRA
- ♦ LACAS J.G., VOLTZ M., GOUY V., CARLUER N., GRIL J.J., 2005a. Using grassed buffer strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 25, 1-14.
- ♦ LACAS J.G., 2005b. Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées ; étude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface. Thèse Cemagref - Université de Montpellier II. 307 p.
- ♦ L'HELGOUALCH E., 2000. Efficacité des bandes enherbées sur la qualité des eaux de ruissellement., Groupement de développement agricole-Viticulture de Vaucluse. 26 p.
- ♦ LOWRANCE, R., VELLIDIS, G., WAUCHOPE, R.D., GAY, P. AND BOSCH, D.D., 1997. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. *Transactions of the Asae*, 40(4): 1047-1057.
- ♦ MADRIGAL I., 2004. Rétention des pesticides dans les sols des zones tampons des zones enherbées et boisées ; rôle de la matière organique. Thèse INRA – INA-PG.
- ♦ NEIBLING W.H., ALBERTS E.E., 1979. Composition and yield of soil particles transported through sod strips. *ASAE paper n° 79-2065*. 12 p.
- ♦ PATTY L., REAL B. AND GRIL J.-J., 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water, *Pesticide Science* 49. 243-251.
- ♦ REICHENBERGER S., BACH M., SKITSCHAK A., FREDE H.G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground and surface water and their effectiveness ; a review. *Sci. Total Environ.* Sous presse. 35 p.
- ♦ RÉAL B., GRIL J.-J., 1998. Étude de l'efficacité de dispositifs enherbés, *Gibier faune sauvage* 15(1), pp 99-108.

- ♦ SCHMITT T. J., DOSSKEY M. G. AND HOAGLAND K. D., 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants, *Journal of Environmental Quality* 28, pp.1479-1489.
- ♦ SOUILLER C., COQUET Y., POT, V., BENOÎT P., RÉAL B., MARGOUM, C., LAILLET B., LABAT C., VACHIER P., DUTERTRE A. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires, *Étude et gestion des sols* 9 (2002) 269-285.
- ♦ SPATZ R., WALKER F., HURLE K., 1997. Effect of grass buffer strips on pesticide runoff under simulated rainfall, *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent.* 62, 799-806.
- ♦ SYVERSEN N. BECHMANN, M., 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22. pp175-184.
- ♦ US Department of Agriculture., 2000. Conservation buffers to reduce pesticide losses. *Natural Resources Conservation Service.* 21 p.
- ♦ VELLIDIS G., LOWRANCE R., GAY, P. AND WAUCHOPE, R.D., 2002. Herbicide transport in a restored riparian forest buffer system. *Transactions of the Asae*, 45(1): 89-97.
- ♦ VOLTZ M., LOUCHARTE X., 2001. Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. . N° spécial *Ingénieries EAT* « phytosanitaires : transfert, diagnostic et solutions correctives ». pp 45-54.



FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT DE L'AZOTE

1. Formes et dynamique de l'azote

1.1. Le cycle de l'azote

L'azote est un composant des tissus vivants, végétaux ou animaux, principalement sous forme d'acides aminés et de protéines. Il est ainsi présent dans le sol et à sa surface sous forme organique (organismes vivant et morts, humus), mais aussi sous forme minérale, à tous ses niveaux d'oxydation (figure 6.1).

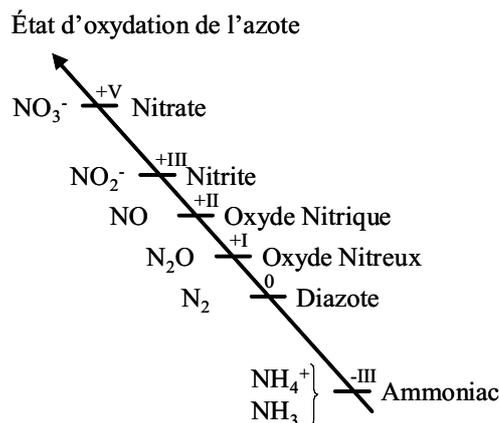


Figure 6.1 Les formes minérales de l'azote

La répartition des masses entre azote organique et azote minéral montre une disparité nette, même si elle est moins forte que pour le phosphore (figure 6.2). Il faut noter que, si le stockage organique de l'azote joue un rôle d'immobilisation important, cette dernière n'est pas du tout définitive et est soumise aux conditions qui favorisent la minéralisation : l'effet bien connu du retournement des prairies ou d'une coupe à blanc illustre ce dernier point. En conditions normales, sous climat tempéré, 1 à 2 % des réserves d'azote organique passent chaque année à l'état nitrique disponible pour les plantes.

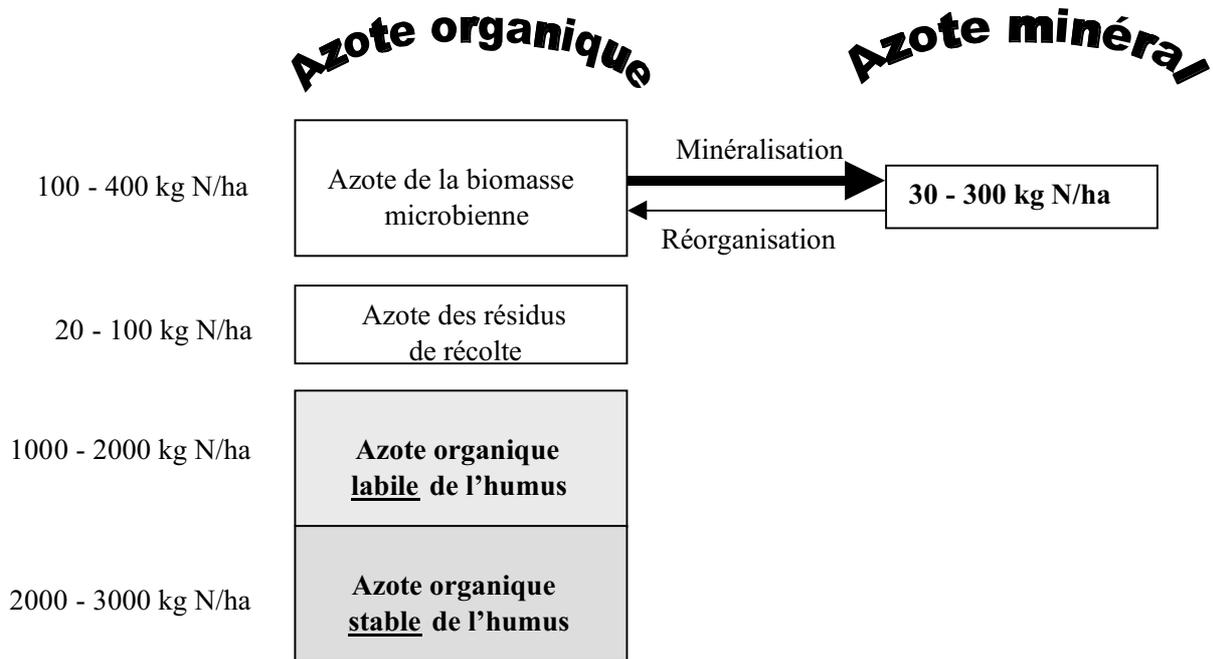


Figure 6.2 Les compartiments de l'azote (CORPEN, 1991)

Ces différentes formes sont en interactions constantes et constituent son cycle, que la figure 6.3 présente d'une manière simplifiée. Ce cycle est largement dominé par l'activité bactérienne.

