

Effets des dispositifs enherbés sur les transferts diffus de phosphore dans les bassins versants agricoles

Analyse critique des données bibliographiques et conséquences opérationnelles

J.M. Dorioz

INRA UMR CARRTEL, 75 avenue de Corzent, BP 511, 74203 Thonon les Bains, France

RÉSUMÉ

Face à la pollution diffuse agricole, la préconisation de dispositifs tampons de type bandes ou dispositifs enherbés (DE) se généralise, d'autant que ce type de mesure ne remet pas ou peu, en cause les modes de productions actuels. Cet engouement s'étendant désormais au problème de la maîtrise des transferts diffus de phosphore (P), il a semblé utile de faire un point bibliographique sur les acquis expérimentaux et les modèles scientifiques disponibles pour évaluer les performances des DE dans la rétention des composés du phosphore. L'analyse s'appuie sur une réflexion théorique préalable concernant la spécificité du comportement du phosphore et la nature des effets tampons dans le contexte de la pollution diffuse.

Une abondante littérature scientifique décrit le fonctionnement des DE lors des crues et la dynamique du P dans ce contexte. Ceci permet d'identifier les structures et les mécanismes impliqués dans l'effet tampon recherché. Les références disponibles en terme de performance de rétention des diverses formes de P, résultent d'expérimentations mises en place dans une large gamme de situations agro-pédologiques et climatiques. Malgré cette diversité, les résultats convergent : des DE de dimensions raisonnables divisent approximativement par 2 le P-total émis par des parcelles cultivées. Cet effet bénéfique est établi sur des expérimentations à pas de temps courts (année). Les performances à long terme (décennie) sont par contre peu documentées et plus discutables.

L'ensemble des connaissances est synthétisé sous forme d'un modèle conceptuel global intégrant les fonctionnements à court terme (crue), les dynamiques saisonnières et les risques associés aux accumulations sur de longues durées.

Mots clés

Phosphore, pollution diffuse, effet tampon, dispositif enherbé, agriculture.

SUMMARY**THE EFFECTS OF GRASS BUFFER STRIPS ON DIFFUSE PHOSPHORUS TRANSFER - A REVIEW AND SYNTHESIS**

Grass buffer strips are designed to capture the pollutants contained in runoff from source fields and to function as a sediment trap. Recommending the use of these grassed areas to control diffuse P transfer has become well-accepted among agricultural consultants and other practitioners although it is often unclear what the long-term disposition of the accumulated P may be. Our objective was to determine if the available scientific literature justifies the continued recommendation of grass filter strip to prevent phosphorus movement from agricultural soils to surface waters. An adequate body of literature exists describing many aspects of P dynamics and the short-term functioning of grass buffer strips over their seasonal cycles. Despite variable results in a diversity of landscape contexts, overall, the use of grass buffer strips appears to provide useful short-term functions in the reduction of P transport to surface waters. Long-term benefits remain questionable given the relatively short-term use of this approach in P reduction and the lack of long-term experimental results, but this current lack of data is not sufficient to deter the continued incorporation of grass buffer strips in the agricultural landscape.

Additionally, a more comprehensive conceptual model integrating the short-term functioning of grass buffer strips with seasonal cycles and the long-term consequences of cumulative storage emerged from our synthesis.

Key-words

Phosphorus, diffuse pollution, grass buffer strip, agriculture

RESUMEN**EFECTOS DE LOS DISPOSITIVOS ENHERBADOS SOBRE LAS TRANSFERENCIAS DIFUSAS DEL FÓSFORO EN LAS CUENCAS VERTIENTES AGRÍCOLAS : ANÁLISIS CRÍTICO DE LOS DATOS BIBLIOGRÁFICOS Y CONSECUENCIAS OPERATIVAS**

Frente a una contaminación difusa agrícola, la recomendación de dispositivos tampones de tipos bandas o dispositivos enherbados se generaliza, sabiendo que este tipo de medida no pone en causa los modos de producciones actuales. Este entusiasmo se extiende ahora al problema del manejo de las transferencias difusas de fósforo (P), parece útil hacer un punto bibliográfico sobre los datos experimentales y los modelos científicos disponibles para evaluar los resultados de los DE en la retención de los compuestos del fósforo. El análisis se apoya sobre una reflexión teórica preliminar que concierne la especificidad del comportamiento del fósforo y la naturaleza de los efectos tampones en el contexto de la contaminación difusa.

Una abundante literatura científica describe el funcionamiento de los DE durante las crecidas y la dinámica del fósforo en este contexto. Esto permite identificar las estructuras y los mecanismos implicados en el efecto tampón buscado. Las referencias disponibles en término de éxitos de retención de las diversas formas de P, resultan de experimentaciones establecidas con una larga gama de situaciones agro-ecológicas y climáticas. A pesar de esta diversidad, los resultados convergen : DE de dimensiones razonables dividen aproximadamente por 2 el P total emitido por parcelas cultivadas. Este efecto beneficioso se establece en experimentaciones con pasos de tiempo cortos (año). Los resultados a largo plazo (década) están por el contrario poco documentados y más discutibles.

El conjunto de los conocimientos se sintetizó bajo forma de un modelo conceptual global que integra los funcionamientos a corto plazo (crecida), las dinámicas estacionales y los riesgos asociados a las acumulaciones sobre largas duraciones.

Palabras clave

Fósforo, contaminación difusa, efecto tampón, dispositivo enherbado, agricultura.

Le phosphore joue un rôle clé dans le contrôle de la productivité des écosystèmes. Pour les écosystèmes lenticques, les excès de phosphore (P) déterminent l'eutrophisation, une pollution associée à une surproduction algale. La maîtrise de ce phénomène très fréquent en milieu continental, nécessite un contrôle des sources de P au niveau des bassins versants. Les sources ponctuelles (égouts divers) ayant été identifiées et partiellement traitées depuis les années 80, l'attention se porte désormais sur les sources associées aux sols. Ces sources dites diffuses sont considérées dans de nombreux pays comme une origine majeure du P (Sharpey et Rekolainem, 1997 ; Daniel *et al.*, 1998).

La pollution diffuse se développe à l'échelle du paysage (Sharpley, 1995 ; Wang *et al.* 2004 ; Gril et Dorioz, 2004). Il s'agit tout d'abord d'une extraction et d'un entraînement de composés phosphorés provenant de sols agricoles, naturels ou artificiels, par les écoulements de surface. L'acquisition de la charge en P est donc associée au mouvement complexe des eaux de surface et à la dynamique des matières en suspensions. Il s'ensuit une forte variabilité spatio-temporelle des modalités de transfert et des facteurs de contrôle de celui-ci, en relation avec l'évolution des états hydriques, la distribution des propriétés des sols, des occupations des sols, des pratiques... La charge en P peut, en outre, être interceptée en cours de transfert vers l'exutoire, dans diverses zones tampons, structures intercalées sur le trajet de l'eau et susceptibles de retenir et transformer le P.

La complexité des structures, les forts volumes d'eau et de sédiments accompagnant les transferts, enfin le caractère imprévisible des flux de P, rendent irréaliste le traitement technologique du phosphore diffus agricole. La maîtrise de ce flux de P relève en fait d'actions de gestion territoriale à concevoir comme un ensemble intégré de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. A la parcelle, l'objectif est de contrôler les risques d'émission 1) en ajustant les quantités et le calendrier des apports, pour réduire les teneurs en P des sols à la fois globalement et particulièrement pendant les périodes et dans les zones sensibles au ruissellement ; 2) limiter la genèse d'états de surface du sol et de la végétation favorables au développement du ruissellement et de l'érosion (Daniel *et al.*, 1994 ; Weld *et al.*, 2001 ; McDowell *et al.*, 2001). Ceci suppose dès l'amont, d'équilibrer les bilans au niveau des exploitations agricoles qui sont structurellement excédentaires, voire de faire des choix en terme de mode d'occupation de sols, d'équipement ou de pratiques.

Les zones tampons interviennent à l'aval des parcelles, au niveau versant et bassin versant, en retenant les polluants contenus dans les écoulements qui les traversent (Castelle *et al.*, 1994 ; Vought *et al.*, 1995 ; Addiscott, 1997 ; Benoit *et al.* 2004). La fonction recherchée est celle de « filtre », fonctions qui existent dans certaines composantes paysagères «semi-naturelles» (lisières de forêts, ripisylves, haies, prairies du voisin...) ou résultent d'aménagements hydrauliques (tranchées filtrantes...) ou enfin se développent dans des zones herbacées spécifiquement implantées à cet effet et dénommées «dispositifs enherbés». Ces dispositifs

(notés DE) sont intercalés entre les parcelles agricoles émettrices et le réseau hydrographique récepteur. La contribution potentielle de tels aménagements à la maîtrise du P diffus agricole et donc à la lutte contre l'eutrophisation, est l'objet principal de cet article.

Les DE sont d'ores et déjà largement préconisés pour limiter la charge en suspensions ou en divers polluants des eaux de surface ou de subsurface. Ainsi le « Natural Resource and Soil Conservation Service » des USA (NRCS, 1999) recommande depuis 30 ans, d'implanter de façon systématique de tels dispositifs à l'aval des parcelles érosives, le long des fossés et rivières. Ce type de politique trouve un début d'application à l'échelle européenne puisque l'implantation de DE en bordure de cours d'eau est largement encouragée.

L'efficacité des DE dans la lutte contre l'érosion et le contrôle des pollutions diffuses a fait l'objet de recherches nombreuses qui concluent en général à un effet bénéfique, en l'occurrence une baisse de la charge en suspensions, en phytosanitaires voire en azote (Gril *et al.*, 1997 ; Patty *et al.*, 1997 ; Souiller *et al.*, 2002 ; Benoit *et al.*, 2004). Pour l'azote et la plupart des pesticides, la rétention dans un DE s'accompagne de transformations biogéochimiques qui, avec le temps, réduisent les quantités présentes (dénitrification, dégradations...). La dynamique du P dans des conditions similaires est forcément différente car aucune transformation bio-géochimique n'est susceptible de réduire les quantités totales stockées. Ceci n'exclut pas, en théorie, des évolutions portant sur la spéciation du P stocké. Puisque P tend à s'accumuler dans les DE et les zones tampons en général, une saturation du système sol-végétation semble inévitable à terme. Malgré ce phénomène mal connu et *a priori* peu favorable à des effets tampons durables, la préconisation des DE pour la maîtrise des transferts diffus de P semble devenir un standard technique. Il est donc légitime de s'interroger sur la documentation scientifique disponible pour justifier le développement de ces aménagements. D'où l'objectif spécifique de ce travail : établir un bilan bibliographique critique des acquis et des lacunes concernant l'effet des dispositifs enherbés sur les transferts du phosphore, des sols agricoles vers les eaux de surface. Cette réflexion s'appuie sur une double analyse théorique préalable, de la spécificité du phosphore et des effets tampons.

