Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et bioremédiation dans les zones humides artificielles

GUIDE D'ACCOMPAGNEMENT A LA MISE EN ŒUVRE

Aspects techniques

LIFE 06 ENV/F/000133



ArtWET
Projet LIFE ENVIRONMENT
(LIFE 06 ENV/F/000133)
2006 – 2010

Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et bioremédiation dans les zones humides artificielles

REMERCIEMENTS

Toute l'équipe d'ArtWET tient à remercier les partenaires financiers qui ont soutenu ce programme de 2006 à 2010 : la Commission Européenne, l'Agence de l'Eau Loire Bretagne, BASF France, le Conseil Général d'Indre et Loire, le Conseil Général du Haut Rhin, le Conseil Régional Alsace, et Landau Land.

Nos remerciements s'adressent également aux communes et acteurs locaux, régionaux ou nationaux français, allemands et italiens qui ont participé activement et se sont investis pour le projet ArtWET.

Les rédacteurs remercient le Photoclub de Wasselonne pour les photographies de grande qualité mises à disposition et le regard d'artiste posé sur les éléments du paysage qui nous entourent et que nous aménageons.

Nous remercions par ailleurs, pour leurs critiques et remarques éclairées, les relecteurs de ce guide et tout particulièrement Madame Marina Pitrel de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse, Monsieur Jean Marc Jaehn du Conseil Général du Bas Rhin et Monsieur Jean Joël Gril du Cemagref.

Caroline Grégoire, coordinatrice scientifique du projet ArtWET, tient enfin à remercier les partenaires qui se sont plus particulièrement impliqués dans la rédaction de ce guide : Sylvain Payraudeau, Julien Tournebize, Marie Fayen, David Elsaesser, Jens Lange, Tobias Schütz, Ralph Schultz, Karine Jezequel, Thierry Lebeau, Adrien Wanko, Franck Paineau, Marco Trevisan, Federico Ferrari et Martine Bohy.

Très bonne lecture.

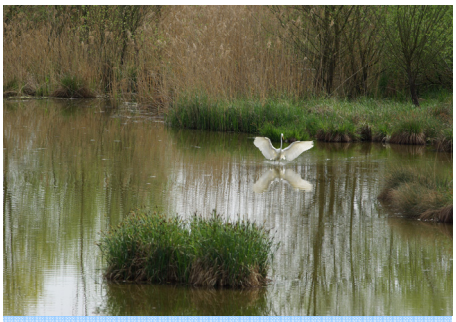
Caroline Grégoire

Consultez également …
« Le guide d'accompagnement à la mise en œuvre
Aspects juridiques, économiques et sociaux »

Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et phytoremédiation dans les zones humides artificielles

(LIFE 06 ENV/F/000133)

Le projet LIFE ENVIRONMENT ArtWET (LIFE 06 ENV/F/000133) a pour principal objectif la réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et la phyto-bio-remédiation dans les zones humides artificielles.
Le projet ArtWET s'inscrit dans le cadre de l'application de la Directive-Cadre Européenne sur l'eau 2000/60/CE.



Atténuation
« Atténuer » signifie rendre moins néfaste ou nocif. Dans le domaine de l'écologie, le terme renvoie à des projets ou des programmes qui visent à compenser les effets négatifs connus de certaines pratiques sur une ressource naturelle existante.

-

(Bio)remédiation
La bioremédiation se définit comme un procédé utilisant des micro-organismes, des champi-gnons, des végétaux verts ou leurs enzymes pour dépolluer l'environnement naturel (sol, eaux souterraines, sédiments ou eaux de surface), de manière à préserver la santé humaine et l'environnement.

La plupart des recherches menées sur les zones humides artificielles en tant qu'outil de maîtrise de la pollution diffuse d'origine agricole portent sur la bio-atténuation, tandis que le nombre d'études sur la bioremédiation et/ou la phytoremédiation est plus limité.
La bio-atténuation observée dans les zones humides artificielles montre l'existence d'une flore microbienne et d'une végétation capables de dégrader les pesticides.

Les concentrations élevées de produits phytosanitaires (ou pesticides) relevées dans les sédiments et dans l'eau révèlent un manque d'optimisation du système qui justifie l'élaboration d'un procédé de traitement efficace et maîtrisé. Les traitements biologiques constituent une option intéressante sur le plan économique et écologique, mais ils sont sous-exploités ; c'est pourquoi la mise au point d'un tel procédé est précisément l'objet du projet ArtWET.

Plan d'action préventif et curatif
Différentes solutions existent pour ramener et/ou maintenir les niveaux de concentration en produits phytosaniatires dans les eaux de surface et les eaux souterraines sous le seuil maximal autorisé par les normes de qualité de l'eau : elles sont à la fois d'ordre préventif et curatif. Les solutions préventives englobent les actions envisagées à l'échelle de l'exploitation agricole (récupération et traitement des eaux de lavage des pulvérisateurs ou des moteurs…), au niveau de la parcelle (réduction de la dose, choix de la date de mise en œuvre en fonction de la météo) et au niveau du bassin versant (zones enherbées, orientation des rangs de cultures). En outre, il est clair qu'aménager des zones tampons humides artificielles à l'aval du bassin versant pour prévenir la pollution des eaux n'est pas la solution miracle. Ces aires dédiées à la rétention de l'eau et des flux de polluants ne constituent pas un permis de polluer, elles doivent au contraire venir compléter des mesures locales telles qu'un plan de réduction des pesticides.
L'association de toutes ces actions devrait permettre à toutes les masses d'eau d'atteindre un « bon état écologique et chimique».



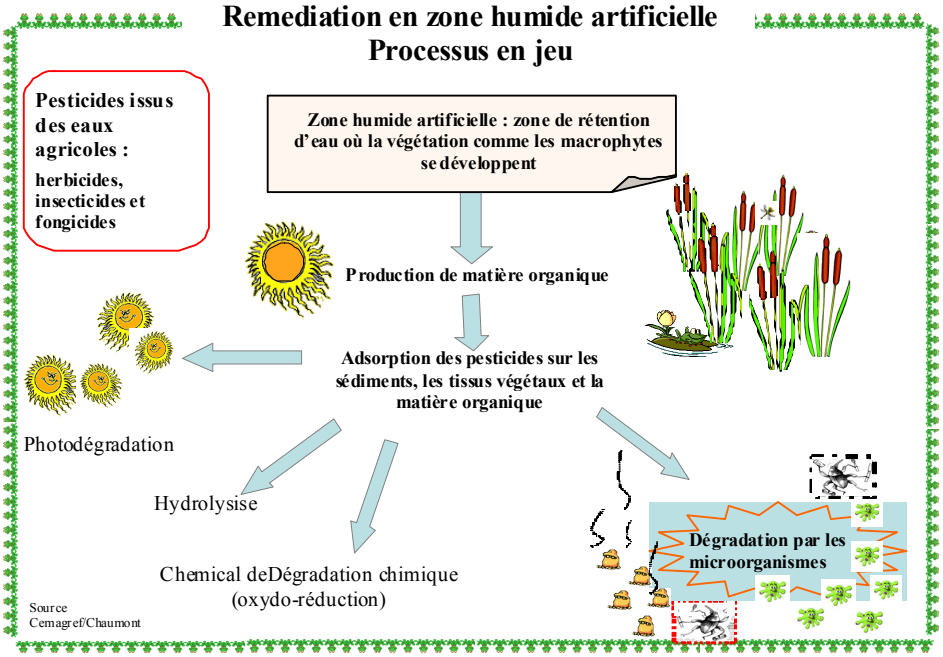
La plupart des travaux de recherche consacrés aux zones tampons humides artificielles qui permettent la maîtrise de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires se focalisent sur la bio-atténuation, alors que la bioremédiation et/ou phytoremédiation ne font pas l'objet de nombreuses études.
La bio-atténuation que l'on observe dans les zones humides artificielles révèle l'existence d'une microflore et d'une végétation capables de dégrader les produits phytosanitaires. Néanmoins, la

présence de produits phytosanitaires dans les sédiments et l'eau, à des niveaux de concentration qui restent élevés, est la preuve d'une optimisation insuffisante du dispositif. C'est ce qui justifie l'élaboration d'un procédé d'épuration à la fois puissant, contrôlé et que l'on veut rustique. Les dispositifs de traitement biologique sont considérés comme une option intéressante tant au niveau économique qu'écologique. Ils demeurent, cependant, trop peu utilisés, mal connus et c'est la raison pour laquelle ce projet est consacré à ce type de procédé.

Le projet ArtWET a pour objectif de :

- Accroître les services éco-systémiques des zones humides artificielles afin de réduire la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires, et de permettre une exploitation durable des ressources en eaux.
- Prévenir et réduire la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires; promouvoir une exploitation durable des ressources en eaux.
- Diminuer les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement des bassins versants agricoles, et améliorer la qualité des écosystèmes aquatiques en aval,
- Fournir une zone d'atténuation supplémentaire au sein du paysage,
- Optimiser les procédés hydro-bio-chimiques des divers dispositifs testés dans le cadre du projet ArtWET (fossés végétalisés, bassins d'orage, bassins de rétention),
- Diffuser les connaissances et rendre les technologies accessibles à la Communauté européenne.

Le projet ArtWET doit aboutir à la rédaction de deux guides : un guide "non technique", guide général abordant les aspects financiers, sociologiques et juridiques liés à la réalisation des zones humides tampons artificielles et ce guide technique destiné à fournir des informations au sujet de l'efficacité des zones humides artificielles et des méthodes de conception.



COLLABORATEURS ET PARTENAIRES





Partenaires scientifiques et financiers

ENGEES, http://engees.unistra.fr
BURGEAP (France), www.burgeap.fr
Université de Haute Alsace (France), www.uha.fr
Cemagref (Antony, France), www.antony.cemagref.fr
Università Cattolica del Sacro Cuore, (Piazenca, Italy), www.unicattolica.it
Universität Freiburg (Allemagne), www.uni-freiburg.de
Universität Koblenz-Landau (Allemagne), www.uni-koblenz-landau.de
Chambre d'agriculture 37 (France), www.indre-et-loire.chambagri.fr
Verbandsgemeinde Landau-Land (Allemagne) www.landau-land.de

Partenaires financiers

Commission Européenne, http://ec.europa.eu
Agence de l'Eau Loire Bretagne, www.eau-loire-bretagne.fr
BASF France, www.agro.basf.fr
Conseil Général 37, www.cg37.fr
Conseil Général 68, www.cg68.fr
Conseil Régional Alsace, www.region-alsace.eu
Landau Land, www.landau-land.de

partenaire	% cofinancement
CE	49,3%
ENGEES	9,2%
BURGEAP	1,2%
UHA	2,8%
Cemagref	5,9%
UCSC	7,3%
UF	5,0%
UKL	7,4%
CA37	0,4%
VGLL	4,0%
AELB	0,4%
BASF	0,8%
CG37	0,4%
CG68	1,4%
CRAL	4,4%

SOMMAIRE

COLLABORATEURS ET PARTENAIRES 5
SOMMAIRE 6
INTRODUCTION 8
Historique 8
L'utilisation des pesticides en Europe 8
Pesticides, eau, sols : une interaction complexe 8
1. RAPPEL DE QUELQUES NOTIONS DE BASE 11
Bassin versant 11
❖ Définition 11
❖ En quoi la définition d'un bassin versant est-elle importante ? 11
Hydrologie 12
Produits phytosanitaires (pesticides) 15
Plantes et micro-organismes 17
❖ Plantes. 17
❖ Conditions hydrologiques. 18
❖ Substances nutritives 19
Aspects économiques/affectation des terres 19
❖ Cadre réglementaire 19
❖ À propos des coûts 20
❖ Impact 20
2. LES ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES EN TANT QUE SYSTEMES DE RETENTION ET D'ATTENUATION DE LA POLLUTION 22
Des zones humides naturelles aux zones humides artificielles 23
La rétention des zones humides artificielles 23
Fossé/chenal végétalisé 24
Zones de rétention en forêt 26
Bioréacteur 27
transformation de bassins d'orage 27
3. LES PROTOTYPES ARTWET 30
4. UTILISATION DE TRACEURS FLUORESCENTS POUR METTRE EN EVIDENCE L'ATTENUATION DES PESTICIDES 41
Méthodologie 41
Degradation photolytique – UR 42
Capacités de sorption - SRB 42
Conclusion 43
5. IDENTIFICATION DES PROPRIETES CLES DES SYSTEMES 44
Etat de l'art 44
prototypes ArtWET 45
Microbiologie 48
❖ Sélection du triplet « sorbant-inoculum bactérien-plante » : 48
❖ Expériences en microcosmes : 50
6. ASPECTS PRATIQUES DE LA MISE EN OEUVRE 53
Les systèmes de rétention et de remédiation sont-ils adaptés à votre contexte ? 53
Quel est l'emplacement optimal pour implanter une nouvelle zone humide artificielle dans le bassin versant ? 53
Comment évaluer le volume d'eau généré par un épisode pluvieux ? 54
Comment gérer la phase de colonisation par les plantes et la gestion des plantes dans les zones humides artificielles ? 54
Quelles sont la taille et la profondeur optimales des zones humides artificielles ? 55
Comment s'assurer d'une activité microbienne efficace et suffisante ? 55
Comment évaluer et limiter les échanges entre zones humides artificielles et eaux souterraines ? .. 56
Propriété des terres et négociations 57
Aspects relatifs à la sécurité et stratégie d'information 57
Est-il possible de modifier des systèmes de rétention des eaux type bassins d'orage existants et comment ? 57
Quel type d'amenagement peut-on envisager au sein d'un dispositif pour ralentir les flux et augmenter la dépollution de l'eau ? 58
A quels types d'aides est-il possible de faire appel ? 59

Quels sont les contacts ? 60
CONCLUSION : QUELLE GESTION DURABLE A LONG TERME ? 61
GLOSSAIRE 64
LISTE DES ABREVIATIONS 66
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 67
ANNEXES 75
Propriétés des pesticides 75
Fiches techniques des prototypes 77

INTRODUCTION

HISTORIQUE

Depuis la seconde moitié du 19ème siècle, l'utilisation des pesticides a progressé dans toute l'Union européenne. L'agriculture n'est plus juste un moyen de subvenir aux besoins en nourriture et en énergie de l'agriculteur ; les efforts déployés dans ce domaine ont permis de créer un moyen de produire en masse des produits alimentaires et énergétiques pour répondre à la demande des populations non agricoles du monde entier. Depuis, l'agriculture est devenue intensive et cette mutation s'est accompagnée de l'emploi de pesticides qui ont permis de réduire l'utilisation d'agents nocifs tout en contribuant à accroître le produit de la récolte.

Dans les années 1980, la communauté scientifique a démontré les propriétés destructrices des pesticides pour l'environnement et leur incidence potentielle sur la santé humaine. Ces produits pénètrent dans les écosystèmes aquatiques et exercent sur eux des effets néfastes. Afin de préserver la qualité de l'eau et de protéger la santé humaine, il est essentiel d'instaurer une politique de réduction de l'usage des pesticides à l'échelle de l'UE. C'est là tout l'objet de la Directive-Cadre sur l'Eau 2000/60/CE.

L'UTILISATION DES PESTICIDES EN EUROPE

Les communautés agricole et viticole sont les plus grands consommateurs de pesticides. La quantité de pesticides épandue sur le territoire européen est estimée à 320 000 tonnes par an. Les États membres sont de gros utilisateurs de pesticides et cinq pays européens consomment 80% du volume de pesticides utilisés sur le marché européen ; il s'agit de la France, de l'Italie, de l'Espagne, de l'Allemagne et du Portugal. Les quantités mises en œuvre ne sont pas proportionnelles à la surface cultivée.

Les activités agricoles les plus consommatrices de produits phytosanitaires sont la production de légumes, de fruits, de raisin, de céréales, et de colza. On a principalement identifié 89 substances actives d'intérêt (Wagner et al., 2010) (63 herbicides, 26 insecticides) au sein de l'EU-27. L'étude a révélé une grande disparité entre les États membres au niveau des substances actives employées.

En effet, chaque pays utilise des herbicides et insecticides spécifiques, adaptés à des cultures et à des conditions climatiques bien particulières. Les produits phytosanitaires les plus utilisés sont les herbicides mais tout dépend du type de culture : les fongicides sont principalement employés pour les vignobles, et les herbicides pour le maïs ou le blé.

PESTICIDES, EAU, SOLS : UNE INTERACTION COMPLEXE

Il existe essentiellement deux moyens pour des pesticides épandus dans les règles de l'art d'atteindre les eaux superficielles et souterraines : le ruissellement et la lixiviation. Le ruissellement se définit comme le transport physique de polluants sur la surface du sol par l'eau de pluie qui s'y écoule.

Directive cadre sur l'eau

La directive-cadre sur l'eau est une initiative clé qui vise à améliorer la qualité de l'eau dans l'ensemble de l'UE. Elle s'applique aux rivières, lacs, eaux souterraines et côtières. La directive implique une approche coordonnée de la gestion de l'eau par rapport à l'ensemble des bassins hydrographiques, en vue de maintenir un bon état des eaux là où c'est le cas, de prévenir toute dégradation de l'état existant et d'obtenir au moins un « bon état » de toutes les eaux d'ici à 2015.



Pesticide

Un pesticide est une substance ou un mélange de substances destiné(e) à lutter contre un organisme nuisible. Il peut s'agir d'insectes, de rongeurs ou d'autres animaux, de plantes indésirables (mauvaises herbes), de champignons ou de micro-organismes tels que des bactéries ou des virus. Souvent employé à tort comme dénomination générique des insecticides uniquement, le terme « pesticide » désigne également les herbicides, fongicides et diverses autres substances utilisées pour combattre les organismes nuisibles, y compris le cuivre.

La lixiviation est le processus par lequel la pluie ou l'eau d'irrigation qui s'infiltre lentement dans le sol entraîne avec elle des polluants.

La dégradation des pesticides est le résultat d'une interaction complexe entre différents processus, et l'absence de lien direct entre charges en pesticides et comportement donné dans l'environnement rend irréaliste toute approche globale pour prévoir leur dégradation.

Néanmoins, le fait de savoir comment les pesticides dissous atteignent les grandes masses d'eau (Fig. 1.1 et 1.2) permet d'envisager des actions de remédiation ciblées.

ArtWET mise sur l'établissement à grande échelle de systèmes de traitement par les végétaux peu onéreux (systèmes biologiques) appelés zones humides artificielles (ZHA), pour atténuer la pollution diffuse des eaux superficielles due aux produits phytosanitaires, afin de préparer l'application de la directive-cadre sur l'eau 2000/60/EC et de faire en sorte d'améliorer la qualité de l'eau d'ici à 2015.

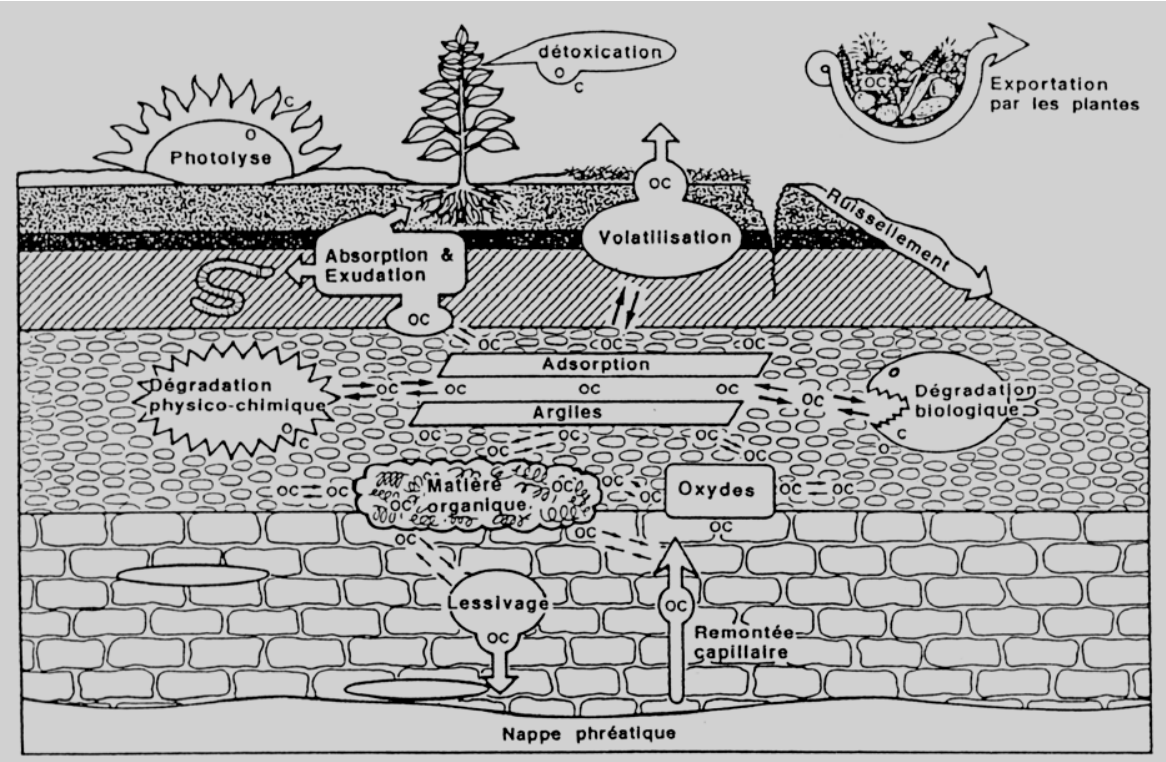


Figure 1.1 : Devenir des produits phytosanitaires dans l'environnement. D'après DUNINGAN E, Mc INTOSH T.- Atrazine soil organic matter interactions.- Weed Sci. 1971, 19, 279-282

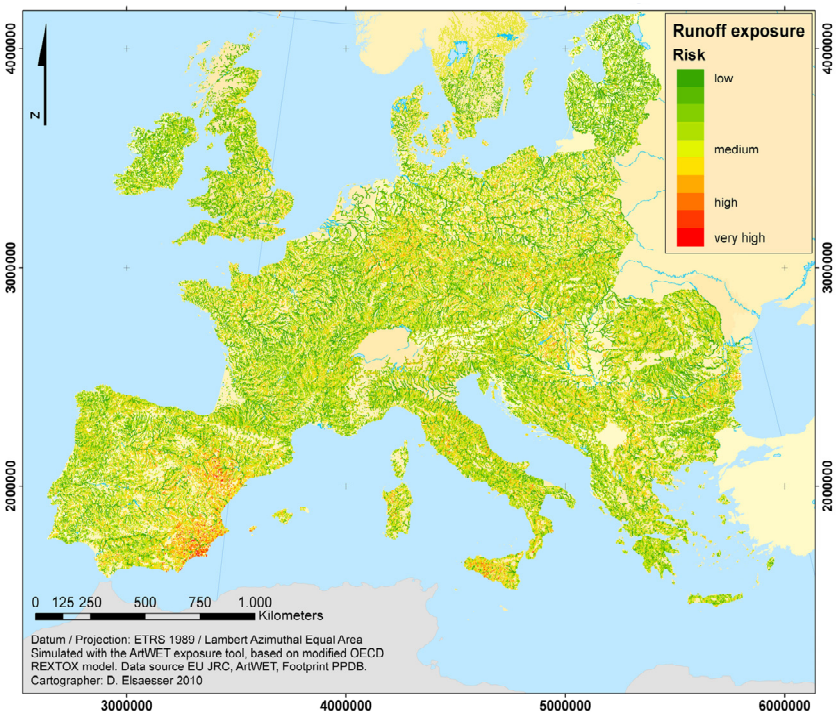


Figure 1.2 : Potentiel de ruissellement en Europe calculé à l'aide d'une version modifiée de l'indicateur Rextox de l'OCDE. Il est à noter que la caractérisation du risque préliminaire repose sur des estimations de PEC (données d'exposition modélisées).

Rôle des zones humides artificielles (ZHA)

Aménager des zones humides artificielles pour atténuer la pollution ne signifie pas qu'il est permis de polluer en amont. Il s'agit, au contraire, d'une mesure complémentaire prise à l'échelle d'un bassin versant pour limiter le transfert de polluants d'une zone agricole vers des masses d'eaux de surface. Ces zones ne sont pas naturelles, mais elles opèrent sur la base de services/fonctions écologiques pour traiter la pollution diffuse due aux pesticides.

1. RAPPEL DE QUELQUES NOTIONS DE BASE

BASSIN VERSANT

Intervenir au niveau d'un bassin versant est une lourde responsabilité ; les décisions doivent s'appuyer sur une bonne connaissance des caractéristiques de ce bassin versant et de la façon dont les phénomènes physiques en conditionnent la réponse hydrologique. Le présent chapitre rappelle quelques notions de base sur le fonctionnement d'un bassin versant. Les processus qui s'y déroulent sont des mécanismes physiques, chimiques et biologiques qui interagissent pour former des écosystèmes complexes.

❖ Définition

Le terme « bassin versant » désigne un territoire sur lequel la totalité des eaux souterraines et/ou superficielles s'écoule en direction du point le plus bas en suivant la pente naturelle (Fig. 2). L'eau circule en empruntant un réseau d'écoulement souterrain ou superficiel. En général, ces voies d'écoulement convergent vers un point du bassin versant appelé « exutoire » qui est toujours situé au droit de la section d'un cours d'eau ou d'un réseau. La superficie du bassin versant croît au fur et à mesure que l'on se dirige vers l'aval. Toutefois, dans certaines régions arides, l'eau drainée s'écoule vers une dépression centrale telle qu'un lac ou un marais d'où les eaux de surface ne peuvent s'écouler.

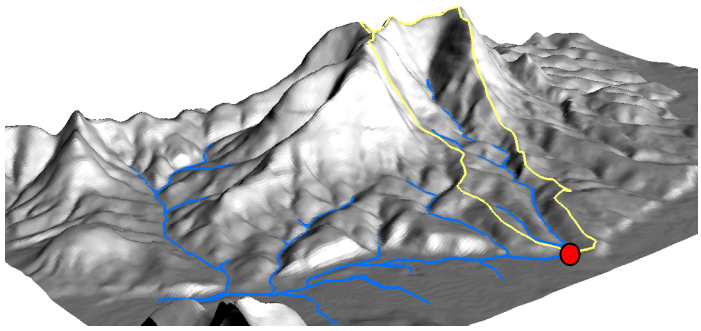


Figure 2 : Diagramme en trois dimensions représentant le réseau hydrographique (lignes bleues), les limites du bassin versant (lignes jaunes) et l'exutoire (point rouge)

❖ En quoi la définition d'un bassin versant est-elle importante ?

La connectivité du réseau hydrographique est la principale raison pour laquelle il faut évaluer avec précision le contour d'un bassin versant. La connectivité désigne la connexion physique entre des zones contributives et l'exutoire (sortie), entre les eaux de surface et les eaux souterraines, et entre les zones humides et les sources d'eau. L'eau s'écoulant d'amont en aval dans un bassin versant, toute activité qui affecte la qualité de l'eau, le débit ou la vitesse d'écoulement en un point donné est susceptible de modifier les caractéristiques du bassin versant en aval dudit point. Pour cette raison, avant d'évaluer les mécanismes physiques, chimiques et biologiques qui interagissent pour former des écosystèmes aquatiques, il convient de délimiter ce bassin versant.

Un autre point important est que la superficie d'un bassin versant constitue le principal paramètre pris en compte par le modélisateur pour estimer le débit au niveau de l'exutoire. En outre, différentes caractéristiques du bassin versant influent directement sur la conception et le comportement d'une zone humide artificielle, comme le montre le tableau 1.

Caractéristiques du bassin versant	Caractéristiques de la zone humide artificielle	Interactions
Dimensions (superficie)	Dimensions (superficie)	Rapport d'environ 1% (empirique) La dimension appropriée d'une zone humide artificielle dépendra aussi (1) de l'évaluation du risque de concomitance des périodes de ruissellement d'eau et des périodes d'épandage des produits phytosanitaires, (2) du polluant le plus préoccupant localement et dont la dégradation nécessite le temps de résidence au sein de la zone dédiée au traitement le plus long et (3) du pourcentage de réduction de ce polluant que l'on veut atteindre saisonnièrement, annuellement ou sur plusieurs années.
Pente et cheminement de l'eau	Rapidité de remplissage	La pente du bassin versant influe directement sur la vitesse du ruissellement et donc sur la vitesse de remplissage ou sur la sollicitation de la zone humide artificielle.
Sols (texture)	Érosion et accumulation de sédiments	La texture d'un sol est en lien avec ses propriétés hydrodynamiques et son aptitude à générer un ruissellement pour une pluie donnée. De plus, il convient de tenir compte à la fois des précipitations et du ruissellement pour évaluer la contribution de l'érosion hydraulique au comblement de la zone humide artificielle. L'érosion est une forme de dégradation du sol qui s'accompagne de la compaction du sol, d'une baisse de la teneur en matière organique, d'une perte de structure du sol, d'un faible drainage interne. Généralement, les sols présentant des vitesses d'infiltration plus rapides, une teneur en matière organique plus élevée et une meilleure structure résistent mieux à l'érosion.
Affectation des terres (occupation du sol) et cheminement de l'eau	Volume d'eau accumulé	L'affectation des terres (occupation du sol) détermine la répartition entre infiltration et ruissellement de surface. Dans les zones agricoles, le ruissellement concerne entre 2 et 20 % des précipitations. Les routes en béton peuvent provoquer un ruissellement rapide et important.
Géologie	Volume d'eau accumulé	Selon la nature de la roche, il y a infiltration ou non, rapide ou plus lente.
Altitude	Développement de la végétation	Le positionnement des bassins versants dans le paysage selon l'altitude conditionne la nature de précipitations (solide, liquide) mais également la dynamique de colonisation et de croissance de la végétation.

Tableau 1 : Caractéristiques du bassin versant et de la zone humide artificielle

HYDROLOGIE

En fonction de ses caractéristiques, le bassin versant d'alimentation génère un ruissellement susceptible d'être chargé en produits phytosanitaires. L'équation du bilan hydrologique quantifie la fraction des précipitations (pluie et neige, P) qui

- repart dans l'atmosphère par évapotranspiration (ET),
- gagne les eaux souterraines par percolation après s'être infiltrée dans le sol (GWR),
- alimente les cours d'eau (R), ou
- est temporairement stockée dans le bassin versant (ΔS):

$$P = ET + R + GWR \pm \Delta S$$

Les principaux réservoirs d'eau d'un bassin versant sont le sol et les nappes souterraines. L'eau peut aussi être stockée temporairement dans le manteau neigeux. Après s'être infiltrés dans le sol et avoir traversé la zone non saturée, les pesticides mobiles peuvent atteindre les eaux souterraines.
Cependant, la majorité des pesticides quittent le bassin versant par les cours d'eau ou voies superficielles, en étant soit dissous, soit adsorbés sur des particules solides transportées par les eaux de ruissellement. Le régime climatique (Fig. 3) déterminant alors le moment où la quantité d'eau et donc de produits phytosanitaires sont maximales.

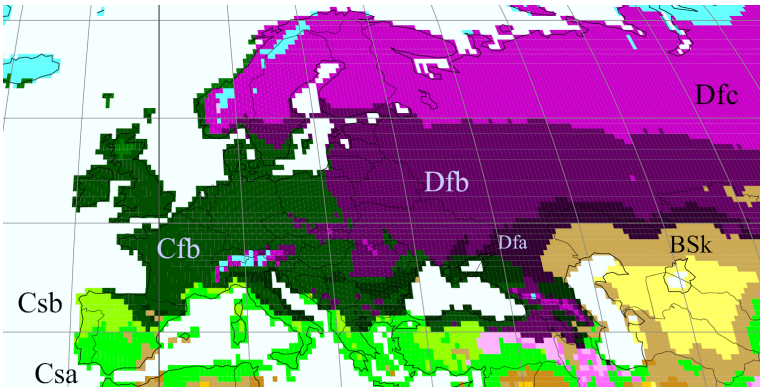


Figure 3 : Les climats en Europe. Selon la classification des climats, Köppen-Geiger, Kottek et al. (2006) ont cartographié l'Europe en fonction des principaux climats (C : tempéré chaud, D : froid), des précipitations (f : humide, s : saison sèche en été), et de la température (a : été chaud, b : été tempéré, c : été frais)



Sur le plan hydrologique, à l'exclusion de la Scandinavie et des Alpes, l'Europe peut être divisée en deux régions :

(a) Dans la région tempérée humide (Cfb), il y a suffisamment d'eau tout au long de l'année. Les bassins versants emmagasinent suffisamment d'eau durant l'hiver (en partie sous forme de neige) et la libèrent au moment de la fonte des neiges ou durant les périodes de pluie. C'est à ces époques-là que l'on peut s'attendre à avoir le ruissellement maximal. En été, la majorité de l'eau est consommée par la végétation et rejetée par transpiration dans l'atmosphère, le ruissellement est moindre et essentiellement généré par les pluies exceptionnelles.

(b) Dans les régions méditerranéennes (Csa, Csb), le régime hydrologique est conditionné par un long été sec. À l'automne surviennent des épisodes de précipitations soutenues donnant lieu à des écoulements importants, en prélude à la saison d'hiver humide.

Différents processus sont à l'origine de l'écoulement fluvial; leur importance relative est conditionnée par les caractéristiques du bassin versant et par les conditions d'humidité des sols. En région tempérée humide, les taux d'infiltration des sols forestiers et des sols de prairie sont normalement supérieurs aux niveaux de précipitations. Ainsi, toute l'eau s'infiltre dans le sol et l'écoulement fluvial provient principalement d'écoulements souterrains. Il peut s'agir d'écoulements latéraux hypodermiques rapides ou d'écoulements latéraux lents qui traversent des réserves d'eaux souterraines profondes. En raison de la filtration souterraine et des faibles doses d'application, on n'y trouve que de faibles concentrations de pesticides. Toutefois, dans les régions agricoles, l'exploitation des terres risque de modifier les propriétés du sol, par exemple du fait du labourage et de la compaction. Notamment durant les périodes où la végétation est peu dense, les gouttes de pluie qui s'écrasent au sol en réduisent le taux d'infiltration, entraînant ainsi un ruissellement de surface, de l'érosion et la lixiviation des pesticides. Dans les zones où la surface de la nappe phréatique est peu profonde, il faut prévoir des drains afin d'éviter la saturation du sol. Le cheminement de l'eau en est profondément modifié et les pesticides provenant des champs gagnent les fossés de drainage via les tuyaux enterrés. En fin de compte, les produits phytosaniatires peuvent atteindre rapidement les cours d'eaux sans avoir été filtrés par le sol.

Dans les régions méditerranéennes, les processus souterrains ne jouent qu'un rôle mineur dans la production du ruissellement. En zone agricole, le ruissellement est essentiellement le résultat de deux processus : soit le niveau des précipitations excède le taux d'infiltration du sol (ce qui est principalement le cas des épisodes à fortes pluies survenant en automne), soit le ruissellement de surface est provoqué par la saturation du sol (ce qui est essentiellement le cas en hiver). Il n'y a donc pas de filtration souterraine naturelle et les pesticides peuvent atteindre rapidement les cours d'eau. L'ordre de grandeur est le suivant : 1 à 10% des pluies génèrent des débits d'environ 1 à 10 l/s/ha, en fonction de l'état hydrique initial du sol, de l'intensité des pluies et du type de sol.

Quel que soit le climat, faire coïncider l'épandage de pesticides avec la production de ruissellement ou l'activation du drainage souterrain provoque une augmentation du transfert des pesticides. Pour le seul ruissellement, le premier épisode pluvieux consécutif à l'épandage de pesticides est responsable de 90% de la quantité annuelle de pesticides transférée. S'agissant du drainage souterrain, l'étude de Branger et al. (2009) a montré que 90% des charges de pesticides étaient dues aux trois premiers phénomènes d'écoulement qui suivent un épandage.

La région agricole près de Loches, dans le centre de la France, (un site d'expérimentation et de démonstration du projet ArtWET), peut être citée en exemple. Ici, les pesticides emportés par les premières fortes précipitations consécutives à leur épandage empruntent les tuyaux de drainage enterrés. Pour les cultures d'hiver, l'épandage des pesticides intervient surtout en novembre (pour les herbicides de type isoproturon), puis de mars à mai (herbicides, fongicides tels que l'époxiconazole, et insecticides tels que la lambda cyhalothrine).

Ces périodes correspondent précisément au début du cycle hydrologique en termes de drainage (écoulements de drainage d'automne et de printemps), alors qu'on relève le plus fort débit à l'exutoire d'un bassin versant français drainé artificiellement entre décembre et février.
Or il n'y a pas d'épandage de pesticides en hiver. Les périodes propices à l'épandage de pesticides se situent en novembre et de mars à mai. Le fait de faire passer les premiers écoulements postérieurs à l'épandage de pesticides en zone humide tampon artificielle peut contribuer à atténuer une grande partie des charges en pesticides contenues dans des volumes d'eau réduits (Fig. 4). Qui plus est, durant les périodes considérées, les pics d'écoulement sont relativement faibles (0,5 à 1 l/s/ha) par comparaison avec ceux enregistrés de décembre à février (1,5 à 3 l/s/ha).

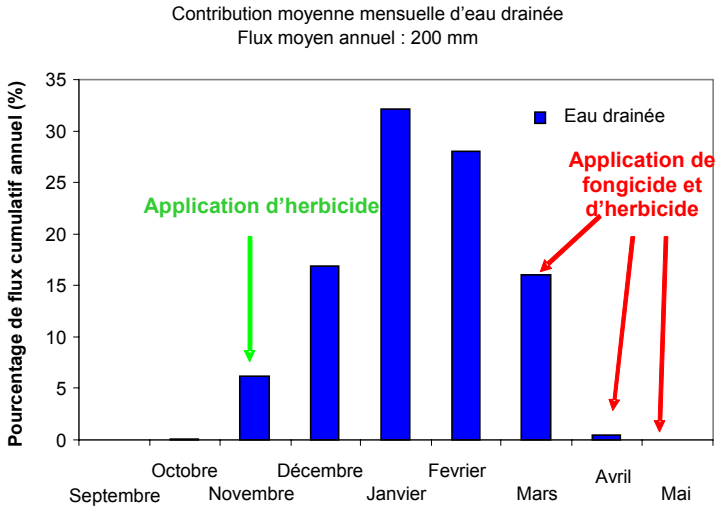


Figure 4 : Écoulements d'eau drainés par le sous-sol et périodes d'épandage de pesticides dans un bassin versant français.

PRODUITS PHYTOSANITAIRES (PESTICIDES)

Étymologiquement, les produits phytosanitaires sont des produits destinés à traiter des organismes végétaux. Ils sont constitués d'un mélange de substances chimiques dont le principe actif agit contre une population cible (rongeurs, insectes, mauvaises herbes, etc.) en les détruisant ou en les repoussant. On désigne souvent les composés actifs par le terme « pesticide », suivi du nom de la classe de produits à laquelle ils appartiennent.
Les produits phytosanitaires ou pesticides sont des herbicides, des insecticides et des fongicides. Ces produits chimiques ciblent respectivement les mauvaises herbes, les insectes et les champignons. Certains éléments tels que le cuivre sont à la fois bactéricides et fongicides ; ils sont utilisés dans l'agriculture et dans la viticulture, plus rarement dans le domaine public ou pour un usage domestique.

Les produits phytosanitaires ou pesticides agricoles sont très efficaces pour préserver la productivité des cultures, mais leurs effets sont plus qu'indésirables lorsqu'on les retrouve en dehors de l'écosystème agricole dans lequel ils ont été mis en œuvre. La déperdition de pesticides représente un gâchis à plus d'un titre : elle entraîne une perte de rendement, un surcoût pour l'utilisateur et cause des dommages à l'environnement auquel ces pesticides n'étaient pas destinés. La pollution diffuse due aux pesticides agricoles est communément considérée comme l'une des causes majeures de pollution des eaux superficielles. Différentes voies de pénétration de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires dans les eaux de surface ont été relevées.

Il existe trois grands groupes de pesticides qui sont essentiels pour l'agriculture : les herbicides, les fongicides et les insecticides.