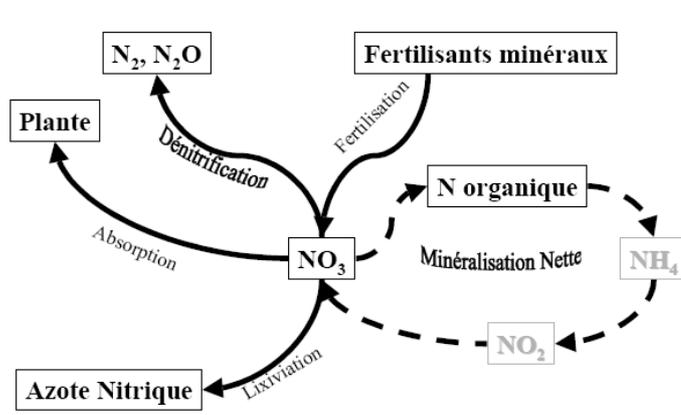


Figure 6.3 Le cycle de l'azote (simplifié)

Contrairement au phosphore, le cycle de l'azote comprend une phase gazeuse :

- des micro-organismes sont capables de fixer l'azote gazeux ; certains végétaux supérieurs en profitent indirectement par symbiose (rhizobiums) : c'est le cas en particulier des légumineuses ;
- par ailleurs, l'eau de pluie est chargée en azote, surtout nitrique : cet apport n'est pas négligeable (pouvant représenter plusieurs kg/ha).
- à l'inverse, d'autres microorganismes sont capables de produire de l'azote gazeux (N₂ et N₂O) ; on reviendra sur ce processus essentiel pour notre propos.

Hors symbiose, les végétaux supérieurs assimilent l'azote, pour l'essentiel, sous forme nitrrique et ammoniacale. En pratique, c'est la première source la plus importante car, dans un sol normalement aéré, c'est cette forme qui prévaut. Toutefois, en présence de déjections animales (pâturage, épandage), l'ammonium peut également être présent à des concentrations significatives.

Le nitrate, forme minérale centrale du cycle, est ainsi disponible pour l'assimilation par les végétaux, mais aussi par les micro-organismes du sol qui le transforment en matière organique. Cependant, l'ion nitrate est très soluble et faiblement retenu par le sol ; il est donc susceptible d'être entraîné par lessivage ⁽¹⁾.

Le prélèvement d'azote par la végétation varie habituellement entre quelques dizaines et quelques centaines de kg/ha. Dans le cas des cultures, une partie de l'azote prélevé par les plantes est exportée lors de la récolte.

1.2. Le lessivage

L'ammonium et les formes organiques peuvent être fortement adsorbés sur le complexe argilo-humique ou participent à sa constitution et ne sont donc susceptibles d'être transférés que par un ruissellement érosif. De fait, les concentrations d'azote dans le ruissellement restent faibles et proches de celles de l'eau de pluie (quelques mg/l), d'après Ballif (1999) et Gaildraud (1996) selon des mesures réalisées respectivement en Champagne et en Alsace. Les concentrations dans le sol, elles, peuvent atteindre une centaine de mg/l d'après les mêmes auteurs.

Ainsi, lorsque la capacité d'adsorption du nitrate par les végétaux est dépassée, l'excédent rejoint les eaux superficielles et les aquifères. Le nitrate peut descendre par vagues successives, à une vitesse qui dépend de l'état physique du sol et de la quantité d'eau infiltrée. Il peut également, s'il n'a pas migré trop profondément, remonter dans le profil du sol, en période sèche.

Sous climat atlantique ou semi-continentale en France, les fuites d'azote se produisent le plus fréquemment en automne et surtout en hiver, quand l'évapotranspiration est faible. Ces fuites sont d'autant plus élevées que le stock de nitrate présent dans le sol au début de la période de drainage est important, la pluviosité hivernale forte et la capacité de rétention du sol (RU) faible.

1.3. La dénitrification

En conditions d'anaérobiose (absence d'oxygène), ou même d'anoxie (peu d'oxygène),

(1) Toutefois, les allophanes, constituants des andosols (sols formés sur les cendres volcaniques) ont une « capacité d'échange en anions » qui permet la fixation du nitrate (Cabidoche 2002). En pratique, cette exception concerne les terres cultivées des régions tropicales.

certaines bactéries sont capables d'utiliser l'oxygène du nitrate pour respirer, provoquant sa transformation en N_2 ou, dans certaines conditions en N_2O . Ce processus permet d'éliminer une partie du nitrate – il faut toutefois noter que N_2O est un gaz à effet de serre.

La dénitrification nécessite simultanément :

- ◆ la présence de nitrate ;
- ◆ l'anaérobiose ;
- ◆ la présence d'une source de carbone assimilable.

Les bactéries dénitrifiantes sont toujours présentes dans les sols, même bien aérés. Dans ces conditions, elles utilisent l'oxygène de l'air du sol. Lors de la mise en place de conditions anaérobies, par saturation du sol par exemple, ces bactéries dénitrifiantes peuvent immédiatement utiliser l'oxygène de l'ion nitrate lorsque l'oxygène de l'air vient à manquer. Ce processus bactérien se produit dans une très large gamme de température, depuis des valeurs proches de $0^{\circ}C$ jusqu'à $40^{\circ}C$.

L'hydromorphie associée à la richesse en carbone favorise donc la dénitrification : le sol superficiel, dans des conditions pédologiques et géomorphologiques qui limitent la circulation de l'eau, est le milieu où cette activité est la plus intense : les mouillères sur les versants et, surtout, les bas-fonds alluviaux sont des lieux privilégiés de la dénitrification, au niveau de l'interface entre milieux aérobie et anaérobie. En fait, la dénitrification est maximale quand le sol n'est pas totalement engorgé (nappe à environ 20 cm de profondeur). Dans ces conditions, le sol présente à la fois des sites aérobies et anaérobies qui permettent la réalisation de la nitrification et de la dénitrification dans des sites proches. Malheureusement cette situation est aussi très propice à la formation de N_2O , qui est produit à la fois par la nitrification et la dénitrification.

Les sols sableux, du fait de leur perméabilité, sont moins propices au maintien d'une activité dénitrifiante forte que les sols limoneux ou argileux.

Le type de végétation a peu d'influence, du moment qu'elle est pérenne et que la litière est facilement dégradable (les résineux, en particulier, ne sont pas favorables).

Il y a, globalement, une complémentarité saisonnière entre période végétative, pendant laquelle se produit le prélèvement par la végétation et période de hautes eaux, favorable à la dénitrification (figure 6.4). Néanmoins, il peut y avoir compétition pour l'utilisation du nitrate dans l'eau, au printemps et à l'automne, quand les niveaux d'eau sont suffisamment hauts et la végétation déjà ou encore active. La dénitrification est limitée en hiver, du fait de la baisse de température, mais elle peut rester significative dans les régions à hiver doux.

Son intensité est très variable : de quelques kg à quelques centaines de kg/ha.an, en relation avec la présence simultanée de nitrate, de conditions anaérobies et de carbone organique facilement assimilable par les bactéries.