ÉLÉMENTS DE CADRAGE

Propriétés environnementales du phosphore

Relativement aux besoins des végétaux terrestres ou aquatiques, le P est naturellement rare. De ce fait, les ressources sont fortement captées et retenues dans la biomasse. P présente aussi une forte affinité pour la phase solide minérale : les formes ioniques (ortho-phosphate, noté ortho-P) sont ainsi activement fixées par les particules du sol ou par les suspensions (sorbées) ou précipitées (Robert, 1996). Rareté relative et affinité pour divers composants

de la phase solide expliquent : 1) la grande diversité de formes organiques et minérales du P des sols ou des sédiments ; 2) l'accumulation du P à la surface des sols ; 3) la dominance des formes associées à des particules, fraction dénommée «P-particulaire» et de composition extrêmement diversifiée (formes cristallisées, amorphes...) ; 4) la mobilité hydrochimique du P, limitée pour l'essentiel à des transferts via les écoulements de surface et sub-surface.

Dans les sols, la fraction de P en solution (dit P-dissous et composé d'ions phosphates et de molécules organiques) bien que très faible (1-5 ppm), est cruciale car très active chimiquement et biologiquement. Un ensemble interactif de processus biologiques et physico-chimiques assurent les échanges entre phases liquide, solide et biologique et, *in fine*, régule la teneur en formes dissoutes (Morel *et al.*, 2000). Les équilibres peuvent être modifiés par des ajouts de P comme par exemple des apports, sur ou dans le sol, associés à un rôle tampon. Les évolutions qui en résultent dépendent des concentrations, du temps et de la capacité de la phase solide du sol à fixer ou relarguer le P-dissous, ou «pouvoir fixateur». Le pouvoir fixateur représente en fait la disponibilité en sites de fixation du P. Il dépend donc en particulier de la charge en P de la phase solide, des surface réactives (argiles...), des teneurs en ions aptes à précipiter PO₄ (Ca ou Fe ou Al, selon le pH) et de la teneur en matière organique. Sous l'effet d'apports cumulés de P, la capacité de fixation peut atteindre un degré de saturation suffisant pour permettre une mobilité accrue du P-dissous dans le sol et augmenter notablement les pertes de P-dissous (Sharpley, 1995).

Les conditions anaérobies peuvent aussi créer des niveaux inhabituellement élevés de P-dissous dans les sols car la réduction des hydroxydes de fer libère les ions PO₄ préalablement fixés. Les évolutions saisonnières du redox pilotent en partie la dynamique de P dans les zones tampons. Il en est probablement de même pour les alternances sécheresse/humidité ou gel/dégel qui favorisent la libération du P à partir de la biomasse microbienne et des complexes organo-minéraux.

Seuls, les ions phosphates sont directement assimilables par les algues ou les racines. Le P-particulaire n'est pas pour autant inactif. Tout d'abord il peut, dans le cadre de dynamiques d'échanges sol/solution du sol/racines ou eau-suspensions-algues, fournir un flux d'ortho-P alimentant les végétaux. Cette capacité à générer et à soutenir ce flux constitue la biodisponibilité du P-particulaire, propriété qui se mesure en conditions standards (Dorioz *et al.* 1998) et qui dans le milieu aquatique s'exprime plus ou moins selon l'état biologique du milieu récepteur (effet notamment de la saison). La biodisponibilité définit donc un potentiel. Le P-particulaire qui se dépose par sédimentation, par exemple au fond d'un lac, n'est pas non plus éliminé. Il constitue en fait une source à long terme de P, remobilisable par brassage ou lorsque des conditions anaérobies s'établissent à l'interface eau-sédiments (relargage massif d'ortho-P suite à la réduction du fer).

Au total, l'évaluation de l'impact eutrophisant d'un apport de P dans le milieu aquatique suppose dans l'idéal, de connaître non seulement les quantités de P-total transférées mais aussi la réactivité environnementale de cette charge c'est-à-dire sa spéciation (dissous/particulaire au moins), sa biodisponibilité potentielle et son époque de transfert vers le récepteur.

Les effets tampons : définitions

Appliqué à la question des transferts d'eau et de matière dans les bassins versants, le concept d'effet tampon exprime la résistance au passage des écoulements et/ou des charges de polluants associées, à travers un élément du paysage. L'intensité de cet effet se mesure par la relation entre flux d'entrées et de sorties. Une structure de paysage est qualifiée de tampon si la charge polluante des écoulements baisse.

Les effets tampons associent des contrôles hydrologiques et hydrochimiques, du piégeage de suspensions et de l'absorption biologique (Dillaha *et al.*, 1997 ; Uusi-Kampa *et al.*, 1997). Tous ces phénomènes sont susceptibles de se développer dans des structures très diversifiées (haies, prairies...). Chaque type de structure est plus ou moins active selon le polluant considéré, ses propriétés et ses voies de transfert hydrologique préférentielles.

Face à la diversité des structures et des phénomènes, Viaud *et al.* (2004) proposent une approche de la «capacité tampon» d'une structure paysagère, originale et applicable de façon homogène de l'échelle parcelle à l'échelle bassin versant. Entrées et sorties relatives à cette structure sont des «signaux» (flux ou concentrations ou charges des suspensions, voire relations concentration/débit) et en conséquence, l'effet tampon ne se limite pas à des modifications de moyennes mais porte aussi sur d'autres paramètres tels que, baisse de fréquence, modification de variabilité, filtration du signal au niveau des minima ou des maxima... L'expérience acquise montre qu'il existe une distribution spatiale ordonnée par niveau d'organisation des bassins versants, de ces différentes modalités de l'effet tampon. A l'exutoire, l'ensemble des effets tampons se manifeste par des délais de transfert, des couplages-découplages entre les matières transportées, dissous / particulaire notamment.

Le cadre d'interprétation développé ci-dessus s'applique parfaitement aux dispositifs enherbés. Les DE sont des systèmes sols-végétation prairiale situés en position d'interface. De ce fait, ils reçoivent de l'amont un écoulement (ruissellements de surface et de subsurface) caractérisé par une charge solide et dissoute : c'est le signal d'entrée ; et ils restituent à l'aval en direction d'un milieu récepteur, un signal de sortie de même nature mais transformé dans son intensité et/ou sa fréquence. L'intensité de l'effet tampon dépend des temps d'interaction écoulement-DE, paramètre qui détermine la rétention - plus ou moins durable - ou la disparition - totale ou partielle - des polluants, dans certains compartiments du système. Pour P on considère qu'il existe un gain environnemental si la transformation du signal s'accompagne d'une baisse de la quantité et /ou de la réactivité environnementale du P-total .

STRUCTURES ET FONCTIONNEMENTS DES DISPOSITIFS ENHERBÉS

Fonctionnement de base et compartimentation du système (figure 1)

L'effet tampon des DE résulte d'un ensemble de processus qui se déclenchent lors des épisodes de ruissellement et sont la conséquence de propriétés physiques particulières de ces zones. Au niveau du DE, le ruissellement traverse en effet un milieu plus perméable et plus rugueux que celui des parcelles qui l'ont émis ; de ce fait l'écoulement ralentit, s'infiltré et sa capacité de transport de la charge solide diminue. Il apparaît un excédent de particules qui se dépose progressivement (Helmers *et al.*, 2001 ; Rose *et al.*, 2003 ; Munos-Carpena *et al.*, 1999).

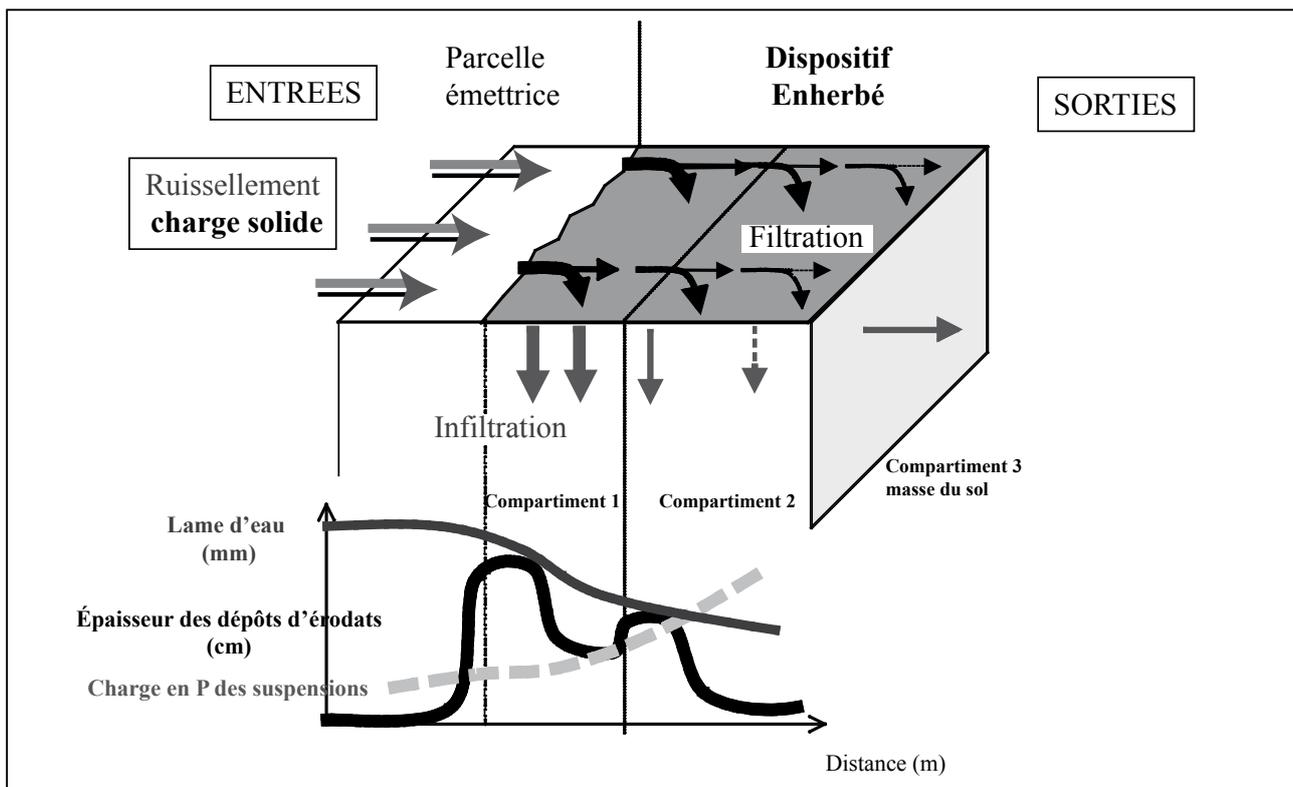
Les propriétés physiques du DE sont dues à la présence d'une couverture végétale continue qui induit une plus forte résistance aux écoulements de surface, et à l'existence d'un chevelu racinaire dense qui accroît la perméabilité des horizons de surface du sol. Dans le DE, la partition de l'écoulement entre infiltration et ruissellement dépend de ces caractéristiques du sol et du débit entrant. La durée de l'évènement compte également : au cours d'un épisode

intense, ou d'une série d'épisodes, le sol tend à se saturer en eau voire à se colmater progressivement, ce qui change les conditions d'écoulement. La part du ruissellement qui s'infiltré peut être, soit stockée (pour être ultérieurement évapo-transpirée) soit soumise à une percolation profonde (figure 1, compartiment 3).