Les herbicides sont employés pour lutter contre tout type de mauvaises herbes en réduisant la compétition avec les cultures en cours. Ils appartiennent à différentes classes chimiques dont la plupart perturbe la photosynthèse ou d'autres processus physiologiques vitaux pour les plantes visées. La plupart des herbicides devant être absorbés par les plantes pour faire effet, les herbicides présentent une relative bonne hydrosolubilité, ce qui favorise leur pénétration dans le sol et leur retour dans les eaux de surface par le biais du drainage. Du fait de leur mode d'action, les herbicides sont plus toxiques pour les macrophytes aquatiques et les algues, et certains composés sont même suspectés de présenter une toxicité à l'égard des poissons ou des amphibiens. En termes de doses d'application et de quantité totale utilisée, les herbicides constituent le groupe de produits phytosanitaires le plus important, en particulier pour les cultures arables. Certains composés sont ainsi régulièrement décelés dans les échantillons d'eaux de surface prélevés, ce qui conduit à une exposition chronique à long terme. Dans la mesure où leur toxicité globale est relativement faible, le risque cumulatif des herbicides pour les écosystèmes aquatiques est considéré comme comparativement faible.



www.npic.orst.edu

Les fongicides sont utilisés pour lutter contre de nombreuses maladies fongiques et certains composés ont également une action biocide plutôt générale contre les champignons et les bactéries. Ils provoquent soit l'inhibition de processus de biosynthèse spécifiques aux champignons, tels que la synthèse de l'ergostérol, ou de processus métaboliques généraux liés, par exemple, à la fonction de la membrane cellulaire. La lutte contre les maladies fongiques nécessite souvent une exposition plus longue aux fongicides, ce qui oblige à rendre les composés plus persistants. En raison de la diversité de leurs propriétés physico-chimiques, ils peuvent être transportés dans les eaux de surface par différents moyens comme la dérive de pulvérisation ou le ruissellement. Bien qu'ils soient conçus pour lutter contre les champignons, certains groupes de fongicides présentent une toxicité très élevée à l'égard des poissons. En termes de quantité totale mise en œuvre, les fongicides occupent le deuxième rang du classement. Ils sont utilisés pour toutes les cultures, mais en ce qui concerne la vigne, ils jouent de loin le rôle le plus important dans la lutte chimique contre les organismes nuisibles. Les fongicides fréquemment employés sont régulièrement décelés dans les eaux de surface, mais à des

concentrations relativement faibles, notamment si l'on compare leurs effets à ceux relevés lors de tests de toxicité réglementaires.


www.npic.orst.edu

Parmi les différents types de produits phytosanitaires pouvant potentiellement contaminer les eaux de surface, les **insecticides** ont une incidence majeure sur les écosystèmes aquatiques, comme le montrent les données accumulées sur leurs effets néfastes sur la structure des communautés et sur les processus de développement et de reproduction de plusieurs taxons, dont les grands invertébrés, les amphibiens et les poissons. Par comparaison avec les deux autres catégories, la quantité totale d'insecticide utilisée est relativement faible ; cependant, leur toxicité est particulièrement élevée à l'égard de nombreux organismes aquatiques. De ce fait, beaucoup d'insecticides parmi le grand nombre de substances chimiques pénétrant de façon diffuse dans les milieux aquatiques sont considérés comme des polluants majeurs. L'importance de l'usage des insecticides dans les vergers est comparable et ils sont aussi épandus régulièrement sur bon nombre de cultures arables. Dans la mesure où de nombreux insecticides sont relativement peu solubles dans l'eau, ils contaminent les eaux de surface principalement par le biais de l'érosion et du ruissellement ou de la dérive de pulvérisation.

Les recherches des scientifiques se sont majoritairement concentrées sur le ruissellement de surface occasionné par les pluies pour expliquer l'origine de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires, et plusieurs études ont permis de réunir des données sur les produits phytosanitaires présents dans les eaux de ruissellement. Les déperditions de produits phytosanitaires en bordure de champ varient de moins de 1% de la quantité épandue à plus de 10% et au-delà. Elles sont maximales lorsque des pluies torrentielles surviennent juste après l'épandage de produits phytosanitaires. L'ampleur relative du transport par les sédiments par opposition aux eaux de ruissellement dépend essentiellement des propriétés adsorbantes du produit phytosanitaire dans le sol. Notamment dans les sols argileux, on a la preuve que même des substances chimiques fortement adsorbées empruntent préférentiellement certains cheminements. Bien qu'il semble difficile de comparer directement les deux phénomènes, l'étude de Flury (1996) a conclu que la lixiviation occasionnait une perte de masse plus importante que le ruissellement, à condition bien entendu que la pente soit négligeable.

Il existe plusieurs scénarios types sur la dérive de pulvérisation et le dépôt du nuage de produit sur les eaux de surface. Les résultats de nombreuses études normalisées sur la dérive de pulvérisation conduites en Allemagne ont servi à établir des valeurs de dérive de base qui sont utilisées par la plupart des pays de l'Union européenne pour procéder à l'évaluation réglementaire du risque, et des valeurs de 95è ou 90è centile relatives à la matière déposée sur des distances comprises entre 5 et 50 m. Outre la mesure des concentrations d'exposition réelles, des modèles pour prévoir l'exposition des eaux de surfaces aux produits phytosanitaires ont été développés, qui sont actuellement utilisés pour évaluer le risque écologique à l'aide de scénarios réalistes envisageant la pire situation ou de scénarios probabilistes.

La règlementation européenne

Directive 91/414/CEE : Mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques
Directive 2000/60/CE : Directive-cadre sur l'eau (eaux de surface et eaux souterraines)
Directive 2006/118/CE : Protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration
Directive 2008/105/CE : Normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau (substances dangereuses)
Directive 2009/128/CE : Cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable
Directive 80/68/CEE : eaux souterraines
Directive 91/271/CEE : eaux résiduaires
Directive 91/676/CEE : nitrates
Directive 98/83/CE : eau potable
Directive 2006/60/CE : eaux de baignade
Directive 2007/60/CE : inondations, Convention OSPAR et directive 2008/56/CE milieu marin, plan santé…

Dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides, l'évaluation de l'exposition s'accompagne d'une caractérisation des effets afin de s'assurer que l'application de produits phytosanitaires n'a pas de conséquences écologiques inacceptables pour l'environnement non visé. La comparaison de données d'exposition modélisées (PEC) et de données sur les effets mesurés incluant les facteurs de sécurité (RTL) indique alors soit un risque écologique acceptable, soit la nécessité de prendre des mesures d'atténuation des risques spécifiques (par exemple prévoir des zones de non-pulvérisation à proximité d'eaux de surface), qui figurera dans la procédure d'homologation sous la forme de modifications de l'étiquetage des pesticides, légalement contraignantes pour l'agriculteur. Seul un composé phytosanitaire répondant à ces critères sera homologué et pourra être appliqué, étant entendu que l'on supposera toujours que les mesures d'atténuation obligatoires mentionnées sur les étiquettes sont respectées par les agriculteurs. Les pesticides se dégradant dans l'environnement, ils sont susceptibles de former des produits de dégradation (métabolites) dont le comportement et la toxicité peuvent varier par rapport à la substance active initiale.

Les caractéristiques des pesticides ont également leur importance pour déterminer leur devenir dans l'environnement. Ces caractéristiques sont les suivantes :

1. Solubilité dans l'eau (solubilité)
2. Tendance à s'adsorber sur le sol (adsorption sur le sol)
3. Persistance du pesticide dans l'environnement (demi-vie)

Les pesticides fortement solubles dans l'eau, ayant peu tendance à s'adsorber sur des particules du sol et très persistants ou à longue demi-vie sont potentiellement les plus enclins à contaminer l'eau. Ces trois facteurs, l'adsorption sur le sol, la solubilité et la persistance, sont communément utilisés pour évaluer le potentiel des pesticides épandus à s'infiltrer dans les eaux souterraines par lixiviation ou à être emportés par le ruissellement de surface.

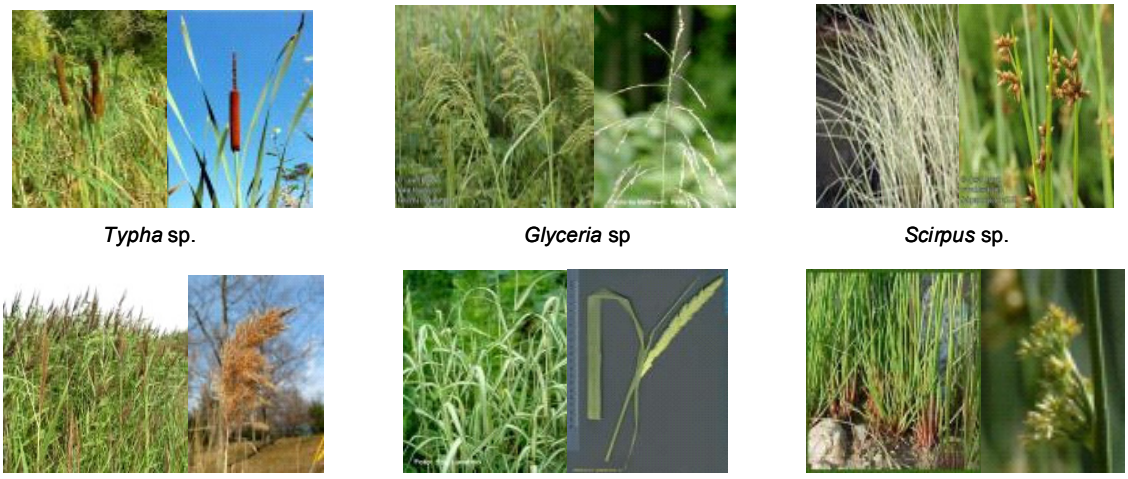
PLANTES ET MICRO-ORGANISMES

Les micro-organismes sont le pilier des processus d'atténuation biologique puisqu'ils sont responsables, entre autres, de la dégradation des polluants et des changements dans la spéciation des métaux. Leur survie et leur activité dans les zones humides artificielles (ZHA) sont conditionnées par de nombreux facteurs biotiques et abiotiques difficiles à maîtriser, ce qui est susceptible d'entraver l'optimisation microbienne. En effet, l'interaction entre les polluants et les micro-organismes est un processus complexe de plusieurs étapes qui génère parfois des métabolites plus polaires, plus solubles et même plus toxiques que la molécule mère. Il est également capital que les micro-organismes aient accès au polluant. La solubilité, le coefficient de sorption K_d et la spéciation chimique des métaux sont les critères habituels qui permettent d'évaluer la bioaccessibilité, sans toutefois la garantir. On suppose donc qu'une grande partie des bactéries responsables de la dégradation des polluants est physiquement séparée des sources de pollution. Dans les sédiments des ZHA, contrairement aux milieux aqueux homogènes, la consommation de substrat limite beaucoup plus rapidement le transfert de masse à mesure que le nombre de cellules augmente. Il est alors primordial que les micro-organismes aient la capacité d'atteindre les polluants.
Certains facteurs sont essentiels pour l'optimisation microbienne ; il convient d'en tenir compte pour la gestion des ZHA.

- Plantes.
  - Les ZHA sont dotées la plupart du temps d'un couvert végétal composé notamment de macrophytes. Les racines des plantes offrent aux micro-organismes un microhabitat exceptionnellement favorable et en particulier une grande surface – une des principales caractéristiques des espèces végétales aquatiques ou semi-aquatiques – pour permettre la formation du biofilm puis la sorption et la dégradation du polluant. L'aérenchyme qui caractérise les macrophytes est un moyen gratuit pour faire circuler l'air des feuilles aux racines et au sol qui les entoure. Hormis en hiver, de l'oxygène est libéré en permanence aux alentours des racines à des doses comprises entre 100 et 200 µmol $O_2.h^{-1}.g^{-1}$ de la masse sèche des racines, en fonction du pH, du potentiel d'oxydo-réduction E, de la température et de la plante. Il conviendrait de traiter

préférentiellement avec ces plantes les contaminants dégradés par voie aérobie, dans la mesure où les performances sont meilleures sur ce type de polluants. Les macrophytes sont également capables de supporter une activité microbienne et une dégradation de polluants intenses dans la rhizosphère grâce au flux continu de substrat libéré par les racines. Les micro-organismes sont capables de se développer sur un ou plusieurs exsudats racinaires au sein de la rhizosphère, tout en stimulant et en entretenant la production d'enzymes qui dégradent les polluants.

- La remédiation directe est également attribuée aux plantes : elles attirent l'eau avec leur système racinaire, accumulant ainsi le polluant soluble dans la rhizosphère et achevant la dégradation ou la translocation du polluant. Tandis que les plantes interviennent de façon marginale dans l'accumulation et la dégradation de composés organiques, elles jouent un rôle essentiel dans l'épuration des sols contaminés par des métaux, puisqu'elles extraient et accumulent directement les métaux. La phyto-extraction associée aux micro-organismes constitue une solution intéressante pour multiplier par 2 voire par 5 la quantité de métal extraite par les plantes.
- Enfin, les plantes sont un moyen efficace de stabiliser la diversité et l'activité microbiennes dans des environnements variables.



Typha sp. | *Glyceria* sp | *Scirpus* sp.

Phragmites sp. | *Phalaris* sp. | *Juncus* sp.

Figure 5 : Exemples de plantes de zones humides en Europe

❖ Conditions hydrologiques.

- Les conditions hydrologiques hétérogènes qui règnent dans les ZHA donnent lieu à des conditions biotiques et abiotiques hétérogènes et donc à l'établissement d'une grande diversité microbienne capable de favoriser l'élimination par voie aérobie et anaérobie d'une large variété de polluants. Il existe principalement deux facteurs hydrologiques connus qui perturbent le fonctionnement microbien et donc la capacité de traitement de la ZHA : **la période hydrologique** et le **temps de résidence** de l'eau dans la zone humide.

- En ce qui concerne les métaux, leurs formes chimiques sont très sensibles aux périodes hydrologiques, avec des répercussions sur le fonctionnement microbien qui influe à son tour sur la disponibilité des métaux et leur capacité d'extraction par les plantes. Dans les milieux bien drainés, les métaux se transforment en oxydes et en hydroxydes. À l'inverse, dans les sédiments anoxiques saturés en eau et riches en matière organique, les ions métal peuvent précipiter et former des complexes sulfurés stables insolubles qui seront retenus dans les sédiments. Des expériences réalisées avec *Atriplex canescens* (arroche blanchâtre) ont montré que la biomasse accumule davantage de cuivre lorsque le pH passe de 2.0 à 5.0.

- Pour l'aménagement et la gestion des ZHA, il faut par conséquent également prendre en considération le temps de résidence. Contrairement à la plupart des systèmes de traitement utilisant des plantes et dont les temps de résidence hydraulique sont établis

dans une fourchette de valeurs étroite, les temps de résidence des ZHA peuvent rapidement tendre vers zéro à la suite d'un orage dans le cas d'une forte sollicitation de l'ouvrage, alors que le temps de résidence favorisant le contact polluants/eau/plantes/micro-organismes était très élevé avant l'épisode orageux. Le temps de rétention peut alors être inférieur au temps nécessaire au traitement microbiologique de l'eau.

- Concernant la teneur en eau de la ZHA, 95 - 100% représente la plage de proportions optimale pour l'activité microbienne. 75% de teneur en eau constitue le seuil minimum. L'humidité du sol favorise également le transport microbien et ainsi la dégradation des polluants. L'alternance de périodes avec et sans eau dans certaines conditions favorise l'oxygénation des milieux. Enfin, Une hauteur d'eau de 50 cm environ semble être une condition optimale.

❖ Substances nutritives



Les substances nutritives dont disposent les micro-organismes sont celles présentes dans le sol depuis plus ou moins longtemps, à savoir de la matière organique et des minéraux sous des formes plus ou moins disponibles. Il est possible d'amender le sol en substances nutritives afin d'éviter qu'il s'appauvrisse. Dans le sol, les rapports de C/N, de C/S et de C/P doivent être similaires à ceux des micro-organismes, c'est-à-dire de 20, 200 et 300 respectivement.
Néanmoins, les nutriments contenus dans les sédiments (supplémentés ou non) peuvent provoquer des effets inverses sur les micro-organismes, en fonction de leur métabolisme et de considérations écologiques. En conséquence, la dégradation des polluants sera partielle ou totale (minéralisation).
En cas de cométabolisme (les micro-organismes trouvent leur source d'énergie en dehors des produits à dégrader), la source de nutriments supplémentaire servira à la prolifération microbienne, et des enzymes non spécifiques, essentiellement synthétisées pour la détoxication cellulaire, pourront contribuer de façon tout à fait opportune à la dégradation des polluants.

À l'inverse, le métabolisme actif est caractérisé par une dégradation totale (minéralisation) des polluants par des enzymes spécifiques. Toutefois, cette minéralisation peut être perturbée par une source de nutriments plus facile à métaboliser. S'agissant de la biodégradation du glyphosate (herbicide), certains micro-organismes se sont révélés incapables de le minéraliser en présence de phosphate dans le milieu de culture.

ASPECTS ECONOMIQUES/AFFECTATION DES TERRES

La réalisation de zones humides artificielles ne pose pas uniquement des problèmes techniques, tels que le choix du type de zone humide, son aménagement hydraulique, sa conception… De nombreuses questions d'ordre financier, juridique et même sociologique seront soulevées par l'initiateur d'un tel projet.
Ces aspects sont traités plus particulièrement dans le Guide Non Technique d'Artwet. Voici un résumé en guide d'aperçu.

❖ Cadre réglementaire

Le cadre réglementaire pour la réalisation de zones humides artificielles varie selon les pays.
En France par exemple, la transposition de la directive-cadre sur l'eau a modifié des articles de différents codes : code de l'environnement, code rural, code de l'urbanisme. Selon la nature des aménagements à réaliser, ces derniers peuvent être soumis à déclaration ou à autorisation et donc être accompagnés d'une étude d'incidence ou d'impact.
En Italie, la transposition de la directive cadre sur l'eau a été mise en œuvre par le décret 152 de 2006, trois ans après la date limite prévue à l'article 24 de la directive.

❖ À propos des coûts

Depuis leur conception jusqu'à leur entretien en passant par leur réalisation, les zones humides artificielles présentent un coût. Il est possible de distinguer cinq types de postes de dépenses incontournables :

- Les études préliminaires : elles incluent la conception, la faisabilité et les éventuels dépôts de dossiers exigés par la loi (entre 5 000 et 10 000 € pour la globalité)
- Les coûts d'aménagement (dans le cas d'un bassin d'orage pré-existant que l'on aménage) : ils englobent généralement les travaux de terrassement, la végétalisation ou les aménagements hydrauliques. Par exemple, pour un bassin versant de 50 ha, le coût de réalisation d'un bassin d'orage ou d'un bassin de rétention est d'environ 10 000 €, celui d'un fossé végétalisé ou d'une zone de rétention en forêt varie de 1 000 à 2 000 €.
- Les coûts d'acquisition des terrains nécessaires à la construction et à l'accès de l'ouvrage qui peuvent varier entre 3000 €/ha dans les zones d'élevage (ouest de la France) à plus de 6000 €/ha (nord de la France, bassin méditerranéen) voire 100 000 € / ha pour le vignoble.
- Les coûts de construction qui s'élèvent environ de 35 à 60 € par m^3 d'ouvrage construits (suivant le milieu, l'accessibilité, la nature du sol, …)
- L'entretien du dispositif : généralement simple (nettoyage) et donc relativement peu onéreux (curage: 2 à 5 € / m^3 dans le cas d'un marais au sein d'un environnement naturel, 12 à 14 € / m^3 pour le curage d'un bassin d'orage ; de 35 à 80 € / ha pour la fauche d'un bassin végétalisé, de 2 à 4 € / km pour l'entretien des plantations d'un fossé).

Construction d'un prototype pour le projet ArtWET : bassin de rétention du Krottenbach, Allemagne

Construction : 23 500 € (études préliminaires, géomètre, excavations...)
Achat des terres : 51 000 €

D'autres dépenses peuvent s'ajouter à celles-ci durant la conception ou la réalisation.
Premièrement, les dépenses peuvent être liées à la situation du dispositif. Si le terrain n'est pas la propriété de l'initiateur du projet, il y a deux solutions :

- ➢ Achat du terrain
- ➢ Dialogue avec le propriétaire ou animation locale en cas de projets multiples : cela peut engendrer un surcoût.

Il s'agit de prendre en considération les récoltes manquantes qui représentent pour les exploitants agricoles possédant le terrain sur lequel est implanté le dispositif un manque à gagner. Même s'il est vrai que ces pertes ne peuvent être comptabilisées, au sens strict, en tant que dépenses, et qu'elles ne sont généralement pas élevées, il est néanmoins possible de les éviter en choisissant un emplacement judicieux, tel que des terrains moins productifs.
Enfin, un système de contrôle de la qualité de l'eau peut être envisagé (prélèvements, analyses) et synonyme de frais supplémentaires surtout liés au coût des analyses de produits phytosanitaires qui peuvent s'élever à quelques centaines d'euros.


©Photoclub Wasselone

Ces divers coûts peuvent être amortis en introduisant des demandes de subventions de plusieurs sortes. Les exploitants agricoles bénéficient d'une aide dans le cadre de la PAC et de sa transposition au sein de chaque État membre, ainsi qu'au niveau local par le biais des structures gouvernementales ou des autorités locales. Les autorités locales peuvent bénéficier d'aides locales, accordées suivant les pays et régions.

❖ Impact

Les zones humides artificielles peuvent remplir d'autres fonctions qu'une simple fonction de bioremédiation. Le rendement socioéconomique est positif lorsque, pour la société,

les avantages de ces zones humides artificielles sont supérieurs aux coûts de leur réalisation. Parmi les bénéfices, citons : un changement de la biodiversité, un impact sur le paysage ou l'utilisation des terres, de meilleures relations entre les exploitants agricoles et les particuliers, une optimisation de l'espace …

En effet, des exploitants agricoles ont souligné certaines de ces externalités résultant des dispositifs ArtWET : amélioration de l'image que renvoie l'agriculture, revenus générés par la production de biomasse, amélioration du potentiel agronomique des terres.
Il est donc essentiel de préciser que les zones humides artificielles n'ont aucun impact négatif sur la qualité de l'eau. Les mesures de suivi qui sont d'ailleurs présentées largement dans le guide technique ArtWET ont montré que leurs déversements ne polluent pas en aval et que ces zones remplissent leur rôle d'épuration des eaux vis-à-vis de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires.

La réalisation de zones humides artificielles permet de diminuer les coûts de la lutte contre la pollution des eaux en général puisqu'elles servent à optimiser le traitement des produits phytosanitaires présents dans les eaux de ruissellement en amont des bassins versant et des zones ressources pour l'alimentation et eau potable.

C'est ainsi que les zones humides artificielles de rétention et de remédiation ne se limitent pas à un seul rôle, mais qu'elles remplissent de multiples fonctions sans impact négatif sur l'environnement. Bien gérées, elles apportent un atout supplémentaire aux hydro-systèmes dans la gestion et l'utilisation pérenne de la ressource en eau.



2. LES ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES EN TANT QUE SYSTEMES DE RETENTION ET D'ATTENUATION DE LA POLLUTION

La zone humide devrait être conçue de telle sorte qu'elle forme une étendue d'eau principalement permanente avec des bords en pente douce. Cette configuration crée alors des conditions hydrologiques variées, certaines zones étant alimentée et inondées en permanence et d'autres par intermittence. Ces conditions hydrologiques sont propices à la croissance et au développement de différentes plantes et bactéries propres aux zones humides et favorisent la dégradation des polluants dans des conditions aérobies et anaérobies.

Artificial Wetland 2006

La convention de RAMSAR a donné une définition internationale des zones humides naturelles et protégées. Dans notre projet, les zones humides artificielles sont un outil pour atténuer la pollution d'origine agricole et sont vues sous l'angle des services écologiques rendus (fonction de traitement)

Les formules « atténuation des risques » et « meilleure pratique de gestion » des produits phytosanitaires sont employées pour exprimer des notions similaires et désignent de manière générale un processus par lequel les producteurs, les agriculteurs et les instances chargées de réglementer l'usage de ces produits négocient toutes sortes de restrictions ou de modifications des pratiques agricoles en vue d'éviter un risque prévisible et inacceptable. Les méthodes pratiques pour contrôler le risque de pollution concernent à la fois les techniques en plein champ (mesures de conservation du sol, pratiques d'application et lutte intégrée contre les ravageurs (IPM)) et les techniques en bout de champ (zones tampons). Les bonnes pratiques en matière d'utilisation des pesticides couramment appliquées aux États-Unis par exemple et également recommandées en Europe englobent la réduction de leur usage, l'amélioration de la planification et de l'efficacité de l'application, la prévention du reflux des pesticides dans les réserves d'eau, un meilleur étalonnage du matériel de pulvérisation des produits et la lutte intégrée.



Dans la mesure où le dépôt de pulvérisation décroît de façon exponentielle plus on éloigne le pulvérisateur de la zone traitée, il est très probable que les zones tampons contribuent à réduire la pénétration de la dérive de pulvérisation dans les masses d'eau voisines, mais le risque pour les organismes aquatiques est bien réel et a d'ailleurs été démontré par des essais sur le terrain. S'agissant du ruissellement, certains auteurs contestent l'efficacité des bandes tampons eu égard aux pesticides mobiles. L'un des facteurs qui pourrait en limiter l'efficacité est le fait qu'une faible augmentation de l'intensité des pluies entraîne une augmentation beaucoup plus forte de la quantité d'eau s'écoulant des champs par le ruissellement de surface.

Cela signifie que de fortes pluies provoquant un ruissellement d'averse génèrent toujours de très grandes quantités d'eau en un court laps de temps. Souvent, ces volumes d'eau importants ne peuvent être retenus par aucun type de bandes tampons couramment utilisé, et les chenaux d'érosion qui se forment à cette occasion peuvent en outre compromettre l'effet positif des zones tampons. Ce « dilemme hydrologique » va immanquablement entraîner une contamination des eaux de surface par les pesticides, notamment lorsque d'autres mesures sont inapplicables ou ne produisent pas les effets requis (zones d'agriculture intensive où la terre est de très bonne qualité). Dans ce cas, pour diminuer le risque de pollution due à ces produits, il peut s'avérer utile de doter les zones concernées par ce phénomène, de dispositifs intégrés dans le paysage et capables de pallier le manque d'atténuation de la pollution diffuse en amont.

C'est dans ce contexte que les zones humides artificielles ou les fossés végétalisés ont été proposés en tant que techniques de rétention et d'atténuation des risques. Il faut également évoquer le fait que ces écosystèmes peuvent présenter des écosystèmes variés abritant une grande diversité d'espèces animal et végétal. Les zones humides artificielles sont donc toutes désignées pour être utilisées à grande échelle afin d'améliorer la qualité de l'eau. L'efficacité des zones humides pour la réduction des produits chimiques hydrophobes (c.-à-d. la plupart des insecticides) devrait être aussi élevée pour les particules en suspension que pour le phosphore associé aux particules, en effet ces substances chimiques entrent dans les écosystèmes aquatiques par le biais du ruissellement de surface, principalement en étant associées aux particules. Ces systèmes de rétention et d'atténuation apparaissent donc comme des solutions complémentaires pour la gestion des risques de transfert de pollution, notamment dans les zones où l'on pratique l'agriculture intensive, et dans lesquelles d'autres solutions telles que les bandes enherbées tampons mobiliseraient une proportion trop importante d'un espace très prisé.

DES ZONES HUMIDES NATURELLES AUX ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES

Les bienfaits des zones humides et les services qu'elles rendent à l'environnement sont nombreux et fondamentaux : elles contribuent tout d'abord à purifier à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines et jouent différents rôles dans le maintien de la biodiversité. Elles soutiennent ensuite l'agriculture en maintenant le niveau des nappes phréatiques et en retenant les substances nutritives dans les plaines inondables. Enfin, les zones humides jouent un rôle vital dans la rétention d'eau et font office de zone tampon majeure pour prévenir les inondations et retenir l'eau de pluie.
Les zones humides constituent un système hydrologique dynamique dans lequel interviennent l'environnement physico-chimique et les communautés végétale et animale.



Fossé végétalisé, Eichstetten, Allemagne

Le projet Artwet repose sur l'idée de reproduire les services assurés par les zones humides naturelles dans des zones humides artificielles et contrôlées en imitant, reproduisant et favorisant les services écosystémiques rendus par les zones humides naturelles.
Les zones humides artificielles, les bassins d'orage ou les bassins de rétention sont étudiés pour stocker temporairement les eaux de ruissellement et spécialement conçus pour prévenir les inondations. Les zones humides artificielles qui recueillent ce type de ruissellement ne vont pas remplir toute la panoplie de fonctions écologiques qu'assurent généralement les zones humides naturelles mais présenteront, a minima une bi-fonctionnalité : hydraulique et biologique.
Outre leur fonction première (prévention des inondations, régulation des débits…), il est intéressant de leur assigner une fonction de traitement de l'eau. En effet, leur capacité à retenir l'eau dans des bassins peu profonds crée des conditions propices à la croissance de plantes de zones humides favorisant la bioremédiation.

Le point clé est que la pollution diffuse due aux pesticides qui provient des agrosystèmes et qui est transférée peut être considérée comme une pollution ponctuelle à l'intérieur de la zone humide artificielle implantée à l'exutoire du bassin versant générateur. Il est donc plus facile de traiter la pollution lorsque qu'elle est identifiée à la faveur d'un écoulement de surface canalisé. Sur les nombreuses études consacrées aux zones humides, seules 32 % portent sur les zones humides artificielles, et parmi celles-ci, 2 % seulement traitent de la pollution par les pesticides. On perçoit donc toute la pertinence du projet ArtWET dans ce domaine.

LA RETENTION DES ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES

On considère que les zones humides artificielles peuvent servir à maximiser l'élimination des polluants contenus dans les eaux de ruissellement par le biais de différents mécanismes : décomposition microbienne des polluants, absorption par les plantes, adsorption sur les sédiments et rétention de manière générale. La réduction de la pollution dépend notamment des concentrations à l'entrée du système. Elle est quantifiée sur la base des flux (ou concentrations quand le calcul des flux n'est pas possible) entrants et sortants de la zone de dépollution, sans prendre en compte les processus biologiques à l'intérieur de cette dernière.

Différents auteurs ont noté une réduction de la concentration de produits phytosanitaires dans les zones humides artificielles expérimentales ou opérationnelles. Le tableau 2 donne un aperçu de l'efficacité de différents systèmes.

Référence	Produit à dissiper ou à éliminer	Efficacité pour l'eau (%)
(Sherrard, Bearr et al. 2004)	Chlorothalonil (F) Chlorpyriphos (I)	≈ 100 % 98%
(Moore, Rodgers Jr et al. 2000)	Atrazine	73 µg/l à l'entrée 66 à 77% dissipés après 35 jours 147 µg/l à l'entrée 34 à 37% dissipés après 35 jours
(Moore, Rodgers Jr et al. 2001)	Metolachlore	73 µg/l à l'entrée 91% dissipés après 35 jours 147 µg/l à l'entrée 87% dissipés après 35 jours
(Schulz et Peall 2001)	Endosulfan Azinphos-methyle	0.2 µg/l à l'entrée ≈ 100% 0.85 µg/l à l'entrée 77 à 93%
(Runes, Jenkins et al. 2003)	Atrazine	400 mg/ à l'entrée 18 à 97 % en 7 jours
(Haarstad et Braskerud 2005)	Fenpropimorphe, linuron, metalaxyl, metamitrone, metribuzine, propachlore propiconazol	400mg/ à l'entrée 16 à 67 %
(Miller, Mitchell et al. 2002)	Atrazine	23 %
(Stearman, George et al. 2003)	Metolachlore Simazine	17 à 91 % 63 à 78 %
(Blankenberg, Braskerud et al. 2006)	Fenpropimorphe (F)+ linuron (H)+ metalaxyl (F)+ metamitrone (H) + metribuzine (H) + propachlore (H) + propiconazole (F)	25-67 % (2000) 3-19 % (2001) 3-47 % (2003)
(Braskerud et Haarstad 2003)	Propachlore + metalaxyl + linuron + metamitrone	30-67 % en 2000 11-14 % en 2001
	metribuzine	40 % en 2000 19 % en 2001
	Propiconazol + fenpropimorphe	25-36 % en 2000 10-13 % en 2001
	Dicamba + bentazone + fluroxypyr	Rétention de 0 %

Tableau 2 : Aperçu des expériences publiées relatives à l'efficacité des zones humides artificielles en matière de dissipation des pesticides dans l'eau

Dans le cas d'un bassin de rétention végétalisé, l'expérience de Hares et Ward (2004) admet en postulat que la quantité élevée de biomasse formée par les roseaux pouvait être le premier facteur responsable de la réduction du flux hydraulique et allongeait ainsi le temps de séjour hydraulique en permettant la sédimentation, la filtration et la bioaccumulation. Afin de réduire au mieux la concentration de divers polluants, il conviendrait, lors de la conception du bassin de rétention, de maximiser le temps de contact du flux d'eau chargé en polluants avec la végétation, les racines, les micro-organismes et des sédiments organiques. Ceci est possible en réalisant un bassin présentant un rapport longueur/largeur élevé et en y plantant des espèces macrophytes indigènes.

FOSSE/CHENAL VEGETALISE

La présence de végétation émergente dans les environnements aquatiques canalisés permet d'y assurer un certain nombre de fonctions biologiques et de modifier l'hydraulique du système. La végétation du chenal crée une certaine rugosité sur les berges et exerce une résistance et un frottement sur le flux d'eau qui s'écoule. Le débit est réduit, la profondeur d'eau et la rétention hydraulique augmentent. En augmentant ce dernier paramètre et en créant un contact entre l'eau et des macrophytes dans des réseaux de fossés agricoles, le temps de séjour des produits phytosanitaires s'allonge, améliorant ainsi le potentiel d'atténuation de la pollution.

Dans la littérature traitant spécifiquement des fossés végétalisés (Tableau 3), les principales conclusions portent sur les différents aspects qui jouent un rôle dans l'atténuation de la pollution :

- **Type de végétation** (superficie et densité) : une densité de végétation élevée et un faible débit pourraient porter à 90 % le taux de réduction des insecticides en phase aqueuse provenant de la dérive et à 60 % celui des herbicides.

- **Adsorption des pesticides** : l'adsorption des pesticides sur les matières présentes dans le fossé (sédiments, feuilles mortes) a lieu par exemple pour l'isoproturon, le diuron, le diflufenican. L'élimination des composés hydrosolubles et de ceux liés aux particules est assurée par les communautés végétales, grâce au contact de l'eau avec les macrophytes et au dépôt accru des sédiments en suspension.

- **Longueur du fossé :** généralement, la section et la longueur des fossés destinés au drainage du réseau sont dimensionnés pour augmenter le contact eau/macrophytes

- **Faible vitesse d'écoulement :** on obtient généralement de bons résultats avec des vitesses d'écoulement inférieures à 0,3 $m.s^{-1}$. Une vitesse d'écoulement d'environ 1 $m.s^{-1}$ limite fortement la rétention des pesticides.

- **Rugosité du lit du cours d'eau** : la partie du flux en contact avec le lit du cours d'eau contribue également à réduire le débit dans les fossés de drainage agricole et les zones humides artificielles. Les fossés végétalisés sont tapissés de débris et de tiges des macrophytes, qui créent des résistances dominantes et multiplient le coefficient de Manning (n) par un facteur de 10 à 20.



Fossé végétalisé, Eichstetten, Allemagne

Référence	Produit à dissiper ou à éliminer	Caractéristiques du fossé		Efficacité pour l'eau (%)
Bennet E.R. et al. 2005	Bifenthrine,	L =650 m l =2,8 m P =0,35 m fossé de drainage	vitesse moyenne : 0,03 $m.s^{-1}$ débit : 0,03 $m^3.s^{-1}$	50 m en aval, 12 h après le début de l'expérience bifenthrine : 890 µg/l→ 6,33 µg/l (99,29%)
Dabrowski J.M. et al. 2005	Lambda-cyhalothrine	L =180 m l =2,4 m P = 0,28 m affuent de la Lourens River	vitesse moyenne : 0,08 $m.s^{-1}$ débit : 0,04 $m^3 s^{-1}$	lambda-cyhalothrine : 440 µg/l → 3,44 µg/l (99,22%)
	Azinphos-methyle			de 5 m à 180 m durant l'épisode de précipitations 10 mm de précipitations : réduction de 61 % 22 mm de précipitations : pas de réduction significative dérive de pulvérisation réduite de 61 %
Moore M.T. et al. 2001	Lambda-cyhalothrine,	L=50 m l = 1,5 m P= 1,3 m fossé de drainage		associé à de la matière végétale 1 h après le début de l'expérience lambda-cyhalothrine : 87 %
Bouldin J. L. et al. 2004	Atrazine	L=650 m l =2,8 m P =0,3 m fossé de drainage		atrazine : 61 %
	Esfenvalerate			toxicité aquatique réduite au-delà de 200 m
Brock T. C. M. et al. 1992	Chlorpyrifos	L=1100 m l =1,1 m P =0,5 m		35 µg/l →5,3 µg/l (84,86 %) 8 jours après le début de l'expérience
Leistra M. et al. 2003 fossés expérimentaux	Lambda-cyhalothrine	L=40 m l =3,1 m P =0,5 m		0,25 µg/l → 0,062 µg/l (75 %) 1 j après le début de l'expérience
Cooper C. M. et al. 2004 fossé de drainage	Esfenvalerate	L=600 m l =2,8 m P=0,31 m		98 % associé à de la matière végétale 3h après le début de l'expérience

Tableau 3 : Exemples de caractéristiques de fossés végétalisés et de leurs capacités de remédiation

ZONES DE RETENTION EN FORET



Zone de rétention forestière, Loches, France

Les zones de rétention en forêt ont le plus souvent été étudiées en qualité de zones tampons pour les rivières et de zones de réduction du ruissellement ou de la charge en nutriments. Il est irréaliste de croire qu'il suffit de planter des arbres pour créer de nouvelles zones tampons forestières qui fonctionneraient comme des bandes tampons végétalisées. Néanmoins, le paysage présente des zones forestières de nature variée, telles que des taillis, des bosquets, etc. Un meilleur taux d'infiltration, l'existence de systèmes racinaires et la présence de matière organique sont les trois principaux avantages de ce type de zone. Ces caractéristiques interviennent dans le devenir et le comportement des pesticides et conduisent à une efficacité apparente supérieure à 90%. Les couches supérieures forestières sont destinées à retenir l'écoulement superficiel mais également souterrain latéral.

BIOREACTEUR


UCSC (Italie)

Même si la technique mise en œuvre dans un bioréacteur renvoie surtout à celle employée pour traiter une pollution ponctuelle, il est néanmoins intéressant d'utiliser ces connaissances pour optimiser les dispositifs destinés à lutter contre la pollution diffuse. La pollution ponctuelle est en grande partie le résultat d'opérations de manipulation de pesticides, comme le remplissage de réservoir, les déversements accidentels, les équipements défectueux, les rejets d'effluents de vidange et de rinçage et la contamination directe.
Ainsi, dans toutes les exploitations agricoles qui utilisent des pesticides, quelle que soit la quantité, il existe un risque potentiel de pollution que de bonnes pratiques agricoles et l'installation d'équipements de manipulation appropriés peuvent réduire. L'un des outils destinés à réduire la pollution ponctuelle et diffuse due aux pesticides est un système de traitement biologique appelé « biomassbed » (développé pour la première fois en Suède en 1993, avant d'être distribué dans toute l'Europe), dans lequel les produits chimiques sont liés et dégradés.


Exploitation Rosati (AN, Italie)

Dans sa forme originale la plus simple, le « biobed » suédois est un trou creusé dans le sol et tapissé d'argile, que l'on remplit d'un mélange de terre végétale, de tourbe et de paille, dans une proportion de 25, 25 et 50 % respectivement.
Ce mélange devait garantir aux pesticides une capacité de liaison maximale, tout en les maintenant biodisponibles et en créant les conditions optimales pour leur dégradation microbienne. Le « biomassbed » suédois est transposable à d'autres climats, notamment parce que d'autres matières peuvent servir à constituer le « lit » du bioréacteur qui, sous le climat méditerranéen, est formé avec des résidus de la vigne et de la culture des agrumes.

Menée sur une période de 563 jours, l'étude de Spliid (2006) révèle que, sur 21 pesticides appliqués, on n'a retrouvé aucune trace de 10 d'entre eux dans le lixiviat d'un bioréacteur créé dans un trou creusé dans le sol, tapissé d'argile et rempli d'un mélange de paille hachée, de sphaigne et de terre, le tout recouvert de pelouse, et constaté une capacité de sorption et une activité microbienne accrues pour dégrader les pesticides (les seuils de détection sont compris entre 0,02 et 0,9 $\mu g.l^{-1}$). Trois pesticides ont été décelés à une reprise uniquement et à des concentrations inférieures à 2 $\mu g.l^{-1}$.


Exploitation Pusterla (PC, Italie)

L'utilisation de la capacité d'espèces de champignons responsables de la « pourriture blanche » et appartenant à différentes familles de l'ordre des basidiomycètes à dégrader différents pesticides monoaromatiques dans un bioréacteur a également été étudiée par Bending et al. (2002). La plus forte dégradation de l'ensemble des pesticides est due à *Coriolus versicolor*, *Hypholoma fasciculare* et *Stereum hirsutum*. Après 42 jours, la dégradation du diuron, de l'atrazine et de la terbuthylazinede était à son maximum, à plus de 86 %, alors que le metalaxyl était dégradé à moins de 44 %. Ce type d'installation peut être utilisé notamment pour améliorer ponctuellement le traitement des pesticides à la sortie d'une ZHA et convient également aux faibles écoulements.