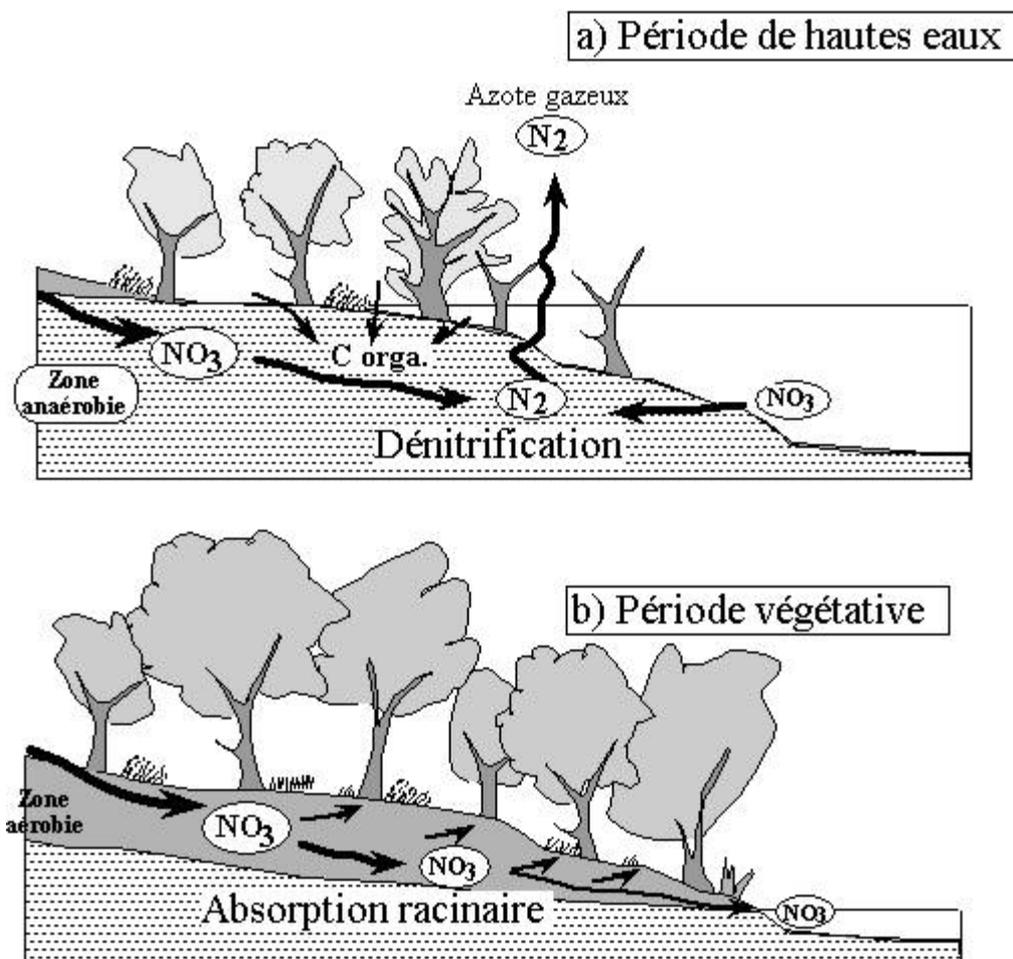


Figure 6.4 Processus dominants d'élimination de l'azote dans une ripisylve, suivant les conditions saisonnières (Maridet 1995)

2. Le rôle des zones tampons

L'azote nitrique transite pour l'essentiel sous la surface du sol. Les zones tampons ne pourront être vraiment efficaces pour le retenir que si leur alimentation hydrique est apportée par un écoulement latéral à faible profondeur – c'est à dire dans la zone explorée par les racines et riche en matière organique : cela est vrai tant pour l'assimilation par la végétation que pour la dénitrification. Cependant, lorsque le sol est submergé par une eau riche en nitrate, par exemple lors d'une crue, un transfert vertical de la lame d'eau vers le sol est possible par diffusion.

2.1. Exportation d'azote par les zones tampons

La quantité d'azote mobilisé et stocké par un couvert ligneux est généralement supérieure à celle d'un couvert herbacé, du fait de la biomasse impliquée. Mais, en terme d'exportation, la situation est inverse, sauf en présence d'une coupe à blanc de la couverture ligneuse. Dans ce cas, on mesure généralement une minéralisation intense de la matière organique du sol qui produit une grande quantité de nitrate. Le bilan d'azote entre exportation par cette coupe à blanc et la production par la minéralisation est alors pratiquement équilibré.

Dans le cadre des zones tampons, l'herbe paraît donc le couvert le plus adapté, à condition qu'elle soit exportée par la fauche et non broyée ou pâturée. Précisons qu'il s'agit ici surtout des graminées et moins des légumineuses, du fait de la capacité de ces dernières à fixer l'azote atmosphérique. Il faut également noter que le retournement d'une prairie est, lui aussi, générateur d'une grande quantité de nitrate.

Les graminées poussent à partir de 5°C (Lemaire et al. 1984) : l'exportation d'azote peut se produire à faible régime en période d'écoulement et contribuer ainsi à réduire les stocks d'azote dans le sol. L'exportation annuelle d'une prairie de fauche intensive peut atteindre plusieurs centaines de kg/ha d'azote.

2.2. La dénitrification dans une zone tampon

Dans un bassin versant, les zones vraiment propices à la dénitrification seront celles où des conditions d'hydromorphie apparaissent, à la fois pendant une durée significative et à faible profondeur ⁽¹⁾.

Les parcelles travaillées sont éliminées par ces conditions (sauf mouillères très ponctuelles) : sur les versants peu pentus, il peut s'agir de bois ou de prés extensifs. On notera que le drainage a fait disparaître beaucoup de situations de ce type.

Mais pour l'essentiel, les milieux favorables se trouvent en plaine alluviale, en bordure des cours d'eau et des plans d'eau, prairies de bas-fonds ou ripisylves.

Ce sont ces dernières qui ont le potentiel dénitrifiant le plus important et qui ont été le plus étudiées sous cet angle (Haycock et al. 1997, Sabater et al. 2003).

La position des zones rivulaires, au niveau du drain naturel du bassin versant est particulièrement intéressante, puisque, peu ou prou, la majeure partie des écoulements de surface et de subsurface les traverse.

De plus, quand la zone tampon s'étend à la fois sur le bas du versant et la berge elle-même, les eaux du cours d'eau sont interceptées également dans les périodes de débordement.

(1) Rappelons que les eaux libres peu profondes (mares, marais, ...) sont des zones de dénitrification efficaces, mais qu'elles sortent du cadre de ce document.

Ainsi, la position aval convient bien mieux à l'élimination de l'azote qu'aux fonctions précédentes. Cependant, il n'en demeure pas moins que la capacité tampon des structures paysagères vis-à-vis de l'azote est aussi tributaire du flux de polluant les traversant. Par conséquent, un positionnement en aval présente aussi des limites : à ce titre, le rôle des éventuelles zones humides situées en amont sur les versants n'est pas à négliger.



Zone humide

F. Bonnet / CRPF Pays de Loire

3. Efficacité et largeur des zones tampons

La traversée d'une zone tampon réduit sensiblement la concentration en nitrate, mais augmente un peu celle d'ammonium (ce qui s'explique par les conditions réductrices). Les figures 6.5 et 6.6 illustrent ce propos.

On trouve dans la littérature des valeurs d'abattement de l'azote contenu dans le ruissellement : ces données ne présentent qu'un intérêt limité, puisque l'essentiel du transfert se produit par voie subsuperficielle. On s'intéressera ici aux mesures réalisées dans le sol et qui concernent en général les zones tampons rivulaires.

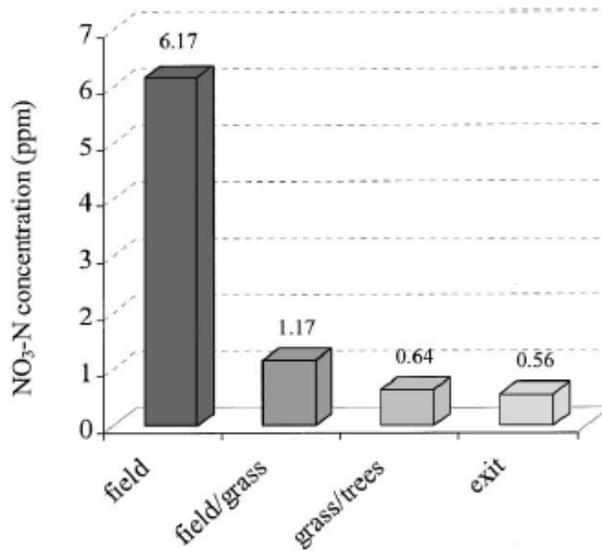


Figure 6.5 Concentrations moyennes en nitrates, depuis le champ jusqu'à l'aval de la zone tampon enherbée et boisée (Borin et al., 2002)