Les dépôts de particules ne se distribuent pas au hasard. Les sédiments grossiers sont le plus souvent déposés dès la frontière du DE (compartiment 1, figure 1) ou à l'amont, sous forme d'amas allongés dans le sens des écoulements, dans le dernier mètre de la parcelle émettrice. Ceci matérialise le ralentissement des eaux et montre le rôle actif de l'interface dans le fonctionnement du système (Pearce *et al.*, 1997). Les dépôts sont constitués de particules grossières auxquelles s'ajoutent parfois des micro-agrégats stables à l'eau (Trévisan et Dorioz, 2001). Le piégeage de matériaux fins (limons ou argiles) nécessite des effets de « filtration » créés par les turbulences de l'eau au niveau de la végétation, effets qui se développent plus en aval dans le DE (compartiment 2 ; figure 1).

Le dépôt de la charge solide s'accompagne d'un tri granulométrique qui se développe dans l'espace et dans le temps : les fractions grossières se déposent à la fois plus rapidement et plus systématiquement que les fines. Dans de nombreux épisodes ruisselants, seules les fractions grossières sont retenues. Enfin, quand les épisodes se succèdent trop fréquemment, les sédi-

Figure 1 - Représentation schématique du fonctionnement global des dispositifs enherbés (d'après Dorioz et Vansteelant, 2002 ; modifié).
Figure 1 - Representation of the functioning of a grass buffer.



ments fraîchement déposés sont re-exportés (érosion interne). La consolidation des dépôts entre les périodes de pluies, est donc à considérer avec attention.

Dynamique et rétention du P dans les divers compartiments du dispositif

La spéciation du P à l'entrée d'un DE, dépend des modalités d'acquisition de la charge en P par les écoulements au niveau du sol émetteur et des dynamiques s'opérant lors du transport (figure 2). Le P-particulaire est fréquemment la fraction dominante. L'entrée se traduit par un découplage partiel et un stockage séparé, du P-dissous et du P-particulaire. Ce phénomène se développe sur des temps courts (crues). Sur un temps plus long, à l'échelle de la saison, les diverses formes de P stockées sont re-couplées notamment via l'absorption biologique.

P-dissous lors des crues. L'eau qui s'infiltré entraîne les composés en solution : la rétention des formes dissoutes de P résulte pour l'essentiel de ce phénomène (Dillaha *et al.*, 1986a). Ces formes dissoutes étant activement fixées par les constituants du sol, leur déplacement vers la profondeur du sol est limité aux horizons de surface. Les processus de fixation du P classiquement décrits dans les sols, sont les mécanismes de base de cette rétention. Ils sont sensibles à la température selon Yli-Halla *et al.* (1995) et leur efficacité pourrait baisser en périodes froides, d'où une baisse de la rétention en conditions hivernales.

P-particulaire lors des crues. En retenant des particules, le DE piège, au moins temporairement, les nutriments qui sont fixés sur celles-ci. Ce processus explique l'essentiel de la diminution de la charge en P-particulaire du ruissellement. La sédimentation étant sélective, dans nombre de cas le P-particulaire fixé aux particules les plus fines, notamment argiles, ne se dépose pas dans le dispositif enherbé (Uusi-Kämpä *et al.*, 1997). En outre, l'écoulement traversant le DE peut, dans certaines situations, induire une érosion interne.

Recyclage biologique et transformation du P. L'interception cumulée d'eau et de nutriments tend à accroître la production végétale du DE. Ce phénomène indique un recyclage des nutriments. La part du P-total intercepté ainsi recyclée, devient exportable par une récolte, ou libérable en fin de saison, notamment sous forme dissoute, après décomposition de la litière. La dynamique du P dans le DE, en remettant en circulation une part du P intercepté, influence le bilan du système filtrant. L'accumulation de matière organique, inhérente à tout système herbacé, pourrait aussi affecter un autre paramètre clé : le pouvoir fixateur du sol.

Facteurs de contrôle de la rétention du phosphore

La rétention du P-total dans un DE est le résultat de phénomènes se développant dans l'espace et la durée, d'où l'at-

tention portée aux facteurs contrôlant la surface et le temps de contact, entre les écoulements et le sol. Ces facteurs ont fait l'objet de multiples expérimentations présentées en détail dans le chapitre suivant. Ils peuvent être classés en 2 catégories, en synthétisant les propositions de Eck (2000) et Schmitt *et al.* (1999) :

- 1) les facteurs « externes » qui commandent les propriétés de l'écoulement incident, débit, nature (subsurface/surface ; concentré/diffus) et charges ; ces facteurs sont en relation avec la météorologie, les pratiques culturales et la topographie du bassin ;
- 2) les facteurs « internes », qui règlent la durée pendant laquelle l'eau est retenue par la bande enherbée et son taux d'infiltration dans le sol ; il s'agit de facteurs topographiques, notamment la largeur et la pente du dispositif, et des facteurs d'état de la végétation et du sol.

Facteurs internes et externes déterminent le bilan entrées-sorties, l'état et l'époque d'exportation et *in fine* la performance d'un DE en terme de rétention de P. Les performances sont exprimées comme un pourcentage de réduction résultant d'une comparaison soit entrées -sorties, soit parcelle ruisselante traitée par un DE et témoin non traité.

PERFORMANCES DES DE : VUE D'ENSEMBLE ET ANALYSE CRITIQUE DES RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET OPÉRATIONNELS

Les stratégies expérimentales adoptées dans la bibliographie et domaine de validité des résultats

La bibliographie se réfère en général à des expérimentations de plein champ, réalisées sur des parcelles tests soumises à l'action de pluies naturelles (Schwer and Clausen, 1989 ; Schellinger et Clausen, 1992 ; Franco *et al.*, 1996 ; Daniels et Gilliam, 1996) ou simulées (Schmitt *et al.*, 1999 ; Dillaha *et al.*, 1989), voire à un mélange des deux (Syversen, 1995 ; Patty *et al.*, 1997 ; Uusi-Kämpä *et al.*, 2000) sur des durées courtes (de la crue à l'année). Il existe également des expérimentations strictement conduites en laboratoire (Rogers and Schumm, 1991 ; Pearce *et al.*, 1997) dont les résultats sont souvent difficilement transposables directement au milieu naturel. Enfin et plus rarement, certains auteurs s'appuient sur des approches indirectes basées sur la mesure de l'accumulation des nutriments dans la végétation ou des sédiments tracés par exemple par le ¹³⁵Cs (Cooper *et al.*, 1986).

Les expérimentations de plein champ sont réalisées dans des conditions très variables en terme de milieu (beaucoup de

Figure 2 - Dynamique du phosphore à l'échelle d'un versant : émission, transport, effet tampon (d'après Lee *et al.* 1989, modifié).
Figure 2 - Phosphorus dynamics from cultivated fields through a grass buffer.

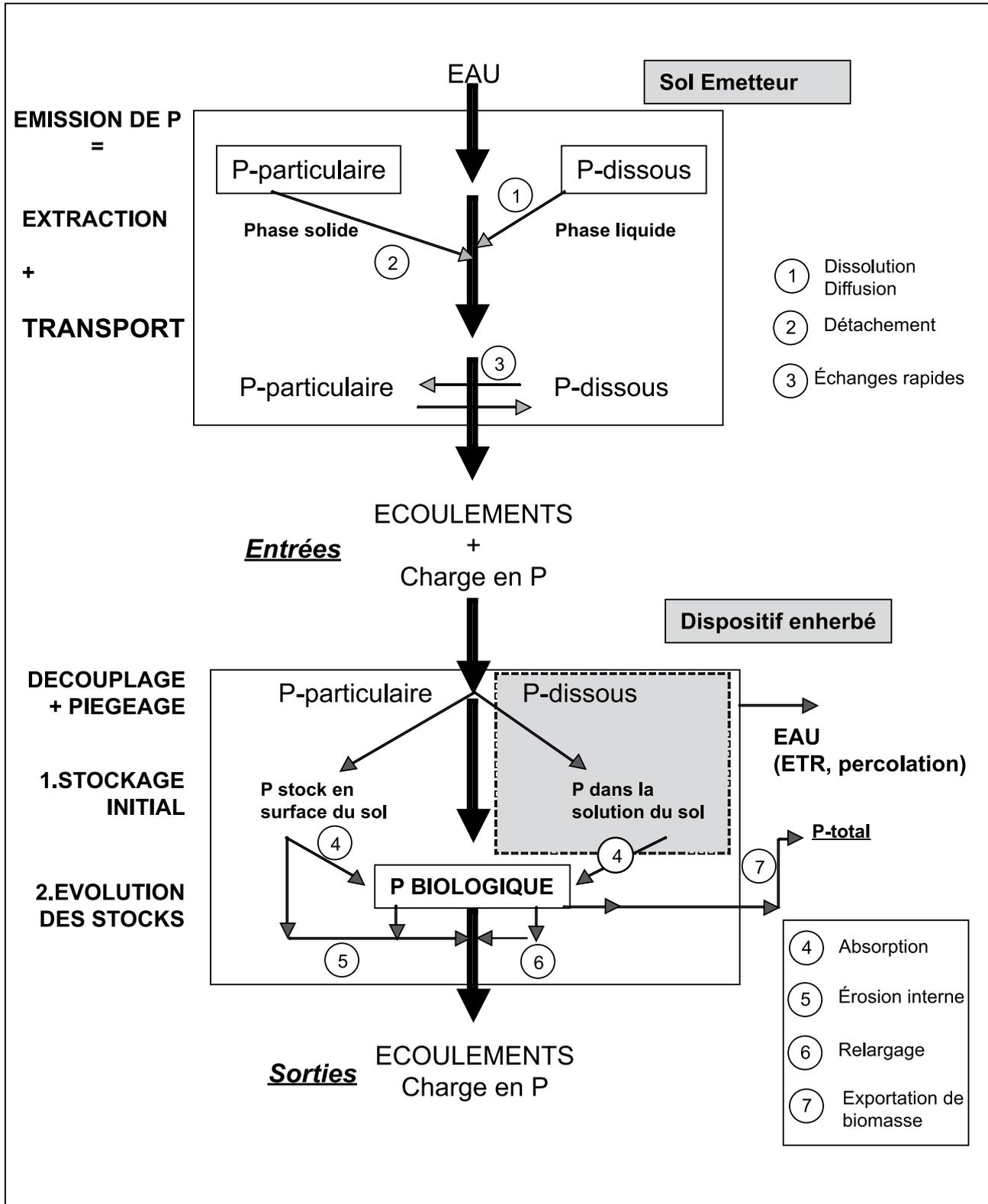


Tableau 1 - Performances de quelques dispositifs enherbés vis à du phosphore et des sédiments.**Table 1** - Comparison of phosphorus and sediment retention efficiency of grass buffer.