TRANSFORMATION DE BASSINS D'ORAGE

Les bassins d'orages sont des maillons de temporisation des afflux d'eaux pluviales (polluées) dans les réseaux d'assainissement. A l'interface rural/urbain, ils collectent les eaux de ruissellement issus des hydro-systèmes amont. Ils ont alors une fonction première hydraulique de lutte contre les inondations. Placés dans un environnement totalement urbain, ils participent à la gestion des flux pollués dirigés vers la station d'épuration lors d'épisodes pluvieux ruisselants intenses. Ils sont donc dimensionnés à partir d'un niveau de précipitations, de la superficie du bassin versant amont, des coefficients prenant en compte la perméabilité des sols et donc l'aptitude au ruissellement, des capacités d'absorption des

réseaux existants (zones urbaines) et des niveaux de protection que l'on assurer. En zone agricole, ils résultent bien de l'intervention ciblée de l'homme. Sous réserve de la gestion sécurisée du volume alloué au stockage des flux de crue, ces structures peuvent être aménagées afin d'offrir une seconde fonctionnalité biologique qui miment les fonctions des zones humides naturelles afin de permettre l'amélioration de la qualité de l'eau; à savoir traiter et contenir les agents polluants présents dans les écoulements superficiels, et réduire les charges en produits phytosanitaires des eaux de surface s'écoulant vers l'aval. On estime donc que les bassins d'orage initialement conçus pour la protection contre les inondations peuvent être aménagés afin d'optimiser l'assainissement des eaux pluviales par le biais de divers mécanismes : décomposition microbienne des agents polluants, absorption végétale, rétention, décantation, et adsorption. La réduction de la pollution dépend surtout des concentrations d'entrée et peut être quantifiée par une évaluation des taux de pesticides à l'entrée et à la sortie sans que les processus biologiques ne soient pris en compte (Hares et Ward, 1999; Lundberg et al., 1999).

En conclusion, la figure 6 présente synthétiquement les sites recommandés pour une implantation des différents types de zones humides artificielles :

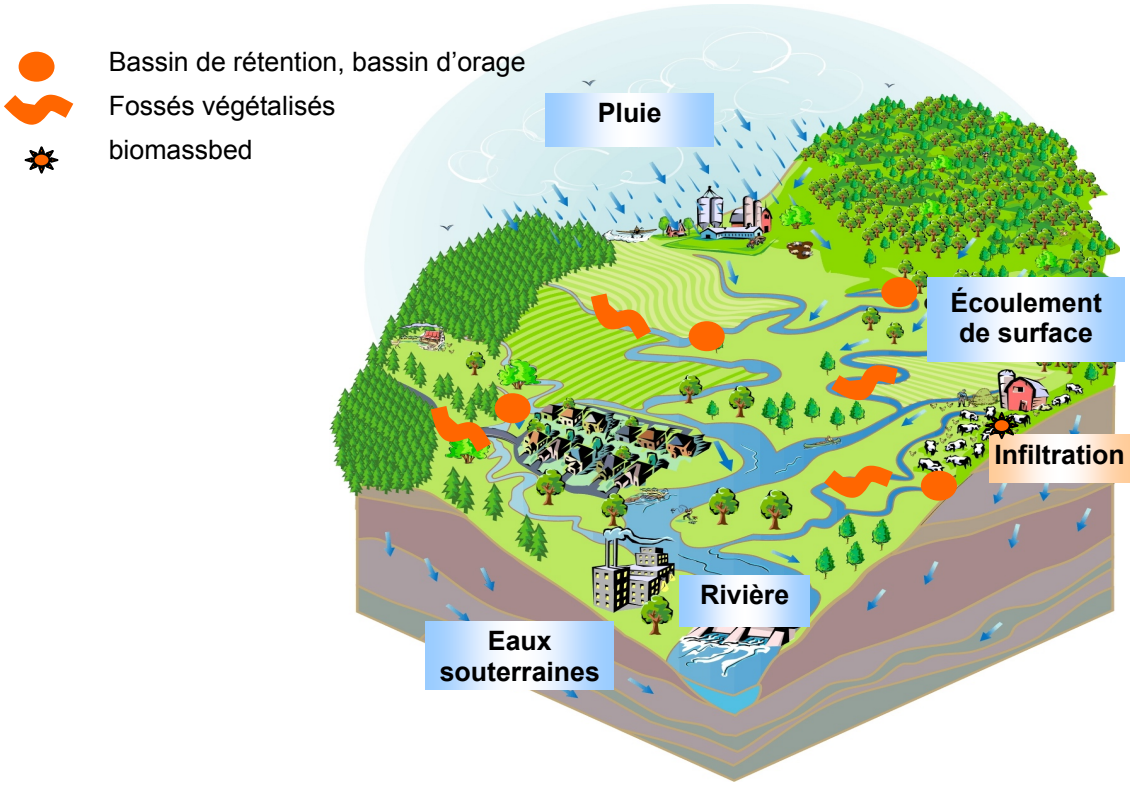


Figure 6 : Emplacements conseillés pour aménager des zones humides artificielles dans le paysage

Zones humides artificielles ArtWET : points communs et spécificités

Points communs

Tous les systèmes impliqués et décrits dans le projet ArtWET sont des systèmes à écoulement de surface faisant appel à l'ingénierie et donc construits par l'homme.

Leur fonction repose sur les services écosystémiques définis par « les bienfaits que les hommes retirent d'un écosystème ». Ceux-ci englobent tout particulièrement des services d'amélioration tels que l'épuration et la purification de l'eau.

Les zones humides artificielles n'ont pas ou peu besoin d'énergie pour leur fonctionnement, et sont souvent peu coûteuses à construire et à entretenir, en comparaison d'autres systèmes de traitement.

Esthétiquement agréables, elles contribuent à préserver localement la ressource en eau.

Toutefois, elles requièrent davantage d'espace que certaines autres solutions de traitement et peuvent ne pas convenir pour traiter une eau fortement polluée.

Leurs performances sont variables et moins prévisibles que celles d'autres méthodes de traitement.

Il peut s'écouler une période initiale relativement longue avant que la végétation soit bien établie et la performance du système optimale. En outre, les hivers peuvent altérer l'activité de dégradation des polluants par les micro-organismes et donc leur efficacité.

Le volume occupé par les zones humides artificielles correspond souvent à moins de 1 % du bassin versant situé en amont. La hauteur d'eau doit y être inférieure à 60 cm pour permettre la croissance de la végétation. Cela signifie que les systèmes sont préférentiellement implantés dans le paysage à l'amont de petits bassins versants agricoles.

Tous les systèmes sont aptes à réduire la concentration et la charge en pesticides (en valeurs moyennes et en valeurs de pointe).

Spécificités

Le terrain sur lequel le système est implanté peut être la propriété d'un agriculteur ou d'une collectivité territoriale. Selon le cas, la législation applicable et les sources de financement diffèrent.

Ces systèmes peuvent être mis en œuvre à l'échelle d'un bassin versant (fossés, mares, bassins ...) ou d'une exploitation agricole (biomassbed). Ils ne sont alors pas en mesure de traiter les mêmes concentrations de pesticides.

L'écoulement peut être permanent ou non permanent.

Le système peut être végétalisé artificiellement ou non.

Il est possible d'appliquer différentes stratégies de piégeage :

- Interception de la totalité de l'eau comme à Rouffach (pour une protection contre le ruissellement ou les pluies d'orage), par un système « en série »
- Interception d'une partie de l'eau comme à Villedomain, avec pour objectif d'agir sur la qualité de l'eau, par un système « en parallèle »

Certains bassins d'orage peuvent être facilement transformés, d'autres non (volume disponible trop faible qui disqualifierait la fonction hydraulique).

3. LES PROTOTYPES ARTWET

Les prototypes Artwet sont établis au sein de zones agricoles variées. Il est donc normal que la liste des produits phytosanitaires varie d'un site à l'autre, en fonction de la culture et du climat. Le tableau 4 réunit les différentes caractéristiques physico-chimiques des produits étudiés.

Type de pesticide	Caractéristiques physico-chimiques								Mobilité et risque d'infiltration	
	Indice Gustafson GUS		Koc (ml/g)		Dégradation du sol DT50 (jours)					
					In situ		laboratoire			
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Fongicides	-1.83	4.7	43.6	75000	3.5	430	0.1	450	faible	élevé
Herbicides	-0.39	3.35	12	21699	1000	3.9	7.4	117	faible	élevé
Insecticides	-1.94	3.23	30	157643	7.2	127.6	0.67	400	faible	élevé

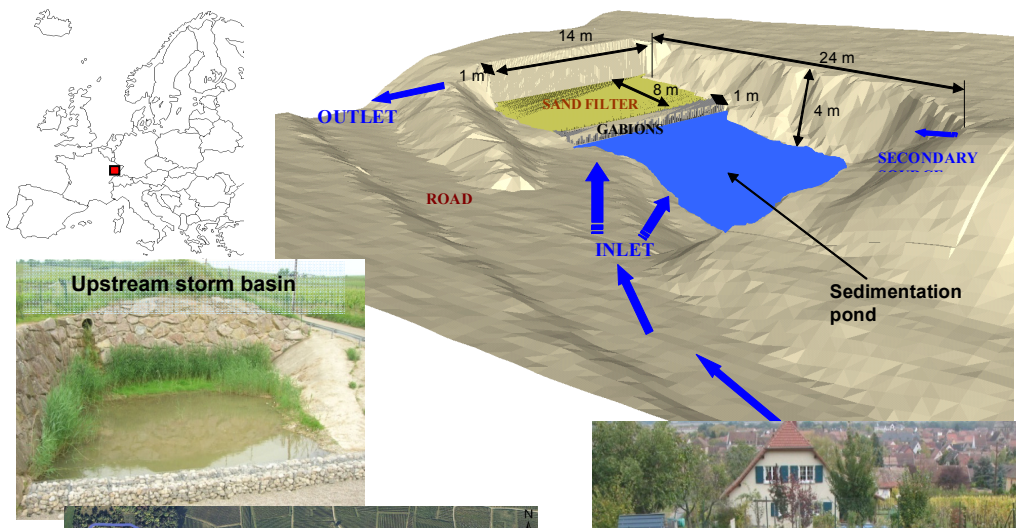
Tableau 4 : Plage de valeurs des caractéristiques physico-chimiques des pesticides étudiés dans le cadre du projet

La liste complète des pesticides étudiés dans le cadre de ce projet et de leurs caractéristiques peut être consultée dans les annexes.

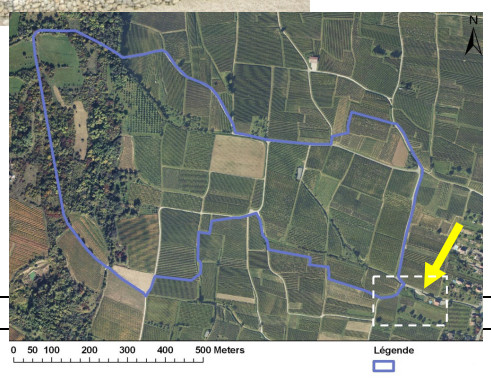
Une description des prototypes ainsi que des résultats et conseils d'implémentation prototype par prototype est également proposée en annexe.

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : France
Nom du prototype : Bassin d'orage du Waldweg	Ville : Rouffach

Situation et illustrations









Description du prototype

En 2006, le bassin d'orage du Waldweg situé à Rouffach (Alsace, France) a été transformé en système de rétention et d'atténuation de la pollution. Une fonctionnalité supplémentaire lui a été assignée pour le projet ArtWET. Outre son rôle de prévention des inondations, ce bassin d'orage est devenu un prototype destiné à réduire le transfert des pesticides et à atténuer la pollution diffuse due à ces pesticides. Ce nouveau système est composé d'une zone de décantation pouvant recueillir l'eau et d'un lit de sable filtrant dans lequel l'eau s'infiltre lentement et est traitée grâce à la végétation et aux micro-organismes. À la sortie, l'eau s'écoule par 36 orifices (∅ 50 mm).

Caractéristiques du prototype

Dimensions du bassin d'orage	**Dimensions du lit de sable**
Surface (m²) : 336	Longueur (m) : 9
Volume (m^3) : 1400	Largeur (m) : 14
Longueur (m) : 24	Profondeur (m): 0,60
Largeur (m) : 14	Calibre du gravier (mm) : 2 à 8
Profondeur (m) : 4	Perméabilité (m/s) : $1x10^{-4}$
Végétation (dominante) : Phragmites Australis	Mise en œuvre : 2008
	Végétalisé

Mesures réalisées

En amont et en aval du bassin d'orage : prélèvement d'échantillons d'eau de ruissellement pour mesurer la teneur en pesticides
Sur le bassin versant : précipitations, température, pression (toutes les 6 minutes, station 0000000026 code sandre ou 68287003, MétéoFrance)

Informations complémentaires

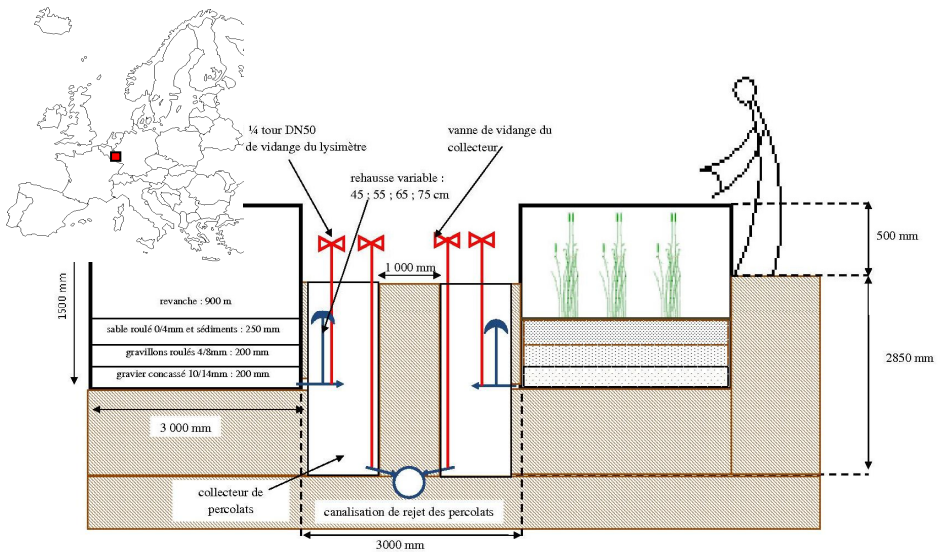
Climat : continental
Superficie du bassin versant en amont (ha) : 40
Cumul annuel de précipitations (mm) : 500 +/- 75
Gamme des flux entrants (l/s) : 0 à 250

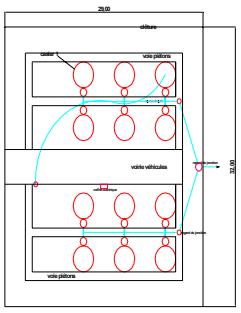
Contact : ENGEES, 1 quai Koch BP 61039 67 070 Strasbourg
Email : engees@engees.unistra.fr

Figure 7 : Bassin d'orage du Waldweg, Rouffach (France)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : France
Nom du prototype : Mésocosmes de zones humides artificielles	Ville : Colmar

Situation et illustrations







Description du prototype

Le prototype expérimental a été construit au printemps 2007. 10 réservoirs ont été fabriqués en HDPE (les pesticides minéraux ou organiques ne s'y adsorbent pas – tests réalisés avec le Cu, le glyphosate et le diuron).
- L'eau de drainage est récupérée dans des bassins collecteurs
- Les canalisations de récupération sont raccordées au réseau d'égouts municipal.
- Flux hydrauliques pouvant être testés : flux de percolation ou flux vertical, niveau d'eau permanent ou flux horizontal, percolat collecté, stocké ou recirculé.

Caractéristiques du prototype

- Réservoirs : 3,00 m de diamètre – 1,50 m de profondeur pour éviter l'effet lisière (plantes, rhizosphère).
- Bassins collecteurs : 1,00 m de diamètre – 2,55 m de profondeur
- Canalisations de récupération : 200 mm de diamètre, raccordées au réseau d'égouts municipal.
- Granulométrie du lit de drainage : dans le fond, 25 cm de 10/14 mm ; sur le dessus : 25 cm de 4/8 mm
- 8 réservoirs ont été remplis sur 20 cm avec le mélange composé de 20 % de sédiments provenant du bassin d'orage de Rouffach + 80 % de sable, et 2 réservoirs avec 100 % de sédiments du bassin d'orage

Mesures réalisées

- 20 échantillonneurs d'eau interstitielle SPE20 : (2/réservoir, 1 au milieu, 1 au bord)
- 6 tensiomètres T8 avec capteur de température intégré du sol
- 6 sondes PR2

Informations complémentaires

Climat : continental

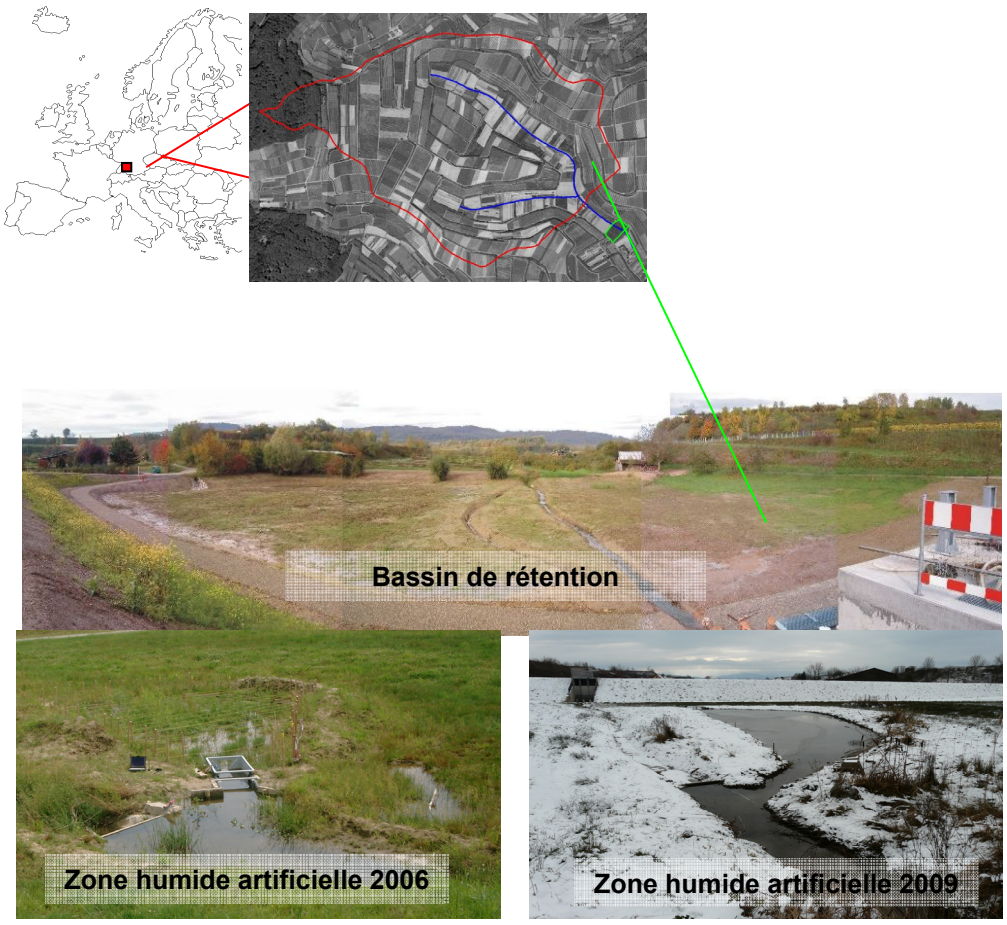
Contacts :

Karine JEZEQUEL (microbiologie), LVBE, 33 rue de Herrlisheim 68000 COLMAR; karine.jezequel@uha.fr
Sylvain PLUCHON (administration), CRITT RITTMO AgroEnvironnement, 37 rue de Herrlisheim 68000 COLMAR; sylvain.pluchon@rittmo.com
Adrien WANKO (hydrologie), HU-ENGEES-IMFS, 2 rue Boussingault 67000 STRASBOURG; awanko@engees.u-strasbg.fr

Figure 8 : Mésocomes de zones humides artificielles, Colmar (France)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : Allemagne
Nom du prototype : « Hochwasserrückhaltebecken Breitenweg »	Ville : Eichstetten

Situation et illustrations



Description du prototype

En 2006, le bassin de rétention Breitenweg a été rénové et sa capacité de rétention des eaux pluviales est passée de 8,7 km³ à 19 km³. Une fonctionnalité supplémentaire lui a été assignée pour le projet ArtWET : un nouveau prototype de zone humide artificielle destiné à réduire et à atténuer la pollution diffuse due aux pesticides a été aménagé à l'intérieur du bassin de rétention. Ce nouveau système est constitué de deux parties. Un sas d'entrée, qui dirige l'écoulement normal à travers la zone humide et qui permet aux écoulements de pointe de court-circuiter le bassin, ainsi que la zone humide en elle-même ralentissent l'écoulement de l'eau et la traitent grâce à la végétation et aux micro-organismes. Pour mettre en pratique les premiers résultats du projet ArtWET, le volume de la zone humide a été augmenté d'environ 1200 % en 2009/10.

Caractéristiques du prototype

Bassin de rétention	**Zone humide artificielle 2006/2009**
Surface (m²) : 13000 Volume (m^3) : 19000 Longueur (m) : 195 Largeur (m) : 66,6 Profondeur (m) : 1,46 Végétation (dominante): Phragmites Australis ; Typha Spec. ; Carex L.	Surface (m²) : 65 / 208 Volume (m^3) : 6,5 / 83,2 Longueur (m) : 10 / 26 Largeur (m) : 6,5 / 8 Profondeur (m) : 0,1 / 0,40 Végétation : Phragmites Australis ; Typha Spec.

Mesures réalisées

En amont du bassin de rétention et en aval de la zone humide artificielle, on mesure les caractéristiques d'écoulement et les caractéristiques physiques de l'eau, et des échantillons d'eau peuvent être prélevés afin de mesurer la concentration en pesticides.

Informations complémentaires

Climat : continental
Superficie du bassin versant en amont (ha) : 180
Cumul annuel de précipitations (mm) : 778
Fourchette des flux entrants (l/s) : 3 à 1500
Contact : Institut für Hydrologie, Fahnenbergplatz 79098 Freiburg, Germany
Email : hydrology@hydrology.uni-freiburg.de

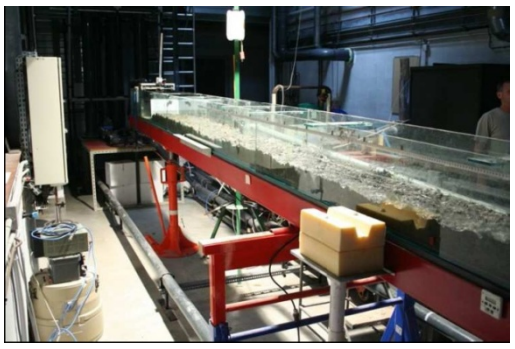
Figure 9 : Bassin de rétention, Eichstetten (Allemagne)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : France
Nom du prototype : Microcosme forestier	Ville : Antony, Villedomain

Situation et illustrations









Description du prototype

Le microcosme forestier regroupe deux dispositifs : un microcosme de laboratoire appelé canal et un microcosme de terrain. L'objectif principal est d'évaluer l'atténuation des pesticides par la litière dans des conditions contrôlées. La méthode est basée sur l'usage de traceurs. On applique les produits sélectionnés (traceur colorant, pesticide) selon les instructions du laboratoire Dirac, puis on décrit les propriétés hydrauliques.

Caractéristiques du prototype

Laboratoire	Microcosmes de terrain
Dimensions : 7 m*0,3 m*0,5 m Superficie : 2,1 m² Sol : luvisol gléique avec débris végétaux Fourchette de débits à l'entrée : 0-1 l/s	Dimensions : 36 m*1,5 m Superficie : 54 m² Sol : luvisol gléique avec débris végétaux Fourchette de débits à l'entrée : 0-1 l/s

Mesures réalisées

Débitmètre, sondes de conductivité électrique, capteurs de niveau d'eau, pompe péristaltique, échantillonneurs automatiques, sonde redox, sondes O_2, sonde à électrode spécifique bromure.

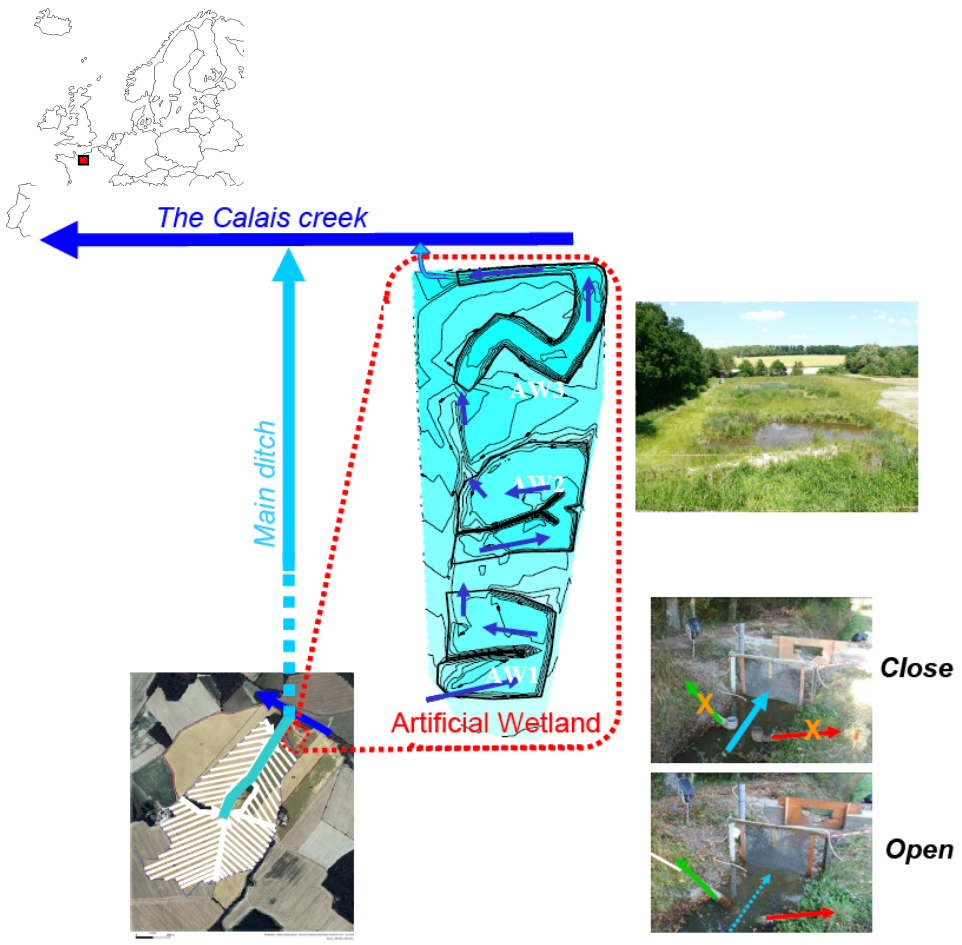
Informations complémentaires

Contact : Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY
Email : omer@cemagref.fr

Figure 10 : Microcosme forestier, Antony (France)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : France
Nom du prototype : Zone humide artificielle de Loches	Ville : Villedomain

Situation et illustrations



Description du prototype

Dans un bassin versant agricole drainé à 100% (superficie de 42 ha), a été créée en 2007, en même temps qu'un fossé de drainage, une zone humide artificielle, avant de faire la jonction avec une masse d'eau naturelle (ruisseau de Calais). Cette zone tampon est constituée de 3 entités en série (ZHA1, ZHA2, ZHA3). Le système d'admission est actionné manuellement par l'exploitant agricole lui-même après application de pesticides pendant un mois. Le débit à l'entrée est volontairement limité à 30 l/s (0,8 l/s/ha) afin de piéger le maximum de flux de pesticides dans le minimum d'eau de drainage. À noter que cette zone humide artificielle, dont l'objectif est de limiter le transfert de pesticides, s'accompagne d'une adaptation des pratiques agricoles dont l'objectif est de réduire la pression des pesticides.

Caractéristiques du prototype

Ratio global longueur/largeur : 20:1 Superficie : 1280 m² % de la surface du bassin versant : 0,30 Capacité de stockage : 330 m^3 Profondeur moyenne : 0,5 m Couvert végétal : 70 %	ZHA1 (L: 25m; l : 22m; P: 0.8m) ZHA2 (L: 27m; l : 27m; P: 0.5m) ZHA3 (L: 54m; l : 4m; P: 0.3m) Type de végétation : *Typha latifolia, Phragmite australis, Juncus conglomeratus, Festuca arundinacea, Phalaris arundinacea, Glyceria Maxima*

Mesures réalisées

Fossé : déversoir en V, capteur de niveau d'eau
À l'entrée et à la sortie de la zone humide artificielle :
- Débimètre électromagnétique, sonde de conductivité électrique
- Échantillonneur automatique relié à un enregistreur de données
Jauge de pluie

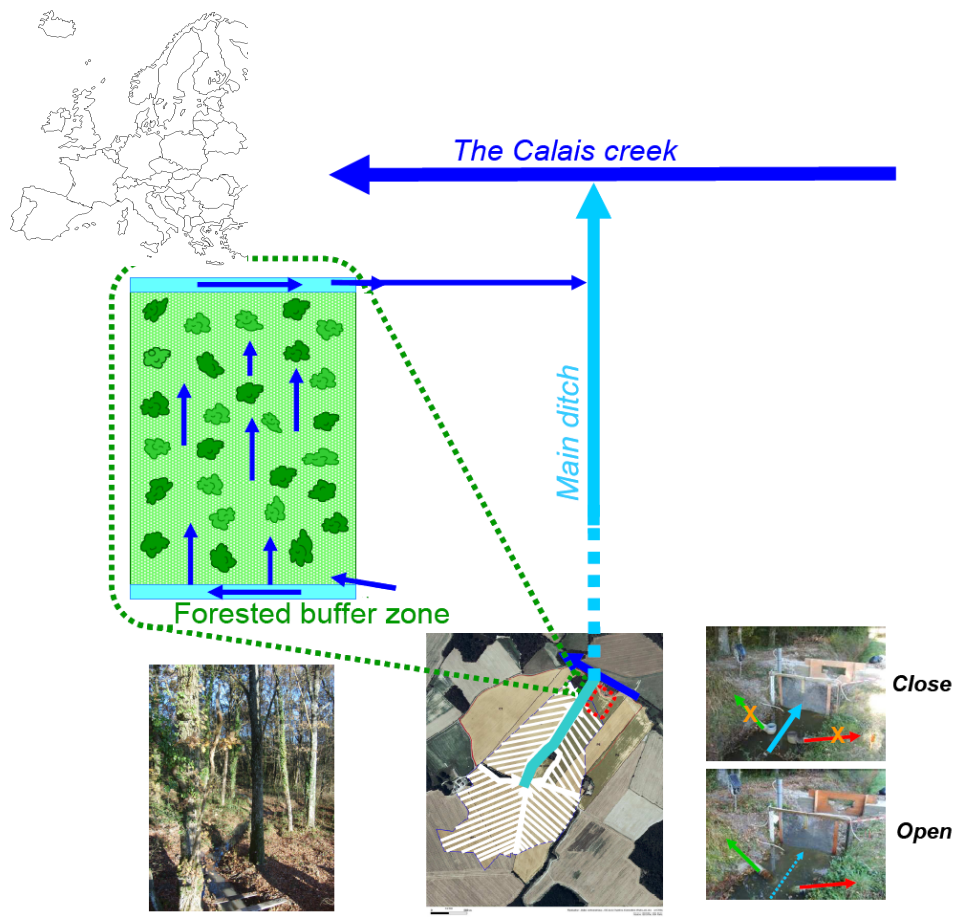
Informations complémentaires

Climat : océanique
Cumul annuel de précipitations : 777 mm
PET moyen : 785 mm
Fourchette de débits drainés à l'échelle du bassin versant : 0 à 200 l/s
Contact : Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY
Email : omer@cemagref.fr

Figure 11 : Zone humide artificielle de Loches, Villedomain (France)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : France
Nom du prototype : Zone tampon forestière Loches	Ville : Villedomain

Situation et illustrations



Description du prototype

Dans un bassin versant agricole drainé à 100% (superficie de 42 ha), a été créée en 2007, en même temps qu'un fossé de drainage, une zone tampon forestière, avant de faire la jonction avec une masse d'eau naturelle (ruisseau de Calais). Dans cette zone tampon, l'eau inonde un lit de litière. Le système d'admission est actionné manuellement par l'exploitant agricole lui-même après application de pesticides pendant un mois. Le débit à l'entrée est volontairement limité à 30 l/s (0,8 l/s/ha) afin de piéger le maximum de flux de pesticides dans le minimum d'eau de drainage. À noter que cette zone humide artificielle, dont l'objectif est de limiter le transfert de pesticides, s'accompagne d'une adaptation des pratiques agricoles dont l'objectif est de réduire la pression des pesticides.

Caractéristiques du prototype

Ratio global longueur/largeur : 1:1
Superficie : 1600 m²
% de la surface du bassin versant : 0,40
Capacité de stockage : 32 m^3
Profondeur moyenne : 0,02 m
Végétation : *Quercus robur*

Mesures réalisées

Fossé : déversoir en V, capteur de niveau d'eau
À l'entrée et à la sortie de la zone humide artificielle :
- Débimètre électromagnétique, sonde de conductivité électrique
- Échantillonneur automatique relié à un enregistreur de données
Jauge de pluie

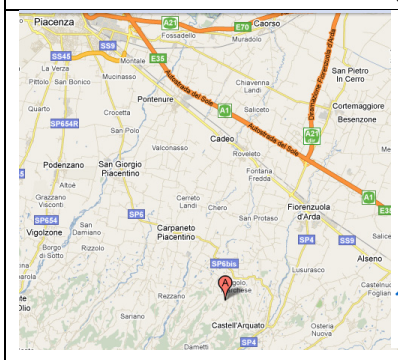
Informations complémentaires

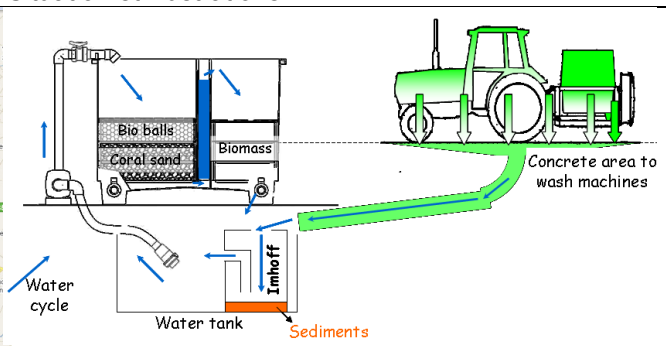
Climat : océanique
Cumul annuel de précipitations : 777 mm
PET moyen : 785 mm
Fourchette de débits drainés à l'échelle du bassin versant : 0 à 200 l/s
Contact : Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY
Email : omer@cemagref.fr

Figure 12 : Zone tampon forestière, Villedomain (France)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : Italie
Nom du prototype : Biomassbed	Ville : Vigolo Marchese, Piacenza

Situation et illustrations









Description du prototype

Un bioréacteur est un système fermé ... dans lequel les eaux usées contenant des résidus de pesticides traversent lentement un biomix (un mélange de terre végétale, de compost et de matière organique). Il comporte également un système qui crée une circulation forcée de l'eau à travers le biomix, afin d'en maintenir le taux d'humidité et d'éviter d'en altérer l'activité microbienne pendant la période la plus sèche et d'augmenter la durée de contact entre l'eau et biomix. Une fois que les eaux usées ont traversé le biomix à plusieurs reprises, les résidus de pesticides contenus dans l'eau tendent à décroître : l'eau ainsi traitée peut ensuite être réutilisée pour irriguer les champs.

Caractéristiques du prototype

Dimensions du réservoir d'eau	**Dimensions du bio-réservoir**
Volume (m^3) : 6.75 Longueur (m) : 3 Largeur (m) : 1,5 Profondeur (m) : 1,5 Végétation (dominante) : Vitis Vinifera	Longueur (m) : 1,5 Largeur (m) : 1,5 Profondeur (m) : 1 Contient de la matière inerte du biomix (compost et matière organique)

Mesures réalisées

Prélèvement d'échantillons d'eau et de biomix pour mesurer la concentration en pesticides

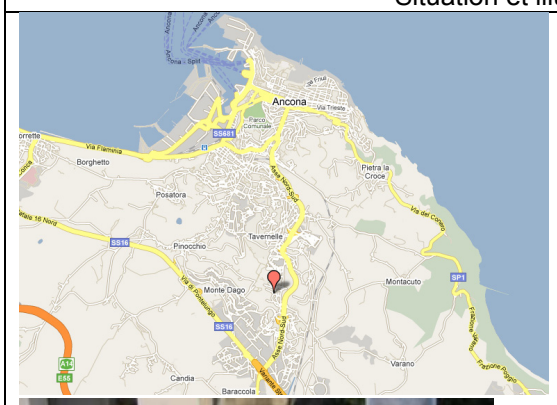
Informations complémentaires

Climat : océanique
Cumul annuel de précipitations : 850 - 900 mm
Fourchette des flux entrants (L) : 4000 +/- 1000
Contact : Ist. Di Chimica Vegetale, Università Cattolica del Sacro Cuore, Via E. Parmense 84, 29122, Piacenza
Email : federico.ferrari@unicatt.it

Figure 13 : Bioréacteur, Vigolo Marchese, Piacenza (Italy)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : Italie
Nom du prototype : Biomassbed	Ville : Ancone

Situation et illustrations









Description du prototype

Un bioréacteur est un système fermé dans lequel les eaux usées contenant des résidus de pesticides traversent lentement un biomix (un mélange de terre végétale, de compost et de matière organique). Il comporte également un système qui crée une circulation forcée de l'eau à travers le biomix, afin d'en maintenir le taux d'humidité et d'éviter d'en altérer l'activité microbienne pendant la période la plus sèche et d'augmenter la durée de contact entre l'eau et biomix. Une fois que les eaux usées ont traversé le biomix à plusieurs reprises, les résidus de pesticides contenus dans l'eau tendent à décroître : l'eau ainsi traitée peut ensuite être réutilisée pour irriguer les champs.

Caractéristiques du prototype

Dimensions du réservoir d'eau	**Dimensions du bio-réservoir**
Volume (m^3) : 6,75 Longueur (m) : 3 Largeur (m) : 1,5 Profondeur (m) : 1,5 Végétation (dominante) : Vitis Vinifera	Longueur (m) : 1,5 Largeur (m) : 1,5 Profondeur (m) : 1 Contient de la matière inerte du biomix (compost et matière organique)

Mesures réalisées

Prélèvement d'échantillons d'eau pour mesurer la concentration en pesticides

Informations complémentaires

Climat : océanique
Cumul annuel de précipitations : 760 - 770 mm
Fourchette des flux entrants (L) : 4000 +/- 1000
Contact : Sezione di Chimica Agraria- S.A.P.R.O.V.
Università Politecnica delle Marche, Ancona
Email : c.vischetti@univpm.it

Figure 14 : Bioréacteur, Ancone (Italie)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : Allemagne
Nom du prototype : Fossés végétalisés expérimentaux, Université de Landau	Ville : Landau

Situation et illustrations







Description du prototype

Sur le campus de l'Université de Landau, en Allemagne, un mésocosme de fossés végétalisés à écoulement a été réalisé dans le cadre du projet ArtWET

Le mésocosme est constitué de six fossés en béton (dimensions : 4 500 cm (L) x 40 cm (l) x 50 cm (P)). Chaque fossé est alimenté à son entrée par un déversoir qui permet trois débits d'alimentation différents. Durant les phases de mise au point, les fossés ont été remplis de terre sablo-limoneuse dans laquelle on a planté le macrophyte submergé Eldodea nuttallii. Ils ont été alimentés en eau depuis un bassin de décantation situé au niveau de leur exutoire ; cette eau est amenée à l'entrée par des pompes électriques. Durant les phases d'expérimentation, l'eau qui alimente ces fossés peut soit provenir exclusivement d'un réservoir d'eau et du réseau communal d'adduction d'eau, soit être complétée par ces sources.

Caractéristiques du prototype

Dimensions

Surface (m²) : 108
Volume (m^3) : 32,4
Longueur (m) : 45
Largeur (m) : 0,4
Profondeur (m) : 0,5
Végétation (dominante) : Elodea nutallii

Mesures réalisées

Durant l'expérimentation, des échantillons d'eau, de plantes et de sédiments ont été prélevés à l'entrée, au centre et à la sortie de chaque fossé. La température, le pH, la conductivité et le débit sont contrôlés régulièrement.