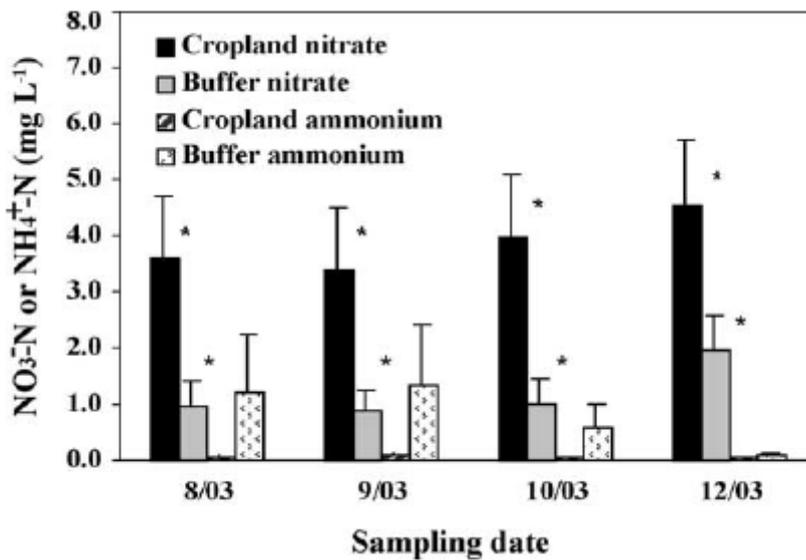


Figure 6.6 Efficacité globale ZT vis-à-vis du nitrate et de l'ammonium (Young et al., 2005)

Il a été mesuré des flux journaliers de nitrate qui pouvaient atteindre 200 g N par ha sur des petits bassins versant bretons (Pinay, communication personnelle).

Certains auteurs définissent une charge seuil entrante bien supérieure, jusqu'à une valeur de 4 g N-NO₃/m²/jour (ou 40 kg/ha). Ils identifient aussi des périodes pendant lesquelles l'efficacité sera restreinte à 20 % et d'autres périodes pour lesquelles l'efficacité atteindra 90%, selon les régimes de fluctuation du système hydrographique. Borin et al. (2004)

conseillent une charge maximale en N de l'ordre de 1 g N/jour par m de longueur de zone tampon.

Lowrance (1992) a observé la division par 7 à 9 de la concentration en nitrate après une traversée de 10 m sous une ripisylve.

Caubel (2001) a étudié le fonctionnement d'une haie de vieux chênes sur talus en bordure amont d'une zone humide de bas-fond en comparaison avec un transect voisin sans haie-talus : en amont de la haie, les teneurs en nitrate sont sensiblement plus faibles (effet sensible jusqu'à 10 m) pendant toute l'année, avec un effet maximal au printemps (abattement moyen de 75 %).

Maridet (1995), en compilant différentes données, constate qu'on obtient une efficacité significative (> 80 %) d'élimination de l'azote par des ripisylves à partir d'une largeur de 10 m (figure 6.7).

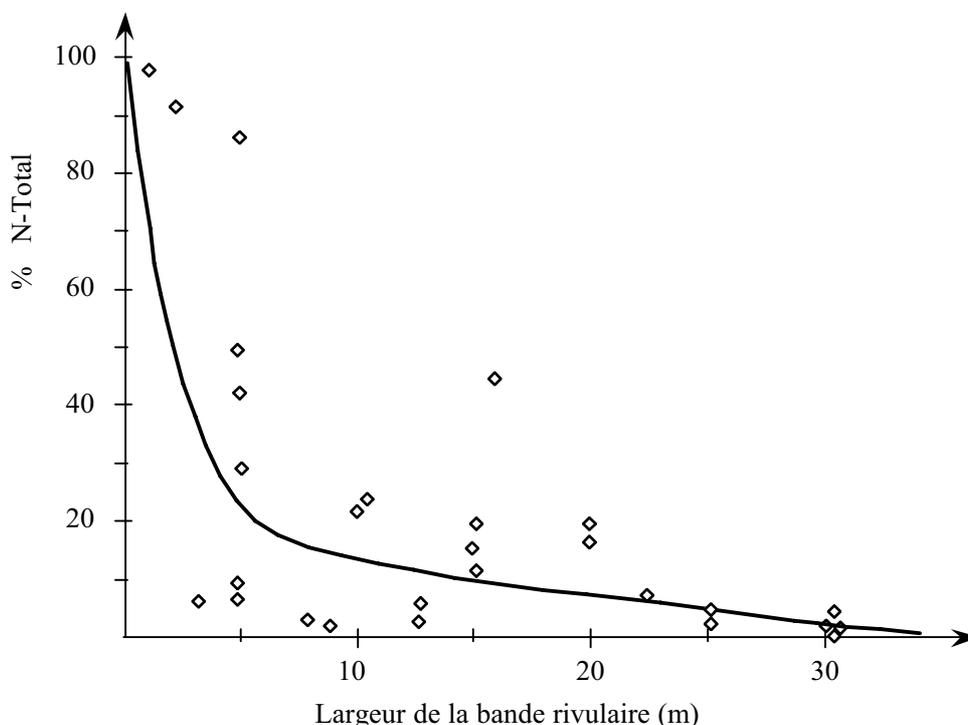


Figure 6.7 Efficacité de l'élimination de l'azote en fonction de la largeur de la ripisylve (Maridet 1995, compilation de données de Vought et al 1994 et Petersen et al 1992)

En fait, le contexte hydro-géomorphologique semble importer plus que la largeur. La longueur de contact entre zone humide et versant est le facteur prépondérant. L'interface est à maximiser, ce qui signifie que plusieurs petites zones humides sont à privilégier à la place d'une grande, à surface égale. De ce point de vue, le critère de Borin, qui ramène la charge au mètre linéaire, paraît le plus pertinent ; mais encore faut-il apprécier l'importance du transfert d'azote. La compilation de Maridet aboutit à une règle de dimensionnement plus simple à manipuler et à comparer aux autres fonctions : pragmatiquement, on s'appuiera sur cette proposition.

La tableau 6.1 présente un bilan des données d'efficacité.

FONCTION DE LIMITATION DU TRANSFERT DE L'AZOTE

ANNEXE A.6

Les fonctions environnementales des zones tampons - Protection des eaux
CORPEN - 2007

E ou T	Pays	Type de zone tampon	Largeur	Zone contri- butive	Réduction entrée sortie de la ZT				Source
					Norga	NO3	NH4	Ntotal	
T	USA	ZB	19m			93%			Peterjohn and Corell, 1984 Cité dans (Muscutt, Harris et al. 1993)
T	France	ZR	150m			100%			Pinay et Decamps 1988 cité dans (Muscutt, Harris et al. 1993)
T	Nouvelle Zélande	BE				93%			Cooper 1990 cité dans (Muscutt, Harris et al. 1993)
E	USA	BE	4,6-9,1m			7-78%	9-89%	73-91%	Dillaha et al, 1989 cité dans (Dosskey 2001)
E	USA	BE	4,6-9,2m					(-6)-48%	Magette et al., 19989 cité dans (Dosskey 2001)
T	France	BE	6-18m			47-100%			Patty et al., 1997 cité dans (Dosskey 2001)
E	USA	BE	4,6-13,7m			90%	90%		Barfield et al., 1998 cité dans (Dosskey 2001)
E	USA	ZTEB	7,5-15m			53-90%		57-91%	Scmitt et al., 1999 cité dans (Dosskey 2001)
E	USA	ZTBE	7,1-16,3m			41-88%		50-90%	Lee et al., 2000 cité dans (Dosskey 2001)
E	Norvège	ZB	5-10m	500-5000m ²				60%	(Syversen 2005)
E	Canada	BE	5-10m	500-5000m ²				45%	(Syversen 2005)
E	Canada		3m	200m ²		85.1%	44.3%	68.5%	(Duchemin, Lafrance et al. 1999)
E	Canada		6m	200m ²		92.9%	42.7%	75.2%	(Duchemin, Lafrance et al. 1999)
E	Canada	BE	9m	200m ²		95.5%	38.4%	76.2%	(Duchemin, Lafrance et al. 1999)
E			0.7m	20m ²	87%	39%	78%		(Blanco-Canqui, Gantzer et al. 2004)
E	USA	BE	8m	20m ²	98%	73%	93%		(Blanco-Canqui, Gantzer et al. 2004)
T	USA	ZB+BE	3-9m			Moy 50%	Moy (-100%)		(Young and Briggs 2005)
T	Pays Bas	ZB	25m			98%			(Hefting and de Klein 1998)
T	Pays Bas	BE	25m			85%			(Hefting and de Klein 1998)
T	Italie	BE	5m	6ha		90%			(Borin et al., 2002)
T	Suède	ZR				20-50%			Cité dans (Vought et al., 2005)
T	Suède		5m			10-15%			(Vought, Pinay et al. 1995)
T	Suède		10m			25-30%			(Vought, Pinay et al. 1995)
T	Suède	BE	15m			40-45%			(Vought, Pinay et al. 1995)
E	Australie	BE	6.2m					50%	(Deletic and Fletcher 2006)
T	Québec	BE	1m	100m ²		26-83%		23-86%	Vallières D., 2005