Auteurs	Végétation	Activité amont	Evènement	Durée del'étude	Sol	Pente (%)	Largeur (m)	Performance P-tot (%)	Performance P-dissous (%)	Performance sédiments
Daniels et Gilliam, 1996	Fétuques et ligneux	Cultures Blé	Pluie naturelle	2 ans	Argileux	4 à 15	7	50	20	60 à 90 %
Doyle <i>et al.</i> , 1977	Fétuques et ligneux	Culture + lisier	Pluie naturelle	Plusieurs évènements pluvieux	Limoneux	10 35-40	4 3.8	- -	62 99	-
Patty <i>et al.</i> , 1997	Ray gras	Culture de maïs	Pluie simulée et naturelle Entre 650 et 900 mm/an	Plusieurs évènements pluvieux	Limoneux	7, 10 et 15	6, 12 et 18	-	22 à 89	-
Cole <i>et al.</i> , 1997	Herbe (Hauteur < 5cm)	Culture	Pluie simulée 51 mm/h	Crue	Limoneux	6	2.4 et 4.9	-	93	-
Uusi-Kämpä <i>et al.</i> , 2000	gazon	Culture	Pluie artificielle Pluie naturelle	2 jours 3 à 7 ans	Limoneux Argileux	5 et 10	27 à 97	-64 à 14		
Dillaha <i>et al.</i> , 1986	gazon	Engrais organique	Pluie simulée 50 mm/h	Crues	Limoneux	5, 11 et 16	4.5 et 9.1	58 à 69	-	91 à 91
Dillaha <i>et al.</i> , 1989	gazon	Culture	Pluie simulée	Crues	Limoneux	5, 11 et 16	4.6 et 9.1	49 à 93	-83 à 69	53 à 98
Schwer et Clausen, 1989	Graminées (fétuques, ray ras, paturin)	Eaux usées provenant d'une laiterie	charge hydraulique 3 cm/semaine	2 ans	Sol très peu perméable	2	26	89	92	95
Schmitt <i>et al.</i> , 1999	(herbe + arbustes bande de sorgo)	Culture fertilisée	Pluie simulée	Quelques évènements	Argilo-limoneux	6, 7	7.5 et 15	48 à 79	19 à 50	63 à 93 -
Syversen, 1995	DE Herbes et arbres	Bassin drainant de 500 et 5 000 m ²	Pluies naturelles	Quelques évènements	Argilo-limoneux	7, 14, 28	5, 10 et 15	45 à 73	0 à 88	61 à 91
Duchemin <i>et al.</i> , 2002	herbe	Cultures	Pluies naturelles	5 ans	Limon sableux	2	3 et 9	85-87	-41 et -57	87-90
Borin <i>et al.</i> , 2005	Herbe et ligneux	céréales	Pluies naturelles	4 ans	limon	3	6	80	78	93

référence proviennent de zones de cultures intensives situées notamment aux USA), de dimension (largeur du mètre à quelques dizaines de mètres), de végétations (de la prairie temporaire au taillis), d'entretien (de 0 à 4 coupes/an). Les tests portent principalement sur : la charge du ruissellement entrant en relation avec l'intensité et la durée des pluies, les dimensions du filtre, la pente et le type de végétation. L'objectif étant toujours concret et local, les valeurs testées sont en général compatibles par rapport aux systèmes d'exploitation. Il s'agit souvent de définir, soit des minima permettant une rétention significative (exemple largeur minimum pour 50 %), soit des optima tenant compte de la faisabilité. Les extrêmes sont en général négligés.

La grande majorité des expérimentations s'intéresse à l'interception de ruissellements diffus, ce qui plafonne les débits entrants, et se rapporte à des dispositifs formant une bande à l'aval de cultures. Les écoulements concentrés et les transferts de

sub-surface sont moins étudiés. A noter que l'effet stabilisateur de la végétalisation des berges des fossés ou des ruisseaux, s'il est souvent mentionné, ne fait pas l'objet d'étude particulière.

Compte tenu de ce contexte général commun à presque toutes les expérimentations, les résultats obtenus par celles-ci sont donc, moyennant précautions, comparables.

Variabilité des performances enregistrées en conditions expérimentales

Les résultats d'expérimentations choisies (tableau 1) suggèrent que les DE sont susceptibles, dans des conditions concrètes raisonnables, de limiter de façon «significative» (> 50 % de rétention), les transferts de sédiments et de P-total, dus à des écoulements diffus, sur des pas de temps variant de la crue à l'année.

Tableau 2 - Largeur du filtre et réduction des sédiments selon Castelle *et al.* (1994).

Table 2 - Width of grass buffer and sediment retention adapted from Castelle *et al.* (1994).

Largeur du filtre (m)	Réduction de sédiments (%)
91.5	80
26,2	80
22.4	92
9.1	84

Pour Borin *et al.* (2005) la performance des DE pour réduire la charge en nutriments, est surtout liée aux volumes d'eau ruisselée. La réduction des volumes d'eau ruisselée est très variables et représente, selon les références, de 3 % à presque 100 %. La moitié des réductions est comprises entre 40 et 100 %. Les mêmes ordres de grandeurs sont fournis par la synthèse de Patty *et al.* (1997). La variabilité des performances de rétention des particules, dans la gamme de conditions testées, est plus faible. Dans la plupart des cas, la réduction de la charge solide est largement supérieure à celle du volume ruisselé (Borin *et al.*, 2005). La rétention des particules s'échelonne de 40 à 100 %, avec dans plus de 90 % des cas, un taux supérieur à 50 %. La même gamme de variations est obtenue pour le P-particulaire, avec des taux de rétention variant de 50 à 97 %. Dans les conditions testées, 100 % n'est pas atteint, car les argiles, dont la charge en P est élevée, sont insuffisamment retenues. D'une manière générale, l'efficacité vis-à-vis des particules et du P-particulaire évoluent parallèlement.

La variabilité des conditions hydrologiques et biologiques affecte beaucoup plus la dynamique du P-dissous : son taux de rétention fluctue ainsi de - 83 à + 95 %, les valeurs les plus courantes se situant autour de + 20-30 %. Les valeurs négatives rapportées indiquent que la charge en P-dissous peut s'accroître lors du transfert à travers le DE (Dillaha *et al.*, 1989 ; Uusi-Kämpä *et al.*, 2000 ; Trévisan et Dorioz., 2001 ; Duchemin et Majdoub, 2004).

Contrôle des performances des DE par des facteurs internes

Effet du dimensionnement des dispositifs

La maîtrise du P associé au ruissellement diffus est avant tout traitée en terme de largeur. Un premier constat s'impose : les performances des DE vis-à-vis des charges solides ne s'accroissent pas toujours linéairement avec la largeur (*tableau 2*). Il existe donc probablement une largeur optimale au-delà de laquelle l'efficacité n'augmenterait que difficilement (Parsons *et al.*, 1994).

La pente pondère toujours les résultats et il est donc classique de présenter les références pour la rétention des solides en terme

Tableau 3 - Dimensions recommandées par le Soil Conservation Service (SCS, USA) et le Natural Resources Conservation Service (NRCS, USA).

Table 3 - Evolution of recommendations for the width of grass buffer (Soil Conservation Service -SCS - Natural Resources Conservation Service -NRCS).

Standards 1990 (SCS, 1990)		Standards 1997 (NRCS, 1997)	
Pente (%)	Largeur minimale (mètre)	Pente (%)	Largeur minimale (mètre)
0-5	6	0.5 %	11 - 22
5-6	9	≥ 5%	36 - 71
6-9	12		
9-13	15		
13-18	18		

de pente-largeur (*tableau 3*). Bien entendu, à l'extrême rien ne ressortirait d'une bande filtrante très large ; Kronvang *et al.* (2000) ne retrouvent plus ni P ni MES au delà de 29 m. Réciproquement, à l'évidence il existe une largeur minimale en deçà de laquelle aucun effet filtrant significatif n'est enregistré. Abu-Zreig *et al.* (2003) et Vallières *et al.* (2005) obtiennent des résultats encore faiblement significatifs avec seulement 2 m mais la rétention ne se manifeste probablement que lors d'évènements peu intenses. On peut aussi noter que des bandes étroites peuvent éventuellement protéger les berges contre l'érosion.

Les effets de la largeur s'expliquent en considérant les modalités des dépôts à l'intérieur du DE. L'essentiel de la rétention de la charge solide transportée par le ruissellement s'effectue dans les tout premiers mètres du dispositif (Schmitt *et al.*, 1999). Les suivis détaillés de Dillaha *et al.* (1989) et de Magette *et al.* (1989) confirment ces conclusions : la majorité des particules (53 à 86 % de la charge) sédimente dans les 5 premiers mètres. Ce phénomène, dû au changement brutal de la capacité de transport des écoulements à l'entrée dans le DE, est efficace surtout pour les fractions grossières (limons, sables). Plus en aval, au-delà de 5-10 m, les quantités interceptées sont moins élevées (5 à 6 fois moins dans le dispositif de Dillaha *et al.*, 1989). Les dépôts sont alors constitués par des fines et sont dûs aux filtrations signalées précédemment (*voir aussi figure 1*).

La dynamique du P-particulaire suit globalement celle des suspensions. Le tri granulométrique décrit ci-dessus, devrait donc se traduire par une augmentation progressive vers l'aval, à la fois de la teneur en P des particules piégées par le DE et de la contribution des fractions argiles à la charge en P-particulaire du ruissellement résiduel. On peut en conséquence envisager, qu'au-delà d'une

certaine distance, le rendement de la rétention des suspensions, du P-particulaire et de l'eau deviennent égaux. Considérant l'ensemble de ces données sur le devenir de la charge particulaire Syversen (1995) situe la largeur optimum au-delà des 5 mètres et dans une fourchette de 5 à 12 m. Schmitt *et al.* (1999) complète cette évaluation en indiquant que la rétention du P-biodisponible est toujours moins élevée que celle du P-total et n'est de ce fait significative (> 60 %) que pour des dispositifs suffisamment larges (< 15 m) pour influencer le transfert des fractions fines et dissoutes.