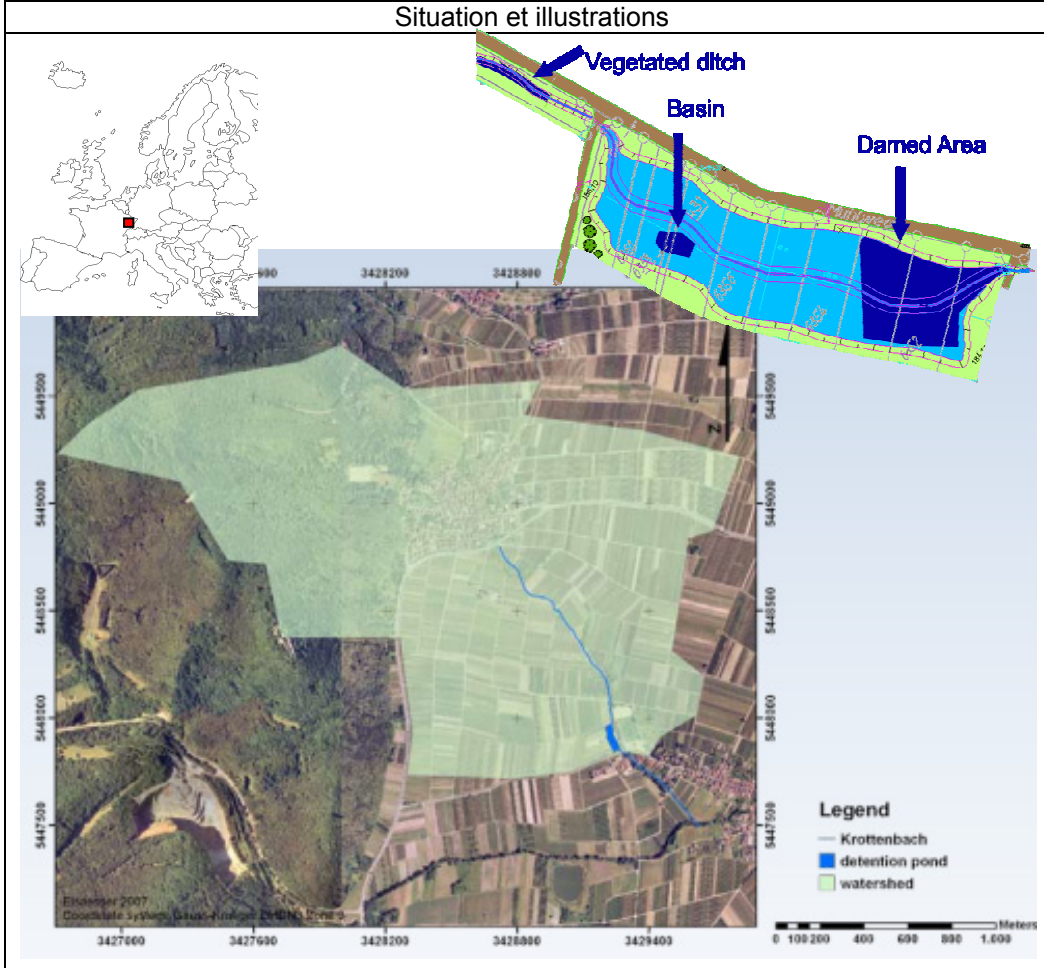
Informations complémentaires

Climat : continental
Superficie du bassin versant en amont (ha) : 0
Cumul annuel de précipitations : 643 mm
Fourchette des flux entrants (L) : 0 à 3
Contact : Universität Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829
Email : umwelt@uni-landau.de

Figure 15 : Fossés végétalisés expérimentaux, Université de Landau (Allemagne)

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Pays : Allemagne
Nom du prototype : Bassin de rétention et fossé végétalisé Krottenbach	Ville : Landau

Situation et illustrations



Description du prototype

En 2008, le Krottenbach situé entre Eschbach et Göcklingen, près de Landau (Palatinat du Sud, Allemagne) a été renaturé et un bassin de rétention a été construit. Les temps de rétention et la capacité d'atténuation de la pollution ont été optimisés en endiguant l'exutoire du bassin et en végétalisant le bassin ainsi que le fossé en amont de ce dernier. Une fonctionnalité supplémentaire lui a été assignée dans le cadre du projet ArtWET. Outre sa fonction de protection contre les inondations, ce bassin d'orage est devenu un prototype pour réduire le transfert des pesticides et atténuer la pollution diffuse due à ces derniers.

Caractéristiques du prototype

Fossé végétalisé	Zone endiguée	Petit bassin
Surface (m^2) : 51 Volume (m^3) : 5.1 Longueur (m) : 85 Profondeur (m) : 0,1 Végétation (dominante): Phragmites Australis	Longueur (m) : 30-70 Largeur (m) : 15 - 20 Profondeur (m) : 0,1-0,55 Végétation (dominante) : Phragmites Australis	Surface (m^2) : 26 Volume (m^3) : 3,9 Profondeur (m) : 0,15 Végétation (dominante) : Alopecurus geniculatus, Phragmites Australis

Mesures réalisées

Stations de prélèvement en amont du fossé végétalisé, à l'exutoire du fossé végétalisé au niveau de l'entrée d'un tuyau de drainage, à l'exutoire du petit bassin après la bouche de drainage, en amont de la zone endiguée et à l'exutoire du bassin de rétention.
Sur le bassin versant : relevés des précipitations, de la température, de la pression (toutes les 5 minutes, station 55/ GOC Göcklingen, DLR/RNH)

Informations complémentaires

Climat : continental
Superficie du bassin versant en amont (ha) : 370
Cumul annuel de précipitations : 790.2 mm
Fourchette des flux entrants (L) : 0,5 à 50
Contact : Universität Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829
Email : umwelt@uni-landau.de

Figure 16: Bassin de rétention et fossé végétalisé Krottenbach (Allemagne)

4. UTILISATION DE TRACEURS FLUORESCENTS POUR METTRE EN EVIDENCE L'ATTENUATION DES PESTICIDES

METHODOLOGIE


Expérience avec traceur, Bassin de rétention Eichstetten, Allemagne

Il est possible de remplacer les pesticides par des traceurs biodégradables (traceurs fluorescents) pour étudier leur comportement dans des écosystèmes de zone humide. L'avantage est que des études systématiques peuvent être conduites en s'affranchissant du type de pesticide et de sa période d'emploi. De plus, le milieu n'est pas pollué volontairement. Enfin, le suivi (entrée/sortie) est facilité par la couleur des traceurs visible sur le terrain et leur facilité d'analyse en laboratoire.
Le projet ArtWET a validé cette hypothèse en établissant la similarité des comportements de la sulphorhodamine (SRB) et de l'isoproturon (IPU) dans deux écosystèmes de zone humide différents. La SRB peut ainsi servir de « traceur de référence » pour l'IPU et d'autres pesticides mobiles afin de révéler la perte de sorption dans les écosystèmes de zone humide. Un autre traceur fluorescent, l'uranine (UR), peut servir de révélateur pour la photolyse. Les deux traceurs présentent une faible toxicité pour les écosystèmes aquatiques et peuvent être analysés à moindre coût.

Ils ont été injectés dans six prototypes ArtWET. Il s'agissait (a) de la zone tampon forestière de Bray (ZHA1) et (b) du bassin d'orage de Rouffach (ZHA2). Ces deux prototypes ne présentaient pas de conditions d'écoulement stables, car le débit entrant a augmenté durant le test de traçage.
Les autres prototypes affichaient des débits de sortie constants et des conditions d'écoulement stables. Il s'agissait : (c) de la série de zones humides de Bray (ZHA3), (d) de la zone humide à écoulement d'Eichstetten (ZHA4) et (e,f) de deux fossés végétalisés (Hainbach et Krottenbach) près de Landau (ZHA5, 6).


Traçage sur le bassin d'orage de Rouffach (France). Rhodamine à l'entrée du bassin, mars 2007

Afin de décrire les capacités d'atténuation de la pollution à l'aide de courbes de restitution, plusieurs paramètres ont été calculés pour quantifier les déperditions de traceur. Pour bon nombre de contaminants, la toxicité aiguë dépend de la concentration maximale. L'atténuation du pic représente donc un aspect important de la capacité d'atténuation des zones humides. Pour comparer des systèmes de taille différente, l'atténuation spécifique des pics de concentration (SPA [g/µg]) des traceurs de référence peut être calculée par :

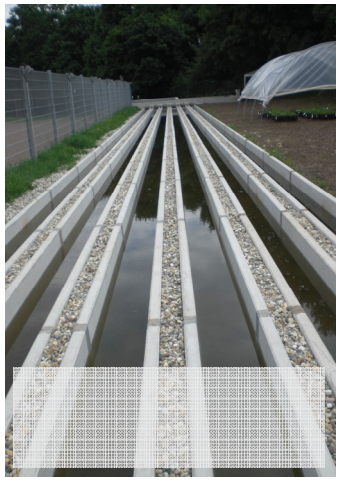
$$SPA = M / (C_{max} * V) \quad (10),$$

où C_{max} est la concentration maximale à l'exutoire. Les valeurs élevées de SPA indiquaient des conditions favorables pour l'atténuation du pic de concentration, par exemple par sorption ou par dilution dans un volume d'eau relativement faible. Cependant, pour évaluer la valeur écologique des systèmes Artwet, la rétention permanente des contaminants et la réduction des charges totales sont souvent plus importantes que l'atténuation elle-même. Lorsque toute la courbe de réponse du traceur est enregistrée, on peut déterminer le taux de récupération du traceur (R [%]) :

$$R = \frac{\int C(t) * Q(t)\ dt}{M} * 100 \quad (11),$$

Pour des zones humides artificielles similaires et un même traceur, R est fonction de la taille de la zone humide. Cette dépendance peut être contournée en calculant la rétention spécifique du traceur (STR [%/m^3]) :

$$STR = (1 - R) / V \quad (12),$$



Puisque la surface disponible pour installer une zone humide artificielle est souvent limitée, la capacité de rétention peut aussi être calculée en fonction de la superficie :

$$ATR = (1 - R) / A \qquad (13),$$

où ATR [%/m^2] est le taux de rétention du traceur par unité de surface et A [m^2] la superficie de la zone humide artificielle. Des valeurs STR et ATR élevées suggèrent une réduction efficace des charges en traceur dans un volume d'eau relativement faible ou une zone humide de relative faible dimension.

DEGRADATION PHOTOLYTIQUE – UR

Les paramètres relatifs à la capacité d'atténuation par dégradation photolytique sont donnés par les courbes de restitution de l'UR (Fig. 17). Le passage rapide du traceur dans ZHA4 et ZHA6 a donné lieu à des taux de récupération de l'UR de 100 % et des valeurs nulles pour STR et ATR, puisqu'il n'y a pas eu de photolyse. Lorsque l'UR est restée longtemps dans le système, comme pour ZHA1- ZHA3, on a enregistré une perte de traceur supérieure. Ceci a été le plus manifeste dans ZHA3, où l'atténuation du pic de concentration (SPA) a atteint près de 8 g/µg en l'absence de drainage souterrain.
La rétention élevée des systèmes en régime non permanent était apparemment due au lessivage incomplet du système, dans la mesure où les débits d'eau entrants ont diminué respectivement 7,5 h (ZHA1) et 1,25 h (ZHA2) après l'injection du traceur.

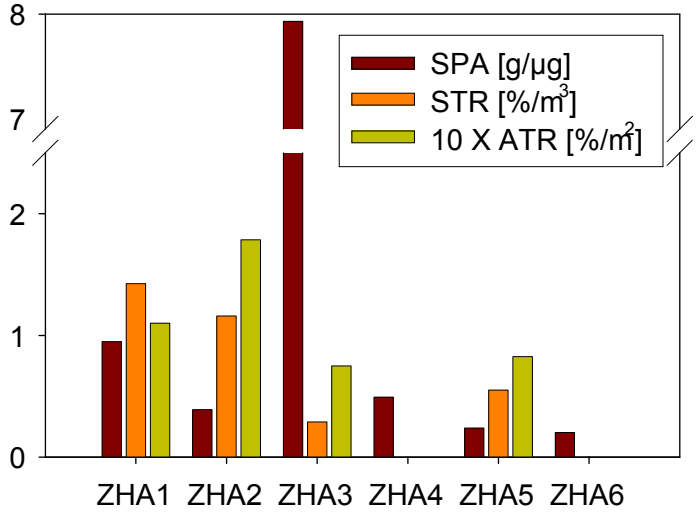


Figure 17 : Comparaison des différentes zones humides artificielles d'Artwet à l'aide des paramètres obtenus avec l'UR, ZHA3 ne présente pas de drainage souterrain

CAPACITES DE SORPTION - SRB

Les paramètres calculés à partir des courbes de restitution de la SRB ont principalement révélé des capacités de sorption (Fig. 18). ZHA1 a présenté le potentiel d'atténuation du pic le plus élevé (SPA), suivi par ZHA3. Dans ZHA3, la rétention spécifique (STR, ATR) était marginale. Cela était principalement dû à l'important volume d'eau et au couvert végétal incomplet durant l'expérience de traçage. Les systèmes de taille inférieure semblaient être plus efficaces. La rétention spécifique de loin la plus élevée a été observée dans ZHA6, où de grandes quantités de SRB ont été retenues sur une courte distance dans un volume d'eau relativement faible.

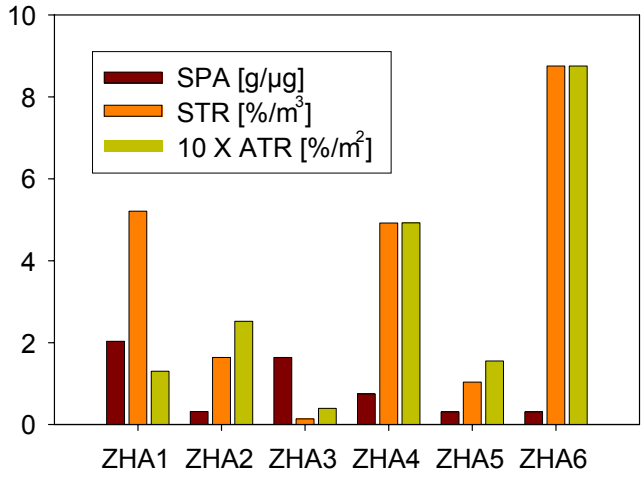


Figure 18 : Comparaison des ZHA à l'aide des paramètres obtenus avec la SRB, ZHA3 ne présente pas de drainage souterrain

CONCLUSION

En général, les paramètres proposés, à savoir l'atténuation spécifique du pic, SPA, la rétention spécifique du traceur et le rapport STR/ATR, ont facilité la comparaison de types de zones humides artificielles complètement différents. Le résultat suggère que les écosystèmes de zone humide artificielle en régime non permanent, dont le niveau d'eau varie fortement, peuvent stocker temporairement de relatives grandes quantités de traceurs (polluants), en partie dans les zones qui ne sont pas saturées en permanence. Cela peut conduire à une atténuation efficace des concentrations maximales. Cependant, lorsque d'importantes zones de ces systèmes sont lessivées par d'intenses précipitations, le traceur (et donc les pesticides) peuvent être remobilisés. Dans les systèmes en régime permanent, la densité de végétation et la profondeur d'eau se sont révélées être les facteurs déterminants pour la rétention du traceur/polluant. La SRB révèle que la sorption sur les sédiments et la végétation occasionne des pertes de traceur considérables, y compris lorsque les vitesses d'écoulement sont élevées et les temps de contact courts. Les écosystèmes de faible profondeur dotés d'une végétation dense sont apparus comme étant les pièges à SRB/pesticides les plus efficaces. Ainsi, limiter l'entretien des petits cours d'eau naturels (c'est-à-dire faciliter la croissance de la végétation naturelle) peut être une mesure efficace et peu onéreuse pour améliorer la qualité de l'eau, tout au moins lorsque l'écoulement est lent.

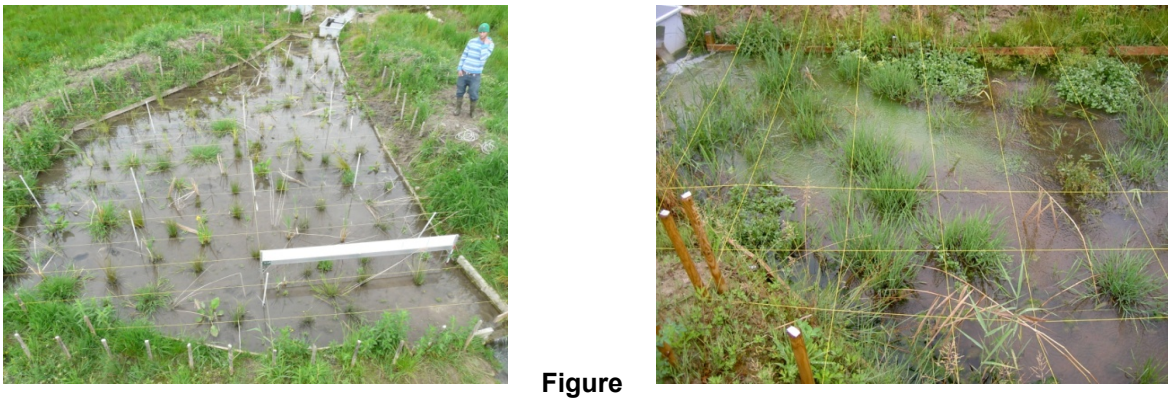


Figure 19 : Expérience de traçage dans le bassin de rétention d'Eichstetten (ZHA4)

5. IDENTIFICATION DES PROPRIETES CLES DES SYSTEMES

ETAT DE L'ART

Afin de déterminer quels sont les paramètres essentiels pour évaluer les performances des systèmes de rétention et d'atténuation de la pollution étudiés par le projet ArtWET, nous avons opté pour une approche en deux étapes. Nous avons tout d'abord évalué les données disponibles dans la littérature scientifique publiée. Puis nous y avons ajouté les données obtenues dans le cadre du projet ArtWET. En raison de la taille des systèmes pris en compte dans cette analyse, les données provenant du projet ArtWET renvoient aux sites d'expérimentation et de démonstration exploités par l'ENGEES (Rouffach), le Cemagref (Antony) et l'Université de Coblence-Landau (Krottenbach, Göcklingen et autres).

Les critères d'éligibilité des systèmes étaient les suivants :

- Superficie du système d'atténuation de la pollution > 50 m^2 environ
- Systèmes d'atténuation à écoulement (présence d'une entrée et d'une sortie)
- Systèmes conçus pour traiter la pollution diffuse due aux pesticides
- Non concernées : les bandes enherbées, les zones humides naturelles
- Études internationales revues par les pairs

Trois méthodes différentes ont été employées pour identifier les études concernant la rétention des pesticides par des systèmes d'atténuation de la pollution :

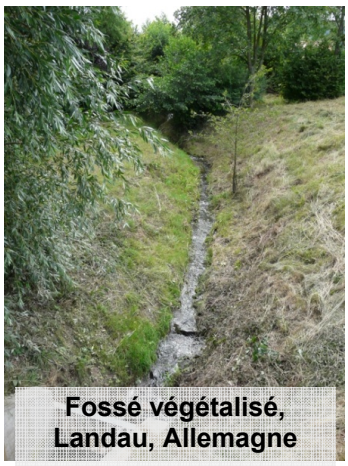
- Enquête de groupes d'experts internationaux engagés dans la recherche sur les zones humides artificielles, c'est-à-dire B.C. Braskerud (Norvège), Josep M. Bayona (Espagne) et les partenaires du projet ArtWET
- Deux recherches de littérature dans des bases de données scientifiques

La recherche 1 réalisée dans Web of Science (1990 – à aujourd'hui) a donné 1120 résultats, et tous ces résultats ont été passés en revue. La recherche 2 effectuée dans BIOSIS Previews (1969-2004) ; Biological Abstracts Archive (1926-1968) ; CAB Abstracts (1910-1989) ; Zoological Record (1978-2007) ; Zoological Record Archive (1864-1977) a donné 2673 résultats qui ont tous, à leur tour, été passés en revue. Au cours d'une seconde étape, le contenu d'environ 120 articles a été examiné plus en détail.

- Approche bibliographique fondamentale

D'autres études ont été recensées par le biais de l' « approche bibliographique fondamentale», c'est-à-dire en consultant des listes de référence d'articles empiriques et d'articles de synthèse forgeant les fondamentaux en la matière.

Cette procédure de recherche a permis de collecter les données suivantes : 32 études, 175 performances de rétention qui ont servi à évaluer les caractéristiques des systèmes ArtWET mentionnés ci-dessus par rapport aux nombreuses propriétés des systèmes rapportés dans la littérature.



Fossé végétalisé, Landau, Allemagne

Parmi toutes les informations issues de la littérature, il convient en outre d'établir les distinctions suivantes :

Informations générales

- 32 études (publiées entre 1996 et 2009),
- 24 études ont évalué les performances de rétention maximales, 8 études les performances de rétention (cumulées) moyennes ; pour l'ensemble des 32 études, on a recensé 175 performances de rétention
- 13 études ont évalué la performance de rétention après exposition des champs aux pesticides, tandis que 19 études ont eu recours à un scénario d'exposition expérimentale
- 7 pays (Australie, Chine, USA, Norvège, Espagne, Afrique du Sud, Brésil)
- Dates d'événements comprises entre 06.1991 et 08.2007

Informations sur les pesticides

- 55 pesticides différents (26 herbicides, 24 insecticides, 4 fongicides, 1 composé n'appartenant pas à l'une des catégories précitées (pentachlorophénol) ;
- K_{OC} (ml/g) (n = 52) : fourchette : 12 – 251700 ; moyenne : 25257; médiane : 599

- Phase aqueuse uniquement DT_{50} (d) (n = 50) : fourchette : 0,4 – 722; moyenne : 57,2 ; médiane : 12.5
- Eau+sédiments DT_{50} (d) (n = 47) : Fourchette: 0,4 – 716 ; moyenne : 86.4; médiane : 40

Classification de chaque système d'atténuation (n = 38) selon les informations recensées de la littérature

- 3 types de systèmes d'atténuation (zones humides artificielles à écoulement superficiel, fossés végétalisés, zones humides artificielles à écoulement souterrain)
- Nombre de systèmes d'atténuation différents évalués : 38, dont 27 zones humides artificielles à écoulement superficiel, 9 fossés végétalisés, 2 zones humides artificielles à écoulement souterrain

PROTOTYPES ARTWET

Les Fig. 20 à 28 ci-après indiquent en quoi les performances des prototypes d'expérimentation ou de démonstration ArtWET se distinguent et s'apparentent aux données relatives aux propriétés des systèmes et des bassins versants mentionnés dans la littérature. De manière générale, les gammes de valeurs des caractéristiques calculées s'insèrent bien dans celles présentées par la littérature et donc bien dans celles des dispositifs qui existent déjà ailleurs, ou qui pourraient être construits en cohérence.

VD : Fossé végétalisé
CW : Zone humide construite (ou artificielle)
Landau CW 3 : zone humide artificielle de Krottenbach, Landau VD3 : fossé végétalisé du Krottenbach.
ForPI : zone de rétention en forêt

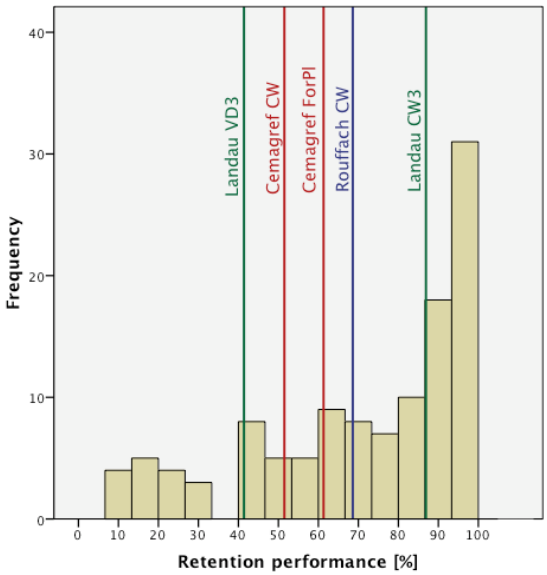


Figure 20 : **Performances de rétention moyennes ou médianes** (Cemagref ForPI) **des sites ArtWET, comparées aux performances de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature** (n = 113, issus de 24 études ; performance de rétention moyenne : 73 %) ; performances de rétention de ForPI et CW Cemagref basées sur la charge en pesticides.

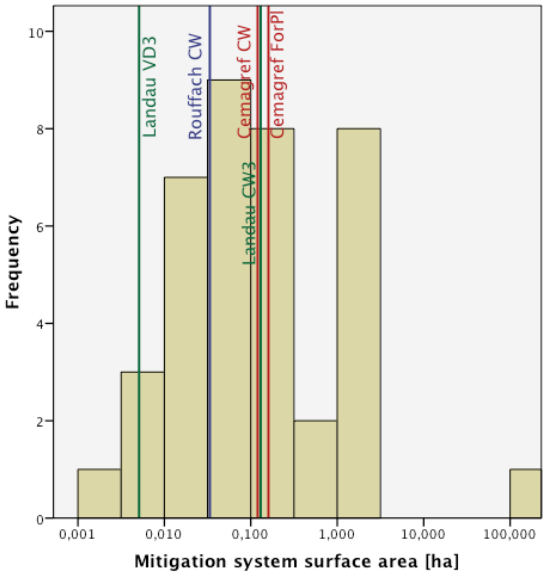
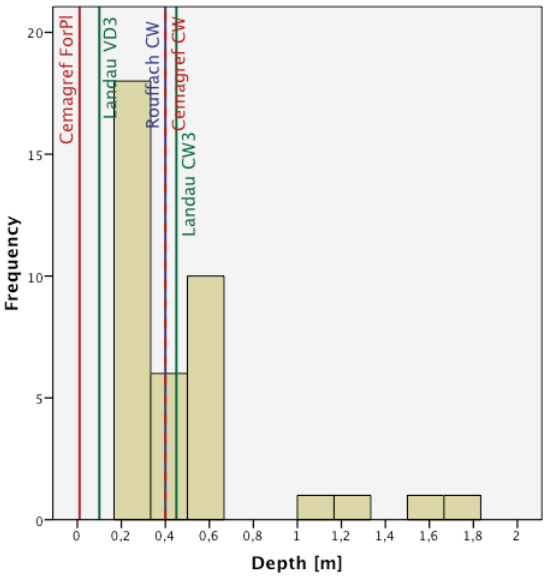


Figure 21 : Superficies (ha) des sites ArtWET, comparées aux superficies de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 38 systèmes, issus de 32 études ; superficie moyenne des systèmes mentionnés dans la littérature : 3,07 ha).

Figure 22 : Profondeurs (m) des sites ArtWET, comparées aux profondeurs de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 37 systèmes, issus de 31 études ; profondeur moyenne des systèmes mentionnés dans la littérature : 0,47 m).



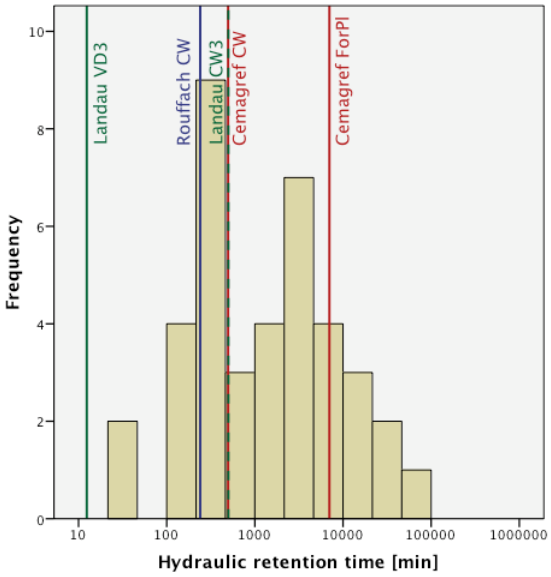


Figure 23 : Temps de rétention hydraulique (HRT) (min) des sites ArtWET, comparés aux HRT de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 36 systèmes issus de 31 études ; HRT moyen des systèmes mentionnés dans la littérature : 6419 min) ; on a calculé un HRT moyen lorsque les HRT d'un système d'atténuation variaient en fonction des débits entrants.

Figure 24 : Charge hydraulique (HLR) (m/j) des sites ArtWET, comparés aux HLR de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 35 systèmes issus de 31 études ; HLR moyen des systèmes mentionnés dans la littérature : 1,26 m/j) ; on a calculé un HLR moyen lorsque les HLR d'un système d'atténuation variaient en fonction des débits entrants.

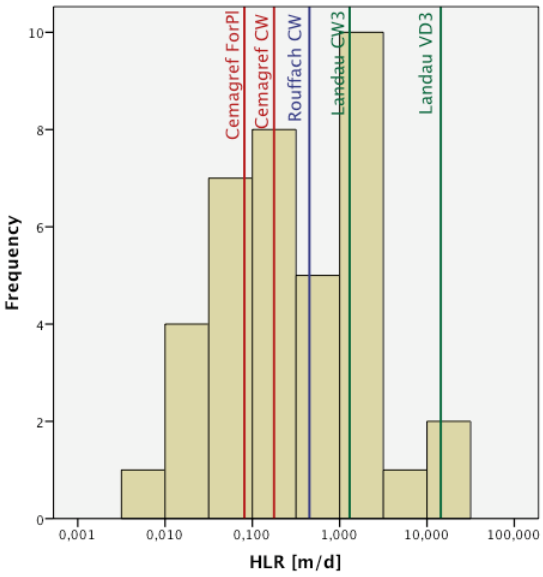


Figure 25 : Volumes (m^3) des dispositifs ArtWET, comparés aux volumes de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 37 systèmes issus de 31 études ; volume moyen des systèmes mentionnés dans la littérature : 2705 m^3).

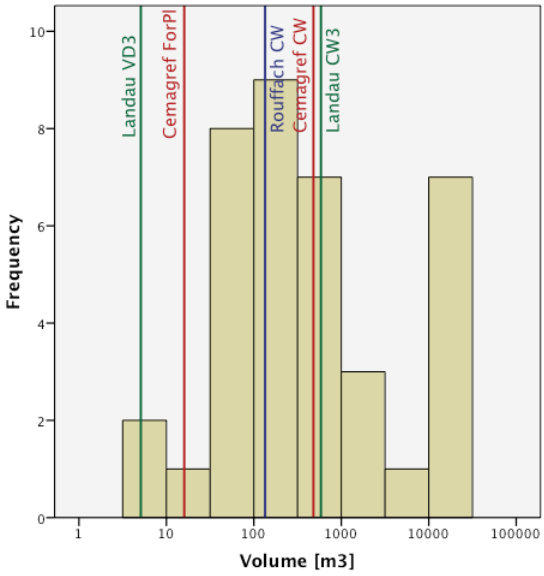


Figure 26 : Longueurs d'écoulement (m) des sites ArtWET, comparées aux longueurs d'écoulement de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 38 systèmes, issus de 32 études ; longueur d'écoulement moyenne des systèmes mentionnés dans la littérature : 206 m).

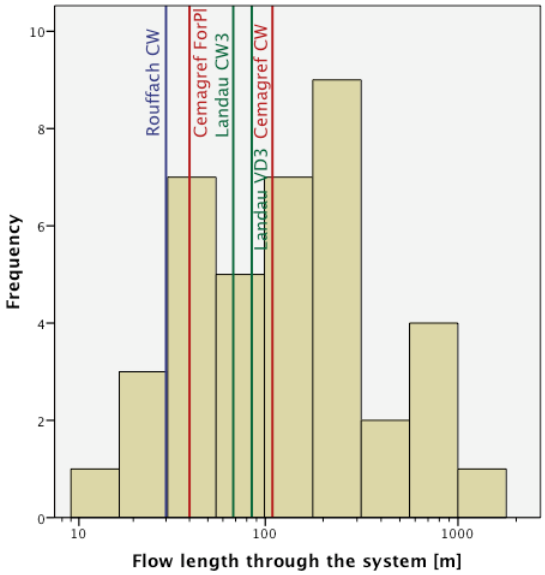
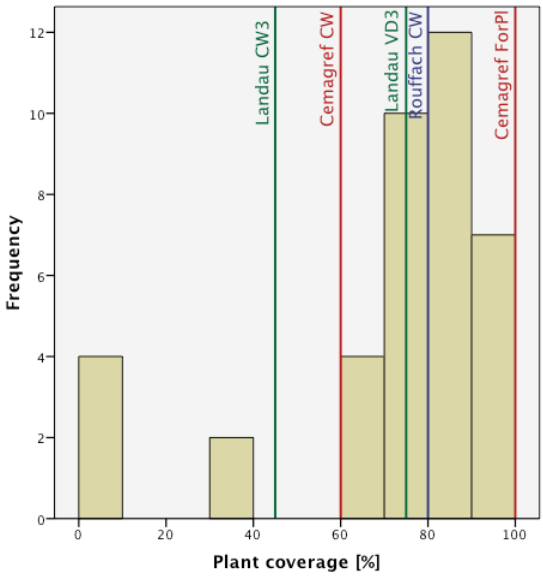


Figure 27 : Couverture végétale (%) des sites ArtWET, comparée à la couverture végétale de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 38 systèmes, issus de 32 études ; couverture végétale moyenne des systèmes mentionnés dans la littérature : 68 %) ; la couverture végétale de la ZHA du Cemagref qui variait entre 50 et 70% a été fixée à 60 %.



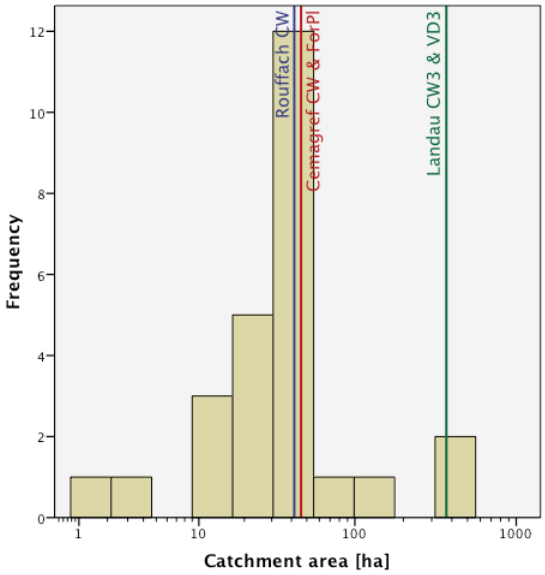


Figure 28 : Superficies des bassins versants (ha) des sites ArtWET, comparées aux superficies des bassins versants de systèmes d'atténuation mentionnés dans la littérature (n = 26 systèmes, y compris des « bassins versants artificiels » créés à titre expérimental pour simuler des épisodes de ruissellement, issus de 18 études ; superficie moyenne des bassins versants mentionnés dans la littérature : 65,5 ha)

MICROBIOLOGIE

Les expériences menées au cours du projet ArtWET visent à mimer un système de dépollution pour les sédiments et l'eau accumulés dans un bassin d'orage (BO) viticole. L'étude porte sur le glyphosate, le diuron et la 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA) et prend également en compte la charge en cuivre. La stratégie retenue consiste à i) augmenter le temps de séjour du polluant dans le BO malgré les faibles temps de rétention hydraulique d'un tel système ii) utiliser la bioaugmentation couplée à la phyto-extraction à la fois pour dissiper l'herbicide et extraire le cuivre par les plantes.

Chaque composante d'un triplet « sorbant – inoculum bactérien – plante » a été préalablement sélectionnée en laboratoire et le triplet retenu a été testé en microcosmes dans des conditions partiellement contrôlées en termes de température et de lumière (intensité et photopériode). Différents scénarios de ruissellement constatés dans le BO de Rouffach ont été simulés (à l'échelle 1:150 000^{e}) en microcosmes.

❖ Sélection du triplet « sorbant-inoculum bactérien-plante » :

Matériaux sorbants :

Différents matériaux sorbants (pulpe de betterave sucrière, rafle de maïs brute et brûlée, sable, sédiment, vermiculite et perlite) ont été testés dans des matrices liquides de plus en plus complexes (eau ultra pure, eau de ruissellement et extrait de sédiment) avec un seul polluant ou une combinaison de polluants. La validation de la sélection de sorbants dans des conditions expérimentales proches de celles du BO est un pré requis à la réalisation du système.
Il a été démontré que les capacités de sorption des matériaux et le temps nécessaire pour atteindre le niveau de sorption maximal varient selon le type de polluant, la formulation (polluant isolé ou combinaison de polluants) et la matrice liquide choisie.

	Cuivre	Glyphosate	Diuron	3,4-DCA
% max. de sorption	44	76	76	82
Temps (h)	6	24	24	1

Tableau 5 : Pourcentage maximal de sorption et temps moyen (heures) pour atteindre le niveau de sorption maximal du cuivre, du glyphosate, du diuron et de la 3,4 dichloroaniline (3,4-DCA) testés en mélange dans un extrait de sédiment.

Des interactions entre les herbicides et le Cu sont relevées. En effet, le niveau de sorption du glyphosate mélangé à du cuivre est supérieur à celui du diuron et de la 3,4-DCA mélangés à tous les autres polluants.
Bien que la rafle de maïs brûlée présente la meilleure efficacité, ce matériau sorbant n'a pas été retenu en raison de l'étape de préparation supplémentaire (incinération) qu'il nécessite. **Le sable, le sédiment et la pulpe de betterave sucrière s'avèrent être les meilleurs sorbants respectivement pour le glyphosate, le diuron et le 3,4-DCA, et le cuivre.**
Cependant, il a été démontré que la pulpe de betterave sucrière ne doit pas être mélangée aux deux autres sorbants, car sa capacité de sorption est entravée par le mélange sable/sédiment. Dans les études menées en microcosmes, la pulpe de betterave sucrière est donc séparée du mélange sable/sédiment en étant placée en sortie de dispositif. Le filtre que constitue la pulpe de betterave sucrière est ainsi utilisé comme un post-traitement du cuivre.

Inoculant bactérien :

La figure 29 représente les points de prélèvement des échantillons de sédiment du BO de Rouffach, à partir desquels les micro-organismes ont été sélectionnés.

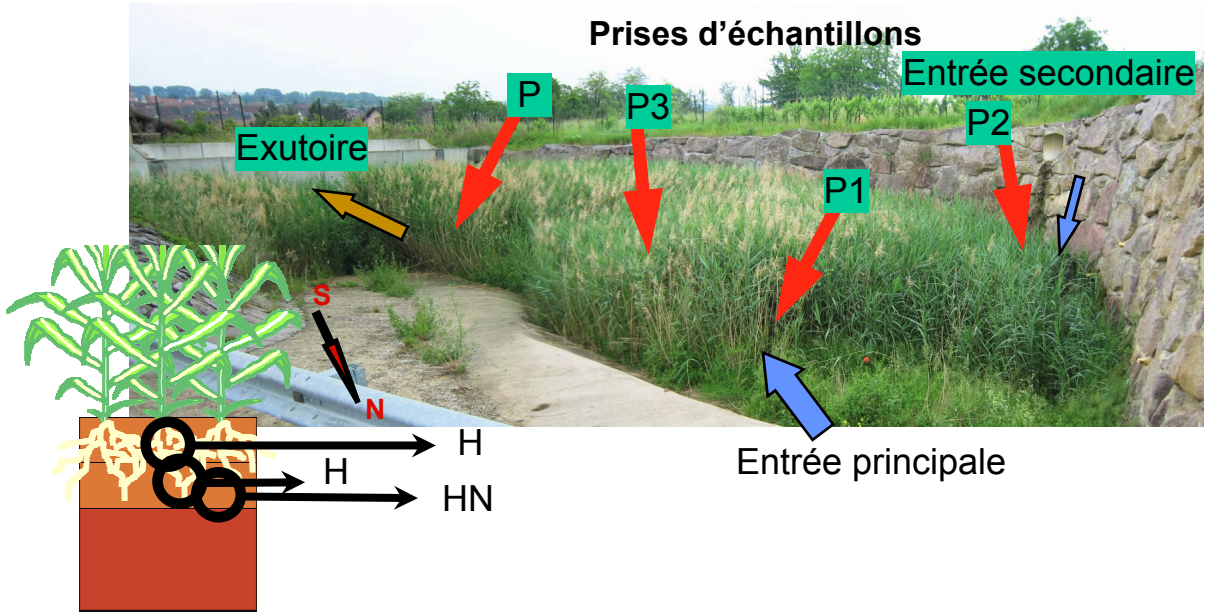


Figure 29: Points de prélèvement d'échantillons de sédiment dans le bassin d'orage situé à Rouffach (Haut-Rhin, France).

La sélection est opérée en fonction des performances de dissipation du glyphosate, du diuron et du 3,4-DCA, ainsi que de la complexation du cuivre (dans le but d'améliorer le taux de phyto-extraction). La sélection des micro-organismes prend également en compte certaines caractéristiques écologiques ayant une incidence sur le fonctionnement bactérien du bassin d'orage.