E Expérimentation

ZB zone boisée

T Terrain

ZR zone riveraine

BE bande enherbée

ZTBE zone tampon boisée et enherbée

Tableau 6.1 Données d'efficacité des ZT vis-à-vis de l'azote

Références citées

- ♦ BALLIF J.-L.P., 1999. Ruissellement et érosion en Champagne sur sols de vignes et de cultures : observations, mesures, prévisions et remèdes, Ed. Johanet, Paris, 158 p.
- ♦ BLANCO-CANQUI H., C. J. GANTZER et al., 2004. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. *Soil Science Society of America Journal* 68(5): 1670-1678.
- ♦ BORIN M., E. BIGON et al., 2004. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. *Environmental Pollution* 131(2): 313-321.
- ♦ BORIN M. AND E. BIGON, 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution* 117(1): 165-168.
- ♦ CABIDOUCHE Y.M., CATTAN P., DOREL M., PAILLAT J.M., 2002. Intensification agricole et risque de pollution azotée des ressources en eau dans les départements français d'outre-mer insulaires ; surveiller en priorité les pratiques agricoles dans les périmètres irrigués. Actes de l'atelier du PCSI, Montpellier 28-29 mai, 2002. 16 p.
- ♦ CAUBEL V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrates. Thèse ENSAR, 155 p.
- ♦ DELETIC A. AND T. D. FLETCHER., 2006. Performance of grass filters used for storm-water treatment--a field and modelling study. *Journal of Hydrology* 317(3-4): 261-275.
- ♦ 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., P. LAFRANCE, et al., 1999. Les bandes enherbées : une pratique de conservation efficace pour réduire la pollution diffuse. Consultation sur le développement durable de la production porcine au Québec. BI091 / 6211-12-007. IRDA: 4p.
- ♦ GAILDRAUD C., 1996. Étude de l'impact du ruissellement dans le vignoble sur la qualité de la nappe phréatique d'Alsace. Azote, phosphore, sulfates et produits phytosanitaires. Août 1990 à Décembre 1995., DIREN-SEMA & ARAA, Strasbourg, 65 p.
- ♦ HAYCOCK N.E., T. BURT, K. GOULDING & G. PINAY, Editeurs, 1997. Buffer zones : their processes and potential in water protection. *Quest Environmental Publ.* 326 p. ISBN 0 953 0051 00.
- ♦ HEFTING M. M. and J. J. M. DE KLEIN, 1998. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution Nitrogen, the Confer-N-s First International Nitrogen Conference 1998* 102(1, Supplement 1): 521-526.
- ♦ LOWRANCE R., 1992. Groundwater Nitrate and Denitrification in a Coastal Plain Riparian Forest *Journal of Environmental Quality* JEVQAA, Vol. 21, No. 3, p. 401-405.
- ♦ LEMAIRE G., SALETTE J., 1984. relation entre la dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. 1. Étude de l'effet du milieu. *Agronomie* 4(5) : pp 423-430

- ♦ MARIDET L., 1995. Rôle des formations végétales riveraines ; recommandations pour une gestion régionalisée. Rapport Ministère de l'Environnement, Direction de l'eau. 59 p.
- ♦ MUSCUTT A. D., G. L. HARRIS, et al., 1993. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 45: 59-77.
- ♦ SABATER S. A. BUTTURINI J..C., CLEMENT T., BURT D., DOWRICK M., HEFTING V., MAÎTRE G., PINAY C., POSTOLACHE M., RZEPECKI and F. SABATER, 2003. Nitrogen removal by riparian buffers under various N loads along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6: 20-30.
- ♦ SYVERSEN N., 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24(5): 483-490.
- ♦ VOUGHT B.-M. L., G. PINAY, et al., 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31(1-3): 323-331.
- ♦ YOUNG E. O. and R. D. BRIGGS, 2005. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers. *Agriculture Ecosystems & Environment* 109 (3-4): 297-309.



FONCTION DE PROTECTION CONTRE LA DÉRIVE DE PULVÉRISATION DES PRODUITS DE TRAITEMENT

1. Présentation succincte du transfert de produits phytosanitaires par dérive

1.1. Définition de la dérive

La dérive de pulvérisation est le mouvement d'un produit phytosanitaire en dehors de la cible du traitement, en général la parcelle (le sol ou la culture), au cours de son application. C'est un processus indésirable qui soustrait une partie du produit de son objectif et provoque une contamination du milieu non-cible adjacent : milieu aquatique superficiel, parcelle voisine. Des litiges peuvent en résulter, par exemple l'apparition de phytotoxicité sur une culture adjacente sensible ou la contamination de productions sous label agriculture biologique. La dérive consécutive à un traitement effectué dans le respect des bonnes pratiques peut être considérée comme un processus de pollution diffuse. Inversement l'absence de précautions au voisinage d'un point d'eau (« traiter » le ruisseau) s'apparente à une pollution ponctuelle, même si les conséquences sur la qualité de l'eau ne sont pas aussi critiques qu'un déversement direct dans la ressource. Une zone tampon, grâce à sa fonction d'atténuation ou d'écran, permet de minimiser les conséquences de ces pratiques.



Pulvérisation sur culture basse

Au sens strict, la dérive inclut la volatilisation d'une partie du produit au cours du traitement suite à l'évaporation de gouttelettes de bouillie entre la buse du système d'application et la cible, feuillage ou sol, voire la volatilisation de la substance active après traitement. Le terme dérive désigne plus généralement la fraction déposée au voisinage de la parcelle au cours du traitement et qui peut être mesurée à l'aide de techniques adaptées. Cette acception, utilisée en évaluation du risque écotoxicologique, est retenue dans le présent document.

cemagref - Agrom



Pulvérisation sur culture haute

1.2. Variation de la dérive en fonction de la distance

La dérive s'exprime quantitativement en pourcentage de la quantité de substance active appliquée à l'hectare ayant dérivé dans l'espace libre à une distance donnée du bord de la parcelle. Des tables donnant le taux de dérive à différentes distances ont été établies pour divers types de cultures à partir de nombreuses mesures expérimentales. Elles servent à estimer les niveaux d'exposition des organismes non-cibles dans l'évaluation du risque écotoxicologique au moyen du 90ème centile du taux de dérive (Ganzelmeier et al., 1995, Rautmann et al., 1999 ; Rautmann et Streloke, 2001).

La dérive dépend principalement du type de culture, du stade de développement et du matériel d'application, lui-même étant très lié au type de culture. Moins dépendante de la nature du produit ou du type de formulation que de ces facteurs, les tables génériques de dérive sont établies pour les cultures annuelles, la vigne et les arbres fruitiers, aux stades précoce et tardif. Le tableau 1 illustre les différences inhérentes à ces facteurs sur les données du 90ème centile de la dérive correspondant à une seule application.