Le transfert des formes dissoutes est encore plus sensible à la largeur du système filtrant car les phénomènes impliqués, principalement l'infiltration et le stockage dans le sol, nécessitent des distances plus grandes pour se développer. Selon Schmitt *et al.* (1999) un doublement de largeur du DE, en l'occurrence de 7.5 à 15 m, n'améliore pas la rétention des particules mais provoque une diminution nette des concentrations et des flux de tous les contaminants dissous étudiés, P y compris. Toutes les publications ne confirment pas ce résultat. En fait, les données sont très variables et à l'extrême des relargages de P-dissous sont enregistrés dans certains dispositifs et lors de certains événements (*tableau 1*). Malgré cela, en moyenne il semble qu'un dispositif de 8-15 m soit d'une efficacité suffisante (rendement de 60 % ou plus), dans la majorité des cas testés (pentes < 10 %).

Quelques auteurs préfèrent fournir les références sur les dimensions des DE en terme de rapport entre surface du DE et surface ruisselante (zone émettrice). Cette approche semble *a priori* mieux adaptée au cas, assez courant de parcelles à topographie favorisant la convergence et la concentration des écoulements d'eau vers un bord particulier des parcelles ruisselantes. Les données disponibles sont très disparates. Ainsi les rapports DE /zone émettrice proposés par Leeds *et al.* (1994) varient de 0,1 à 0,3 (dans ces essais, les zones émettrices sont des cultures). Les valeurs élevées des rapports sont à mettre en relation avec des situations topographiques favorisant la concentration du ruissellement.

Quel que soit le mode d'expression du facteur dimension, il existe une grande variabilité des résultats expérimentaux d'où une réelle difficulté pour formuler des recommandations, comme l'illustre le doublement des dimensions recommandées par le Soil Conservation Service de 1990 à 1997 (*tableau 3*). Bien entendu les considérations sur l'acceptabilité des DE par les agriculteurs, pèsent également, souvent implicitement, sur ces préconisations.

Effet de la végétation

Le fonctionnement et les performances sont affectés par le type de rugosité créé par le couvert végétal et en premier lieu par la «densité de végétation» (rapport entre surface de sol colonisé et sol nu). L'accroissement de densité permet de réduire la vitesse de ruissellement et donc l'énergie disponible pour le transport des particules et de limiter les phénomènes érosifs sur le dispositif tampon lui-même (Schwer and Clausen, 1989 ; Pearce *et al.*, 1997). Ceci se

traduit par une rétention accrue des particules et de leurs charges. Selon Rogers and Schumm (1991) sur la base d'expérimentations de laboratoire, un taux de couverture d'au moins 30 à 40 % est nécessaire pour obtenir une rétention significative (80 %) de la charge en sédiment ; cependant le taux de rétention ne s'accroît plus au-delà de 60-70 % de couverture.

La hauteur de végétation est un autre paramètre ayant fait l'objet d'expérimentations montrant qu'une augmentation de celle-ci n'améliore pas nettement le fonctionnement du DE. Pearce *et al.* (1997) affirment même le contraire : une végétation rase est toujours préférable car elle ne verse pas sous l'influence de la pluie ou des écoulements. La verse de la végétation crée des voies préférentielles d'écoulement, ce qui diminue les performances de filtration des suspensions (Dillaha *et al.*, 1986a). Un paramètre comme la morphologie du couvert végétal serait peut être intéressant à considérer. Il en est de même pour la phénologie qui se traduit par une plus ou moins bonne coïncidence entre dynamique végétale (croissance, tallage) et occurrence des pluies érosives (Leeds *et al.*, 1994).

Parallèlement, il existe des effets indirects de la végétation dus à l'action de celle-ci sur l'état structural du sol (*tableau 4*). L'expérimentation de terrain de Schmitt *et al.* (1999) montre que l'effet maximum pour le P-total, le P-biodisponible et le P-dissous, est obtenu dans le cas de végétations herbacées pérennes. Les autres dispositifs, mixtes herbes-arbres-arbustes ou bandes herbeuses récentes, sont moins efficaces. Les différences observées sont à relier à l'effet à long terme bien connu des prairies sur la structure et donc la perméabilité du sol.

Globalement, le facteur type de couvert végétal se révèle relativement peu influent. Selon Schmitt *et al.* (cité ci-dessus), le meilleur type de végétation testé ne permet, toutes choses égales par ailleurs, que des gains d'au plus 20 %. Ceci expliquerait que, dans de nombreuses expérimentations, l'effet spécifique du type de végétation, trop faible, ne soit pas mis en évidence (par exemple, Uusi-Kämpä *et al.*, 2000). Même dans un cas extrême comme la comparaison ligneux/herbacées, les résultats sont contradictoires (Daniels et Gilliam, 1996 ; Syversen, 1995). Certains tests n'enregistrent pas de différences claires entre couverts, d'autres donnent un avantage aux végétations herbacées (Cooper *et al.*, 1986 ; Parsons *et al.*, 1994). Les associations, couvert herbacée à l'amont, ligneux à l'aval, ne s'avèrent pas particulièrement efficaces. L'expérience de terrain indique un intérêt d'une autre nature pour les végétations ligneuses : elles sont plus visibles et marquent mieux l'engagement sur la durée des agriculteurs (A. Michaud, IRDA com. pers.).

Effet de la texture et de la structure des sols

Etant donné le rôle de l'infiltration dans la rétention du P, tous les facteurs déterminant la perméabilité du sol sont de fait, des facteurs de contrôle des performances du DE. A ce titre, le bon état structural de l'horizon enraciné mérite une attention déjà signalée. Mais cet état, qui ne s'établit que progressivement une fois le DE

Tableau 4 - Importance du type de végétation (espèce, âge depuis l'implantation) et de la largeur dans la performance des DE (Schmitt et al., 1999).

Table 4 - Effect of vegetation type and width on phosphorus retention efficiency of grass buffer (Schmitt et al., 1999).

	Largeur (m)	MES (%)	P-total (%)	P biodisponible (%)	P-dissous (%)
Sorgho	7,5	63	48	39	31
	15	65	51	46	50
Végétation herbacée (2 ans)	7,5	89	71	53	29
	15	87	70	54	30
Herbes-arbustes-arbres (2 ans)	7,5	79	57	42	19
	15	88	71	56	35
Végétation herbacée (25 ans)	7,5	89	71	53	29
	15	93	79	65	43

mis en place, peut se dégrader rapidement notamment sous l'effet de tassements. Tous les usages susceptibles de tasser le DE sont donc préjudiciables à son bon fonctionnement. Selon Cooper et al. (1995), le pâturage des zones ripariennes se traduit d'ailleurs par une baisse du pouvoir tampon.

La texture a un rôle équivalent. Une efficacité accrue des DE sur sols sableux est reconnue de longue date (Magette et al., 1989). Schwer and Clausen (1989) observent une très forte différence de rétention du P-total et P-dissous entre deux DE, l'un établi sur sol sableux (la rétention est respectivement de 92 et 89 %) et l'autre sur sol limono-argileux (33 et 12 %). Concrètement, il serait donc logique de moduler les recommandations de largeur selon la perméabilité (Uusi-Kämpä et al., 2000).

Prise en compte de facteurs externes : effets des caractéristiques de l'écoulement incident

Au-delà d'une certaine charge hydraulique, l'efficacité du piégeage du phosphore baisse du fait d'une diminution du temps de séjour de l'eau au sein du dispositif et d'une saturation en eau du dispositif enherbé. Dans le système expérimental de Schwer and Clausen (1989) la rétention de P-total est divisée par 7 quand le débit entrant est multiplié par 5. La baisse de rendement peut être plus spectaculaire et à l'extrême, l'effet du DE sur l'écoulement devient négligeable lorsque la hauteur de la lame d'eau dépasse celle de la végétation, cas fréquent pendant les périodes de fonte des neiges (Pearce et al., 1997 ; Schellinger et Clausen, 1992).

Dans les situations de ruissellements concentrés, les excédents localisés d'eau sont fréquents. Les sections du DE qui reçoivent des écoulements concentrés sont peu efficaces et l'efficacité globale du DE baisse (Dillaha et al., 1986b, 1989). En fait, la plupart

des auteurs abordant cette question, considère que la nature du ruissellement est un facteur clé du rendement des dispositifs enherbés. Cette affirmation repose surtout sur des observations de terrain. Les études sur l'interception du ruissellement concentré restent rares, alors que les situations topographiques (talwegs) et les pratiques (roues de tracteurs, pâturage) favorisent largement ce type d'écoulement (Trévisan et Dorioz, 2001).

EVOLUTIONS TEMPORELLES DES PROPRIÉTÉS ET DES PERFORMANCES DES DE

Baisses temporaires par saturation en eau et en dépôts

Les DE sont souvent calibrés en fonction d'évènements météorologiques moyens. Les extrêmes peuvent aboutir à une submersion par l'eau ou par les sédiments, phénomènes qui provoquent une baisse immédiate des propriétés filtrantes et infiltrantes, et donc de la rétention. Les accumulations de sédiments favorisent les relargages de P-dissous ou l'érosion interne, lors d'écoulements ultérieurs (Uusi-Kämpä et al., 2000). Les précipitations en série produisent des effets équivalents (Dillaha et al., 1986a). En général, ce type de dégradation des propriétés est temporaire. En effet, après une crue, l'eau est évaporée ou infiltrée et la végétation recolonise la plupart des dépôts de sédiments, en conséquence les consolide, et restaure une stabilité structurale et un pouvoir filtrant au système. Ce retour à l'état initial nécessite cependant un minimum de temps et des conditions thermiques favorables.

Variabilités saisonnières

Plusieurs facteurs contrôlant le fonctionnement et le bilan du DE varient en fonction de la saison. Les entrées suivent le calendrier des pluies et des pratiques. La température, en contrôlant l'intensité des phénomènes biologiques, règle l'évolution de la capacité du DE à immobiliser le P-total retenu lors des crues. L'accumulation saisonnière de résidus végétaux en surface du sol favorise une exportation périodique de P-dissous, notamment par le ruissellement hivernal (Turtola et Jaakkola, 1995 ; Uusi-Kämpä and Ylärinta, 1997 ; Yli-Halla *et al.*, 1995). Enfin, dans les DE à sols périodiquement engorgés, l'anoxie s'accompagne d'un accroissement de la mobilité du P. Toutes ces dynamiques saisonnières affectant la rétention, le stockage et le relargage du P-total, donnent au fonctionnement et aux performances du DE un caractère cyclique. Il s'ensuit souvent un décalage entre les entrées et les sorties, à la fois dans le temps et en terme de spéciation. L'efficacité global d'un DE ne peut donc être évaluée que par des bilans sur le long terme.