Voici quelques conclusions concernant le fonctionnement microbien des populations relevées dans le bassin d'orage : l'ensemble des empreintes génétiques (PCR-TTGE) de la communauté bactérienne révèle des variations au sein des horizons échantillonnés et de la charge en polluants. Les échantillons prélevés en octobre 2006 et juillet 2007 montrent des différences relatives à la profondeur du sédiment et à la nature (rhizosphérique ou non rhizosphérique) des échantillons de sédiment, en plus d'autres différences décelables qui dépendent davantage de la période de prélèvement que de l'endroit où le prélèvement est effectué. La première composante (56 % de la variance totale) révèle une différence, notamment en 2006, entre les communautés bactériennes prélevées dans le sédiment superficiel (échantillons H1) et celles prélevées à une profondeur de 5-10 cm (H2R and H2NR). Les différences les plus importantes dans la structure de la communauté bactérienne sont observées en comparant des échantillons rhizosphériques (H2R) et des échantillons non rhizosphériques (H2NR). Le second axe de la ACP (analyse en composantes principales), correspondant à 22 % de la variance totale, révèle une différence entre les deux campagnes d'échantillonnage, à l'exception des échantillons H2R.

Le sédiment enrichi contenant le mélange herbicide/cuivre à un niveau de concentration élevé (10 $mg.l^{-1}$ pour le diuron et la 3,4-DCA, 40 $mg.l^{-1}$ pour le glyphosate et 130 $mg.l^{-1}$ pour le cuivre) affecte fortement la structure de la communauté bactérienne (Fig. 30), notamment les bactéries à croissance rapide, masquant l'influence du lieu de prélèvement, de la profondeur du sédiment et du statut rhizosphérique (H2R contre H2NR) de l'inoculum. La structure bactérienne des enrichissements de culture provenant du sédiment prélevé à l'aval du bassin d'orage (emplacement P4) est davantage modifiée par les herbicides et le cuivre que celle des enrichissements provenant de l'amont du bassin d'orage (échantillons P2). Les altérations les plus importantes de la structure de la communauté bactérienne de culture sont associées à l'enrichissement du sédiment en polluants, comme on a pu l'observer dans les échantillons H2NR prélevés à l'aval du bassin d'orage. Il est moins évident de déceler dans le sédiment enrichi des modifications dans la structure des bactéries à croissance lente en fonction de l'emplacement de l'échantillon, de la profondeur du sédiment et du statut rhizosphérique, les deux dernières composantes expliquant pour l'essentiel la totalité de la variance observée (94%). Les herbicides et le cuivre ont davantage de répercussions sur la structure bactérienne des échantillons prélevés à l'emplacement P4 que sur celle des échantillons prélevés à l'emplacement P2.

Les populations à croissance rapide de l'horizon H1 sont favorisées, à l'inverse de celles de l'horizon H2, en raison de leur capacité à s'adapter à la présence intermittente de polluants (Fig. 30)

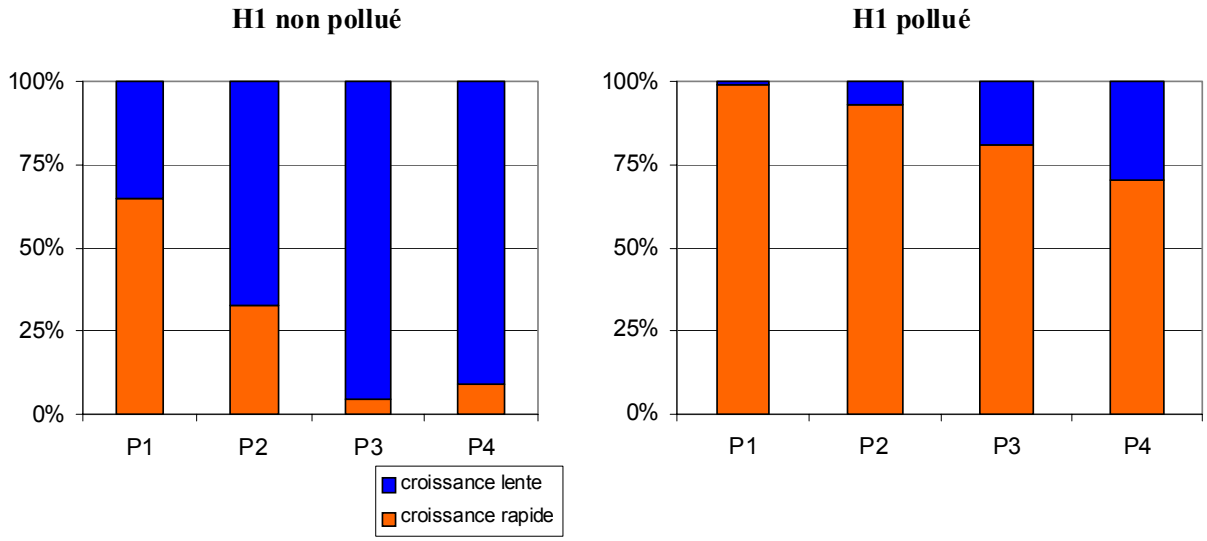


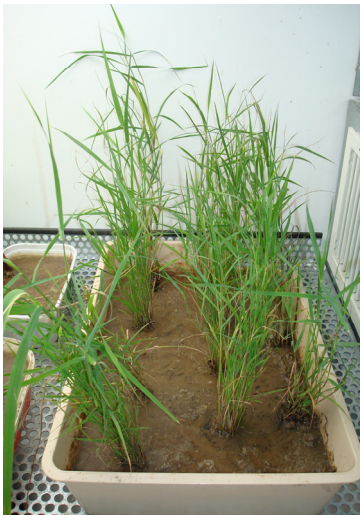
Figure 30 : Modification de la proportion de bactéries adoptant une certaine stratégie de croissance (bactéries à croissance rapide contre bactéries à croissance lente) selon la pression de la pollution, résultats obtenus après avoir fait incuber du sédiment de bassin d'orage non traité ou enrichi dans un milieu minéral liquide respectivement durant 48 h et 7 jours.

Parmi les 564 isolats extraits des sédiments qui supportent à la fois le cuivre et les herbicides, 209 sont génétiquement différenciés.
Les performances de dissipation sont fortement liées à la nature du composé. 84 isolats sont capables de produire des sidérophores (substances chimiques) et 21 assurent spécifiquement la complexation du cuivre.

Plusieurs UFC bactériennes (unités formant colonies) sont en fait des consortiums ; l'une d'entre elles (n° 106), choisie pour mettre au point le procédé, s'est avérée capable de dissiper le glyphosate, le diuron et la 3,4-dichloroaniline (3,4-DCA) dans un milieu de culture liquide, tout en assurant la complexation du cuivre. **Ce consortium dissipe 57,2% du glyphosate, 98,9% du diuron et 92,0% de la 3,4-DCA** contenus dans un liquide respectivement à des concentrations de 40 mg l^{-1}, 10 mg l^{-1} et 10 mg l^{-1}. Le consortium est composé de *Arthrobacter sp., Pseudomonas putida, Delftia acidovorans, Brevundimonas sp.* et de deux bactéries non identifiées.

Sélection des plantes :

Trois macrophytes ont été testés dans un mélange de sable et de sédiment enrichi ou non, contenant 50 mg $Cu.kg^{-1}$ d'une part et 500 mg $Cu.kg^{-1}$ d'autre part. Par comparaison avec *Scirpus lacustris* et *Typha latifolia*, ***Phragmites australis*** **accumule davantage de cuivre dans ses parties aériennes (16 mg.kg^{-1} contre 59), avec le taux de contamination du sédiment le plus élevé (500 mg Cu.kg^{-1}).**



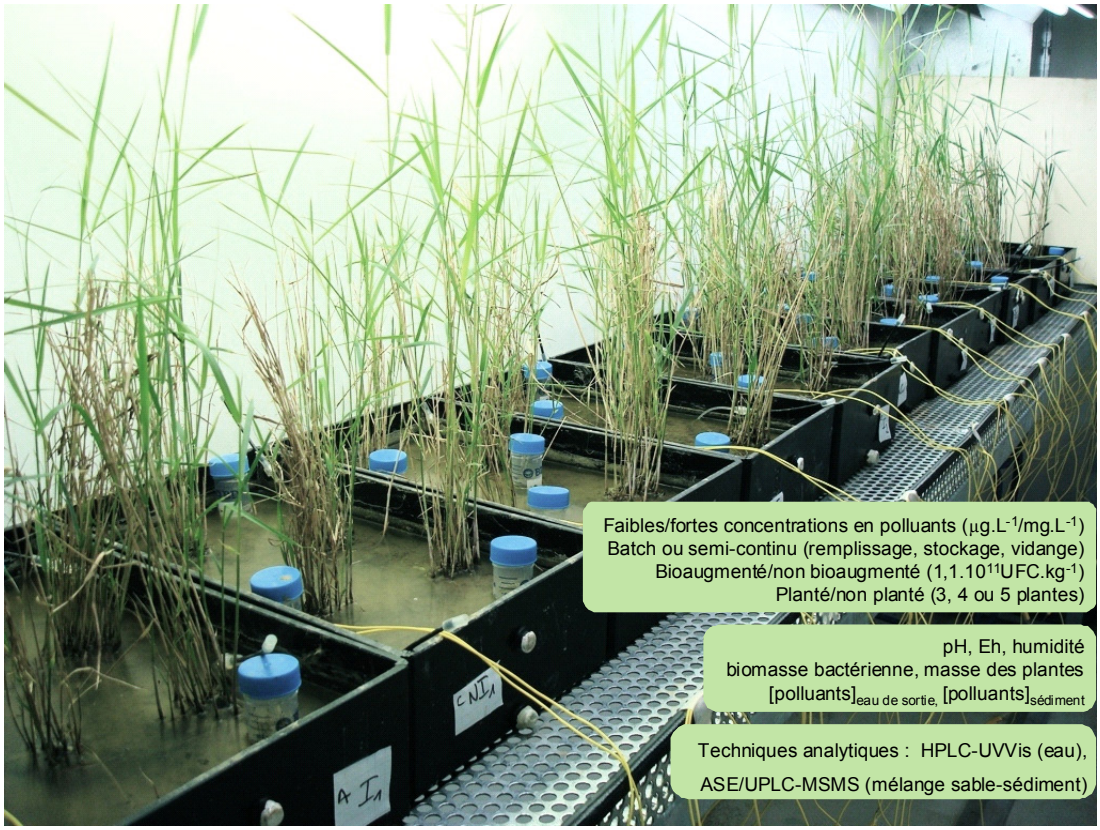
En outre, le facteur de translocation du cuivre calculé pour **cette plante révèle des taux supérieurs (9,6%) à ceux de *S. lacutris* (2%) et *Typha latifolia* (0,7%). *P. australis* est le macrophyte qui est sélectionné pour les expériences en microcosmes.**

- Expériences en microcosmes :

Les expériences en microcosmes associant les trois meilleures composantes sont menées afin de déterminer quelles sont les conditions les plus favorables pour dissiper les herbicides et extraire le cuivre en couplant la phyto-extraction et la bioaugmentation.

L'ensemble des expériences en microcosmes montrent que le temps de rétention hydraulique influe sur les caractéristiques physico-chimiques du BO et sur la concentration des polluants dans l'eau à l'exutoire du système.

Le potentiel d'oxydoréduction est affecté non pas par la bioaugmentation mais par le régime hydraulique. Il s'avère que les conditions d'oxydoréduction dans les systèmes discontinus sont rapidement devenues anoxiques, alors que dans les systèmes semi-continus, elles varient entre oxiques et anoxiques, selon l'approvisionnement en eau (toutes les deux semaines, en semaine 0, 2 et 4). Dans les systèmes semi-continus, les plantes ont un effet significatif à la fois sur les variations et les valeurs du potentiel d'oxydoréduction. Les variations de Eh (potentiel d'oxydo-réduction) dues à l'approvisionnement en eau (en semaine 0, 2 et 4) sont moindres lorsqu'il y a des plantes. En effet, un système comportant des plantes demeure plus oxique pendant qu'il est alimenté en eau et moins oxique entre deux approvisionnements en eau, en raison de la rétention de l'humidité.



Il est établi que l'efficacité de la rétention du glyphosate, du diuron et de la 3,4-DCA est en corrélation avec le temps de stockage, comme le montre le passage d'un temps de stockage de 4 heures à un temps de stockage de 6 heures.

Les sorbants s'avèrent efficaces et permettent d'atteindre un taux de rétention de 97,3 % pour le glyphosate, de 88,3 % pour la 3,4-DCA et de 63,6 % pour le diuron après un temps de séjour de six heures. La présence de la pulpe de betterave sucrière à l'exutoire des microcosmes réduit de façon significative (de 20 % et 33 %) les quantités de cuivre dans les eaux sortant du microcosme (en comparaison du mélange sable/sédiment et du mélange sable/sédiment/pulpe de betterave sucrière), pour atteindre un taux d'atténuation de 95 %.

L'efficacité de la dissipation est mise en corrélation avec la durée d'action, comme le montre l'augmentation de la durée d'action de 1 semaine à 2 ou 5 semaines.
Les performances de dissipation sont satisfaisantes. 99,8 % du glyphosate, 84,2 % de la 3,4-DCA et 65,8 % du diuron sont dissipés après rétention et une durée d'action de 5 semaines.

L'effet de surpopulation dû à la bioaugmentation ne dure pas et nécessite d'être recréé régulièrement (en semaine 0, 1, 2 et 3). Néanmoins, il est possible d'y maintenir une population plus élevée que dans des systèmes non bioaugmentés. La bioaugmentation n'a pas d'impact déterminant sur les performances de dissipation du glyphosate et de la 3,4-DCA, peut-être en raison de la faible survie, voire de l'absence de survie de l'inoculant bactérien. La bioaugmentation amélioré en moyenne la dissipation du diuron, sans que cela soit significatif.

L'extraction du cuivre et son accumulation dans les parties aériennes de *P. australis* est multipliée par 1,7 grâce à des inoculations répétées et à une charge intermittente, avec des périodes d'assèchement et de réhumidification. À la sortie des microcosmes, on observe bien une atténuation du cuivre, mais il convient d'améliorer la phyto-extraction. Seuls 2 % du cuivre appliqué sont extraits par *P. australis* mais la durée d'action est très courte (7 semaines).

6. ASPECTS PRATIQUES DE LA MISE EN OEUVRE

Certains éléments d'information sont donnés ici sous la forme de questions clés relatives à la conception et à la gestion des systèmes de remédiation, afin de faciliter la réalisation d'une nouvelle zone humide artificielle.

LES SYSTEMES DE RETENTION ET DE REMEDIATION SONT-ILS ADAPTES A VOTRE CONTEXTE ?

Pour limiter le transfert de pesticides des sites d'application vers les écosystèmes aquatiques, il convient de privilégier les mesures préventives consistant à optimiser/réduire les doses de pesticides épandues en amont et à adopter les bonnes pratiques (réglages des pulvérisateurs, …). Les zones tampons humides artificielles telles que les bandes enherbées et les systèmes d'atténuation et de remédiation constituent des solutions complémentaires aux mesures préventives.
Les zones humides artificielles sont des dispositifs adaptés pour traiter la pollution diffuse des eaux de surface qui présentent une concentration en pesticides allant de quelques $\mu g.l^{-1}$ à quelques centaines de $\mu g.l^{-1}$. Ces systèmes ne sont pas destinés à traiter des concentrations extrêmement élevées liées à une pollution ponctuelle. Pour ces cas-là, il convient de recourir à des mesures préventives (nettoyage et rinçage des dispositifs de pulvérisation) en les associant à des systèmes adaptés tels que le bioréacteur (biomassbed).
Les zones humides artificielles sont uniquement capables d'intercepter et de traiter les eaux de surface générées soit par les réseaux de drainage agricole, soit par le ruissellement de surface. Si le transfert des pesticides s'effectue par infiltration dans les sites d'application, en contaminant directement les eaux souterraines, la seule solution actuelle est de se concentrer sur les actions préventives.

QUEL EST L'EMPLACEMENT OPTIMAL POUR IMPLANTER UNE NOUVELLE ZONE HUMIDE ARTIFICIELLE DANS LE BASSIN VERSANT ?

L'emplacement optimal diffèrera totalement selon la fonction que l'on assignera aux systèmes d'atténuation et de remédiation.

Si leur fonction consiste principalement à atténuer le transfert de pesticides, les zones humides artificielles doivent être situées le plus en amont possible du bassin versant et le plus près possible des parcelles d'application afin de limiter le volume et la vitesse d'écoulement à gérer et d'éviter une dilution excessive de la concentration due à des pratiques agricoles hétérogènes.

Le volume est un point crucial dans la mesure où il a des conséquences directes sur la superficie à acquérir et sur les coûts associés. Le propriétaire des surfaces disponibles est habituellement un agriculteur qui ne peut consacrer qu'une superficie restreinte à ces systèmes.
Dans ce cas, nous recommandons de disséminer de petits systèmes à la sortie de petits sous-bassins versants (< 100 ha) (Fig. 31, à droite).

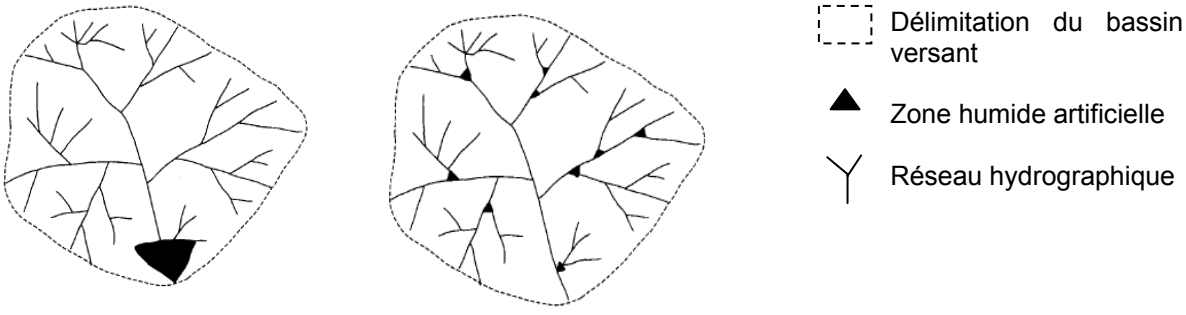


Figure 31 : Deux stratégies pour réaliser de nouvelles zones humides artificielles : les disséminer (à droite) ou les placer à l'interface entre les zones rurale et urbaine (à gauche). Adapté de Mitsch, 1992 et van der Valk et Jolly, 1992.

Si la fonction du système est à la fois de protéger les zones urbaines contre les inondations et de réduire les charges en pesticides, l'emplacement optimal se situe toujours à l'interface entre les zones rurale et urbaine (Fig. 31, à gauche). Implanter un ouvrage plus en aval signifierait qu'il aurait à gérer des volumes d'eau plus élevés en cas de précipitations extrêmes. Dans ce contexte de protection, il est nécessaire de mettre en cohérence superficie génératrice, zone à protéger et volume de rétention.

COMMENT EVALUER LE VOLUME D'EAU GENERE PAR UN EPISODE PLUVIEUX ?

Le type, la taille et le mode de fonctionnement d'une zone humide artificielle doivent être adaptés au ruissellement attendu au niveau de celle-ci. Il faut donc connaître l'ampleur du ruissellement convergeant vers cette zone. Comme exposé au chapitre 2, le régime climatique (ampleur et intensité des précipitations) et les caractéristiques du bassin versant (topographie, sols, occupation dus sol) conditionnent le ruissellement et ont des effets sur l'intensité de la réponse hydrologique aux épisodes pluvieux. Très simplement, plus la superficie du bassin versant générateur de ruissellement est grand, plus le volume d'eau généré est grand. Au-delà d'une certaine intensité de pluie, il y a même une corrélation directe entre ces deux grandeurs ; c'est-à-dire que toute goutte de pluie qui tombe se transforme en goutte d'eau qui s'écoule, sans perte par infiltration ni stockage.

Lorsqu'il existe à proximité une station de jaugeage d'un cours d'eau, les données enregistrées par celle-ci peuvent être exploitées en tenant compte de la taille des différents bassins versants alimentant ce cours d'eau. Lorsqu'il n'existe aucune donnée concernant le ruissellement, il convient d'étudier les précipitations attendues et les caractéristiques du bassin versant. Les services météorologiques nationaux peuvent fournir des cartes qui matérialisent les précipitations moyennes et les intervalles de récurrence des épisodes pluvieux de forte intensité. Le volume généré par des épisodes de ruissellement et les débits de pointe peuvent alors être estimés à l'aide de méthodes simples employées en conception hydraulique ou en hydrologie. La méthode dite du « curve number » convient tout particulièrement aux zones agricoles (U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. 1993. National Engineering Handbook, Section 4, Hydrology (NEH-4)). L'apparition d'un ruissellement de surface est souvent rapide et dans les petits bassins versants d'à peine quelques km², le temps de réponse entre l'épisode pluvieux et le pic de ruissellement peut être inférieur à une heure.

Toutefois, il faut garder à l'esprit que la zone humide artificielle que l'on projette n'a pas à traiter tous les flux d'eau quelques soit leur intensité. Dans ce cas, il faudrait mobiliser des aires trop importantes au sein du paysage et incompatibles avec une gestion patrimoniale optimale. C'est donc pour cela, que l'on estime que dans le cas d'épisodes orageux intenses, par exemple, priorité sera donné à la gestion des volumes de crue pour n'envisager la gestion de la qualité de l'eau que sur un second plan.

Dans le cas d'une zone bénéficiant d'un drainage souterrain, les écoulements ne sont généralement pas permanents. Il conviendrait de déterminer à quel(s) moment(s) les périodes d'écoulement coïncident avec les périodes d'épandage. Il serait possible d'obtenir directement de l'agriculteur les critères de conception de la parcelle drainée, tels que le débit en l/s/ha, la profondeur et l'espacement des tuyaux enterrés.

COMMENT GERER LA PHASE DE COLONISATION PAR LES PLANTES ET LA GESTION DES PLANTES DANS LES ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES ?

En termes de biodiversité, nous recommandons de privilégier le semis d'espèces locales non envahissantes qui poussent naturellement à proximité (Fig. 32).





Figure 32 : Phase de colonisation de la zone humide artificielle par des plantes indigènes

QUELLES SONT LA TAILLE ET LA PROFONDEUR OPTIMALES DES ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES ?

Théoriquement, la taille optimale devrait être mise en rapport avec un volume d'eau optimal destiné à être intercepté en lien avec une profondeur d'eau optimale.
Tout d'abord, la profondeur optimale est déterminée par des processus impliqués dans la dégradation des pesticides. Nous recommandons une profondeur comprise entre 0,2 et 1 m, avec une moyenne de 0,5 m.
Puis, en pratique, nous recommandons un rapport zone humide artificielle/bassin versant d'alimentation de l'ordre de 1 à 2 %, selon les terres disponibles. Si le rapport se situe dans cette fourchette, vous êtes dans le cas d'une « gestion passive de l'eau », ce qui signifie que la zone humide artificielle est en mesure de recevoir toute l'eau du bassin versant.
Si le rapport est moindre, il faut prévoir une gestion active de l'eau lors de la conception de la zone humide artificielle. Cela signifie que toute l'eau ne pourra pas être interceptée par la zone humide artificielle. Il faut donc prendre en compte la dynamique de transfert des pesticides afin de retenir un maximum de charges en pesticides dans un minimum d'eau .
Enfin, la zone humide artificielle devrait être conçue de manière à offrir à l'eau une longueur de cheminement maximale. Le chemin emprunté par l'eau peut être rallongé et rendu tortueux au moyen de chicanes. En outre, afin d'augmenter le temps de résidence hydraulique, il faut éviter de prévoir la sortie précisément dans l'axe de l'entrée.

COMMENT S'ASSURER D'UNE ACTIVITE MICROBIENNE EFFICACE ET SUFFISANTE ?

L'optimisation microbienne dépend du type de gestion choisie. Les méthodes disponibles englobent la bioatténuation qui se définit comme le processus naturel pour dissiper des polluants par le biais de transformations physiques, chimiques et biologiques, la biostimulation pour laquelle des agents biostimulants appropriés, par exemple l'oxygène, les nitrates ou des composés organiques, sont ajoutés pour stimuler l'activité des micro-organismes indigènes, et la bioaugmentation. La bioaugmentation a été définie par El Fantroussi et Agathos (2005) comme « la technique destinée à augmenter la capacité d'une matrice contaminée (sol ou autre biotope) à éliminer la pollution en y introduisant des souches ou des consortiums de micro-organismes sélectionnés ».

Concernant la teneur en humidité d'une ZHA, 95 – 100 % constitue la fourchette optimale pour l'activité microbienne. Un taux d'humidité inférieur à 75 % limiterait l'activité bactérienne. L'humidité du sol influe également sur le transport microbien et la dégradation des polluants (Fang et Logan 1999). En effet, dans des conditions non saturées, les bactéries s'accumulent de préférence à l'interface air/eau, alors que dans un milieu saturé en eau, les bactéries adhèrent facilement aux particules de sol.
Un coefficient de perméabilité $>10^{-5}$ m s^{-1} est un compromis qui garantit une circulation efficace de l'eau et une surface suffisante pour permettre la colonisation microbienne et le développement racinaire.

Il est possible d'apporter au sol des nutriments supplémentaires afin d'éviter de limiter l'activité microbienne par des facteurs nutritionnels. Les rapports C/N du sol, de même que C/S et C/P doivent être similaires à ceux des micro-organismes, c'est-à-dire de 20, 200 et 300 respectivement.
Planter des macrophytes réputés pour bien coloniser les ZHA devrait assurer une activité microbienne plus stable et, d'un point de vue global, un système plus contrôlable.
Les facteurs qui limitent le succès de la bioaugmentation sont la baisse de la survie des bactéries après l'inoculation en raison de facteurs de stress abiotiques et biotiques et la restriction de leur mobilité due à la taille et à l'attachement. Ce dernier facteur incite à utiliser des bactéries plutôt que des champignons, car elles sont plus petites et plus mobiles. Afin d'accroître l'efficacité de la bioaugmentation, différentes techniques ont été mises au point : l'encapsulation de cellules dans une matrice ou la bioaugmentation rhizosphèrique en tant que niche écologique pour les micro-organismes inoculés.

COMMENT EVALUER ET LIMITER LES ECHANGES ENTRE ZONES HUMIDES ARTIFICIELLES ET EAUX SOUTERRAINES ?

Les zones humides artificielles doivent être assimilées à un bassin de rétention et non pas à un bassin de réinfiltration.
C'est pourquoi il conviendrait de prendre des précautions d'ordre géotechniques : nous recommandons vivement de mettre en place une couche imperméable naturelle dont la teneur en argile est supérieure à 20 %, une couche naturelle compactée pour sol limoneux ou une couche artificielle de type membrane géotextile. Cette dernière option renchérira le coût de réalisation.
Cette étape requiert généralement une étude géotechnique ou un diagnostic sur le terrain (Fig. 33). En cas de doute, des échantillons de sol peuvent être prélevés pour évaluer la granulométrie et la texture. Des tests d'infiltration ou des mesures de la conductivité hydraulique à saturation peuvent être effectués pour analyser le risque de transfert par lixiviation des pesticides des zones humides artificielles vers les eaux souterraines.



Figure 33 : Étude du sol et étude géotechnique préalables à la réalisation d'une zone humide artificielle (Source Cemagref)

PROPRIETE DES TERRES ET NEGOCIATIONS

Il est préférable d'aménager les zones humides artificielles dans des zones non cultivées, comme en bordure de champ ou en zones peu propices aux cultures. Si cela n'est pas possible, il faudra sacrifier des terres cultivables dans l'intérêt de l'environnement. Dans ce cas, il conviendra d'engager des négociations avec l'agriculteur. Le fait qu'il ait conscience de la pollution de l'eau et de sa responsabilité à l'égard de l'agriculture durable serait un point positif, l'apport d'un dédommagement également.
Actuellement, les systèmes de subventions (destinées à soutenir les prix alimentaires) sont spécialement conçus pour prendre en compte les efforts déployés afin d'atténuer la pollution due aux pesticides dans le système de culture. Les agriculteurs volontaires peuvent donc, en principe, prétendre à des subventions.

Pour plus d'informations sur ce sujet, consulter également le guide « non technique » ArtWET traitant des aspects juridiques, économiques et sociaux.

ASPECTS RELATIFS A LA SECURITE ET STRATEGIE D'INFORMATION

Pour des raisons de sécurité, la pente du talus de la zone humide artificielle devrait être proche de 3/1. En France, le maire peut exiger l'installation d'une clôture et de panneaux pour empêcher l'accès à la zone humide artificielle (Fig. 34). Il est également de la responsabilité du maire de veiller à la salubrité de l'eau des rivières, des étangs et potentiellement des zones humides artificielles.



Figure 34 : Exemples de clôture (à gauche) et de panneaux d'information destinés à éviter les décharges sauvages (au centre) ou les activités de baignade (à droite) dans les zones humides artificielles

EST-IL POSSIBLE DE MODIFIER DES SYSTEMES DE RETENTION DES EAUX TYPE BASSINS D'ORAGE EXISTANTS ET COMMENT ?

Si vous envisagez de modifier un système de rétention existant dont la fonction première est de recueillir les eaux pluviales, il vous faudra déterminer précisément le niveau de protection que confère le système. Le calcul de ce niveau de protection requiert à la fois un diagnostic hydrologique pour connaître le volume de ruissellement généré pour un épisode pluvieux donné et un diagnostic hydraulique du bassin d'orage pour déterminer la dynamique de remplissage et de vidange du système de rétention. Différentes méthodes de complexité croissante peuvent aider à établir ces diagnostics.
Si le bassin de rétention (ou d'orage) est surdimensionné par rapport à la protection qu'il est censé apporter, il peut être envisagé d'y adjoindre la fonctionnalité de remédiation.

Il convient d'analyser scrupuleusement, en termes de diminution du volume de stockage, de changement de la dynamique de remplissage et de vidange du système, les répercussions des modifications à apporter pour pouvoir ajouter cette nouvelle fonctionnalité, telles que l'ajout de gravier filtrant (Fig. 35).
L'ajout d'une fonctionnalité de remédiation ne doit en aucun cas réduire la protection contre les inondations. Les deux fonctions hydraulique et biologique ne doivent pas être exercées en concurrence mais conjointement quand cela est possible.
D'autres aménagements sont également envisageables pour augmenter le temps de contact entre eau, sédiment, plantes, micro-organismes et produits phytosanitaires.

Lorsque les ouvrages existants et transformés en OR2 ne permettent pas de contrôler le maximum de surface agricole souhaitée, il peut être envisagé de déterminer l'emplacement optimal de nouveaux OR2 au sein du paysage. Cette optimisation implique de déterminer les points de convergences des écoulements et de prendre en compte les contraintes techniques, juridiques et financières. Le diagnostic de faisabilité d'implantation de nouveaux OR2 suppose donc de disposer d'informations spatialisées sur

l'hydrosystème étudié. Un outil spatialisé doit donc être conçu en valorisant les fonctionnalités d'un Système d'Information Géographique (SIG).



Figure 35 : Ajout d'un lit de gravier filtrant afin d'augmenter le temps de résidence des eaux dans le bassin (bassin de rétention et de remédiation du Waldweg, Rouffach, France)

QUEL TYPE D'AMENAGEMENT PEUT-ON ENVISAGER AU SEIN D'UN DISPOSITIF POUR RALENTIR LES FLUX ET AUGMENTER LA DEPOLLUTION DE L'EAU ?

Les aménagements sont tout aussi bien adaptables dans les systèmes à simple ou double fonctionnalités. Il est possible de combiner plusieurs solutions.

(A) Fossé végétalisé : la présence de végétation dans les fossés permet de réduire la vitesse d'écoulement d'eau dans ceux-ci. Ainsi, la hauteur d'eau et le temps de séjour de l'eau augmente dans le chenal. Ceci permet un temps de contact prolongé entre l'eau et les plantes (macrophytes) et le temps de séjour chimique est aussi augmenté, ce qui améliore le potentiel de réduction des flux de produits phytosanitaires dans les fossés. Les paramètres qui influencent la réduction des pesticides dans un fossé sont le type de végétation (densité et couverture), l'adsorption de pesticides sur les sédiments, la longueur du chenal (plus le chemin parcouru par l'eau est long, plus les processus de remédiation sont favorisés), la vitesse d'écoulement dans le fossé (vitesse inférieure à 0.3 m/s) et la rugosité du fossé végétalisé (réduction de la vitesse d'écoulement).

(B) Filtre à gravier : la présence de ce type d'aménagement est préconisée pour ralentir les flux hydrauliques et augmenter le temps de séjour de l'eau au sein de l'ouvrage pour que les processus de dégradation bio-physico-chimique des produits phytosanitaires soient optimaux. Le filtre à gravier préconisé est un filtre à gravier horizontal, c'est-à-dire que les flux d'eau transitent horizontalement dans ce dernier. Pour dimensionner ce filtre, les règles de l'art de l'assainissement sont pratiqués (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2007) et adaptés en fonction du principe novateur de remédiation des produits phytosanitaires. Lors de l'installation d'un filtre à gravier horizontal, il faut veiller à respecter quelques principes de bases :

1) Prévoir une ***zone de décantation en amont du filtre*** à gravier pour éviter un colmatage abondant du filtre,

2) ***Répartir les flux d'eau dans le filtre*** à gravier pour que l'écoulement soit homogène dans ce dernier (par exemple, installation de gabions au sein de l'OR2 de Rouffach),

3) ***Choisir les matériaux composant le filtre*** pour constituer le massif filtrant et lui donner une texture permettant de jouer son rôle de ralentisseur de flux hydraulique (par exemple, il a été choisi, pour l'ouvrage de Rouffach, des graviers roulés, lavés de diamètre 2/8 mm).

4) ***Fixer la hauteur du filtre entre 0.6 et 1 mètre*** pour assurer une oxygénation correcte de l'intérieur du filtre, permettant un développement bactérien,

5) ***Calculer la longueur du filtre à gravier*** afin d'augmenter le temps de séjour hydraulique de l'eau dans l'ouvrage (utilisation de la loi de Darcy pour calculer le débit de filtration),

6) ***Prévoir un aménagement de l'ouvrage de sortie*** pour drainer le flux d'eau en sortie du filtre à gravier horizontal (par exemple, il a été utilisé au sein de l'ouvrage de Rouffach, des gabions de drainage). Les filtres à gravier peuvent être colonisés par les plantes Phragmite Communis ou Phragmite Australis. Ces plantes permettent une oxygénation depuis les parties hautes vers les rhizomes et les racines tout en ayant la capacité de se développer dans les milieux saturés en eau en permanence.

(C) Plan d'eau : ce type d'aménagement joue également le rôle de zone de stockage et de rétention d'eau. Les plans d'eau constituent des zones de dépôts et surtout des zones propices pour la photolyse des substances actives sensibles à la lumière. Ils doivent être de faibles profondeurs (inférieures ou égales à 1 m) pour favoriser le développement de la végétation.

(D) Surverses naturelles ou artificielles successives : la présence de « barrières écologiques » peut-être un système de ralentissement des flux d'eau et d'opportunité de densification de la présence de micro-organismes. Les barrières naturelles peuvent être des haies, des plantes… tandis que les barrières artificielles peuvent être en béton ou autres. Elles peuvent permettre également une stagnation de l'eau pour favoriser la photolyse et l'hydrolyse des résidus de produits phytosanitaires.

(E) Chicanes : le but de ces systèmes est de ralentir le flux d'eau dans l'ouvrage pour favoriser l'adsorption des résidus de produits phytosanitaires dans la phase dissoute et/ou solide.

(F) Ajout de matériaux adsorbants : l'addition de matériaux adsorbant au sein de l'OR2 permet d'augmenter le temps de rétention des pesticides quand le temps de rétention hydraulique n'est pas suffisant pour permettre la dégradation. Wanko et al., 2009 et Tapia, 2010 ont montré par exemple que l'ajout de 5, 10, 15, 20 cm de matériaux adsorbant au sein d'un OR2 comprenant une zone de traitement de 8 x 14 x 0,6 m3 pouvait augmenter la capacité de rétention soluble des pesticides (en lien avec leur coefficient d'adsorption et leur solubilité) de 10, 25, 35, 50% respectivement.

A QUELS TYPES D'AIDES EST-IL POSSIBLE DE FAIRE APPEL ?

Pour de plus amples renseignements sur ce point, le lecteur est invité à consulter le guide « non technique ».

En ce qui concerne les aides directes aux exploitants agricoles, celles-ci ne peuvent être versées que par le biais du PDRH.
Les mesures prévues par cet instrument d'aménagement sont donc financées à 55% par des fonds européens (FEADER), et à 45% par des fonds nationaux. Ces fonds nationaux peuvent être apportés par le gouvernement, les Agences de l'Eau ou les régions. En effet, un Document Régional de Développement Rural (DRDR) a été élaboré pour chaque région, en collaboration avec tous les partenaires régionaux. Il sert de document de référence pour la mise en œuvre d'aides au développement rural au sein des régions.



Néanmoins, il est nécessaire de préciser que les aides qui relèvent du PDRH sont accordées suivant le lieu où s'appliquent les mesures : en effet, les mesures adoptées font seulement l'objet de subventions lorsqu'elles s'appliquent à des territoires considérés prioritaires en termes de qualité de l'eau (à savoir principalement les réservoirs de stockages destinés à l'approvisionnement en eau) ou de qualité de l'habitat (à savoir principalement les zones Natura 2000).

D'autres aides et subventions peuvent être accordées au secteur agricole lorsqu'elles ne concernent pas directement les individus mais permettent plutôt de financer des projets collectifs.
En région Rhône-Alpes, par exemple, ce type de projets peut bénéficier des financements suivants :

- Aide de la région Rhône-Alpes pour la mise en œuvre de projets expérimentaux innovants ; dans le cadre d'un appel à projets pour la réduction de la pollution due aux

produits phytosanitaires, la région contribue à hauteur de 50 % au financement de projets qui proposent des solutions innovantes et reproductibles ;

- Aide du département du Rhône pour la réalisation d'un couvert herbacé : le Conseil Général, en collaboration avec les associations de chasseurs, subventionne la mise en œuvre de couverts herbacés (prairies, bandes enherbées, et fossés végétalisés).

QUELS SONT LES CONTACTS ?

Les financeurs potentiels peuvent varier suivant les pays, voire même au niveau local au sein d'un même pays. Voici donc une liste des organismes auxquels il est possible de s'adresser afin d'introduire une demande de subvention pour un projet de zone humide artificielle. Il s'agit d'une liste non exhaustive et il faudra s'adresser à chacune de ces structures en particulier afin de connaître la possibilité de financement réelle.

Pour la France :

- Les Agences de l'Eau
- Conseils régionaux, conseils départementaux, autorités locales
- Parcs naturels régionaux, parcs nationaux, associations pour la protection des rivières
- Conseils agricoles, syndicats d'exploitants agricoles, DDT (Direction Départementale des Territoires) via le gouvernement et le FEADER

CONCLUSION : QUELLE GESTION DURABLE A LONG TERME ?

Dans la mesure où les systèmes de rétention et d'atténuation du type de ceux étudiés dans le cadre du projet ArtWET sont conçus pour retenir les pesticides d'origine agricole, ils sont susceptibles d'engendrer une accumulation de ces composés dans les sédiments ou les plantes et de potentiellement les libérer par la suite. Il n'existe guère de données concernant le devenir à long terme des pesticides dans les zones humides artificielles. Des analyses non publiées réalisées sur des carottes de sédiments provenant d'une zone humide à écoulement d'Afrique du Sud en vue de rechercher des composés insecticides dans les différentes couches de sédiments ont semblé indiquer la présence d'insecticides organophosphorés d'usage courant dans les couches supérieures uniquement. Cela laisse supposer qu'ils sont dégradés rapidement et qu'ils n'ont pas tendance à s'accumuler dans les sédiments. Ce résultat est repris par plusieurs auteurs qui constatent une accumulation des produits phytosanitaires majoritairement dans les premiers centimètres du sol. Le seul composé qui a également été trouvé dans des couches de sédiments plus profondes est le sulfate d'endosulfan, un métabolite de l'insecticide organochloré endosulfan, qui est réputé pour sa persistance et dont l'usage n'est plus autorisé dans l'UE. Hormis les pesticides organiques, les métaux lourds, tels que le cuivre qui entre dans la composition de certains fongicides employés régulièrement dans la viticulture conventionnelle et biologique, peuvent s'accumuler dans les sédiments. Soulignons une nouvelle fois qu'il n'existe pas de données concluantes sur l'ampleur de ce phénomène.