Distance	Cultures annuelles	Arbres fruitiers		Vigne	
		Stade précoce	Stade tardif	Stade précoce	Stade tardif
1 m	2,77				
3 m	0,95	29,20	15,73	2,70	8,02
5 m	0,57	19,89	8,41	1,18	3,62
10 m	0,29	11,81	3,60	0,39	1,23
20 m	0,15	2,77	1,09	0,13	0,42
30 m	0,10	1,04	0,54	0,07	0,22
50 m	0,06	0,30	0,22	0,03	0,10

Tableau 7.1 Taux de dérive (% de la quantité appliquée) pour les principaux types de cultures (Rautmann, 2001)

Pour les grandes cultures et la vigne, la variation du taux de dérive en fonction de la distance correspond à une fonction puissance de la forme : $y = a.x^b$. Plusieurs fonctions, valables dans certains intervalles de distance, sont nécessaires pour les arbres fruitiers. L'allure générale des courbes résulte de la sédimentation différentielle des gouttes en fonction de leur taille, les grosses gouttes se déposant au sol plus rapidement, donc à une distance moindre de la parcelle, que les petites.

1.3. Maîtrise du risque écotoxicologique – Zone non traitée

Lorsque l'exposition par dérive en bordure de parcelle conduit à un risque inacceptable pour les organismes aquatiques, l'usage du produit requiert le respect d'une zone non traitée (ZNT). La zone non traitée a pour rôle de maintenir le traitement à une distance suffisante du milieu non-cible de manière à limiter le niveau d'exposition en mettant à profit l'atténuation de la dérive en fonction de la distance (figure 7.1).

La définition d'une largeur de zone non traitée fait partie de l'évaluation du risque écotoxicologique dans le cadre de l'homologation des produits phytosanitaires.

La même règle s'applique aux arthropodes non cibles du milieu terrestre avec détermination d'une zone non traitée distincte de celle éventuellement déterminée pour le milieu aquatique.



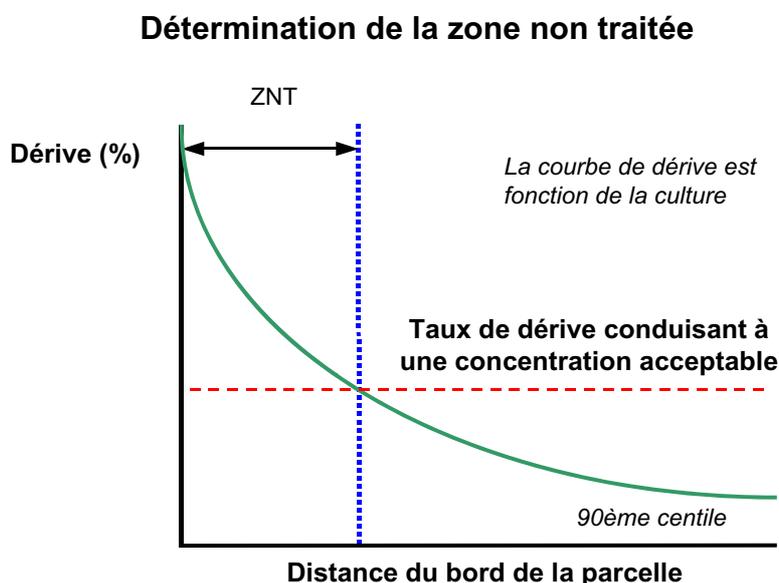


Figure 7.1 Détermination de la zone non traitée

2. Facteurs influençant la dérive

Pendant le traitement d'une culture à un stade donné, la dérive est principalement influencée par le matériel d'application et ses conditions de mise en œuvre (réglages), secondairement par les conditions météorologiques pendant le traitement.

2.1. Taille des gouttes

La taille des gouttes détermine leur aptitude à dériver (temps de chute ; loi de Stokes). Les gouttes les plus fines, particulièrement celles dont le diamètre est inférieur à 0,1 mm, sont plus facilement entraînées par le vent et sont donc plus sensibles à la dérive. De nombreux facteurs influencent le spectre de gouttes : angle de diffusion et calibre de la buse, pression d'utilisation.

Les constructeurs commercialisent des buses à dérive réduite dont le spectre de gouttes montre une proportion restreinte de gouttes de petit diamètre. Le taux de réduction de dérive est certifié par rapport à des buses standard à turbulence.

2.2. Matériel de traitement

Selon leur constitution, les matériels de traitement génèrent des niveaux différents de dérive : appareil pneumatique, à jet porté, à jet projeté, avec confinement. Les données de dérive spécifiques au contexte français sont peu nombreuses.

Les matériels avec confinement de la pulvérisation permettent de limiter considérablement la dérive : assistance d'air pour les rampes de traitement des grandes cultures, traitement localisé sur le rang pour le désherbage de la vigne (diminution de la dose de traitement à l'hectare) ; pulvérisateurs face par face, panneaux récupérateurs. Ces solutions techniques sont encore peu répandues en raison de leur coût et ne peuvent pas être mises en œuvre partout (vignes en forte pente, vergers de plein vent).

En grandes cultures, la dérive dépend des buses utilisées et de conditions de mise en œuvre du matériel : hauteur de la rampe, vitesse d'avancement. Les divers facteurs d'influence sont présentés de manière synthétique dans la référence (Dossier pulvérisation, 1998).

En cultures pérennes, la dérive dépend simultanément des buses utilisées et de la configuration du matériel de traitement qui est en général adapté aux dimensions et à la forme de la cible (Guide pratique 2005). De toute évidence, la distance entre les buses et la cible est un facteur favorisant la dérive.

2.3. Conditions météorologiques

La température élevée et le degré hygrométrique faible favorisent l'évaporation des gouttes pendant leur trajet vers la cible, augmentant ainsi leur sensibilité à la dérive et la volatilisation de la substance active.

2.4. Optimisation du traitement

Pour assurer une bonne efficacité, le traitement doit atteindre la cible et être réparti uniformément à sa surface. La taille moyenne des gouttes et leur densité sur la cible sont deux facteurs déterminants d'une bonne couverture, donc d'une meilleure efficacité, en particulier pour les produits de contact. Les gouttes fines favorisent l'uniformité de la couverture ; inversement les grosses gouttes produisent moins d'impacts sur la cible et sont plus sensibles au ruissellement sur le feuillage. L'optimisation de la pulvérisation résulte donc du compromis entre la bonne répartition du traitement et la limitation de la dérive.



3. Atténuation de la dérive dans une zone tampon

3.1. Fonction d'éloignement

Compte tenu de la diminution du taux de dérive en fonction de la distance, l'efficacité d'une zone tampon assimilable à un espace libre (dispositif enherbé, par exemple) résulte du simple effet consistant à éloigner la ressource et le traitement. Cet effet ne dépend pas significativement de l'état de la zone tampon au moment du traitement, même si l'efficacité du dispositif à retenir les résidus est limitée en cas de saturation.

Les taux de dérive indiqués montrent que les concentrations attendues dans la zone tampon suite à la sédimentation des embruns de pulvérisation restent très inférieures à celles de la parcelle traitée.

3.2. Fonction d'écran

Les zones tampons à structure verticale (haie, brise-vent) sont des obstacles plus ou moins poreux qui exercent un rôle d'écran en modifiant l'aérodynamique locale et régionale (Baudry et al., 2000). Les données relatives à l'atténuation de la dérive par ces structures sont très limitées (Koch et al., 2003). S'il est évident que les embruns de pulvérisation se déposent sur la canopée qui joue un rôle d'écran, les informations manquent sur la sédimentation des gouttes qui ont franchi l'obstacle. La diversité de forme et de densité de ces structures influence probablement l'efficacité de la fonction d'écran mais les mesures sur les principaux types de structures font défaut.

Références citées

- ♦ Equipment for crop protection- 2005.Methods for field measurement of spray drift. International Standard – ISO/FDIS 22866 ; final draft, Oct. 3.
- ♦ Dossier pulvérisation. 1998. Perspectives agricoles n°234.
- ♦ Guide pratique : efficacité et choix des pulvérisateurs, 2005. Le vigneron champenois.
- ♦ GANZELMEIER H., RAUTMANN D., 2000. Drift, drift reducing sprayers and sprayer testing Aspects of Applied Biology, 57, p. 1-10.
- ♦ GANZELMEIER H., RAUTMANN D., SPANGENBERG R., STRELOKE M. HERRMANN M., WENZELBURGER H.J., WALTER H.F., 1995. Studies on the spray drift carried out throughout the Federal Republic of Germany. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft., 305, 111 p.
- ♦ RAUTMANN D., STRELOKE M.DIE., 2001. Verzahnung der Prüfung der Pflanzenschutzgeräte mit der Zulassung der Pflanzenschutzmittel. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 53 (10), p. 270-273.