Perte d'efficacité à long terme : saturation des dispositifs en sédiments et en phosphore

A long terme, il est logique d'envisager que l'accumulation de sédiments en surface pénalise la dynamique végétale, modifie la microtopographie et la perméabilité et crée en conséquence des conditions propices à l'érosion interne du DE (Dillaha et Inamdar, 1997). Une telle évolution demande probablement quelques années. Le tassement de la surface des sols par les engins ou les animaux aboutit aux mêmes états mais plus rapidement.

L'accumulation à long terme de P-total dans le DE devrait aussi tendre à saturer le système sol-végétation en phosphore et à favoriser le relargage de formes dissoutes. L'accumulation concomitante de matière organique dans le DE pourrait renforcer cette tendance. Les 2 à 3 premiers cm du sol qui proportionnellement reçoivent des apports importants de P-total à la fois de l'amont et des litières, devraient jouer un rôle clé dans ces évolutions. Bien que les données expérimentales concernant ce phénomène soient peu nombreuses, on peut faire l'hypothèse que, au-delà d'un certain seuil à déterminer, le P-total entrant n'est plus retenu efficacement et les quantités de P-dissous relarguées à partir du P préalablement stocké, s'accroissent.

DISCUSSION - CONCLUSIONS OPÉRATIONNELLES

Un modèle intégré du fonctionnement des dispositifs enherbés

La rétention, plus ou moins durable, d'une fraction de la charge en P-total des écoulements traversant un DE est le résultat d'un enchaînement de processus physico-chimiques et biologiques dont le déclenchement est lié à des modifications locales des conditions d'écoulement.

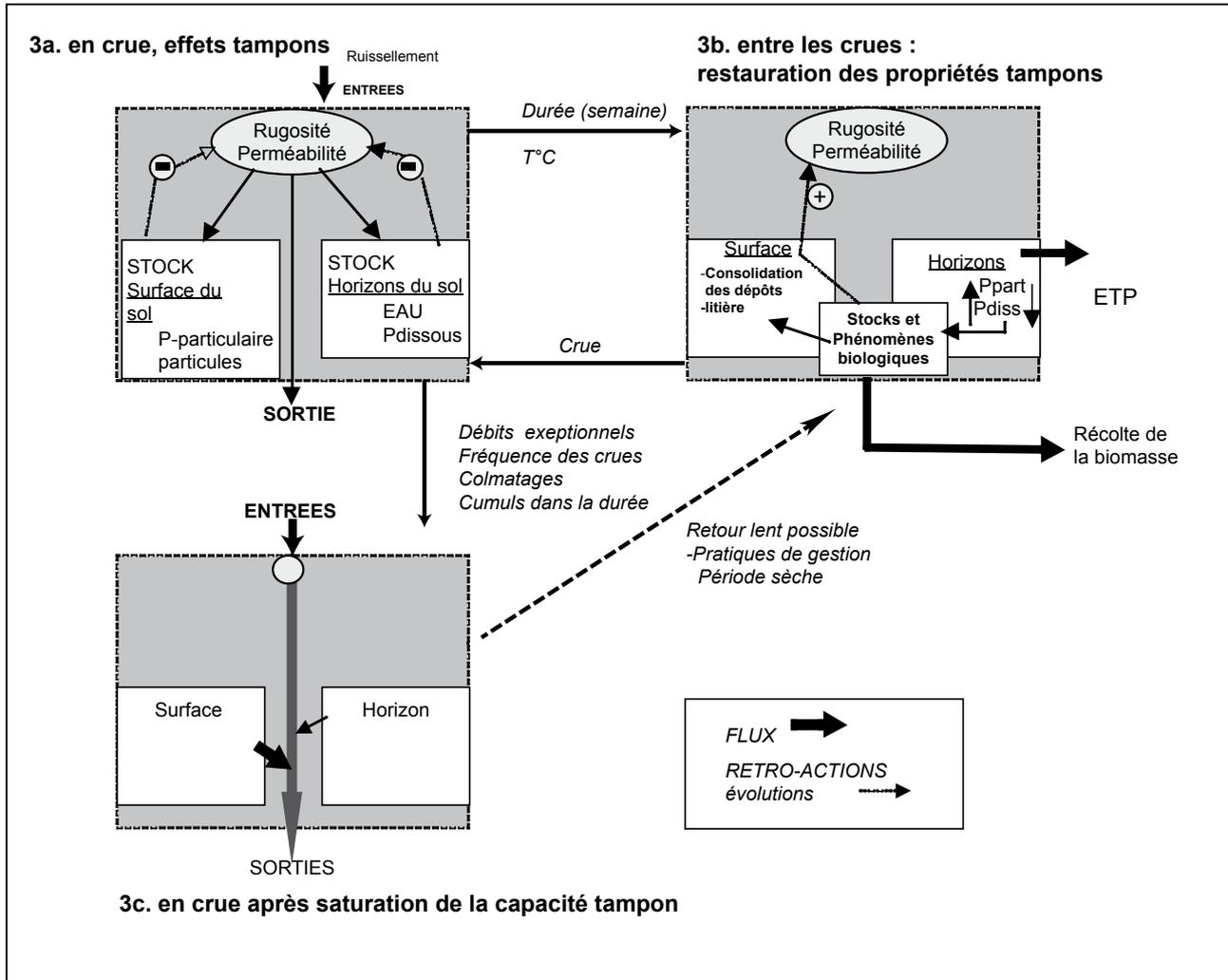
Deux groupes de processus se succèdent dans le temps. Des processus physiques ou chimiques, rapides, interviennent en premier lieu, lors des phases d'écoulements (décantation, filtration...). Ces processus se distribuent d'amont en aval du système tampon selon le gradient de vitesses des écoulements ; ils produisent le stockage initial du P-total. Leurs intensités varient selon le type d'épisode hydrologique et les saisons. Le taux de réversibilité de ce stockage initial est une autre composante clé du pouvoir tampon d'un DE. Il est essentiellement lié à un deuxième groupe de processus, des phénomènes biologiques à dynamiques lentes, assurant (1) entre les crues et d'une saison à l'autre, le retour à des états physiques du système favorables au piégeage du P-dissous (perméabilité du sol) et à la rétention du P-particulaire (consolidation des dépôts, limitation de l'érosion interne et maintien de la rugosité) (2) une entrée du P-total retenu dans le système sol-végétation avec un retour en surface du sol de P-organique et un risque de relargage périodique (hivernal).

Ces 2 groupes de phénomènes contrôlent les performances globales du système vis à vis de P. Ils sont distribués temporellement et spatialement (*figure 3*) selon une dynamique qui s'organise autour de 3 états types du système tampon (3a, 3b, et 3c). C'est ce schéma représentant le développement des processus contrôlant les performances des DE, qu'il s'agit d'intégrer dans les futurs modèles fonctionnels ou opérationnels.

Réduction de la charge en P transférée lors des crues

Les modélisations déterministes disponibles dans la littérature s'appuient sur une conception simple de la dynamique du P dans les DE : la rétention résulte d'un bilan à court terme de flux inverses (Lee *et al.*, 1989). En conséquence, sont quantifiés pour chaque crue, d'une part les processus assurant le transfert vers le sol du DE, d'eau, de sédiments et de leurs contenus en P et d'autre part, un relargage de P par érosion ou lessivage de ce même sol. Le fonctionnement du DE se résume alors à ces phénomènes associés aux crues. Une telle représentation est compatible avec les données disponibles (les suivis portent en général sur les crues). Or, le fonctionnement des DE ne s'arrête ni entre les crues, ni pendant la saison sèche. En fait, de nombreuses rétro-actions impliquant

Figure 3 - Représentation conceptuelle du fonctionnement d'un dispositif enherbé vis-à-vis du phosphore (d'après Dorioz *et al.* 2006, modifié).
Figure 3 - Conceptual diagram of spatial and temporal P dynamics in an evolving grass buffer.



le système plante-sol interviennent en crue et hors crue, à la fois sur le court et le long terme. Il est donc important de replacer les modèles de crue dans leur contexte, c'est à dire dans des dynamiques temporelles. D'autres éléments sont à intégrer pour accroître la pertinence des représentations conceptuelles, notamment l'effet des différenciations spatiales.

Dans ce cadre élargi, l'hydrologie reste la clé de l'effet tampon d'un DE : l'infiltration et le ralentissement des écoulements dus à l'entrée dans un milieu plus rugueux, provoquent une baisse de la capacité de transport de la charge solide (*figure 3a*). Ceci se manifeste dès l'interface zone ruisselante/zone tampon, par des dépôts de fractions grossières. Plus à l'aval, la présence d'un couvert végétal dense induit des turbulences dont les effets sont analogues à ceux d'une filtration et efficaces pour retenir des fractions plus fines de la charge solide (*revoir figure 1*). Ces

phénomènes se conjuguent pour limiter le transfert résiduel, voire l'exportation, à la fraction fine des suspensions. Celle-ci est aussi la fraction la plus biodisponible du P-particulaire, d'où une pondération de l'effet tampon.

Les processus se développant à la surface du sol affectent peu l'autre fraction biodisponible constituée par le P-dissous apporté par les écoulements incidents, car les temps de contact surface/ruissellement sont trop courts. Le devenir de la charge de P-dissous dépend avant tout de l'infiltration (*figure 3a*). L'eau infiltrée se disperse dans la porosité du sol, ce qui transfère le P-dissous dans la masse du sol et ouvre la possibilité d'insolubilisations ultérieures (absorption, sorption). L'intensité de ces interactions sols- P dépend du type de sol.

Le fonctionnement d'un DE n'est pas toujours associé à une rétention comme décrit ci-dessus. Le DE perd son pouvoir tampon

ou devient une source de P quand il est submergé par un événement exceptionnel (*figure 3c*). Il peut alors fournir du P-total et, notamment du P-dissous représentant des réexportations, le cas échéant après transformation de spéciation. Cet état en général est réversible. La saturation progressive par des cumuls pluriannuels de sédiments et de P aboutirait au même résultat mais avec une réversibilité beaucoup plus limitée.

Effets rétroactifs à court terme

Les accumulations d'eau et de sédiments ont des effets rétroactifs à court terme, parfois lors de l'événement pluvieux lui-même (*figure 3a*). L'augmentation de la teneur en eau, le dépôt de particules à la surface du sol ont un effet rétro-actif négatif, accroissement du ruissellement et de l'érodabilité. L'accroissement du stock de P est totalement négligeable à cette échelle.