Étant donné que les particules minérales en suspension s'accumulent aussi dans les zones humides artificielles, l'influence de la sédimentation peut être importante. Il a été observé qu'une zone humide artificielle d'Afrique du Sud étudiée en 1998 présentait alors une profondeur d'eau comprise entre 0,3 et 1 m, ce qui était bien inférieur à la profondeur de 1,5 m qu'elle affichait au moment de sa construction, en 1991. Les bassins d'orage jouant le rôle de protection contre les coulées de boues par exemple, doivent être régulièrement curés afin de maintenir leur capacité de stockage et donc de protection. En sollicitation normale (sans coulée de boue), la fréquence de curage est entre 1 et 3 ans environ. Il est donc incontestable qu'une zone humide artificielle nécessite d'être curée régulièrement afin d'y maintenir un certain volume disponible et ainsi de garantir une utilisation durable à long terme. Compte tenu de l'expérience globale acquise jusqu'ici, un usage possible des sédimentes curés extraits est de les ramener sur les parcelles du bassin versant qui alimente la zone humide artificielle. Un des avantages de cette façon de procéder est que aussi bien le sol que les nutriments qui sont sortis du bassin versant agricole lui sont au moins partiellement restitués.
Un autre avantage, encore plus important, est que tous les résidus de pesticides encore présents sont ainsi ramenés sur les parcelles. Les sols agricoles contiennent probablement de nombreux micro-organismes susceptibles de contribuer à la minéralisation de ces composés de pesticides. Dans tous les cas, les biotes contenus dans ces sols agricoles supportent les expositions aux pesticides et sont donc capables de s'en accommoder. Cependant, il convient de noter à cet égard que, quelles que soient les concentrations de pesticides dans les sédiments des zones humides artificielles qui sont ramenés dans les parcelles, elles sont largement (probablement 100 fois, voire plusieurs milliers de fois) inférieures à celles que l'on peut relever transitoirement dans ces sols après des applications régulières de pesticides.



Bassin de rétention, Landau, Allemagne

En outre, il est important de savoir si les pesticides qui entrent dans les zones humides artificielles affectent ou non les biotes vivant dans ces zones. Une fois de plus, les connaissances en la matière sont limitées. Selon la bibliographie, des apports transitoires d'azinphos-methyle, un insecticide organophosphoré, a eu des effets à court terme (en quelques jours) sur le zooplancton, avec des répercussions indirectes sur le phytoplancton.
Toutefois, des études utilisant des larves d'insectes (*Chironomus* spec.) exposées in situ ont révélé que la toxicité de l'insecticide était divisée par 10, passant ainsi d'environ 50 % à 5% entre l'entrée et la sortie de la zone humide. D'autres études menées dans le Mississippi, aux États-Unis, sur des cellules

palustres expérimentales que l'on a amendé avec du parathion-methyl, un insecticide organophosphoré, ont également montré une réduction significative des effets observés à la fois sur les invertébrés présents dans les cellules et sur l'organisme d'essai *Hyalella azteca* (Crustacea) couramment utilisé dans les essais biologiques en laboratoire.

Cependant, outre le fait qu'elles ont des effets bénéfiques sur la toxicité des pesticides à l'égard des organismes aquatiques, les zones humides artificielles implantées dans les paysages agricoles sont également, ne l'oublions pas, des habitats qui attirent toute une série d'espèces en partie menacées (à savoir des amphibiens, du gibier d'eau). On ignore si ces écosystèmes aquatiques artificiels sont bénéfiques pour les espèces sauvages en leur offrant un précieux habitat pour se reproduire et se nourrir, et si tel est le cas, dans quelle mesure, ou si, d'un autre côté, l'exposition répétée à des polluants dans les zones humides artificielles annule leur intérêt écologique en exerçant des effets néfastes sur les organismes aquatiques et terrestres, si bien que ces habitats artificiels constituent au final des pièces écologiques qui menacent les populations animales, et dans l'affirmative, jusqu'à quel point.

Il se pourrait que les effets potentiels des herbicides pénétrant dans les zones humides artificielles sur les plantes de la zone humide soient particulièrement importants. Les études portant sur la rétention des herbicides par les zones humides artificielles ne font pas état d'effets négatifs particuliers sur la végétation de la zone humide, cependant il est impossible de savoir si les effets potentiels des herbicides ont été étudiés en détail et si oui, dans quelle mesure ils l'ont été. Il en va de même pour les effets potentiels des fongicides ou des biocides sur les micro-organismes. La désorption de pesticides par les plantes ou les sédiments ou la mobilisation de pesticides associés à des particules pourrait constituer une autre source d'exposition aux pesticides et, surtout, entraîner une exportation continue potentielle de composés de pesticides hors du système dans des conditions d'écoulement normales, tandis que des débits entrant élevés à l'occasion d'épisodes pluvieux intenses pourraient remobiliser de grandes quantités de pesticides qui étaient auparavant liées à des sédiments et/ou des plantes dans la zone humide artificielle.

Nos connaissances sont là encore sporadiques. Le suivi des insecticides associés à des particules en suspension sur une période de 6 mois a permis de montrer qu'après des précipitations relativement intenses, le sulfate d'endosulfan était emporté hors de la zone humide à une concentration de 2,1 µg/kg. Cela est dû au fait que l'endosulfan et ses métabolites sont très persistants, leurs dernières applications dans le bassin versant remontant probablement à plusieurs années. Cependant, des composés persistants peuvent potentiellement quitter les zones humides artificielles en cas de conditions hydrologiques de crue. En revanche, la zone humide artificielle a intégralement retenu tous les insecticides courants qui ont été étudiés durant la même période. Enfin, le transport des composés de pesticides des zones humides artificielles vers les eaux souterraines est possible et créerait certainement une voie de contamination indésirable. Comme exposé au point 2.3, cette voie concerne principalement les herbicides en raison de leur hydrosolubilité comparativement élevée. Des études sur cet aspect particulier font également défaut.



Bassin de rétention, Landau, Allemagne

Un autre aspect essentiel est que les zones humides artificielles retiennent aussi l'eau, réduisant ainsi le volume d'eau sortant du système par unité de temps par rapport au volume d'eau qui y entre. Elles incarnent ainsi une composante majeure d'un dispositif de prévention des inondations décentralisé et contribuent à maintenir un meilleur équilibre hydrique à l'échelle du bassin versant ou du paysage.
Par conséquent, elles peuvent être considérées comme des dispositifs multifonctions faisant office de systèmes de rétention d'eau, de sédiments, de nutriments et de pesticides et réduisant de diverses manières les risques inhérents aux pratiques modernes en matière d'agriculture et d'utilisation des

terres. Il a également été démontré que les zones humides artificielles ont le potentiel de retenir d'autres micropolluants, tels que les produits pharmaceutiques ou les produits d'hygiène et de beauté.

Enfin, les zones humides artificielles constituent d'excellents exemples utilisables à des fins pédagogiques, étant donné qu'elles permettent d'illustrer de nombreux processus environnementaux et services écosystémiques liés à leur présence et à leur utilisation. Tant les élèves que les adultes (enseignants, agriculteurs, gestionnaires de l'eau, conservateurs de sites naturels) peuvent en tirer parti et acquérir ainsi une meilleure compréhension de l'ampleur et de la gestion des impacts anthropogéniques sur les écosystèmes. Davantage de détails sur les coûts de mise en œuvre et de maintenance des zones humides artificielles dans les milieux agricoles figurent dans le guide Artwet traitant des aspects juridiques, économiques et sociaux.

GLOSSAIRE

Adsorption sur le sol – Coefficient Koc
Elle se mesure à l'aide du coefficient Koc qui quantifie la tendance des pesticides à se coller aux particules de sol. Une valeur de Koc élevée (supérieure à 1000) indique que le pesticide adhère très fortement au sol et a moins de risque de se déplacer, à moins que le sol ne subisse l'érosion. Une valeur faible (inférieure à 300 ou 500) indique que le pesticide a tendance à être entraîné par l'eau et peut potentiellement s'infiltrer par lixiviation ou être emporté par le ruissellement de surface.

Atténuation
« Atténuer » signifie rendre moins néfaste ou nocif. Dans le domaine de l'écologie, le terme renvoie à des projets ou des programmes qui visent à compenser les effets négatifs connus de certaines pratiques sur une ressource naturelle existante.

Bassin versant: Le terme "versant" désigne une surface de terre sur laquelle toutes les eaux souterraines et/ou de surface s'écoulent vers le point le plus bas, en aval, en suivant la pente naturelle du terrain. L'eau se déplace grâce à un réseau de voies d'écoulement qui peuvent être souterraines ou de surface. En règle générale, ces voies convergent vers un point du bassin versant appelé "exutoire", et qui consiste le plus souvent en un cours d'eau ou réseau hydrographique qui s'élargit progressivement au fur et à mesure que l'eau s'écoule en aval. Néanmoins, dans certaines régions arides, l'eau s'écoule vers une zone de dépression centrale, telle qu'un lac ou marécage, dépourvue d'exutoire pour les eaux de surface.

Bioatténuation
Processus naturels visant à dissiper des contaminants par le biais de transformations physiques, chimiques et biologiques.

Bioaugmentation
El Fantroussi et Agathos (2005) ont défini ce terme comme étant « la technique destinée à augmenter la capacité d'une matrice contaminée (sol ou autre biotope) à éliminer la pollution en y introduisant des souches ou des consortiums de micro-organismes sélectionnés ». Plusieurs auteurs considèrent qu'il conviendrait de recourir à la bioaugmentation en cas d'échec de la bioatténuation et de la biostimulation (El Fantroussi et Agathos 2005, Forsyth et al. 1995, Iwamoto et Nasu 2001, Mrozik et Piotrowska-Seget 2009, Vogel 1996).

Bioremédiation
Ce terme qualifie tout procédé utilisant des micro-organismes, des champignons, des végétaux verts ou leurs enzymes pour dépolluer l'environnement naturel (sol, eaux souterraines, sédiments ou eaux de surface), de manière à préserver de façon générale la santé humaine et l'environnement.

Biostimulation
Procédé consistant à ajouter à un milieu des agents biostimulants appropriés, par exemple des composés oxygénés, nitrés ou organiques, pour stimuler l'activité des micro-organismes indigènes.

Complexation du cuivre : formation d'un complexe chimique avec le cuivre

Drainage : Consiste à faciliter de manière artificielle l'évacuation de l'eau présente dans la macroporosité du sol. Cette évacuation des eaux superficielles peut s'effectuer par le biais de conduites enterrées, et dans les zones plus humides, grâce à des fossés, voire même des réseaux de petits chenaux.

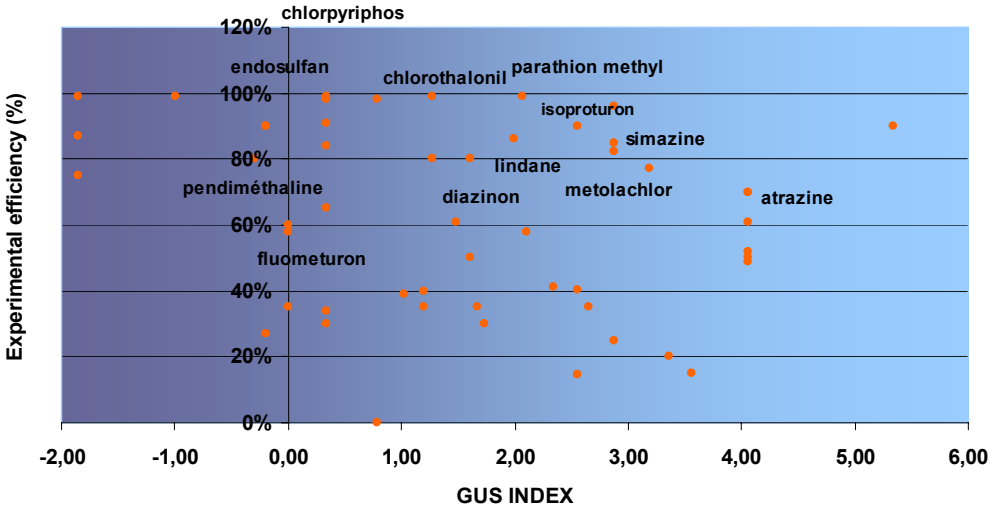
Facteur de translocation (FT) : rapport de la concentration en métal dans les feuilles à la concentration en métal dans les racines

Indice GUS
L'adsorption et la persistance d'un pesticide peuvent être caractérisées par l'indice GUS (Groundwater Ubiquity Score) (Gustafson, 1993). L'indice GUS se calcule par l'équation suivante :

$$GUS = \log(DT_{50}) \times (4 - \log(K_{oc}))$$

Si GUS est > 2.8, risque de lessivage élevé.

Si GUS est < 1.8, risque de lessivage faible.
Si 1.8 < GUS < 2.8, risque de lessivage modéré.
Ce modèle est une régression empirique. Il ne prend en compte que les propriétés des pesticides et aucune information concernant le sol. L'indice GUS n'indique que la mobilité intrinsèque des pesticides.



Métabolite : produit de la transformation d'une substance

Pesticide
Toute substance ou tout mélange de substances destiné(e) à lutter contre un organisme nuisible en en prévenant l'apparition, en le détruisant, en le repoussant ou en en compensant les effets. Il peut s'agir d'insectes, de rongeurs ou d'autres animaux, de plantes indésirables (mauvaises herbes), de champignons ou de micro-organismes tels que des bactéries ou des virus. Souvent employé à tort comme dénomination générique des insecticides uniquement, le terme « pesticide » désigne également les herbicides, fongicides et diverses autres substances utilisées pour combattre les organismes nuisibles, y compris le cuivre.

Persistance du pesticide DT50
Le paramètre de mesure utilisé est la demi-vie qui correspond à la durée (en jours) nécessaire pour qu'une quantité donnée de pesticide se dégrade de moitié dans le sol. Par exemple, si un pesticide a une demi-vie de 15 jours, 50 % du pesticide appliqué sera toujours présent 15 jours après l'application, et la moitié de cette quantité (soit 25 % de la quantité initiale) sera toujours présente après 30 jours. En général, plus la demi-vie est longue, plus le pesticide est mobile. Un pesticide dont la demi-vie est supérieure à 21 jours persistera assez longtemps pour s'infiltrer par lixiviation ou être entraîné par le ruissellement de surface avant de se dégrader.

Ruissellement
Le ruissellement surface est l'écoulement d'eau au niveau de la surface du sol qui est généré par la pluie, la fonte des neiges ou par d'autres sources. Il est une composante majeure du cycle de l'eau. Le ruissellement qui se produit sur des surfaces avant d'atteindre un chenal est aussi appelé « source diffuse ». Si la source diffuse contient des contaminants fabriqués par l'homme, le ruissellement est appelé « pollution diffuse ». Une zone de terre qui génère un ruissellement convergeant vers un seul point est appelé « bassin versant ».

Sidérophore : élément chimique secrété par les micro-organismes et capable de chélater non spécifiquement l'ion FeIII (e. g. pyoverdine, pyocheline). Ils solubilisent certains ions (e. g. FeIII, Cu) en formant des complexes qui peuvent ensuite être utilisés par les microorganismes.

Solubilité dans l'eau (Hydrosolubilité)
Elle se mesure en parties par million (ppm) et définit la facilité avec laquelle un pesticide appliqué sur des cultures peut être « lavé » par l'eau de pluie, pénétrer dans le sol par lixiviation ou être emporté par le ruissellement de surface. Les pesticides dont la solubilité est inférieure à 1 ppm tendent à rester à la surface du sol. Peu sujets à la lixiviation, ils risquent néanmoins d'être emportés avec des sédiments

par le ruissellement de surface en cas d'érosion du sol. Les pesticides présentant une solubilité supérieure à 30 ppm risquent plus facilement d'être emportés par l'eau.

Translocation du cuivre dans les parties aériennes : passage du cuivre dans les parties aériennes

Zone humide artificielle = zone humide construite
Zones construites et contrôlées qui imitent et reproduisent les services écosystémiques fournis par les zones humides naturelles.

LISTE DES ABREVIATIONS

ZHA : Zone Humide Artificielle
SRB : sulphorhodamine
IPU : isoproturon
UR : uranine
SPA : atténuation spécifique des pics de concentration [g/µg]
STR : rétention spécifique du traceur [%/m^3]
ATR : taux de rétention du traceur par unité de surface [%/m^2]
HLR : charge hydraulique
HRT : Temps de rétention hydraulique ou temps moyen de séjour d'un composé soluble dans un système
NPS : Non Point Source, Pollution diffuse
Eh : potentiel rédox (potentiel d'oxydo-réduction)
UFC : unités formant colonies

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adriaanse P.I. 1997. Exposure assessment of pesticides in field ditches: the TOXSWA model. Extended summary SCI Pesticide Group Meeting Ecotoxicology of Organic Compounds in the Aquatic Environment. Pestic. Sci. 49, 210-212

Anbumozhi V., Radhakrishnan J., & Yamaji E. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. Ecological Engineering 24(5): 517-523.

Balthazor Terry M. and Hallas Laurence E. 1986. Glyphosate-Degrading Microorganisms from Industrial Activated Sludge Appl Environ Microbiol. February; 51(2): 432-434.

Belfroid Angélique C., Sijm Dick T. H. M. 1998. Influence of soil organic matter content on elimination rates of hydrophobic compounds in the earthworm: Possible causes and consequences Chemosphere, Volume 37, Issue 7, Pages 1221-1234.

Bennett J., Lawrence P., Johnstone R., Shaw R. 2005. Adaptive management and its role in managing Great Barrier Reef water quality. Marine Pollution Bulletin, Volume 51, Issues 1-4, Pages 70-75.

Bennett VA, Sformo T, Walters K, Toien O, Jeannet K, Hochstrasser R, Pan Q, Serianni AS, Barnes BM, Duman JG. 2005. Comparative overwintering physiology of Alaska and Indiana populations of the beetle Cucujus clavipes (Fabricius): roles of antifreeze proteins, polyols, dehydration and daipause. Journal of Experimental Biology 208: 4467-4477.

Blankenberg A.-G. B., Braskerud B., Haarstad K. 2006. Pesticide retention in two small constructed wetlands: treating non-point source pollution from agriculture runoff. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 86 (3-4): 225-231

Bois P. 2010. Développement d'un procédé de traitement de matrices d'origine viticole polluées par des herbicides par couplage bioaugmentation/phytoremédiation : sélection d'un triplet « bactéries - sorbant - plante » testé en microcosme. Thèse de Doctorat, Université de Haute-Alsace.

Bojcevska Hristina, Tonderski Karin. 2007. Impact of loads, season, and plant species on the performance of a tropical constructed wetland polishing effluent from sugar factory stabilization ponds. Ecological Engineering, Volume 29, Issue 1, Pages 66-76.

Bouldin J.L., Farris J.L., Moore M.T., Cooper C.M. 2004. Vegetative and structural characteristics of agricultural drainages in the Mississippi Delta landscape. Environmental Pollution 132: 403-411.

Bouldin J.L., Farris J.L., Moore M.T., Smith S. Jr, Stephens W.W., Cooper C.M. 2005. Evaluated fate and effects of atrazine and lambda-cyhalolhnn in vegetated and unvegetated microcosms. Environmental Toxicology 20(5): 287-298.

Branger F., Tournebize J., Carluer N., Kao C., Braud I., and Vauclin M. 2009. A simplified modelling approach for pesticide transport in a tile-drained field: The PESTDRAIN model. Agricultural Water Management 96, 415-428.

Braskerud B.C., Haarstad K. 2003. Screening the retention of thirteen pesticides in a small constructed wetland. Water Science and Technology 48 (5): 267-274.

Brix H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method. Water Science and Technology 19: 107-118.

Brix H. 1994 . «Functions of macrophytes in constructed wetlands.» Water Science and Technology 29, n° 4: 71-78.

Broadmeadow S., & Nisbet T.R. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: A literature review of best management practice. Hydrology and Earth System Sciences 8(3): 286.

Brock T.C.M., Crum S.J.H., Wijngaarden R. van, Budde B.J., Zuppelli A., Leeuwangh P. 1992. Fate and effects of the insecticide Dursban R 4E in indoor Elodea-dominated and Macrophyte-free freshwater model ecosystems: I. Fate and primary effects of the active ingredient Chlorpyrifos. Arch. Envir. Contam. Toxicol. 23, pp. 69-84.

Brock T.C.M., van Wijngaarden R.P.A. and van Geest G.J. 2000. Ecological Risk of Pesticides in Freshwater Ecosystems, Part 2: Insecticides, Alterra, Green World Research, Wageningen, The Netherlands.

Brock T.C.M., van Wijngaarden R.P.A. and van Geest G.J. 2000. Ecological Risk of Pesticides in Freshwater Ecosystems, Part 1: Herbicides, Alterra, Green World Research, Wageningen, The Netherlands.

Bügel Mogensen Betty, Spliid Niels Henrik. 1995. Pesticides in Danish watercourses: Occurrence and effects. Chemosphere, Volume 31, Issue 8, Pages 3977-3990.

Caruso C. M. 2000. Competition for pollination influences selection on floral traits of Ipomopsis aggregata. Evolution 54: 1546-1557.

Cooper-Kuhn C.M., Winkler J. and Kuhn H.G. 2004. Decreased neurogenesis after cholinergic forebrain lesion in the adult rat. J. Neurosci. Res., 77, 155–165.

Cuppen Jan G. M., Van den Brink Paul J., Camps Edith, Uil Kristiaan F., Brock Theo C. M. 2000. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. Aquatic Toxicology, Volume 48, Issues 2-3, Pages 233-250.

Dabrowski J.M., Bollen A., Bennett E.R., Schulz R. 2005.Pesticide interception by emergent aquatic macrophytes: Potential to mitigate spray-drift input in agricultural streams. Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 111, Issues 1-4, Pages 340-348.

de Snoo Geert R., de Wit Paul J. 1998. Buffer Zones for Reducing Pesticide Drift to Ditches and Risks to Aquatic Organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 41, Issue 1, Pages 112-118.

Dejonghe W, Maertens S, Verstraete W, Top EM. 2001. Rhizoremediation of a 3,4-dichloroaniline contaminated soil. Meded Rijksuniv Gent Fak Landbouwkd Toegep Biol Wet. 2001;66(4):97-9.

Detenbeck N.E. 1996. Fate and effects of the herbicide atrazine in flow-through wetland mesocosms. Environmental Toxicology and Chemistry 15:937–946.

Diels L, Lookman R. 2007. Microbial systems for in-situ soil and groundwater remediation. Chapter 2.1 in: Advanced Science and Technology for Biological Decontamination of Sites Affected by Chemical and Radiological Nuclear Agents, Marmiroli N, Samotokin B, Marmiroli M, editors, NATO Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences, Vol. 75, Springer, pp. 61-77.

Dua Vivek, Bozinis Nikolaos A., Pistikopoulos Efstratios N. 2002. A multiparametric programming approach for mixed-integer quadratic engineering problems. Computers & Chemical Engineering, Volume 26, Issues 4-5, Pages 715-733.

Dubus I.G., Hollis J.M., Brown C.D. 2000. Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution* 110: 331-344.

El Fantroussi S. et Agathos S. N. 2005. Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? Current Opinion in Microbiology, 8, 268-275.

Fait G., Broos K., Zrna S., Lombi E. and Hamon R., 2006. Tolerance of nitrifying bacteria to copper and nickel, Environmental Toxicology and Chemistry 25, pp. 2000–2005.

Falconer K. E. 1998. Managing diffuse environmental contamination from agricultural pesticides: An economic perspective on issues and policy options, with particular reference to Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 69, Issue 1, Pages 37-54.

Fang Y. and Logan B. E. 1999. Bacterial transport in gas sparged-porous media. Journal of Environmental Engineering. 125(7):668-673.

Flury M. 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – A review. Journal of Environmental Quality 25 (1): 25-45.

Forsyth P. A., Wu Y. S., Pruess K.1995. Robust numerical methods for saturated-unsaturated flow with dry initial conditions in heterogeneous media. Advances in Water Resources, Volume 18, Issue 1, 1995, Pages 25-38.

Ganzelmeier H., Rautmann D., Spangenberg R., Streloke M., Herrmann M., Wenzelburger H-J., Walter H.F. 1995. Studies on the spray drift of plant protection products; results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Blackwell Wissenschafts – Verlag BmbH, Berlin.

Gaßmann M., Lange J., Schütz T.: Erosion modelling designed for water quality simulation, submitted to Ecohydrology

Ghadiri H., Payne D. 1986. The risk of leaving the soil surface unprotected against falling rain. Soil and Tillage Research, Volume 8, Pages 119-130.

Ghostine R., Mignot E., Abdallah M., Lawniczak F., Vazquez J., Mose R., Gregoire C. 2010. Discontinuous Galerkin Finite-Element Method for Simulation of Flood in crossroads ASCE's Journal of Hydraulic Engine, accepted, No. HYENG-6626R3.

Gregoire C. and Payraudeau S., 2010. Use and fate of 17 Pesticides applied on a vineyard catchment. Inter. J. Environ. Anal. Chem., 90, 404-418, 2010.

Grégoire C., Payraudeau S., Domange N., 2010. Use and fate of 17 pesticides at the catchment scale. International Journal of Environmental Analytical Chemistry. Vol 90 n°3-6, 406-420 pp.

Gregoire C., Elsaesser D, Jezequel K., Lange J., Lebeau T., Merli A., Mose R., Passeport E., Payraudeau S., Schuetz T., Schulz R., Tapia-Padilla G., Tournebize J., Trevisan M., Wanko A., 2009. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems: An interdisciplinary approach in the EU ArtWET project. Environmental Chemistry Letters, 7 (3), 205-231.

Gregoire C., Elsaesser D., Huguenot D., Lange J., Lebeau T., Merli A., Mose R., Passeport E., Payraudeau S., Schütz T., Schulz R., Tapia-Padilla G., Tournebize J., Trevisan M ., Wanko A., 2009. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. Advances in Sustainable Agriculture, Springer, Berlin.

Gril J.J. 2003. L'intérêt des zones boisées dans la lutte contre la contamination des eaux par les produits phytosanitaires. Direction de l'Eau du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Cemagref, 2003, 25 pp.

Groenendijk P., Van Der Kolk J.W.H. and Travis K.Z. 1994. Prediction of exposure concentration in surface waters. In: I.R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh and P. Matthiessen, Editors, Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals, Lewis Publisher, Boca Raton, pp. 105–125.

Gustafson, D.I. 1993. Pesticides in Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York (NY) (1993).

Haarstad K., Braskerud B.C., 2005. Pesticide retention in the watershed and in a small constructed wetland treating diffuse pollution. Water Science and Technology 51 (3-4): 143-150.

Hares R. J., Ward N. I. 1999. Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. The Science of The Total Environment, Volume 235, Issues 1-3, Pages 169-178.

Hares R. J., Ward N. I. 2004. Sediment accumulation in newly constructed vegetative treatment facilities along a new major road. Science of The Total Environment, Volumes 334-335, Pages 473-479.

Hart W. 2001. Clinical Nutrition of the Essential Trace Elements and Minerals: J.D. Bogden and L.M. Klevay, Publisher: Humana Press, Totowa, New Jersey, Info: Hardcover, pp. 398. The Netherlands Journal of Medicine, Volume 58, Issue 1, Pages 41-42.

Headley J.V., Peru K.M., Gandrass J., Kubella J. and Gong Y. 1998. Rates of sorption and partitioning of contaminants in river biofilm. Environmental Science and Technology 32: 3968-3973.

Holland Jeff F., Martin Jay F., Granata Timothy, Bouchard Virginie, Quigley Martin, Brown Larry. 2004. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. Ecological Engineering, Volume 23, Issue 3, Pages 189-203.

Huber A., Bach M., Frede H.G. 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. Sci. Total Environ. 223, 177–191.

Iwamoto T., Nasu M. 2001. Current bioremediation practice and perspective. Journal of Bioscience and Bioengineering 92 (1): 1-8.

Johnsen Anders R., Wick Lukas Y., Harms Hauke. 2005. Principles of microbial PAH-degradation in soil. Environmental Pollution, Volume 133, Issue 1, Pages 71-84.

Jorgenson Philip C. E., Pletcher Richard H.. 1996. An implicit numerical scheme for the simulation of internal viscous flow on unstructured grids. Computers & Fluids, Volume 25, Issue 5, Pages 447-466.

Kadlec R.H., Knight R.L., 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, FL, 893 pp.

Kjellin Johan, Hallin Sara, Wörman Anders. 2007. Spatial variations in denitrification activity in wetland sediments explained by hydrology and denitrifying community structure. Water Research, Volume 41, Issue 20, Pages 4710-4720.

Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., and Rubel F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorol. Z., 15, 259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.

Kuiper, I., Lagendijk, E. L., Bloemberg, G. V. et Lugtenberg, B. J. J. 2004. Rhizoremediation: A beneficial plant-microbe interaction. Molecular Plant-Microbe Interactions, 17, 6-15.

Lange J., Schütz T., Gregoire C., Elsässer D., Schulz R., Passeport E., Tournebize J. 2010. Multi-tracer experiments to characterize contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, in press.

Lebeau T. 2010. Bioaugmentation for in situ soil remediation: how to ensure the success of such a process. In: Ajay Singh, Nagina Parmar and Ramesh and C. Kuhad (Eds.). Bioaugmentation, Biostimulation and Biocontrol, chapter 11. “Soil Biology” series, Springer.

Lebeau T., Braud A. et Jézéquel K. 2008. Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: A review. Environmental Pollution, 153, 497-522.

Lee Byoung-Hwa, Scholz Miklas. 2007. What is the role of Phragmites australis in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? Ecological Engineering, Volume 29, Issue 1, Pages 87-95.

Leistra M, Zweers AJ, Warinton JS, Crum SJH, Hand LH, Beltman WHJ, Maund SJ. 2003. Fate of the insecticide lambdacyhalothrin in ditch enclosures differing in vegetation density. Pest Manag Sci 60:75–84.

Leviandier T., Payraudeau S. 2007. A metamodel for stormwater detention basins design. Water Science & Technology. Volume 56, 12, 37-44.

Loague Keith, Abrams Robert H., Davis Stanley N., Nguyen Anh, Stewart Iris T. 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 2. Transport in the saturated subsurface. Journal of Contaminant Hydrology, Volume 29, Issue 2, Pages 137-163

Loague Keith, Lloyd DArtagnan, Nguyen Anh, Davis Stanley N., Abrams Robert H. 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 1. Leaching through the unsaturated subsurface. Journal of Contaminant Hydrology, Volume 29, Issue 2, Pages 109-136.

Lowrance R., Altier L.S., Newbold J.D., Schnabel R.R., Groffman P.M., Denver J.M., Correll D.L., Gilliam J.W., Robinson J.L., Brinsfield R.B., Staver K.W., Lucas W., and Todd A.H.. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. Environmental Management 21:687-712.

Lundberg Karin, Carling Maria, Lindmark Per. 1999. Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. The Science of The Total Environment, Volume 235, Issues 1-3, Pages 363-365.

Mainstone C.P., Schofield K. 1996. Agricultural management for nonpoint pollution control, with particular reference to the UK. Eur. Water Pollut. Control 6:21–29.

Maltby L., Arnold D., Arts G.H.P., Davies J., Heimbach F., Pickl C., Poulsen V. 2009. Aquatic Macrophyte Risk Assessment for Pesticides. London, New York: SETAC Press & CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton.

Margoum C., Malessard C., Gouy V. 2006. Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design. Chemosphere 63: 1835-1841.

Matamoros Víctor, García Joan, Bayona Josep M. 2008. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. Water Research, Volume 42, Issue 3, Pages 653-660.

Miller P.S., Mitchell J.K., Cooke R.A. and Engel B.A. 2002. A wetland to improve agricultural subsurface drainage water quality. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 45(5): 1305-1317.

Mitsch W.j., 1992. Combining Ecosystem and Landscape Approaches to Great Lakes Wetlands. Journal of Great Lakes Research, Volume 18, Issue 4, 1992, Pages 552-570.

Mitsch W.j., 1992. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. Ecological Engineering, Volume 1, Issues 1-2, March 1992, Pages 27-47.

Mitsch W.J., Gosselink J.G., 1993. Wetlands. VanNostrand Reinhold, New York, NY, 722 pp.

Moore M.T., Rodgers Jr. J.H., Cooper C.M., Smith Jr. S. 2000. Constructed wetlands for mitigation of atrazine-associated agricultural runoff. Environmental Pollution 110 : 393-399.

Moore M.T., Rodgers Jr. J.H., Smith Jr. S., Cooper C.M. 2001. Mitigation of metolachlor-associated agricultural runoff using constructed wetlands in Mississippi, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment 84: 169-176.

Moore Andrew, Lower Nicola. 2001. The impact of two pesticides on olfactory-mediated endocrine function in mature male Atlantic salmon (Salmo salar L.) parr. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, Volume 129, Issues 2-3, Pages 269-276.

Mrozik Agnieszka, Piotrowska-Seget Zofia. 2010. Bioaugmentation as a strategy for cleaning up of soils contaminated with aromatic compounds. Microbiological Research, Volume 165, Issue 5, Pages 363-375.

Oerke E. -C., Dehne H. -W. 2004. Safeguarding production—losses in major crops and the role of crop protection. Crop Protection, Volume 23, Issue 4, Pages 275-285.

Payraudeau. S, Grégoire C. 2010. Modelling pesticides loads at the catchment scale: a review. Submitted to Agronomy and Sustainable development in June 2010, Accepté avec modifications en cours de revision.

Prochaska C.A., Zouboulis A.I., Eskridge K.M. 2007. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. Ecological Engineering, Volume 31, Issue 1, Pages 57-66.

Rautmann D., Streloke M., and Winkler R. 2001. New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. Mittl. Biol. Bundesanst. Land- Forstwirtsch. 383: 133-141.

Reinert K. H. 1987. Aquatic toxicity of acrylates and methacrylates: Quantitative structure-activity relationships based on K_{ow} and LC_{50}. Regulatory Toxicology and Pharmacology, Volume 7, Issue 4, Pages 384-389.

Relyea Heather A., van der Donk Wilfred A. 2005. Mechanism and applications of phosphite dehydrogenase. Bioorganic Chemistry, Volume 33, Issue 3, June 2005, Pages 171-189.

Romantschuk M., Sarand I., Petänen T., Peltola R., Jonsson-Vihanne M., Koivula T., Yrjälä K., Haahtela K. 2000. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. E*nvironmental Pollution* 107: 179-185.

Rose M.T., Sanchez-Bayo F., Crossan A.N., Kennedy I.R. 2006. Pesticide removal from cotton farm tailwater by a pilot-scale ponded wetland. *Chemosphere* 63: 1849-1858.

Rousseau Diederik P. L., Vanrolleghem Peter A., De Pauw Niels. 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. Ecological Engineering, Volume 23, Issue 3, 1 November 2004, Pages 151-163.

Runes Heather B., Jenkins Jeffrey J., Moore James A., Bottomley Peter J., Wilson Bruce D. 2003. Treatment of atrazine in nursery irrigation runoff by a constructed wetland. Water Research, Volume 37, Issue 3, Pages 539-550.

Sawalha Maather F., Peralta-Videa Jose R., Saupe Geoffrey B., Dokken Kenneth M., Gardea-Torresdey Jorge L. 2007. Using FTIR to corroborate the identity of functional groups involved in the binding of Cd and Cr to saltbush (Atriplex canescens) biomass. Chemosphere, Volume 66, Issue 8, Pages 1424-1430.

Schiavon M., **Morel J.L.**, 1995. Propriétés physico-chimiques des sols et dégradation des pesticides. Oléagineux Corps gras Lipides, 2 (6): 451-452.

Schultz R., Moore M.T., Bennett E.R., Milam C.D., Bouldin J.L.., Farris J.L., Smith S. Jr., Cooper C.M. 2003. Acute toxicity of methyl-parathion in wetland mesocosrns: Assessing the influence of aquatic plants. Archives of Environment Contamination and Toxicology 45 (3): 33 1-336.

Schulz C., Gelbrecht J. and Rennert B. 2004, Constructed wetlands with free water surface for treatment of aquaculture effluents. Journal of Applied Ichthyology, 20: 64–70.

Schulz R. 2003. Using a freshwater amphipod in situ bioassay as a sensitive tool to detect pesticide effects in the field. Environ. Toxicol. Chem. 22:1172-1176.

Schulz R. and Liess M. 2001. Runoff simulation with particle-bound fenvalerate in multispecies stream microcosms: importance of biological interactions. Environ. Toxicol. Chem. 20, pp. 757–762.

Schulz R. and Peall S.K.C. 2001. Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint-source pesticide pollution in the Lourens River catchment, South Africa. Environmental Science & Technology, 35(2): 422-426.

Schulz R. 2004. Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic non-point source insecticide pollution: a review. Journal of Environmental Quality 33, 419–448.

Schulz R., Moore M.T., Bennett E.R., Farris J.L., Smith Jr. S., Cooper C.M. 2003a. Methyl-parathion toxicity in vegetated and unvegetated wetland mesocosms. Environ. Toxicol. Chem. 22, 1262e1268.

Schulz R., Moore M.T., Bennett E.R., Milam C.D., Bouldin J.L., Farris J.L., Smith Jr. S., Cooper C.M. 2003b. Acute toxicity of methylparathion in wetland mesocosms: assessing the influence of aquatic plants using laboratory testing with Hyalella azteca. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 45, 331e336.

Schulz R., Hahn C., Bennett E.R., Dabrowski J.M., Thiere G., Day J.A., Peall S.K. 2003c. Fate and effects of aqueous-phase azinphos-methyl in a flow-through wetland in South Africa. Environ. Sci. Technol. 37.

Sinicrope, T. L., Langis, R., Gersberg, R. M., Busnardo, M. J. et Zedler, J. B., 1992. Metal removal by wetland mesocosms subjected to different hydroperiods. Ecological Engineering, 1, 309-322.

Šimůnek J., Šejna, M., van Genuchten, M.Th. 2006. The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media – Technical Manual, Version 1.0. PC-Progress, Prague, Czech Republic, 241p.

Singer, A. C., van der Gast, C. J. et Thompson, I. P. 2005. Perspectives and vision for strain selection in bioaugmentation. Trends in Biotechnology, 23, 74-77.

Sherrard R.M., Bearr J.S., Murray-Gulde C.L., Rodgers Jr. J.H., Shah Y.T. 2004. Feasibility of constructed wetlands for removing chlorothalonil and chlorpyrifos from aqueous mixtures. Environmental Pollution 127: 385-394.

Shuttleworth Gillian, Fogg Mark J., Kurpiewski Michael R., Jen-Jacobson Linda, Connolly Bernard A. 2004. Recognition of the Pro-mutagenic Base Uracil by Family B DNA Polymerases from Archaea. Journal of Molecular Biology, Volume 337, Issue 3, Pages 621-634.

Smith Michael. J., Ough Keely M., Scroggie Michael P., Schreiber E. Sabine G., Kohout Michele. 2009. Assessing changes in macrophyte assemblages with salinity in non-riverine wetlands: A Bayesian approach. Aquatic Botany, Volume 90, Issue 2, Pages 137-142.

Stearman G.K., George D.B., Carlson K., Lansford S. 2003. Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells. Journal of Environmental Quality 32: 1548-1556.

Spliid N.H., Helweg A., Heinrichson K. 2006. Leaching and degradation of 21 pesticides in a full-scale model biobed. Chemosphere 65 (11): 2223-2232.

Stottmeister U., Wießner A., Kuschk P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R. A. et Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances, 22, 93-117.

Tanner C. C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems -- A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Ecological Engineering, 7, 59-83.

Tominack R.L. 2000. Herbicide formulations. Journal of Toxicology-Clinical Toxicology 38 (2): 129-135.

Torstensson L. 2000. Experiences of biobeds in practical use in Sweden. Pestic. Outlook, 11, 206-211.

Torstensson L., Castillo M. P. 1997. Use of biobeds in Sweden to minimise environmental spillage from agricultural spray equipment. Pestic. Outlook, 8, 24-27.

Touart A. 1997. Creating an effective biosolids information network. Biocycle.

Tournebize J., Arlot M. P., Billy C., Birgand F., Gillet J. P. and Dutertre A. 2008. Quantification et maîtrise des flux de nitrates : de la parcelle drainée au bassin versant. Ingénierie Eau Agriculture et Territoires. Special Issue, 5-25

Upchurch, R., Chiu, C.-Y., Everett, K., Dyszynski, G., Coleman, D. C. et Whitman, W. B. 2008. Differences in the composition and diversity of bacterial communities from agricultural and forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 40, 1294-1305.

Van der Valk A.G., Jolly R.W. 1992. Recommendations for research to develop guidelines for the use of wetlands to control rural nonpoint source pollution. Ecological Engineering, Volume 1, Issues 1-2, Pages 115-134.

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.

Vischetti C., Capri E., Trevisan M., Peducci P. 2004. Biomassbed: a biological system to reduce pesticide point contamination at farm level. Chemosphere, 55, 823-828.

Vogel Timothy M. 1996. Bioaugmentation as a soil bioremediation approach. Current Opinion in Biotechnology, Volume 7, Issue 3, Pages 311-316.

Wanko A, Tapia G., Mosé R., Gregoire C. 2009. Adsorption distribution impact on preferential transport within horizontal flow artificial wetland (HFAW). Ecological Modelling, Volume 220, Issue 23, Pages 3342-3352.

Wanko Adrien, Zhang Jinbai, Mose Robert et Gregoire Caroline. 2010. Hydraulic parameters and statistical RTD moments correlations - a lysimeter study for pesticides mitigation. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Volume 90, Issue 3-6 January 2010, pages 299-310.

Wauchope R.D. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review. Journal of Environmental Quality 7: 459-472.