FONCTION DE PROTECTION CONTRE LA DERIVE DE PULVERISATION DES PRODUITS DE TRAITEMENT

ANNEXE A.7

- ♦ RAUTMANN D., STRELOKE M, WINKLER R., 2001., New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures, 27-29 September 1999. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 383, 133-143.
- ♦ BAUDRY O., BOURGERY C., GUYOT G., RIEUX R., 2000. Les haies composites, réservoirs d'auxiliaires. CTIFL Hortipratic120 p.
- ♦ KOCH H., WEIÄER P., LANDFRIED M., 2003. Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitats. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 55, p. 181-188.



FONCTION DE PRÉSERVATION DE LA QUALITÉ BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

Ce qui suit s'appuie, pour l'essentiel, sur le document « Rôle des formations végétales riveraines ; recommandations pour une gestion régionalisée » (Maridet 1995) : on y renverra également pour une présentation plus complète de cette question et de ses implications pratiques.

Les ripisylves influent sur la vie aquatique, en exerçant deux types d'effets :

- ◆ en modifiant l'ambiance climatique du cours d'eau
- ◆ en y apportant des débris organiques ligneux de tailles très variées : depuis les feuilles et brindilles, jusqu'aux branches et troncs.

Ces effets se manifestent à la fois par la création et la diversification des habitats dans le cours d'eau et comme facteur de contrôle du fonctionnement trophique (figure 8.1).

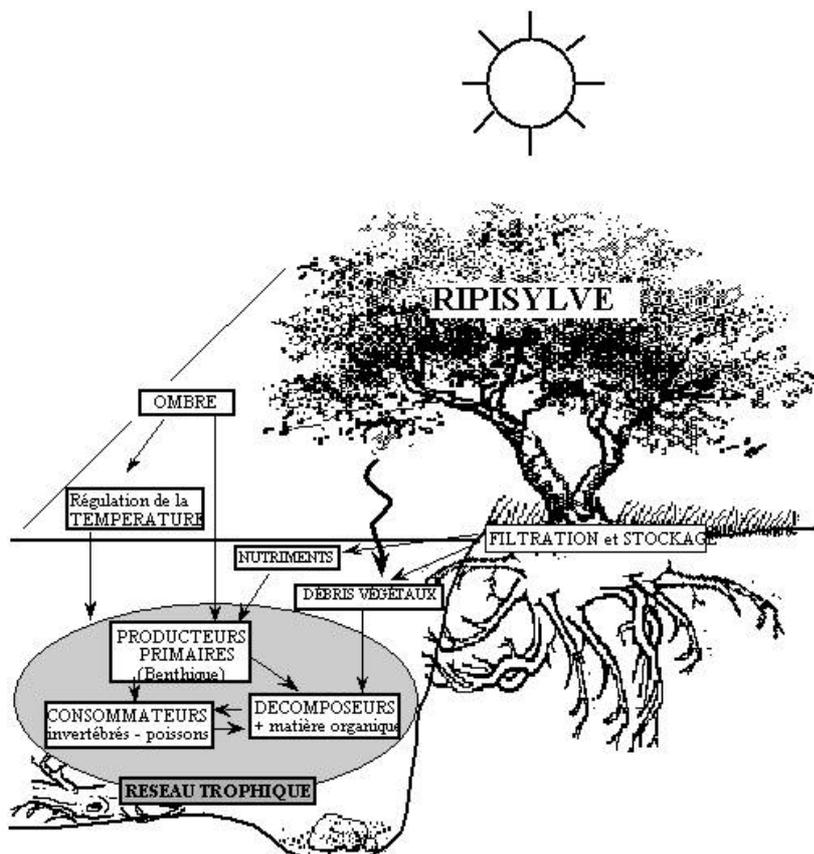


Figure 8.1 Influence de la végétation rivulaire sur le fonctionnement trophique dans les écosystèmes d'eau courante (Maridet, 1995)

1. Création et diversification des habitats

La végétation rivulaire crée ou modifie l'habitat de nombreuses espèces aquatiques par l'effet de la végétation elle-même ou grâce aux débris qu'elle produit.

1.1. La végétation rivulaire

Les arbres de milieux humides alluviaux créent des caches grâce à leurs racines qui débordent de la berge. Les boisements qui bordent la rivière créent un ombrage qui permet aux poissons de se dissimuler.

1.2. Les débris ligneux grossiers

Les troncs et branches arrachés et immobilisés dans le cours d'eau (que l'on appellera « embâcles végétaux » dans la suite du texte) et les environnements qui leurs sont associés sont favorables, voire nécessaires, à de nombreux organismes.

Leur présence induit une variabilité des paramètres physiques (vitesse, hauteur, granulométrie des fonds) qui conditionnent la sélection des habitats. Ils créent ainsi une mosaïque spécifique de leur présence où chaque espèce ou stade peut rencontrer les conditions favorables à sa survie et à son développement.

Par exemple, les mouilles ⁽¹⁾ engendrées par ces embâcles végétaux, permettent aux poissons d'échapper aux prédateurs terrestres ou de se réfugier en période de forte chaleur. Sur les cours d'eau larges, les embâcles végétaux peuvent être à l'origine d'accumulation de sédiments formant de petites îles et des bras secondaires, où les conditions de vitesse et d'écoulement sont meilleures en période hivernale critique.

2. Facteur de contrôle du fonctionnement trophique

2.1. La production primaire

Le développement des algues microscopiques représente le premier échelon de la chaîne alimentaire. Il est donc nécessaire à la vie de la rivière ; mais son excès, responsable de l'eutrophisation, est nuisible et cette situation est fréquente. L'ombrage, en réduisant l'assimilation chlorophyllienne, joue ainsi comme régulateur utile à l'équilibre biologique du cours d'eau en période chaude.

(1) Zone plus calme et plus profonde, située en amont immédiat du seuil formé par l'embâcle.



2.2. La dynamique de la matière organique

La dynamique des matières organiques, tant en milieu terrestre qu'aquatique, est encore mal connue et il convient d'éviter d'appliquer des recettes toutes faites. Dans certains cas, il est souhaitable de développer les apports de matières organiques, et dans d'autres les excès peuvent nuire à certains usages de l'eau voire à la qualité biologique, en particulier dans les cours d'eau à faible pouvoir tampon. Mais de toute façon, l'assimilation par le réseau trophique des apports de matières organiques doit être facilitée, et les débris ligneux peuvent jouer un rôle positif à cet égard.

Les feuilles et les débris ligneux constituent une source de matière organique de qualité variable : comme on l'a vu à propos de l'azote, les aiguilles de résineux sont moins intéressantes, car moins dégradables que les feuilles d'espèces caduques (en particulier les aulnes et les saules).

Par ailleurs, les racines des arbres de berges et les embâcles végétaux constituent des pièges qui filtrent la matière organique détritique, feuilles et tiges, transportée par le cours d'eau.

Cet effet filtre est d'autant plus marqué que le cours d'eau est petit : Bilby et al. (1980) montrent, sur des bassins versants boisés (forêt non perturbée de 65 ans), que les débris ligneux grossiers piègent 75 % de la matière organique dans des cours d'eau d'ordre 1 (ordre ou rang de Strahler : voir encadré du § 8, chapitre 1), et respectivement 58 et 20 % dans les cours d'eau d'ordre 2 et 3.

Ces débris, grossiers et fins, constituent une source d'alimentation pour de très nombreux invertébrés. Benke (1985) observe que, sur une rivière de Géorgie, le bois mort représente 4 % de la surface habitable par les invertébrés et contient 60 % de la biomasse (rivière à fond sableux). Dans ce type de situation, l'enlèvement des embâcles peut nuire aux poissons en réduisant sensiblement leur source d'alimentation.