Restauration des propriétés tampon entre les crues

(*figure 3b*)

La dynamique de colonisation de la végétation contribue à stabiliser les stocks de P-particulaire, ce qui réduit l'érodabilité des dépôts récents et maintient la perméabilité de la surface. La dessiccation, le gel, l'activité biologique facilite la ré-agrégation des matériaux déposés (Robert 1996). Tous ces phénomènes restaurent les propriétés physiques propices à l'effet tampon, l'évapotranspiration recréant la capacité de rétention d'eau et de P-dissous. Un temps minimum et variable selon la saison, est nécessaire pour cette évolution qui conditionne la réponse du DE à une nouvelle crue (passage 3b à 3a).

Recyclage biologique et dynamique saisonnière

Toutes les formes de P-total stockées peuvent potentiellement contribuer à la nutrition végétale. Transformées en P-organique, elles contribuent à la litière (*figure 3b*) et à l'enrichissement de la surface du sol en P qui constitue un facteur favorable au relargage de P-dissous ou de particules riches en P lors des crues et /ou des événements exceptionnels et /ou en condition de saturation (*figures 3a et 3c*). L'accumulation peut être en partie maîtrisée par des pratiques d'exportation de la biomasse produite par le DE. Quoiqu'il en soit le relargage affecte le bilan de P-total du DE à court et à long terme. L'impact environnemental de la modification du signal de sortie en terme d'époque et de spéciation reste à analyser.

A long terme,

L'accumulation de sédiments crée à la longue des modifications physiques tendant à rendre le DE inefficace (*figure 3, 3a vers 3c*). Cette dégradation pourrait être partiellement compensable par des pratiques de travail du sol. Parallèlement, l'accumulation en surface de P-particulaire et de matières organiques, devrait aboutir à réduire la capacité de fixation en P de la mince couche superficielle de sol où s'organise le ruissellement. Une telle évolution pourrait

transformer à la longue le DE en une source de P pour les eaux de ruissellement.

Éléments de comparaison avec d'autres nutriments et polluants

Les DE modifient le transfert de l'ensemble des composés transportés par les écoulements de surface et subsurface. Ces composés se répartissent puis se stockent, selon leurs propriétés physico-chimiques (Cole *et al.*, 1997 ; Benoit *et al.*, 2003) et l'hydrodynamique du DE, soit dans le sol (polluants en solution), soit en surface du sol (formes particulaires, métaux ou contaminants fécaux). La suite des réactions dépend du comportement des substances : bio-dégradation plus ou moins incomplète pour les molécules organiques, passage en phase gazeuse (pour l'azote), d'où un effet tampon durable, ou comme pour P ou les éléments traces métalliques, simple accumulation dans le système sols-végétation, avec risque de relargage et/ou de toxicité à plus ou moins long terme. En outre, les substances retenues sont susceptibles d'interagir entre elles, avec des effets synergiques ou au contraire antagonistes. On peut par exemple envisager que les apports de nutriments stimulent la décomposition des matières organiques avec, d'une part dégradation accrue de composés non désirables (xénobiotiques) et d'autre part, libération de résidus d'herbicides préalablement piégés. En bref, le cumul des polluants pourrait modifier le fonctionnement d'un DE.

Le transfert dans le DE représente toujours, un accroissement du temps et de la surface de contact entre la charge associée à l'eau et une matrice physique et biologique. Mais les exigences réactionnelles sont différentes selon la nature des polluants. Ainsi, la rétention initiale des sédiments et de leurs charges polluantes est modulée par les propriétés d'une mince couche de surface du sol. Ce compartiment est très sensible à la saturation et à l'excès de débit entrant. La taille de la parcelle émettrice de ruissellement est donc cruciale ; en conséquence, prévoir un dispositif de dimensions raisonnables pour ce type de charge polluante, suppose de le placer le plus à l'amont possible, au niveau des parcelles. Ceci permet aussi d'éviter la genèse de ruissellement concentré.

La situation est différente pour les polluants ou nutriments dissous et non conservatifs : les chemins du transfert par l'eau sont en partie différents, l'effet tampon se produit dans la masse du sol et le temps de séjour devient le facteur limitant. La position dans les bas fonds ou le long des rivières est alors pleinement justifiée. Ceci souligne 1) qu'une situation optimum pour P ne l'est pas forcément pour un autre polluant 2) que les références techniques opérationnelles sont spécifiques d'un type de polluant. L'ensemble de ces faits et hypothèses permet d'éclairer les difficultés qui seront rencontrées pour établir des DE universellement efficaces et auxquels seraient demandés en outre, des fonctions de biodiversité !

Tableau 5 - Cahier des charges type d'un dispositif enherbé (d'après Dorioz et Vansteelant, 2002).**Table 5** - Some management practices for grass buffers (adapted from Dorioz et Vansteelant, 2002).

A la mise en place	Entretien
<ul style="list-style-type: none"> - semis perpendiculaire à la pente - choix des espèces (graminées à fort tallage et légumineuses à enracinement profond) - banquette ou sillon de diffusion des écoulements à l'amont 	<ul style="list-style-type: none"> - inspection fréquente du filtre, en particulier après des événements pluvieux importants et des événements ruisselants de longue durée. - éviter la formation de canaux d'érosion au niveau du filtre. - ré-ensemencement ou ensemencements intercalaires des zones dénudées. - faucher et récolter l'herbe de façon à maintenir une hauteur de végétation modérée - éventuellement application d'amendements

Quelques remarques opérationnelles

La bibliographie indique globalement que les DE sont susceptible de réduire significativement (au moins de moitié et pendant quelques années) les flux de sédiments et de P-particulaire transférés par des ruissellements diffus, ceci dans des conditions de pratiques, de dimension et d'entretien raisonnables vis à vis de systèmes d'exploitation agricoles plutôt intensifs. Les résultats sont plus mitigés, du fait d'un effet filtre plus limité et d'un relargage partiel souvent hivernal, pour les formes de P-dissous et pour le P-biodisponible, ou dans des conditions de ruissellement concentré. La principale conclusion opérationnelle de cette revue est donc que les DE ont leur place, en conditions moyennes et en milieu tempéré, dans un dispositif de lutte global contre les transferts diffus de P-total provenant de zones cultivées. Cependant cette place est spécifique dans l'espace et limitée dans le temps.

Pour raisonner la décision d'implanter des dispositifs enherbés dans une région donnée, on doit prendre en compte, non seulement ces données générales mais aussi le contexte environnemental, la faisabilité dans les systèmes d'exploitation et l'effet sur l'image de l'agriculture (Duguet *et al.*, 2002). Les aspects socio-économiques ont souvent un poids considérable. Ainsi la possibilité de convertir le gel des terres obligatoire en bandes enherbées situées spécifiquement le long des cours d'eau orientera concrètement toutes les préconisations vers ce type de position dans le paysage. Or, cette mesure raisonnée à partir de la problématique nitrate, n'est malheureusement pas la plus pertinente pour la rétention du P qui suppose une intervention plus à l'amont, au niveau des parcelles.

Si le contexte régional s'avère favorable, les choix opérationnels concernant la localisation et les dimensions, doivent prendre en compte d'autres paramètres : pentes, type de sol.. L'enjeu majeur est alors de déterminer les conditions optimales d'état et de fonctionnement des DE, tout en minimisant l'entretien et la portion de terre soustraite. L'expérience bibliographique acquise suggère que cet optimum correspond aux conditions suivantes :

- (1) l'écoulement entrant est (et reste) diffus ; ceci impose de raisonner les dispositions spatiales des dispositifs enherbés,
- (2) les dimensions du dispositif enherbé sont établies en relation avec le milieu amont (risque d'érosion...) et secondairement avec le milieu aval (sensibilité des récepteurs) ;
- (3) le DE implanté doit être entretenu (*tableau 5*).

Bien que les lignes directrices générales soient connues, le paramétrage détaillé (largeur /pente...) est incomplet car les références existantes sont peu représentatives du parcellaire français, malgré quelques sites pilotes. En outre, les modèles sont à construire. La décision d'implanter des DE pour contribuer à maîtriser le P diffus repose donc en partie sur l'hypothèse que les données techniques internationales sont transposables. A cette hypothèse, soutenue par l'expérience, s'ajoute le pari plus risqué que le stockage de P ainsi réalisé est durable et résistera au temps et aux événements exceptionnels. Un réseau de sites pilotes permettrait de lever à terme ces incertitudes et pourrait constituer une incitation à la modélisation. Peut être serait-il pertinent de vérifier aussi l'absence d'effets secondaires indésirables (limaces, rongeurs...). La multiplication prévisible des dispositifs enherbés sur tout le territoire rend urgent ces cadrages.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été initié et soutenu par le CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction des Pollutions des Eaux par les Nitrates). Il a bénéficié des encouragements constants de Michel Robert alors délégué du MATE. Le texte présenté ici synthétise un article paru dans Agric. Ecosyst. Environ. et un rapport fourni au CORPEN. Nos remerciements à P. Benoit et au relecteur anonyme ayant patiemment assuré l'évaluation de ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