Wetzel R. G. 1993. Humic compounds from wetlands: Complexation, inactivation, and reactivation of surface-bound and extracellular enzymes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25:122-128.

Willems Hans P. L., Rotelli Matthew D., Berry Duane F., Smith Eric P., Reneau Jr Raymond B., Mostaghimi Saied. 1997. Nitrate removal in riparian wetland soils: Effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth. Water Research, Volume 31, Issue 4, Pages 841-849.

Williams G. 1993. "Wetland Surface Water Processes", WRP Technical Note HY-EV-2.1.

ANNEXES

PROPRIETES DES PESTICIDES

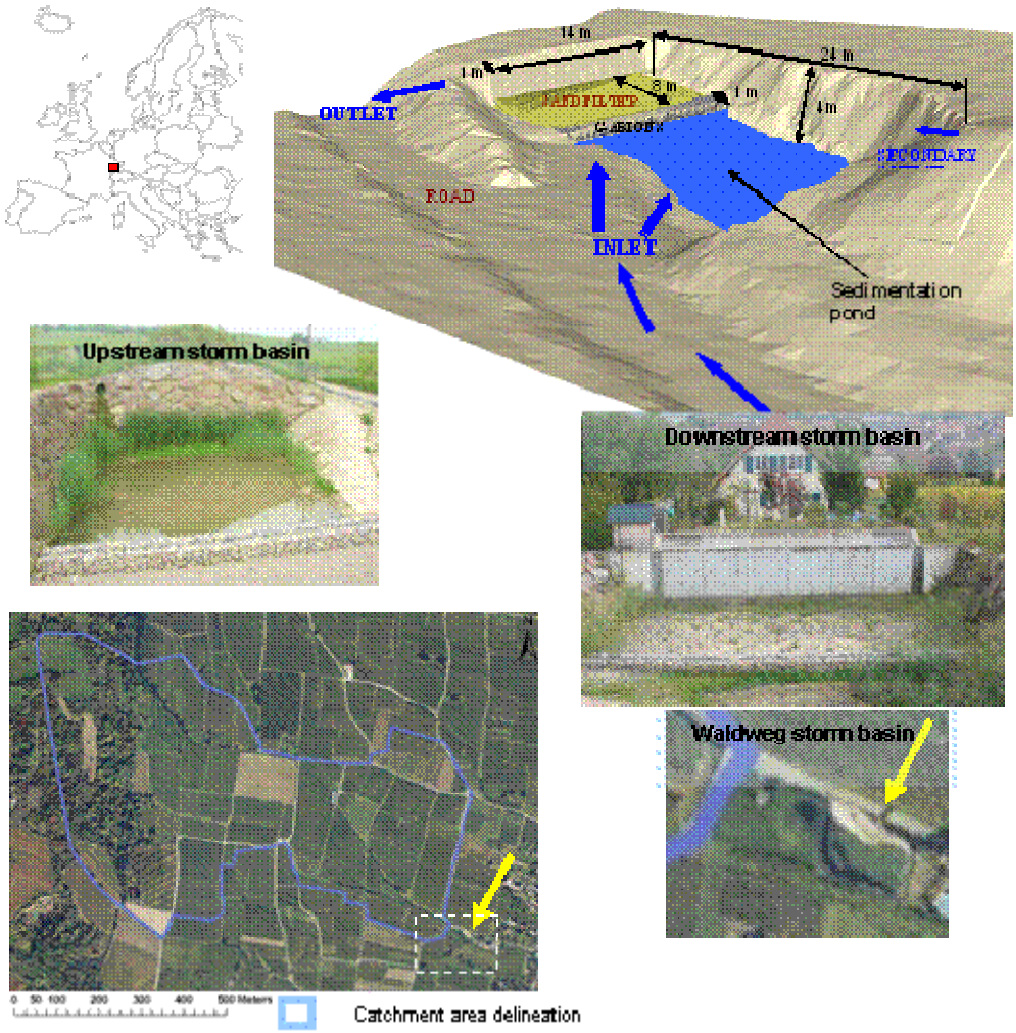
Pesticide	Dénomination	Caractéristiques physico-chimiques						Mobilité et risque de lixiviation
		Indice GUS de Gustafson	Koc (ml/g)	Persistance dans le sol DT50 (jours)		DT 50		
				En plein champ	Typique	eau (j)	eau-séd. (j)	
Fongicides	Azoxystrobine	2,53	423	80,2	70	46	205	élevés
	Boscalid	2,51	809	200	200	9		Elevés
	Carbendazime	2,22	223	18	22	8,3	44,9	Elevés
	Cymoxanil	-0,37	43,6	3,5	0,7	0,3	0,3	Faibles
	Cyproconazole	2,9	390	36	114			Elevés
	Cyprodinil	1,2	1706	45	37	12,5	142	Elevés
	Dimethomorphe	2,56	348	44	57	10	38	Elevés
	Epoxiconazole	2,47	1073	354	120	65,8	119,8	Elevés
	Fenhexamid	0	475	_	1			Modérés
	Fludioxonyl	-1,38	75000	20,5	125	2	575	Faibles
	Ethoprophos	-1,83	75000	20,5	125			Faibles
	Iprodione	2,75	373	84	84	30	30	Elevés
	Kresoxim-methyl	1,82	308	16	16	0,85	1,3	Elevés
	Mancozebe	-1	998	18	0,1			Faibles
	Metalaxyl	2,11	500	46	42	56	56	Elevés
	Metalaxyl-M	1,88	660	39	39			Elevés
	Myclobutanil	3,2	517	35	306	12	626	Elevés
	Penconazole	1,51	2205	90	197	2	853	Elevés
	Pyrimethanil	2,65	301	29,5	55	16.5	80	Elevés
	Tebuconazole	2	769	55,8	62			Elevés
	Tetraconazole	1,68	1152	430	61	2	340	Elevés
	Triaminedol	3,75	273	64,9	250	53	91	Elevés
	Trifloxystrobine	0,53	2377	7	7	1.1	2.4	Elevés
	Tricyclazole	4,7	169	130	450			Elevés
	Vinclozoline	1,64	300	20	12	46	15	Elevés
Herbicides	1-(3,4-dichlorophenyl)-3-uree	_	_	_	_	_	_	_
	1-(3,4-diClphenyl)-3-methyl uree	_	_	_	_	_	_	_
	3,4-dichloroaniline	_	10000	1000	_	18	_	_
	Acetochlore	2,07	156	12,1	14	_	_	Elevés
	Aclonifene	0,3	7126	80,4	117	_	_	Modérés
	Acide aminométhylphosphonique	_	8027	_	_	7.5	32	_
	Amitrole	2,45	111	18	18	71	309	Elevés
	Chlortoluron	2,79	205	34	45	42	352	Elevés
	Dicamba	2,64	12	3,9	8	40	41	Elevés
	Diuron	1,83	1067	89	75,5	8.8	48	Elevés
	Flumioxazine	1,37	889	_	20	2	2	Elevés
	Gluphosinate	_	_	_	_	7.2	6.5	_
	Glufosinate-ammonium	0,98	755	7	7,4	_	_	Elevés
	Glyphosate	-0,36	21699	12	12	2.5	87	Faibles

Pesticide	Dénomination	Caractéristiques physico-chimiques						Mobilité et risque de lixiviation
		Indice GUS de Gustafson	Koc (ml/g)	Persistance dans le sol DT50 (jours)		DT 50		
				En plein champ	Typique	eau (j)	eau-séd. (j)	
	Isoproturon	2,07	122	23	12	40	149	Elevés
	Isoxaben	2,47	601	123	105	8.8	16.8	Elevés
	Linuron	2,03	620	48	48	_	_	Elevés
	MCPA	2,51	74	25	15	13.5	17	Elevés
	Metamitrone	3,09	80,7	11,1	30	10.5	11.1	Elevés
	Metazachlore	1,75	134	6,8	8,6	216	20.6	Elevés
	Metolachlore	3,32	200	21	90	_	_	Elevés
	Norflurazon	2,26	700	225	90	210	_	Elevés
	Pendimethaline	-0,39	15744	90	90	_	_	Faibles
	Simazine	3,35	130	90	60	46	33	Elevés
	Terbuthylazine	3,13	219	31	76,7	6	70	Elevés
Insecticides	Chlorpyriphos	0,15	8151	21	50	_	_	Modérés
	Dimethoate	1,05	30	7,2	2,6	45.3	15.2	Elevés
	Ethoprophos	2,41	110	23	17	_	_	Elevés
	Flufenoxuron	-1,94	157643	127,6	42	0.7	53	Faibles
	Indoxacarbe	0,23	6450	20	17	1.4	6	Modérés
	Lambda-cyhalothrine	-1,67	157000	25	25	8	12	Faibles
	Tebufenozide	3,23	572	13	400	12.6	145.2	Elevés
	Thiacloprid	1,44	615	18	15,5	8.5	28	Elevés
	Thiodicarbe	-0,24	418	18	0,67	3.5	0.05	Faibles
Données extraites de la base de données Footprint								
IIHCP, 2006								

Tableau 6 : Les pesticides utilisés dans le cadre du projet ArtWET et leurs principales propriétés physico-chimiques (informations issues de la base de données sur les pesticides Footprint, de documents d'homologation des pesticides de l'UE et de l'U.S. EPA, et d'articles scientifiques). DT50 et Koc sont définis dans le glossaire.

FICHES TECHNIQUES DES PROTOTYPES

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	**Country: France**
Prototype Name: Waldweg storm basin	**City: Rouffach**
Contact: caroline.gregoire@engees.unistra.fr	
Date of construction:	



Prototype description
In 2006, the Waldweg storm basin located in Rouffach (Alsace, France) became a retention and mitigation system. An additional use was defined for the ArtWET project. In addition to its function of protection against flooding, this storm basin became a prototype to reduce the transfer of pesticides and to mitigate the non point source pesticide pollution. This new system is composed by a deposit zone where water can be present and a sand filter zone where water fluxes are slowed down and treated thanks to the vegetation and micro-organisms. At the outlet, the discharge drains trough 36 orifices (∅ 50 mm).

Prototype characteristics	
Storm basin size	**Sand filter size**
Area (m²): 336 Volume (m^3) : 1400 Length (m) : 24 Width (m): 14 Depth (m): 4 Vegetation (dominant) : Phragmites Australis	Length (m) : 9 Width (m) : 14 Depth (m): 0.60 Gravel diameter (mm) : 2 to 8 Permeability (m/s) : $1x10^{-4}$ Implementation : 2008, Vegetalized

Measuring devices
Upstream and downstream of storm basin : flow and water samples for pesticides measurement On catchment area: rainfall, temperature, pressure (every 6 minutes, station 0000000026 code sandre or 68287003, MeteoFrance)
Additional information
Climate : continental Area of the catchment upstream (ha) : 40 Total annual rainfall (mm) : 500 +/- 75 Range of incoming flows (L/s) : 0 to 250 Contact: ENGEES, 1 quai Koch 6BP 61039 67 070 Strasbourg

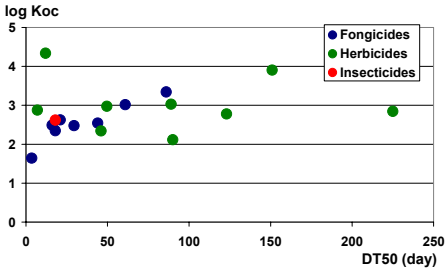
Main results

Targeted pesticides fungicides, herbicides, insecticides

- Azoxystrobin
- Cymoxanil
- Cyprodinil
- Carbendazim
- Dimethomorph
- Kresoxim methyl
- Metalaxyl
- Pyrimethanil
- Tetraconazole
- Penconazole

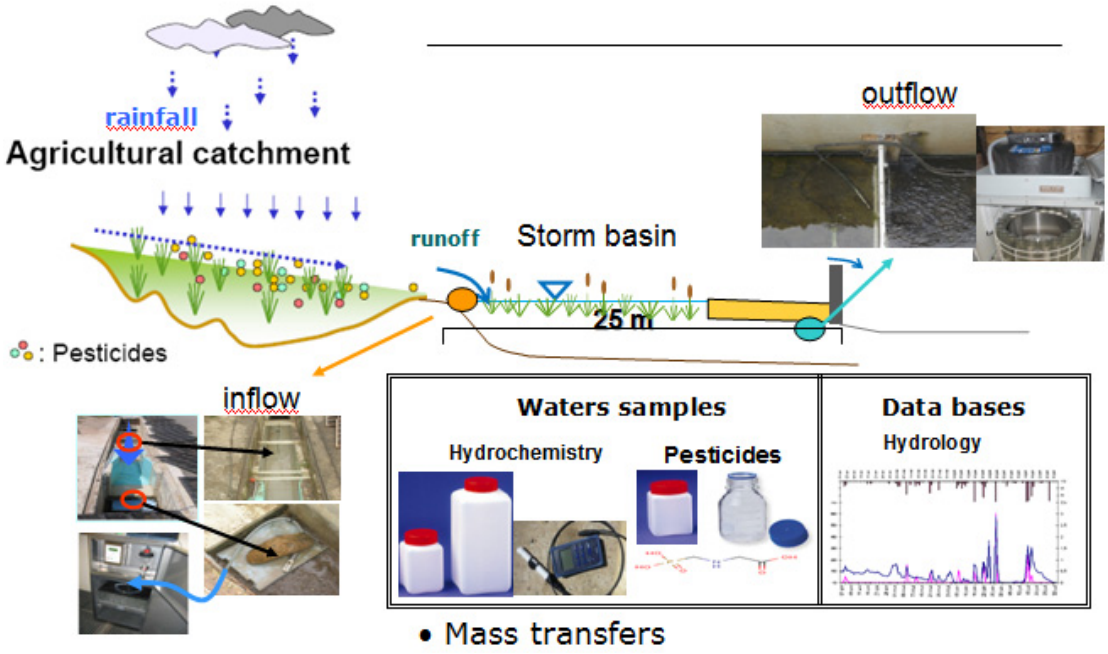
- Diuron
- *1-(3,4-dichlorophenyl)-3-urea**
- *1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methyl urea**
- *3.4-dichloroaniline**
- Norflurazon
- Flumioxazin
- Gluphosinate
- Glyphosate
- *Acide aminométhylphosphonique (AMPA)**
- Isoxaben
- Simazine
- Terbuthylazine

- Thiodicarb
- Flufenoxuron



Koc: adsorption coefficient, DT50: half life of an active molecule

Material and methods



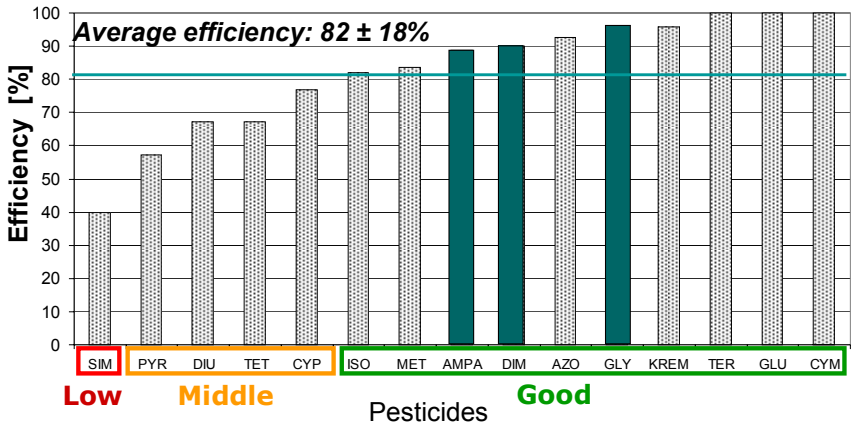
Results

- At least one year after system implementation is required to establish efficient pesticide mitigation.
- It is possible to treat > 90% of the rainfall-runoff events for which 100% of the surface runoff water reaches the storm basin. 90 % of the suspended solid mater is retained in the system.
- Gains and losses in the wetland of 21 herbicides, fungicides and degradation products were evaluated using a mass-balance approach. Seasonal input of dissolved pesticides with runoff and losses in the wetland was estimated as 8.039 g and 2.181 g, respectively.
- Seasonal load reductions ranged from 39 % (simazine) to 100 % (cymoxanil, gluphosinate, kresosxim methyl and terbuthylazine).
- The wetland was less effective at removing dimethomorph, diuron, glyphosate, metalaxyl and tetraconazol from mid-June to end of September 2009.
- During the agricultural season (April-September), a mean mitigation efficiency of 76 ± 19% (total concentrations) and 82 ± 18% (total load estimates) can be achieved (calculation based on 52 rainfall-runoff events occurring from April 06 to September 29, 2010 and encompassing 19 pesticides).
- Increasing concentrations of pesticides were observed in the wetland sediments since day 76, reaching 3800 and 4900 µg kg-1 for glyphosate and AMPA, respectively
- 90 % of the seasonal mass of total suspended solids was retained, highlighting the capability of the wetland to remove pesticide-laden particles via sedimentation.
- Seasonal variability:
    - Hydrological conditions
    - Biogeochemical dynamics and removal processes
        - Sorption
        - Biotic degradation (turning from aerobic to anaerobic microbial processes
        - Putative : photodegradation – Phytodegradation/accumulation

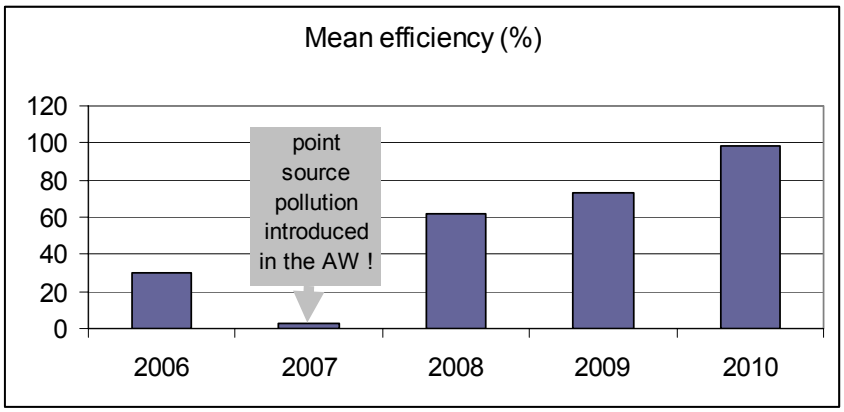
All pesticides	**Period 1**	**Period 2**	**Period 3**	**Period 4**	**Period 5**	**Period 6**
	mai-06	March07-May07	April08-Sept08	April09-Sept09	Oct09-March10	April10-Juin10
Status	without gravel filter	implementation of the gravel filter		efficiency calculation		
Number of events	4	5		28	3	21
Run-off volume (m3)				730	30	718
Input (total load at the inlet) (g)				8.04	0.34	30.24
Output (total load at the outlet) (g)				2.18	0.09	0.65
Removal Efficiency - Load (%)			62 ± 25	**73**	**73**	**98**
Glyphosate (AMPA)						
Input (total load at the inlet) (g)				4.16 (1.64)	0.016 (0.015)	17.96 (8.44)
Output (total load at the outlet) (g)				0.87 (0.78)	0.0018 (0.0073)	0.22 (0.32)
Removal Efficiency - Load (%)			65 ± 20	79 (52)	88 (51)	99 (96)
Removal Efficiency - Concentration (%)	30 ± 18 (5 ± 13)	3 ± 72 * (35 ± 34) *	66 ± 20	90 (71)	87 (23)	99 (95)

Pesticide loads [mg] in the inlet and outlet of the storm water wetland (Rouffach, Haut-Rhin, France) during the periods of observation).





SIM: Simazine, PYR: Pyrimethanil, DIU: Diuron, TET: Terbuthylazine, CYP: Cyprodinil, ISO: isoxaben, MET: Metalaxyl, AMPA: Aminomethylphosphonic acid, DIM: Dimethomorph, AZO: Azoxystrobin, GLY: Glyphosate, KREM: Kresoxim methyl, TER: Terbuthylazin, GLU: Gluphosinate et CYM: Cymoxanil.



Vegetation in the storm basin (June 2007) (G. Haan-Archipof)

scientifical denomination :	Common denomination:
Covering 98%	
Phragmites australis (Cavanilles) Steudel	Roseau commun
2%:	
in the water:	
Lemna minor L.	Lentille d'eau
At the water's edge :	
Equisetum arvense L.	Prêle des champs
Poa trivialis L.S. L.	Paturin commun
Hordeum murimum L.S. L.	Orge des rats
Festuca pratensis Hudson S. L.	Fétuque des prés
Bromus sterilis L.	Brome stérile
Dactylis glomerata L.	Dactyle aggloméré
Arrhenatherum elatius (L.) P. Beauv.ex J.Presl & Presl.	Fromental élevé
Galium mollugo L. subsp. *album* (Mill.)Tzvelev	Gaillet mou

Galium aparine L.	Gaillet gratteron
Ranunculus repens L.	Renoncule rampante
Urtica dioïca L.	Ortie dioïque
Salix alba L.	Saule blanc
Salix sp.	Saule, espèce non déterminée
Medicago sativa L.	Luzerne cultivée
Vicia sativa L.	Vesce cultivée
Eupatorium canabinum L.	Eupatoire chanvrine
Epilobium hirsutum L.	Epilobe hirsute
Geranium sp.	

Implementation recommendations

Implementation and / or development of such devices requires to answer to several questions:

1) Is the artificial wetland subject to the water law ?
2) What are the dimensions of the artificial wetland to implement?
3) Is there an area of nature conservation?
4) Where does the discharge of the artificial wetland take place?

Practical recommendations

Artificial wetlands implementation is recommended at strategic interfaces:

- Foothills/plains
- Rural/urban
- Production/storage
- Dryland/wetland
- Nonpoint source/concentrated pollution
- Near a road (in the vineyard)
- At the upstream of the landscape
- Ratio between Catchment area and artificial wetland area: less than 1%
- A long Hydraulic Retention Time in order to increase the Pesticides Retention Time
- Water level should not exceed 1 m (between 0,2 and 1 m)
- The outlet of the artificial wetland must be dimensioned in order to increase the hydraulic residence time but not to decrease the hydraulic protection against floods
- To increase the hydraulic residence time, various solution can be proposed: implementation of a vegetated ditch in the AW, implementation of a gravel filter, implementation of a series of detention ponds separated by ecological barriers filtering and treating the water, implementation of baffles in order to slow the flow, addition of adsorbent material to increase the pesticides retention time into the AW. In order to avoid the clogging of the filter, manage a sedimentation pond in the first part of the system.
- Infiltration must be monitored in case of the proximity of groundwater

Evolution of the design







2003

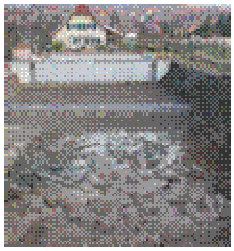



2006




2007






2008




2009



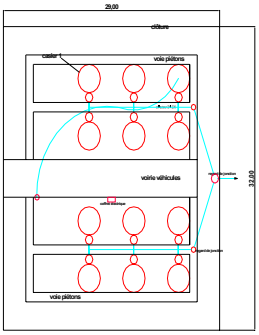
2010

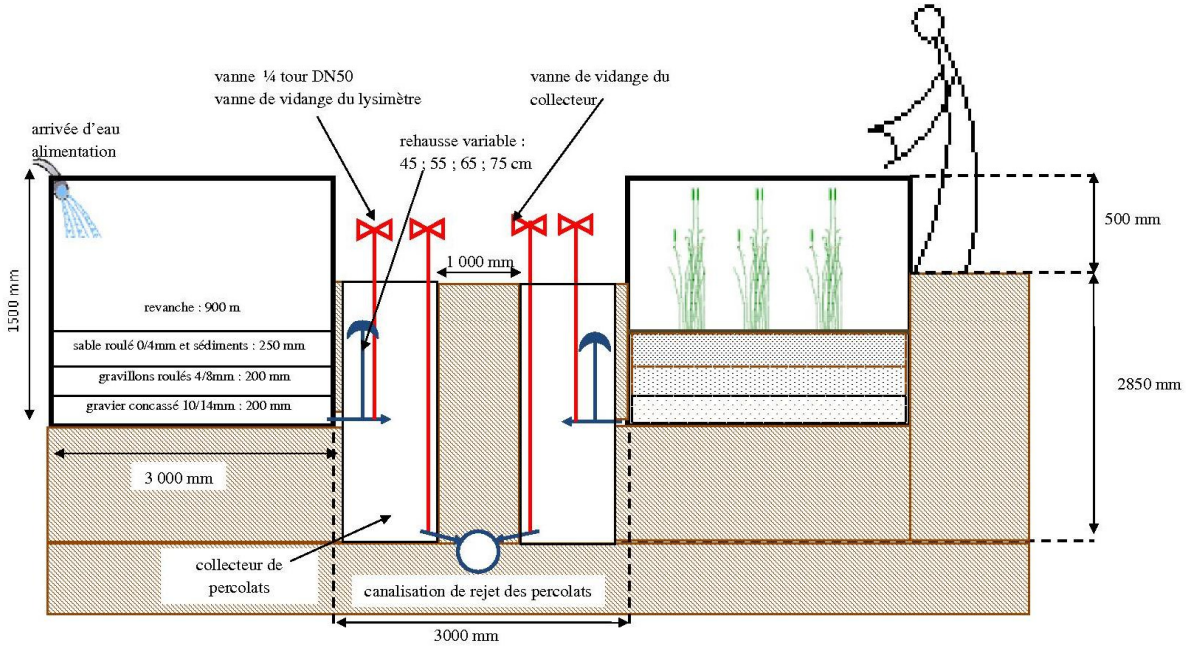
Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Country : France
Prototype Name : Constructed wetlands mesocosms	City : Colmar
Contact: Thierry.lebeau@uha.fr	
Date of construction: 2007	







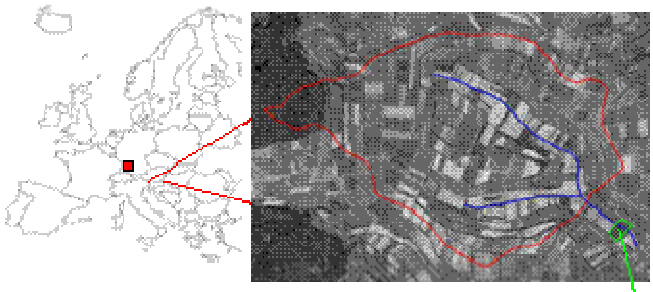


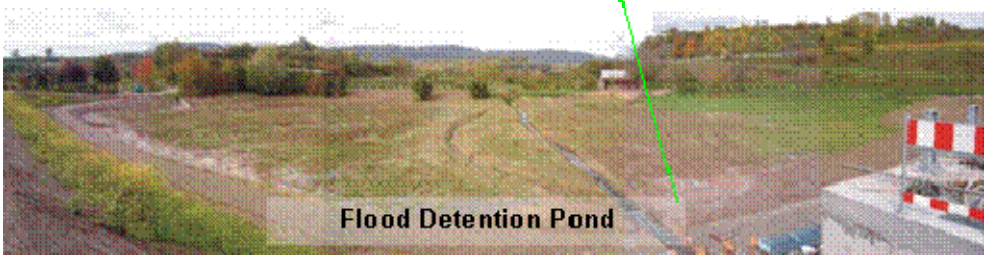


Prototype description
The experimental prototype (pilot scale) was built in spring of 2007. 10 tanks (outdoor conditions) were built in HDPE (no adsorption of organic or mineral pesticides – tested with Cu, glyphosate and diuron). - Drainage water is recovered in collection basins. - Collection sewers are connected to the municipal sewer system. - Hydraulic flows being possible to test: Percolation or vertical flow, Permanent water level or horizontal flow; percolate collection, storage or recirculation.
Prototype characteristics
- Tanks (big basins): 3.00 m diameter - 1.50 m depth avoiding edge effects (plants, rhizosphere). - Collection basins: 1.00 m diameter - 2.55 m depth - Collection sewers: diameter 200 mm connected to the municipal sewer system - Drainage layer granulometry: at the bottom, 25 cm of 10/14 mm; above : 25 cm of 4/8 mm - 8 Tanks were filled with 20 cm of the mixture (20% sediments from the storm basin located in Rouffach + 80% sand) and 2 tanks with 100% of sediments from the storm basin
Measuring devices
- 20 Pore water samplers SPE20: (2/tank, 1 in the middle, 1 in edge) - 6 Tensiometers T8 integrated soil temperature sensor - 6 Profile probes PR2
Additional information
Climate: continental Contacts : Karine JEZEQUEL, LVBE, 33 rue de Herrlisheim 68000 COLMAR; karine.jezequel@uha.fr Sylvain PLUCHON, CRITT RITTMO AgroEnvironnement, 37 rue de Herrlisheim 68000 COLMAR; sylvain.pluchon@rittmo.com Adrien WANKO, HU-ENGEES-IMFS, 2 rue Boussingault 67000 STRASBOURG; awanko@engees.u-strasbg.fr

Implementation recommendations
- Use HDPE in order that there is no adsorption of organic or mineral pesticides - Tank dimensioning: be careful about critical size toward edge effects (plants, rhizosphere) (at least 3m diameter) - Use a drainage layer to prevent clogging - Fertilize the matrix with nitrogen, if necessary, for a good plant growth

Identification : LIFE 06 ENV/F/000133	Country : Germany
Prototype Name : “Hochwasserrückhaltebecken Breitenweg”	City : Eichstetten
Contact: Jens.lange@hydrology.uni-freiburg.de	
Date of construction: 2006	









Prototype description

In 2006, the Flood Detention Pond Breitenweg was renewed and its flood detention capacity was multiplied from 8.7k m³ to 19k m³. An additional use was defined for the ArtWET project: Inside the detention pond a new artificial wetland prototype for reduction and mitigation of non point source pesticide pollution was established. This new system consists of two parts: An inlet construction, where base flow is directed through the wetland and peak flows can short cut the pond, as well as the wetland itself where water fluxes are slowed down and treated thanks to the vegetation and micro-organisms. At the outlet of the wetland water passes through a v-notch weir. To implement the first outcomings of the ArtWET-Project, in 2009/10 the wetland was enlarged about 1200% Vol..

Prototype characteristics

Flood Detention Pond	Artificial Wetland 2006/2009
Area (m²) : 13000 Volume (m^3) : 19000 Length (m) : 195 Width (m) : 66,6 Depth (m): 1.46 Vegetation (dominant) : Phragmites Australis ; Typha Spec. ; Carex L.	Area (m²) : 65 / 208 Volume (m^3) : 6.5 / 83.2 Length (m) : 10 / 26 Width (m) : 6.5 / 8 Depth (m) : 0.1 / 0.40 Vegetation: Phragmites Australis; Typha Spec./ Plantation is planned for march 2010.

Measuring devices

Upstream the detention pond and downstream the constructed wetland flow and physical water characteristics are measured and water samples for pesticide measurement can be taken on demand.

Additional information
Climate : continental Area of the catchment upstream (ha) : 180 Total annual rainfall (mm) : 778 Range of incoming flows (L/s) : 3 to 1500 Contact: Institut für Hydrologie, Fahnenbergplatz 79098 Freiburg, Germany

Main results

ArtWET-Prototype D6 in Eichstetten, Germany (Photo 08.2010):

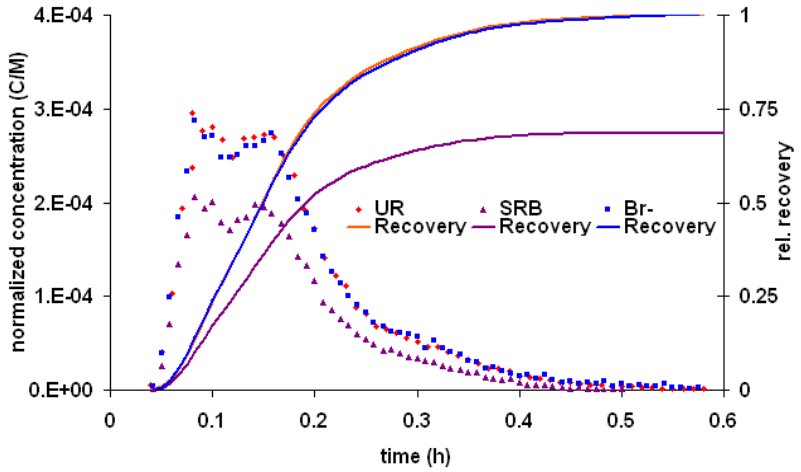


	Volume m³	Area m²	Depth m	Discharge l/s
2008	6.5	65	0.1	5.7
2010	95.5	258	0.3	10.0

Multi Tracer Experiments
Summary of the results

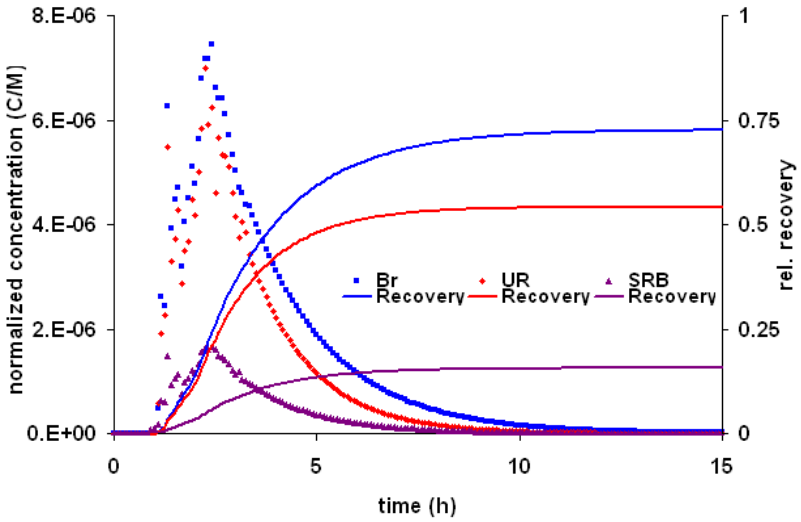
We conducted several multi tracer experiments in the ArtWET-prototype D6. First in the small permanent flow wetland (2007-2009). In 2009/2010 the prortype was rebuilt and optimized for pesticide retention. The results of the multi tracer experiments conducted in 2010 show the effect of these measures.
Using a conservative tracer (NaBr) we determined for the wetland prototype an increase of tracer detention time from 0.15 hours up to 4.0 hours. In contrary to the first prototype effective light degradation of uranine could be observed. Total amount of sorbed sulphorhodamine B was increased. While specific peak attenuation (SPA) is better in the new prototype, specific tracer retention by area (ATR) and by volume (STR) is lower due to low vegetation density.
The two graphs and tables on the next page summarize the results of the tracer experiments.

Results of Multi-Tracer Experiments 2008



2008	M_{Inj}	R_{obs}	t_{50}	τ	SPA	ATR	STR
Tracer	mg	%	h	h	g/µg	%/m³	%/m²
Bromide	38800	93	0.15	0.17	0.58		
Uranin	10	104			0.49		
SRB	20	68			0.75	0.48	4.8

Results of Multi-Tracer Experiments 2010

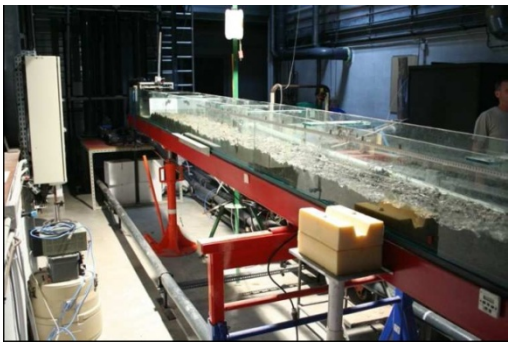


2010	M_{Inj}	R_{obs}	t_{50}	τ	SPA	ATR	STR
Tracer	mg	%	h	h	g/µg	%/m³	%/m²
Bromide	388000	72	4.0	3.6	1.4		
Uranin	200	54			1.9	0.18	0.48
SRB	1000	15			6.9	0.33	0.88

Implementation recommendations
Recommendations for a permanent flow- wetland*:* - Peak-flows should be rerouted to prevent remobilization of stored contaminants and to avoid damages to the plant community. - A sedimentation area, which can be cleaned out frequently, is helpful. - Shallow water depth < 0.3 m provides better sorption conditions. - Vegetation density should be not too high to allow exchange of flow. - Vegetation should be well distributed to avoid preferential flow paths. - Natural occurring vegetation can be used (e.g.: Phragmitis Australis) - Peer-shaped wetlands seem to develop a well-mixed flow system

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: France
Prototype Name: Forested Microcosm	City: Antony, Villedomain
Contact: omer@cemagref.fr	
Date of construction:	







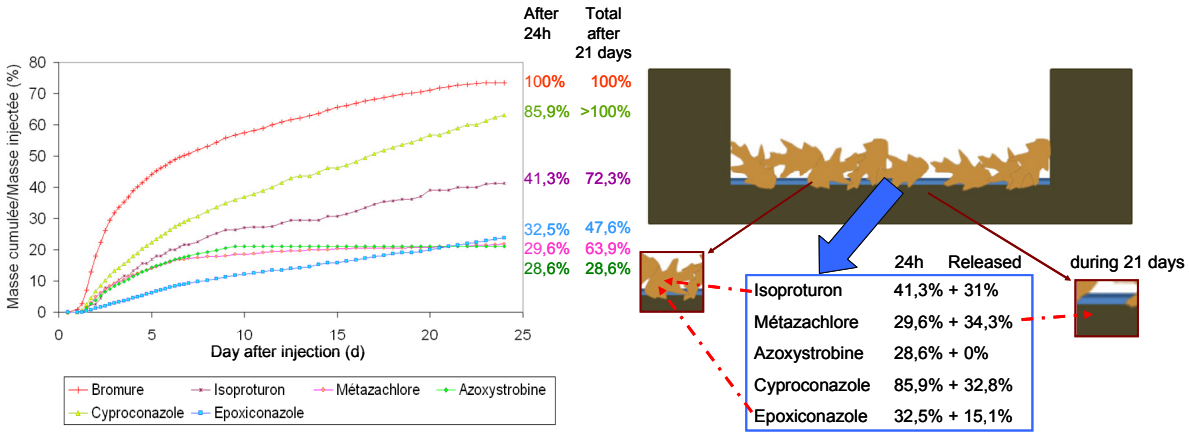


Prototype description	
The forested microcosm gathers two devices: laboratory microcosm called canal and field microcosm. The main objective is to assess pesticide mitigation by litter soil under controlled conditions. Methodology is based on tracer experiment. The selected products (dye tracer, pesticide) are applied according Dirac assumption, and hydraulic properties are then described.	
Prototype characteristics	
Laboratory scale Dimension: 7m*0.3*m*0.5m Surface Area: 2.1m² Soil: gleyic luvisol with litter Range of inlet discharge: 0-1L/S	Field microcoms Dimension: 36m*1.5m Surface Area: 54m² Soil: gleyic luvisol with litter Range of inlet discharge: 0-1L/S
Measuring devices	
Flowmeter, electrical conductivity probes, water level sensors, peristaltic pump, automatic samplers, redox probe, O2 probes, Bromide specific electrode probe.	
Additional information	
Contact: Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY	

Main results

The forested microcosm gathers two devices: laboratory microcosm called canal (7m length) and field (36m length) microcosm. The main objective is to assess pesticide mitigation by litter soil under controlled conditions. Methodology is based on tracer experiment. The selected products (dye tracer, pesticide) are applied according Dirac assumption, and hydraulic properties are then described.

Pesticide Mass Balances during the tracer experiments



Forest microcosm experiments showed two main results:

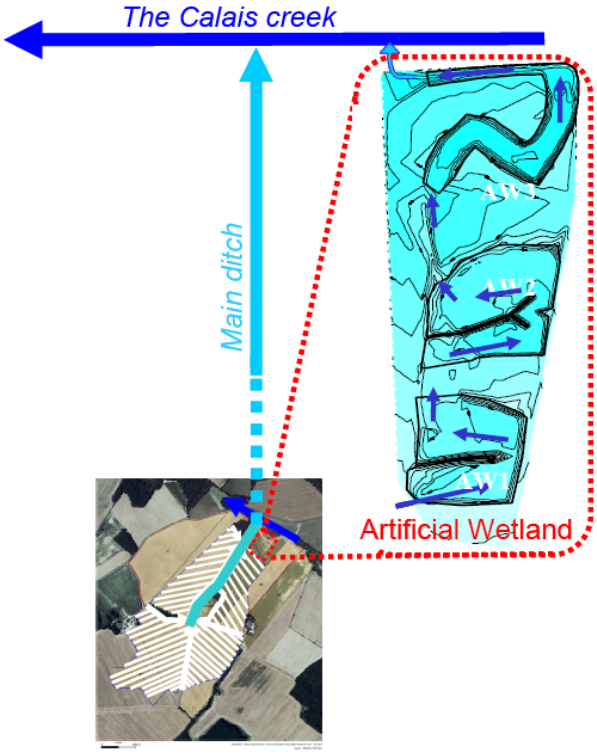
- efficiency is strongly linked to adsorption's capacity: dead leafs, high organic content are favourable to increase adsorption
- BUT for some pesticides, desorption should not be neglected.