2.3. La structure des peuplements d'invertébrés

L'influence de l'environnement végétal de la rivière sur les conditions d'alimentation des espèces aquatiques se traduit par une structuration différenciée des groupements trophiques d'invertébrés. Une étude, réalisée sur trois rivières de Corrèze avec des végétations rivulaires très différentes, illustre bien ce propos (figure 8.2) : les deux premières, en alternant des zones ombragées plus ou moins importantes et des zones de lumière, se différencient nettement de la troisième, soumise à la destruction de leur végétation rivulaire.



FONCTION DE PRESERVATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU

ANNEXE A.8

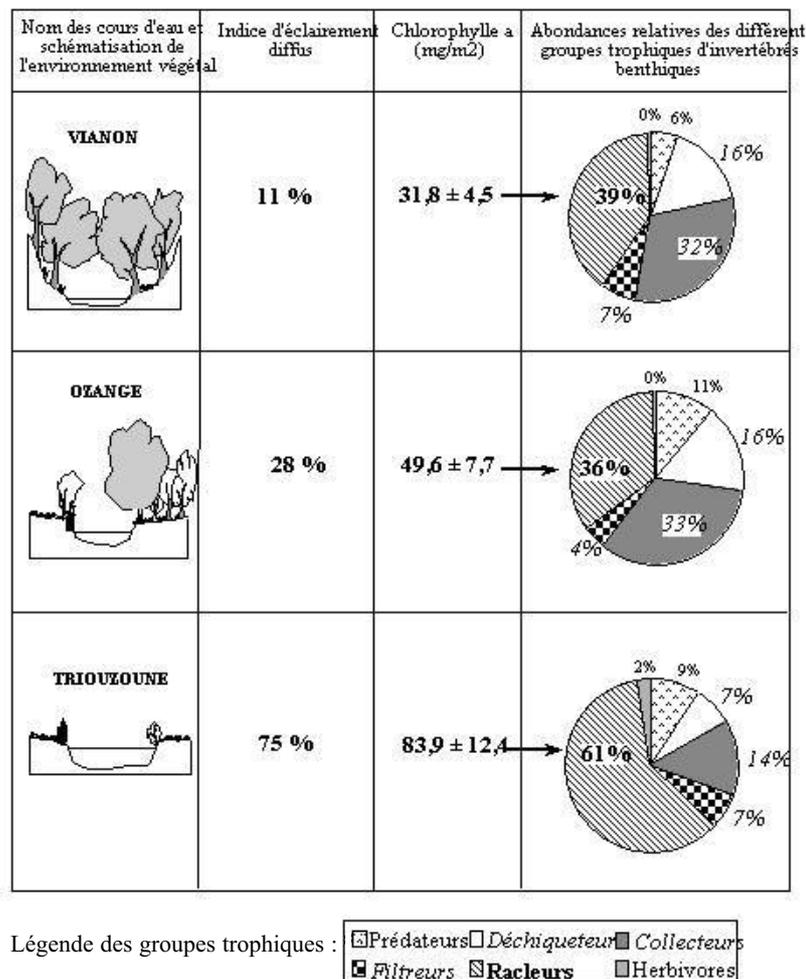


Figure 8.2 Influence de la végétation rivulaire sur le fonctionnement trophique dans trois cours d'eau du Massif central, différant par leur environnement végétal (Maridet, 1995)

2.4. La température

L'influence de la végétation rivulaire sur la température du cours d'eau est très forte. Suivant le type de cours d'eau, la coupe à blanc de la ripisylve peut entraîner une augmentation de la température moyenne estivale de l'eau de 2 à 3°C, en général : cette variation est suffisante pour faire disparaître les truites d'un cours d'eau. Gomi et al. (2006) ont enregistré des augmentations de températures maximales de 2 à 8°C sur de très petits cours d'eau avec des zones tampons de 10 à 30 m). A l'extrême, des variations de 12°C ont pu être notées.

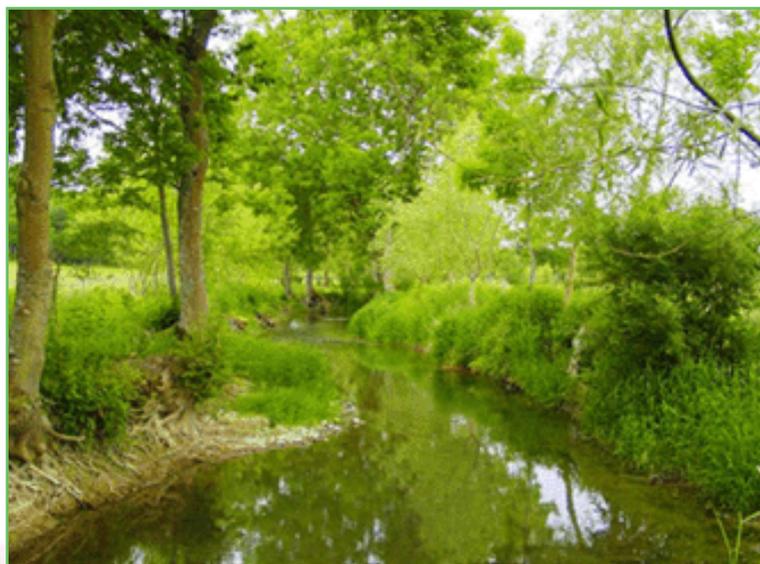
Cette augmentation modifie les communautés aquatiques en agissant directement sur le cycle vital des organismes, sur la qualité nutritive de la nourriture disponible et, surtout, sur la solubilité de l'oxygène : à 0°C, la saturation en O₂ à pression normale correspond à une concentration de 14 mg O₂/L ; à 20°C, elle tombe à 9 mg O₂/L.

Le cycle de développement des invertébrés et des poissons, animaux à sang froid, est fortement influencé par la température. Les salmonidés, en particulier, supportent mal une élévation de la température : leur optimum se situe entre 4 et 19°C et la situation devient critique à partir de 23°C.

Enfin, à la base de la chaîne trophique, un changement de température peut provoquer des déséquilibres au niveau des communautés algales et bactériennes : notamment, en favorisant le démarrage de l'eutrophisation.



Ombrage et embâcles végétaux



X. Boulangé / Chambre d'agriculture Vosges

Bordure de cours d'eau plus ouverte

Références citées

- ♦ BENKE A.C., GILLESPIE D.M., HENRY R.L., HUNTER R.J., 1985. Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams. *Fisheries*, 10(5), pp. 8-13.
- ♦ BILBY R.E., WARD J.W., 1980. Changes in characteristics and fonction of woody debris with increasing size of streams in Western Washington. *Trans. Am. Fisheries Soc.* 118, 368-378.
- ♦ GOMI T., MOORE R.D., DHAKAL A.S., 2006. Headwater stream temperature response to clear-cut harvesting with different riparian treatments, Coastal British Columbia, Canada. *Water Resource Reaserch*, 42. 1-11.
- ♦ MARIDET L., 1995. Rôle des formations végétales riveraines ; recommandations pour une gestion régionalisée. Rapport Ministère de l'Environnement, Direction de l'eau. 59 p.



Les brochures et plaquettes du CORPEN sont téléchargeables sur son site :
www.developpementdurable.gouv.fr/-CORPEN-.html

Brochure préparée avec le groupe Zones tampons du CORPEN

Coordination : Jean-Joël Gril (Cemagref Lyon) et Michel Mourel (secrétariat du CORPEN)

Maquette : Evelyne Simonnet (MAP - DGFAR)



COMITE D'ORIENTATION POUR DES PRATIQUES AGRICOLES
RESPECTUEUSES DE L'ENVIRONNEMENT

Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du Territoire
Direction de l'Eau - Secrétariat du CORPEN
20 avenue de Ségur - 75302 Paris 07 sp
Tél. 01 42 19 12 86