- Abu-Zreig M., Ruda R.P., Whiteley H.R., Lalonde M.N., Kaushik N.K., 2003 - Phosphorus removal in vegetated filter strip. *J. Environ. Qual.* 32, pp. 613-619.
- Addiscott T.M., 1997 - A critical review of the value of buffer zone environment as a pollution control tool. *In* : Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. (Eds.), *Buffer zones : their processes and potential in water protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones*, Sept. 1996., Heythrop Park, UK, pp. 236-243.
- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., Réal, B., Coquet Y., Margoum C., Laillet B., Blanco-Canqui H., Gantzer C. J., Anderson S. H., Alberts E.E., 2004 - Grass Barriers for Reduced Concentrated Flow Induced Soil and Nutrient Loss. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 68, pp. 1963-1972.
- Benoit P., Souiller C., Madrigal I., Pot V., *et al.*, 2003 - Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole : cas des pesticides, *Etud. Gestion Sols*, 10 : pp. 215-228
- Borin M., Vianello, M., Morari, F., Zanin, G., 2005 - Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North East Italy. *Agr Ecosyst Environ.* 105 (1-2), pp. 101-114.
- Castelle A.J., Johnson A.W., Conolly C., 1994 - Wetlands and Stream Buffer Size Requirements - A Review - *J. Environ. Qual.*, 23, pp. 878-882.
- Chambers B.J., Garwood T.W.D., Unwin R.J., 2000 - Controlling Soil Water Erosion and Phosphorus Losses from Arable Land in England and Wales., *J. Environ. Qual.* 29, pp. 145-150.
- Cole J.T., Baird J.H., Basta N.T., Huhnke R.L., Storm D.E., Johnson G.V., Payton M.E., Smolen M.D., Martin D.L., Cole J.C., 1997 - Influence of Buffers on Pesticides and Nutrient Runoff from Bermudagrass Turf., *J. Environ. Qual.* 26, pp. 1589-1598.
- Cooper J.R., Gilliam J.W., Jacobs T.C., 1986 - Riparian areas as a control of non point pollutants. *In* : Correll, D. (Ed.), *Watershed Research Perspectives*, Smithsonian Inst. Press, Washington DC, pp.196-191.
- Daniel T.C., Sharpley A.N., Edwards D.R., Wedepohl R., Lemunyon J.L., 1994 - Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. *J. Soil Water Conserv.* 49, pp. 30-38.
- Daniels R.B., Gilliam J.W., 1996 - Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, pp. 246-251.
- Daniel T.C., Sharpley A.N., Lemunyon J.L., 1998 - Agricultural phosphorus and eutrophication : a symposium overview., *J. Environ. Qual.*, 27 : pp. 251-257.
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., 1986a - Long-Term Effectiveness and Maintenance of Vegetative Filter Strips. *Virginia Water Resources Research Center/ Virginia Polytechnic Institute and State University. Bulletin.* 153, pp. 1-39.
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Shanholzt V.O., Mostaghimi S., Magette W. L., 1986b - Use of Vegetative Filter Strips to Minimize Sediment and Phosphorus Losses from Feedlots : Phase I. *Experimental Plot Studies. Virginia Water Resources Research Center/ Virginia Polytechnic Institute and State University. Bulletin* 151, pp. 1-68.
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S., Lee, D., 1989 - Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution Control. *T. ASAE.* 32 (2), pp. 513-519.
- Dillaha T.A., Inamdar S.P., 1997 - Buffer Zones as Sediment Traps or Sources. *In* : Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. (Eds.), *Buffer zones : their processes and potential in water protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones*, Sept. 1996., Heythrop Park, UK, pp. 33-42.
- Dorioz J.M., Pelletier J. et Benoit P., 1998 - Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France). *Water Research*, 32, 2, pp. 275-286
- Dorioz J.M., Wang D., Poulenard J et Trevisan 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., *Agric. Ecosyst. Environ.*, 117, pp. 4-21. (896)
- Dorioz J.M., Vansteelant A., 2002 - Les dispositifs enherbés : outil de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole ? *Rapport CORPEN.* 63 p.
- Duchemin M., Madjoub R., 2004 - Les bandes filtrantes de la parcelle au bassin versant. *Vecteur Environnement*, 37 (2), pp. 36-52.
- Duguet F., Michaud A., R., Deslandes J., Rivest R., Lauzier R., 2002 - Gestion du ruissellement et de l'érosion pour limiter les pertes en phosphore en bassin versant agricole. *Agrosol.* 13 (2), pp. 140-148.
- Dutertre A., Gril, J.J., Barriuso E., 2003 - Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. *Cas des pesticides. Etud. Gestion Sols.* 10 (4), pp. 299-312.
- Eck K.J., 2000 - *Vegetated Filter Strips for Improved Water Quality. Agronomy Guide, 2000. Soil and Water Conservation Education Program - Indianan Department of Natural Resources, Division of Soil Conservation, USA*
- Franco D., Perelli M., Scattolin M., 1996 - Buffer strips to protect the Venice Lagoon from non-point source pollution. *In* : *Proceeding of International Conference on Buffer Zones : Processes and Potential in Water Protection.* Heythrop Park, UK, August-September 1996.
- Gril J.-J., Dorioz J.-M., 2004 - Des bassins versants de recherches aux bassins opérationnels : quels bassins versants pour connaître et maîtriser les pollutions diffuses ? *Ingénieries*, 39, pp. 3-16.
- Gril J.J., Réal B., Patty L., Fagot M., Perret I., 1997 - Grassed buffer zones to limit contamination of surface waters by pesticides : research and action in France. *In* : Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. (Eds.), *Buffer zones : their processes and potential in water protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones*, Sept. 1996, Heythrop Park, UK, pp. 70-73.
- Helmers M.J., Eisenhauer D.E., Brothers J.M., Dosskey M.G., Franti T.G., 2001 - Direction and concentration of surface water flow in a vegetative filter system. *T. ASAE.* 01, p. 2070.
- Kronvang B., Laubel A.R., Larsen S.E., Iversen Bjarne Hansen H.L., 2000 - Soil erosion and sediment delivery through buffer zones in Danish slope units. *The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer. IAHS.* 263, pp. 67-73.
- Lee, D., L., Dillaha, T.A., Sherrard, J.H., 1989 - Modeling phosphorus transport in grass buffer strips. *J. Environ. Engineer.* 111 (2), pp. 409-427.
- Leeds R., Brown L.C., Sule M.R., VanLieshout L., 1994 - *Vegetative Filter Strips : Application, Installation and Maintenance. Ohio State University Extension Fact Sheet AEX-467-94. Ohio State University, Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, Columbus, Ohio .*
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E., Wood J.D., 1989 - Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Trans. A.S.A.E.* 32 (2), pp. 663-667.
- McDowell R., Sharpley A., Folmar G., 2001 - Phosphorus export from an agricultural watershed : Linking source and transport mechanisms. *J. of Environ. Quality.* 30, pp. 1587-1595.
- Morel C., Tuney H., Plénet D. and Pellerin S. 2000 - Transfer of phosphate ion between soil solution and soils solid phase. *Perspectives in oil testing. J. Environ. Qual.* 29, pp. 50-59.
- Munos-Carpena, R., Parsons J.E., Gilliam J.W., 1999 - Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *J. Hydrol.* 214, pp. 111-129.
- NRCS, 1997 - *Technical guide Natural - Resource and Soil Conservation Service USDA, Washington*, 47 p.
- NRCS, 1999 - *The national conservation buffer initiative National Resource Conservation Service USDA, Washington.* 53 p.

- Parsons J.E., Daniels R.B., Gilliam J.W., Dillaha T.A., 1994 - Reduction in sediment and chemical load from agricultural field runoff by vegetative filter strips. Water Resources Research Institute of UNC Report., 286, 75 p.
- Patty L., Real B., Gril J., 1997 - The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. Pest. Sci. 49 (3), pp. 243-251.
- Pearce R.A., Trlica M.J., Leininger W.C., Smith J.L., Frasier G.W., 1997 - Efficiency of Grass Buffer Strips and Vegetation Height on Sediment Filtration in Laboratory Rainfall Simulation. J. Environ. Qual. 26, pp. 139-144.
- Robert M., 1996 - Le sol interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson ed. 244 p. Paris.
- Rogers R.D., Schumm S.A., 1991 - The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. J. of Hydrol. 123, pp. 19-24.
- Rose C.W., Yu B., Hogarth W.L., Okom A.E.A., Ghadiri H., 2003 - Sediment deposition from flow at low gradients into a buffer strip - A critical test of re-entrainment theory. J. Hydrol. 280 (1-4), pp. 33-51.
- Schellinger G.R., Clausen J.C., 1992 - Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. J. Environ. Qual. 21, pp. 40-45.
- Schmitt T.J., Dosskey M.G., Hoagland K.D., 1999 - Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. J. Environ. Qual. 28, pp. 1479-1489.
- Schwer C.B., Clausen J.C., 1989 - Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. J. Environ. Qual. 18, pp. 446-451.
- SCS, 1990 - Standards and Specifications. Soil Conservation Service. Field Office Technical Guide. USDA-SCS, Washington.
- SCS, 1997 - Standards and Specifications. Soil Conservation Service. Field Office Technical Guide. USDA-SCS, Washington.
- Sharpley A.N., Smith S.J., Jones O.R., Berg W.A., Coleman G.A., 1992 - The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. J. Environ. Qual. 11, pp. 247-251.
- Sharpley, A., 1995 - Soil phosphorus dynamics : agronomic and environmental impacts. Ecol. Eng. 5, pp. 261-279.
- Sharpley, A.N., Rekolainen, S., 1997 - Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In : Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International, New York, pp. 1-53.
- Souiller C., Coquet Y., Pot V., Benoit P., Réal B., Margoum C., Laillet B., Labat C., Vachier P., Dutertre A., 2002 - Capacités de stockage et d'épuration des sols de différents dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé ; mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie. Etud Gestion Sols. 9 (4), pp. 269-285.
- Syversen N., 1995 - Effect of Vegetative Filter Strips on Minimizing Agricultural Runoff in Southern Norway. Proceed. Int. Workshop Silkeborg, DK. Krenvang, B., Svendsen, L., Sibbesen, E. (Eds), Neri report n° 178, pp. 19-31
- Trévisan D., Dorioz J.M., 2001 - Bandes herbeuses et lutte contre la pollution diffuse agricole. Critère d'efficacité et conditions d'implantation. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman Pollution. CIPEL. Campagne 2000. pp. 231-259
- Turtola E., Jaakkola A., 1995 - Loss of Phosphorus by Surface Runoff and Leaching from a Heavy Clay Soil under Barley and Grass Ley in Finland. Acta Agric. Scand. BSP 45, pp. 159-165.
- Uusi-Kämpä J., Braskerud B., Jansson H., Syversen N., Uusitalo R., 2000 - Buffer Zones and Constructed Wetlands as Filters for Agricultural Phosphorus. J. Environ. Qual. 29 (1), pp. 151-158.
- Uusi-Kämpä J., Turtola E., Hartikainen H., Ylärinta T., 1997 - The interactions of buffer zones and phosphorus runoff. In : Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding K.W.T., Pinay, G., (Eds.), Buffer zones : their processes and potential in water protection. Proceedings of the International Conference on Buffer Zones, Heythrop Park UK, Sept. 1996. pp. 43-53.
- Vallières D., 2005 - Bande enherbée étroite et travail réduit du sol pour contrôler la pollution diffuse en milieu agricole, Colloque en agroenvironnement, CRAAQ Canada, pp. 2-9
- Viaud V., Merot P., Baudry J., 2004 - Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes, from local to catchment scale, Environ. Manage., 4, pp. 4559-573
- Vought L.B.M., Pinay G., Fuglsang A., Ruffinoni C., 1995 - Structure and function of buffer strips for a water quality perspective in agricultural landscapes. Landscape Urb. Plan. 31 (1-3), pp. 323-331.
- Wang D., Dorioz J.-M., Trevisan D., Braun D.C., Windhausen L.J., Vansteelant J.-Y., 2004 - Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the Basins of lake Champlain (Vermont) and lake Léman (France). In : Lake Champlain : partnership and research in the New Millennium. Manley T. and all Eds. Kluwer Acad. 2004 ; pp. 159-189. (827)
- Weld, J. L., Sharpley, A. N., Beegle, D. B., Gburek, W. J., 2001 - Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural watersheds. Nutr Cycl Agroecosys. 59, pp. 29-38.
- Yli-Halla M., Hartikainen H., Ekholm P., Turtola E., Puustinen M., Kallio K., 1995 - Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. Agr. Ecosyst. Environ. 56, pp. 53-62.