Implementation recommendations

See section Forest buffer

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: France
Prototype Name: Artificial Wetland of Loches	City: Villedomain
Contact: omer@cemagref.fr	
Date of construction: 2007	









Close



Open











Prototype description
In a 100% drained agricultural watershed (surface area of 42 ha), an artificial wetland was implemented in 2007 in parallel to a drainage ditch, before the junction with a natural waterbody (Calais creek). This buffer zone is made by 3 cells in serie (AW1, AW2, AW3). The inlet system is manually operated by the farmer himself after pesticide application during one month. The discharge at the inlet is voluntary limited to 30 l/s (0.8 L/s/ha) in order to trap the maximum pesticide fluxes within the minimum drained water. Note that this artificial wetland, which objective is to limit pesticide transfer, is associated to adaptation of agricultural practices which objective is to reduce pesticide pressure.

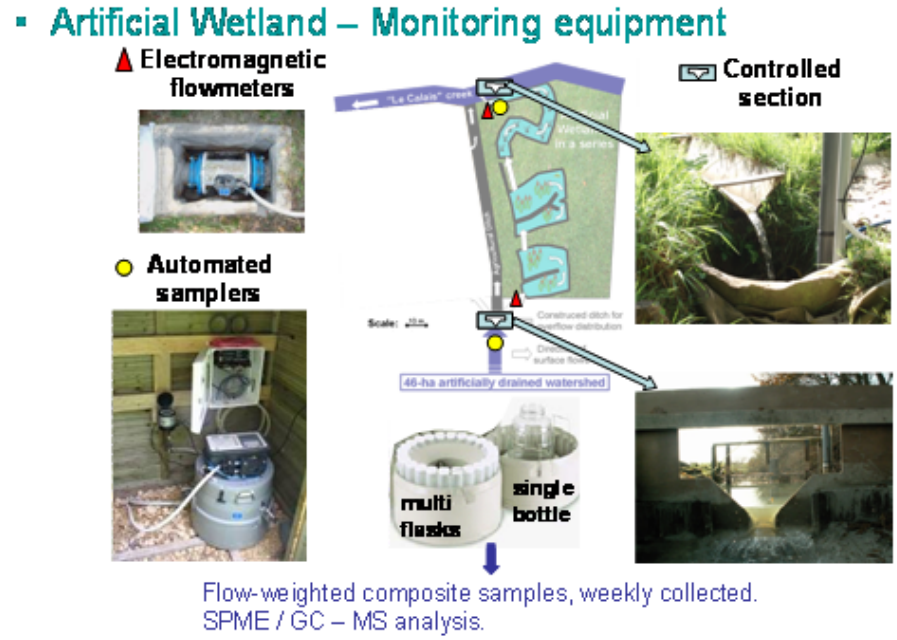
Prototype characteristics	
Global length to width ratio: 20:1 Surface Area: 1280m² % watershed surface area: 0.30 Storage volume capacity: 330m^3 Average Depth: 0.5m Vegetation cover: 70%	AW1 (L: 25m; W: 22m; D: 0.8m) AW2 (L: 27m; W: 27m; D: 0.5m) AW3 (L:54m; W: 4m; D: 0.3m) Vegetation: *Typha latifolia, Phragmite australis, Juncus conglomeratus, Festuca arundinacea, Phalaris arundinacea, Glyceria Maxima*

Measuring devices
Ditch: V-notch weir, water level sensor Inlet and Outlet of artificial wetland: - Electromagnetic flowmeter, electrical conductivity probe - Automatic sampler connected to data logger Rain gauge

Additional information
Climate: Oceanic Average Annual Rainfall: 777mm Average ETP: 785mm Range of drained discharge at watershed scale: 0 to 200L/s Contact: Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY

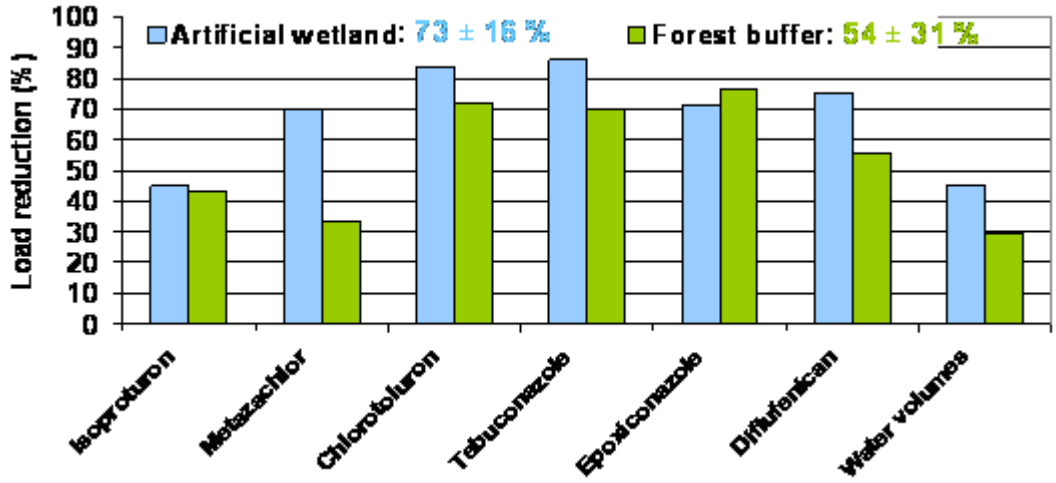
Main results

The artificial wetland is connected to the main drainage ditch by a pipe which is activated during pesticide application periods (November and March to June) by the farmer himself. This is what we call Open/Close Strategy.



The results of the artificial wetland have to be interpreted at two scales:
-internal efficiency which means the assessment of the pesticide reduction within the buffer zone
- global efficiency which means the assessment of the pesticide reduction at watershed scale

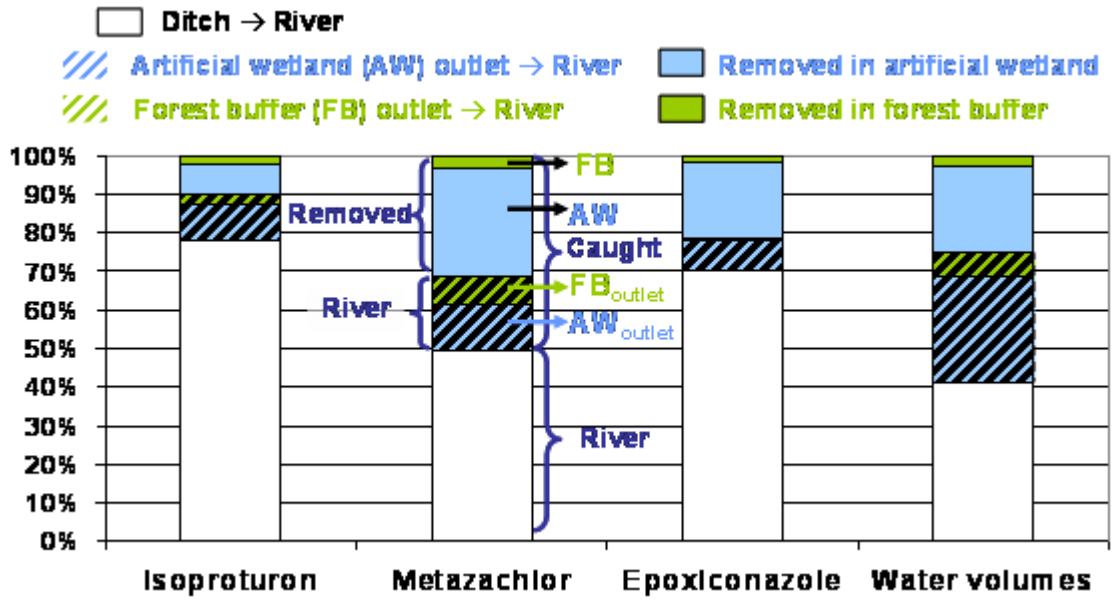
1) Internal Efficiency



The potential of the artificial wetland to reduce pesticide transfer is real. The Artwet results show a mean reduction of 73%. This efficiency is linked to pesticide properties (adsorption) and pesticide residential time (wetland's shape).

2) Global Efficiency

The global efficiency corresponds to the assessment of the pesticide reduction at watershed scale from the plot to the river. This assessment includes the Open/Close strategy (intercepted water volumes) and internal efficiency (potential) as well.



In the whole The artificial wetland limits the transfer of 39% pesticide to the river. We highlight to factors to be optimized: Open/Close strategy management by the farmer and adsorption within the artificial wetland by implementing straw filter.

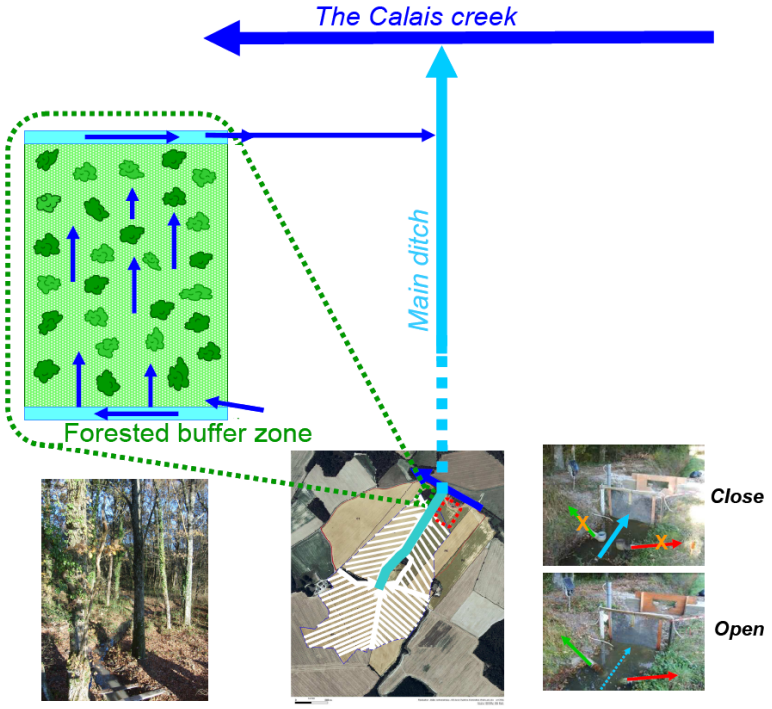
Implementation recommendations

In the case of subsurface drainage, because water flows are extremely variable, and pesticide application period focused on November, March, April, May, we recommend:

- to implement an artificial wetland in parallel of the main drainage ditch. The connection is made by a pipe and a gate. The gate is manipulated by the farmer himself during one month after pesticide application. Paid attention to be in accordance with the regulation.
- the artificial wetland design should take into consideration a volume criteria of 30m^3 by drained hectare, a water depth of maximum 1 m to allow vegetation and biology to settle, and a torturous pathway to increase residential time.
- as close as possible to the farm scale due to the highest pesticide concentration (and less dilution)
- to plant local vegetation in the artificial wetland (mainly macrophytes)
- to involve as much as possible the farmer in the artificial wetland design, location, and management.

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: France
Prototype Name: Forested Buffer Zone	City: Villedomain
Contact: julien.tournebize@cemagref.fr	
Date of construction: 2007	





Prototype description
In a 100% drained agricultural watershed (surface area of 42 ha), a forested buffer was tested since 2007 in parallel to a drainage ditch, before the junction with a natural waterbody (Calais creek). This buffer zone is made by overflowing water on forested litter. The inlet system is manually operated by the farmer himself after pesticide application during one month. The discharge at the inlet is voluntary limited to 30 l/s (0.8 L/s/ha) in order to trap the maximum pesticide fluxes within the minimum drained water. Note that this forested buffer, which objective is to limit pesticide transfer, is associated to adaptation of agricultural practices which objective is to reduce pesticide pressure.

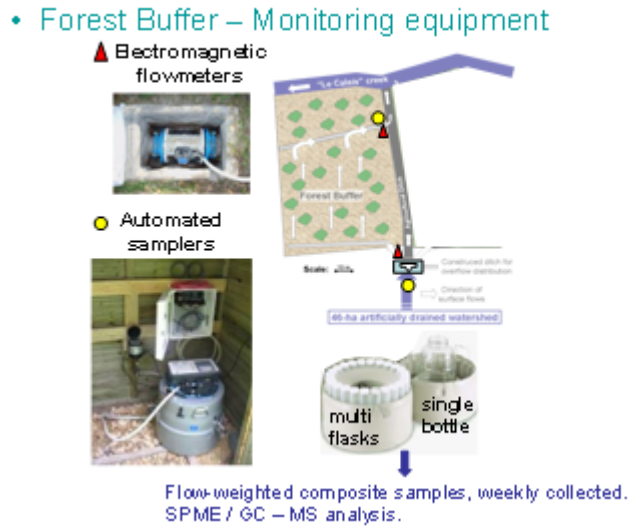
Prototype characteristics	
Global length to width ratio: 1:1 Surface Area: 1600m² % watershed surface area: 0.40	Storage volume capacity : 32m^3 Average depth: 0.02m Vegetation: *Quercus robur*

Measuring devices
Ditch: V-notch weir, water level sensor Inlet and Oultet of artificial wetland: - Electromagnetic flowmeter, electrical conductivity probe - Automatic sampler connected to data logger - Rain gauge

Additional information
Climate: Oceanic Average Annual Rainfall: 777mm Average ETP: 785mm Range of drained discharge at watershed scale: 0 to 200L/s Contact: Cemagref / UR HBAN, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 ANTONY

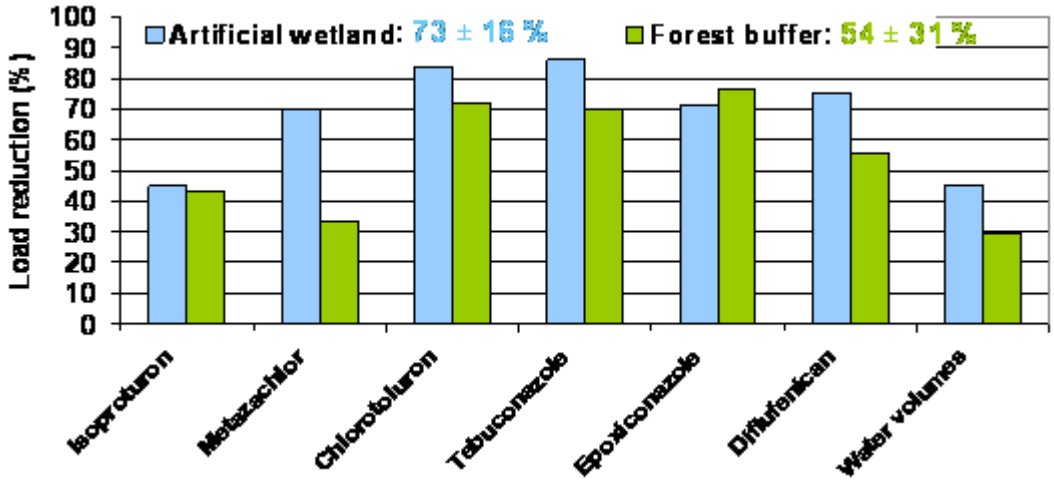
Main results

The forest buffer is connected to the main drainage ditch by a pipe which is activated during pesticide application periods (November and March to June) by the farmer himself. This is what we call Open/Close Strategy.



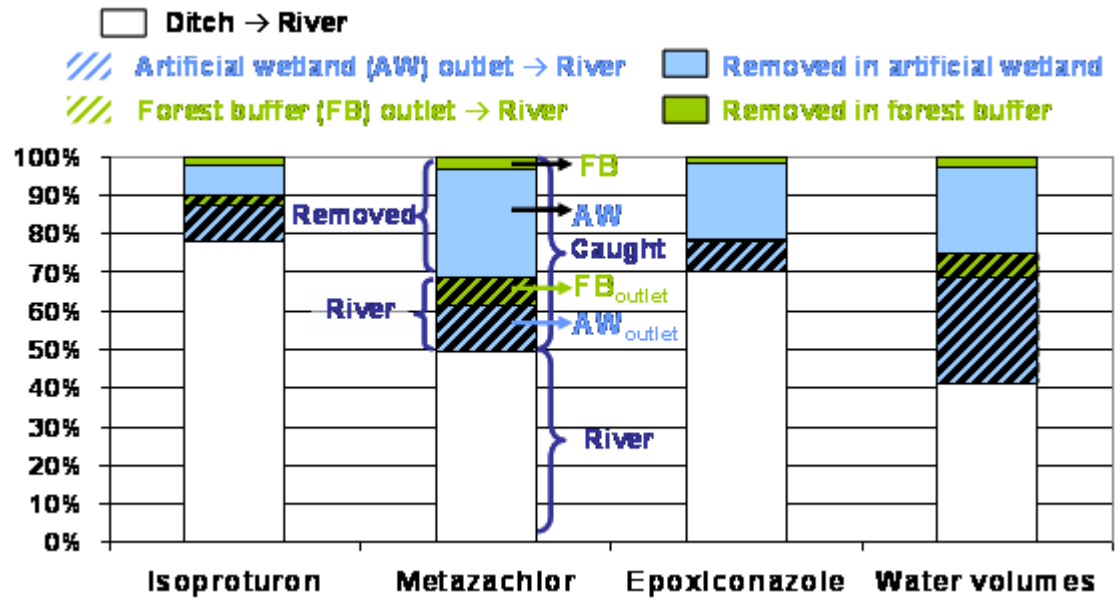
The results of the forested buffer have to be interpreted at two scales:
-internal efficiency which means the assessment of the pesticide reduction within the buffer zone
- global efficiency which means the assessment of the pesticide reduction at watershed scale

1) Internal Efficiency



The potential of a forest buffer to reduce pesticide transfer is real. The Artwet results show a mean reduction of 54%. This efficiency is strongly linked to the high organic matter content in a forested soil. Indeed non sorptive molecules such as isoproturon are less mitigated than sportive molecule such as epoxiconazole.

2) Global Efficiency
The global efficiency corresponds to the assessment of the pesticide reduction at watershed scale from the plot to the river. This assessment includes the Open/Close strategy (intercepted water volumes) and internal efficiency (potential) as well. We have to insist on the fact that the forest buffer was open only during winter to prevent the trees from suffering of water excess during summer.



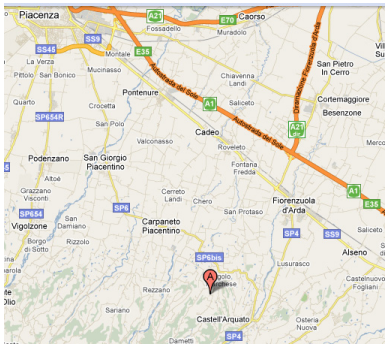
In the whole forest buffer limit the transfer of pesticide only from 10 to 30% to the river, and during winter.

Implementation recommendations

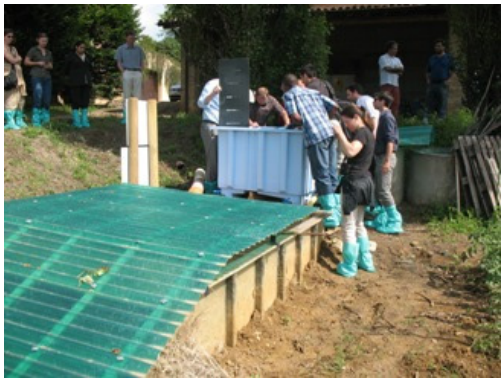
In the case of subsurface drainage, because water flows are extremely variable, and pesticide application period focused on November, March, April, May, we recommend:

- to implement as close as possible to the farm scale due to the highest pesticide concentration (and less dilution)
- to take benefit of pre-existing forest
- to ensure a thin water flow to increase contact between pesticide and forested soil organic matter
- to avoid overflow during summer time
- to involve as much as possible the farmer in the artificial wetland design, location, and management

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: Italy
Prototype Name: Biomassbed	City: Vigolo Marchese, Piacenza
Contact: Università Cattolica del Sacro Cuore - Piacenza	federico.ferrari@unicatt.it
Date of construction: 2006	

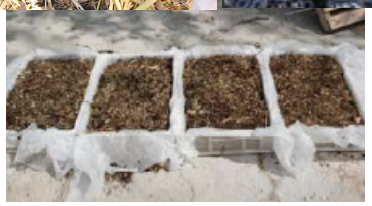












Prototype description

The Biomassbed is an offset, lined system, where waste waters, containing pesticide residues, leach through the biomix (a mix of topsoil, compost and organic matter). There is also a system to force the circulation of the water through the biomix to keep it wet to avoid damage to the biomix microbial activity in the driest period and to increase the period of contact between the water and the biomix. After some cycles of the waste water through the biomix, the pesticide residues in the water tend to decrease: the treated waste water could be distributed in the fields.

Prototype characteristics

Water tank size

Volume (m^3) : 6.75
Length (m) : 3
Width (m) : 1.5
Depth (m): 1.5
Vegetation (dominant) : Vitis Vinifera

Bio-tank size

Length (m) : 1.5
Width (m) : 1.5
Depth (m) : 1
Contains inert material and biomix (compost and organic matter)

Measuring devices

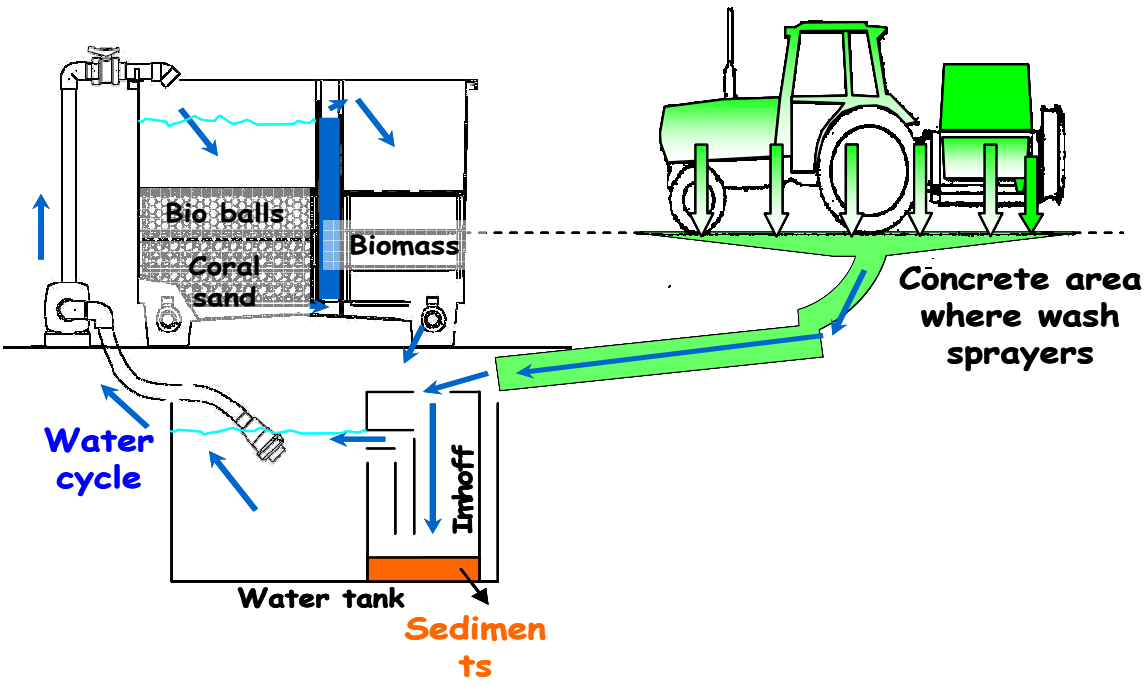
Water and biomix samples for pesticides measurement

Additional information
Climate : continental Total annual rainfall (mm) : 850 - 900 mm Range of incoming flows (L) : 4000 +/- 1000 Contact: Ist. Di Chimica Vegetale, Università Cattolica del Sacro Cuore, Via E. Parmense 84, 29122, Piacenza

Main results

Material and methods:





Targeted pesticides (fungicides and insecticides)
Chlorpyrifos
Cyprodinil
Fludioxonil
Metalaxyl
Penconazole
Dimetomorph
Thiametoxam

Results 2008

a.i.	% in the water	% in the biomass	% in the suspended solids	% dissipated / adsorbed
Chlorpyriphos	**0.00**	**0.59**	**0.00**	**99.41**
Cyprodinil	**0.14**	**0.09**	**0.02**	**99.75**
Fludioxonil	**0.06**	**0.41**	**0.01**	**99.52**
Metalaxyl	**0.09**	**0.01**	**0.00**	**99.91**
Penconazole	**0.18**	**2.01**	**0.20**	**97.61**

- The prototype allowed the reduction of the major part of the chemicals (has been dissipated from 97.6% of Penconazole to 99.9% of Metalaxyl) and the major part of the detected residues even below of the 2.4% of the loaded mass was found mainly in the biomass for Chlorpyrifos, Fludioxonil, Penconazole while mainly in the water for Cyprodinil and Metalaxyl (see results table).
- Water concentrations of chemicals ranged from no detection for Chlorpyrifos (< LOD) to 1.2 □g/l, 2.6 □g/l, 4.3 □g/l and 8.5 □g/l respectively for Fludioxonil, Penconazole, Cyprodinil and Metalaxyl.
- The system developed for 2008 was the more efficient.
- It required low quantities of biomass (< 60 kg),
- Working from May to the end of September 2008 it reduced the chemical concentrations from 98.2 to 99.9% in the effluents.

Results 2009

PENCONAZOLE	a.i. applied	a.i. discharged in the biobed	Water conc. at 1° September	Water conc. after the biobed	Conc. in the biomass at the end	Estimation of dissipation-degradation
	Kg	g in 2200L	µg/L in 2000L	µ g/L in 1600L	mg/kg	%
Dimetomorph	**3.42**	**7.95**	**4.8**	**0.86**	**0.27**	**82.8**
Thiametoxam	**0.92**	**1.08**	**2.1**	**1.8**	**0.02**	**30.1**
Metalaxyl	**8.63**	**13.36**	**214.8**	**1.3**	**0.02**	**99.5**
Penconazole	**0.17**	**0.27**	**6.2**	**1.5**	**0.29**	**77.7**
Chlorpyrifos-methyl	**7.29**	**36.4**	**2.3**	**0.1**	**n.d.**	**96.2**

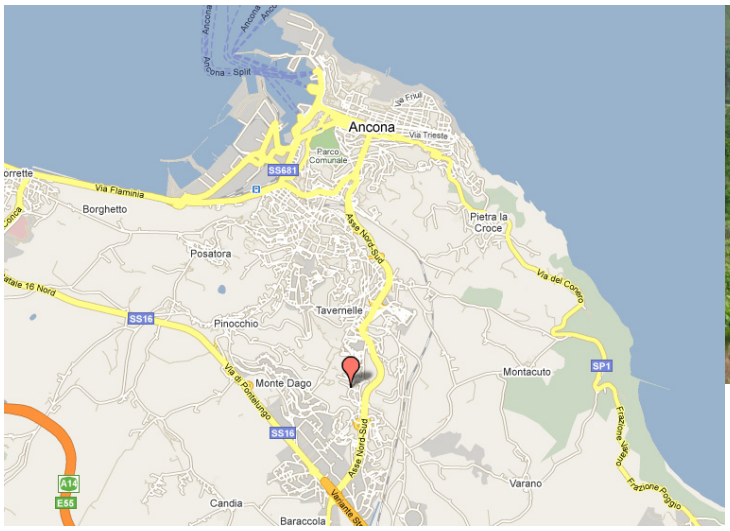
- The same design of the prototype
- Biomass used during 2008 was recycled during 2009 with the addition of new biomass of the same kind (20% to reach the correct volume)
- The prototype accumulated waste water until last treatment (mid august) and run (from 1° September) for two following months.

- The system developed for 2008 during the project seems to be more efficient than the old one.
- It loose efficiency for some a.i. if old biomass is not accurately replaced.
- Waste water can be accumulated during the applications period (summer) and processed afterwards

Implementation recommendations

- For maximum efficiency it is necessary to periodically check the operation of the prototype.
- It is recommended to verify that the biofilters are covered with water in an optimal way for at least the first few days of operation.
- It is advisable to ensure the integrity and life cover with a protective sheet during the period of non-operation (winter), remove any remaining water in the pipes, leaving open the bulkhead and put the submersible pump in a suitable place.
- It is recommended to replace each year the biomass to maintain a high efficiency of degradation of pesticides
- Also the level of organic matter must be controlled, since it can be reduced as a result of the action of water, in which case it can be used more mature compost to return to the initial quantity.
- the wash area, used to collect the rinse water from the barrel and the sprinklers and channelled into the tank, shall be made of concrete and must be waterproof
- Since in Italy there are no laws regulating the placement of Biomassbed, the laws in force in France for similar products are taken as reference. Biomassbed must be installed with the following distances:
  • distance from the boundaries of property: 10 meters
  • Distance from a house: 30 m
  • distance from a place of work (eg laboratory): 10 meters
  • distance from a place of passage: 1 meter,
  • distance from wells, springs, streams, rain water collection networks: 5 meters
  • distance from another site with a Biomassbed: 100 meters
  • Must not be located in a flood zone

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	**Country: Italy**
Prototype Name: Biomassbed	**City: Ancona**
Contact: Università Politecnica delle Marche - Ancona	**c.vischetti@univpm.it**
Date of construction: 2008	





Prototype description
The Biomassbed is an offset, lined system, where waste waters, containing pesticide residues, leach through the biomix (a mix of topsoil, compost and organic matter). There is also a system to force the circulation of the water through the biomix to keep it wet to avoid damage to the biomix microbial activity in the driest period and to increase the period of contact between the water and the biomix. After some cycles of the waste water through the biomix, the pesticide residues in the water tend to decrease: the treated waste water could be distributed in the fields.

Prototype characteristics	
Water tank size	**Bio-tank size**
Volume (m^3) : 6.75 Length (m) : 3 Width (m) : 1.5 Depth (m): 1.5 Vegetation (dominant) : Vitis Vinifera	Length (m) : 1.5 Width (m) : 1.5 Depth (m) : 1 Contains inert material and biomix (compost and organic matter)

Measuring devices
water samples for pesticides measurement

Additional information
Climate : continental Total annual rainfall (mm) : 760 - 770 mm Range of incoming flows (L) : 4000 +/- 1000 Contact: Sezione di Chimica Agraria- S.A.P.R.O.V.

Main results

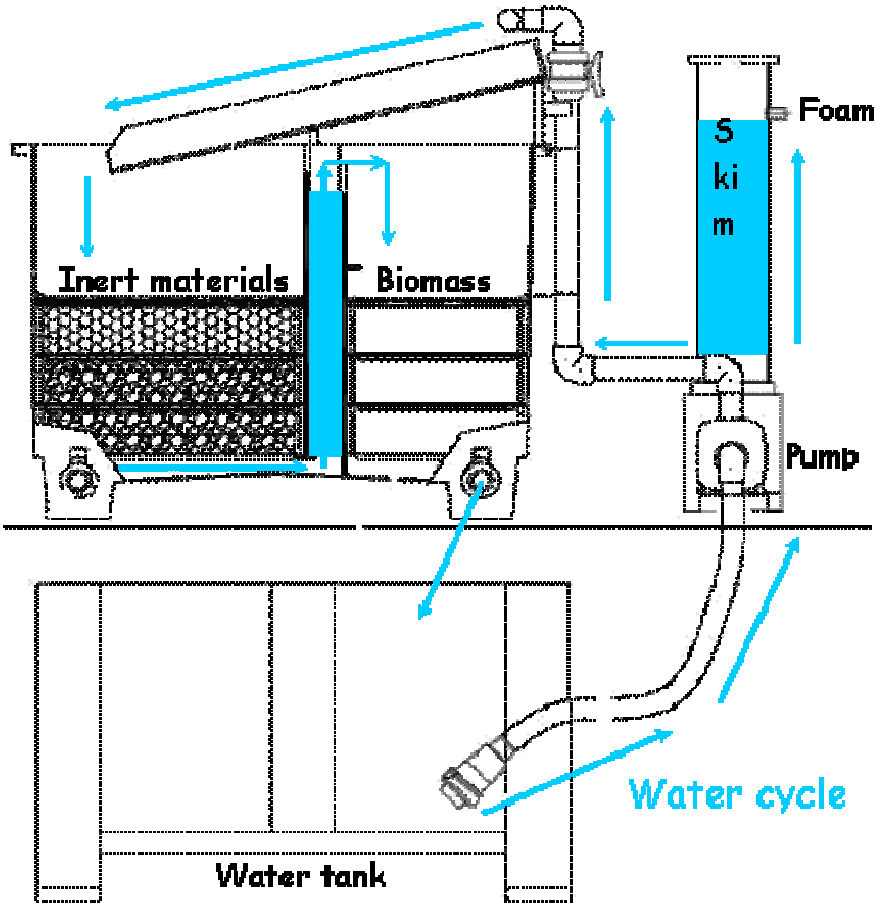
Material and methods





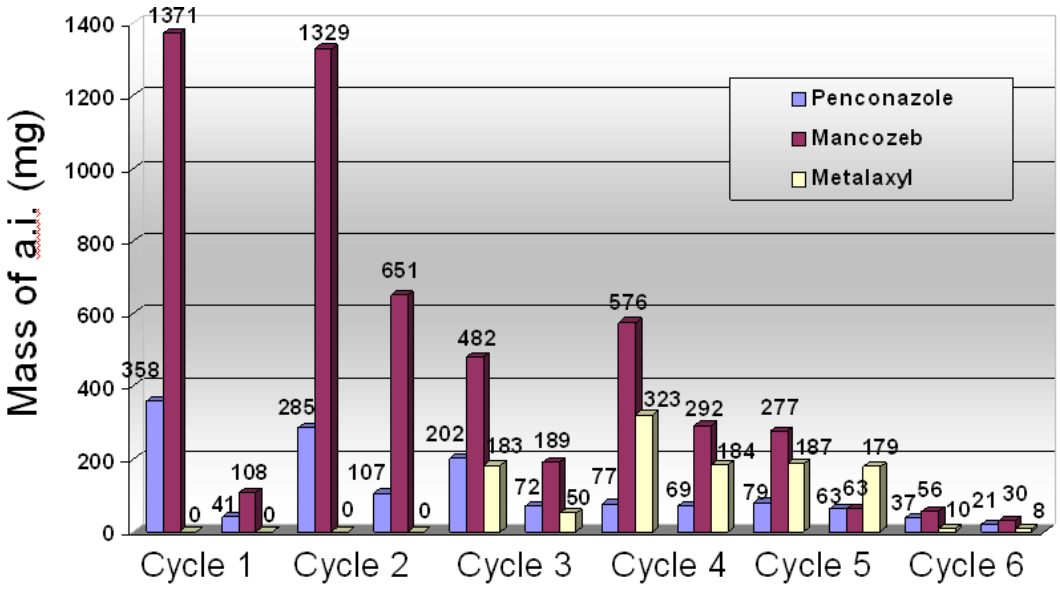


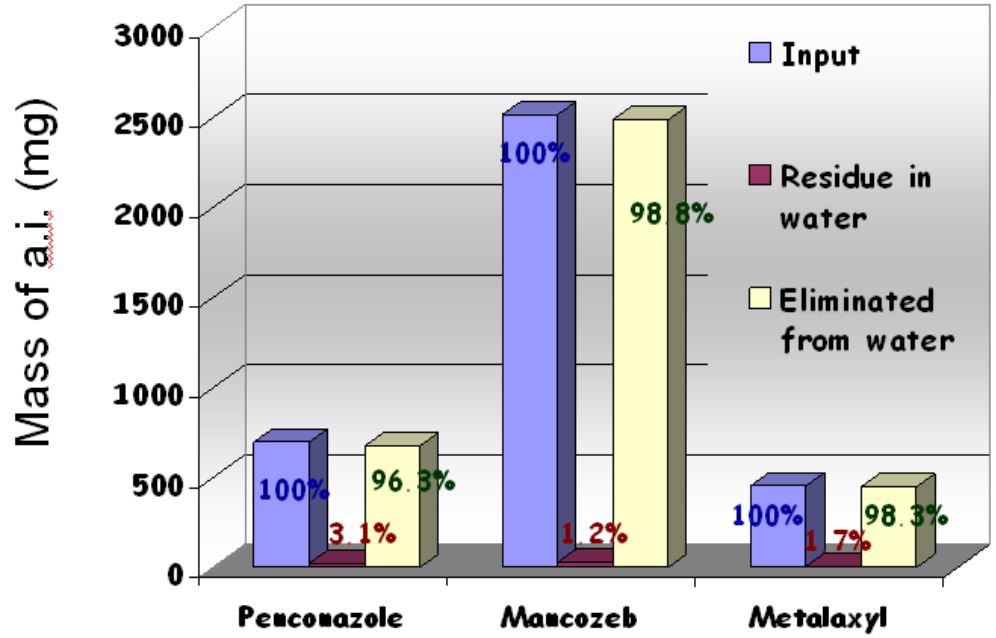




Targeted pesticides (fungicides and insecticides)
Metalaxyl
Penconazole

Results





The prototype equipped with the "skim" offers the following advantages:

- The depuration efficiency is magnified in a single cycle.
- Chemicals are both retained by biomass and separated together with the foam
- The time for decrease the concentration of a.i. is lower respect with the Pusterla prototype

…but the foam separated from the water (few litres/cycle) must be disposed as chemical waste

Implementation recommendations

- For maximum efficiency it is necessary to periodically check the operation of the prototype.
- It is recommended to verify that the biofilters are covered with water in an optimal way for at least the first few days of operation.
- It is advisable to ensure the integrity and life cover with a protective sheet during the period of non-operation (winter), remove any remaining water in the pipes, leaving open the bulkhead and put the submersible pump in a suitable place.
- It is recommended to replace each year the biomass to maintain a high efficiency of degradation of pesticides
- Also the level of organic matter must be controlled, since it can be reduced as a result of the action of water, in which case it can be used more mature compost to return to the initial quantity.
- the wash area, used to collect the rinse water from the barrel and the sprinklers and channelled into the tank, shall be made of concrete and must be waterproof
- Since in Italy there are no laws regulating the placement of Biomassbed, the laws in force in France for similar products are taken as reference. Biomassbed must be installed with the following distances:
  - distance from the boundaries of property: 10 meters
  - Distance from a house: 30 m
  - distance from a place of work (e.g. laboratory): 10 meters
  - distance from a place of passage: 1 meter,
  - distance from wells, springs, streams, rain water collection networks: 5 meters
  - distance from another site with a Biomassbed: 100 meters
  - Must not be located in a flood zone

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: Germany
Prototype Name: Experimental vegetated ditches at Landau University	City: Landau
Contact: Institute for environmental Sciences Fortstr. 7	umwelt@uni-landau.de
Date of construction: 2007-2008	







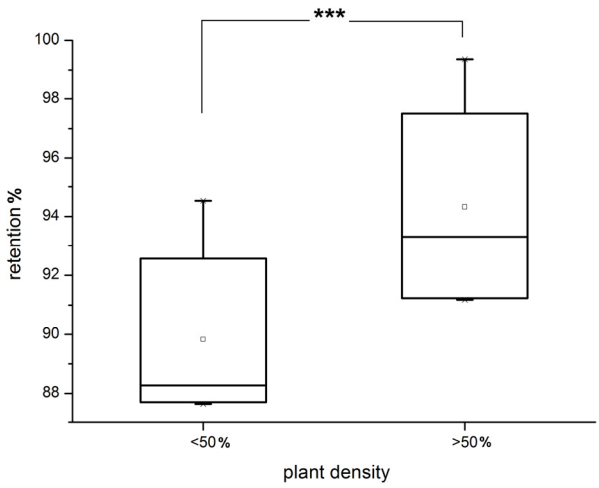
Prototype description	
At the campus of the University Landau, Germany, a flow-through vegetated ditch mesocosm was put in operation within the project ArtWET The mesocosm consists of six ditches manufactured of concrete tubs (Dimensions: 4,500 cm (L) x 40 cm (W) x 50 cm (D)). Each ditch is fed by spillway at its inlet (Fig. 2) where water can be induced in three different ways. During adjustment the ditches were charged with a sandy-loamy topsoil and planted with the submerged macrophyte Eldodea nuttallii (Fig. 3). During adjustment periods water is circulated from a sedimentation basin at the ditches outlet back to the inlet by electrical pumps. During experimental phases water can be induced either additionally or exclusively from a water tank as well as from communal water supply.	
Prototype characteristics	
Area (m²) : 108 Volume (m^3) : 32.4 Length (m) : 45	Width (m) : 0.4 Depth (m): 0.5 Vegetation (dominant) : Elodea nutallii
Measuring devices	
During experiments samples of water, plants and sediment were taken at the inlet, center and outlet of each ditch. Temperature, pH, Conductivity and discharge is monitored regularly	

Additional information
Climate : continental Area of the catchment upstream (ha) : 0 Total annual rainfall (mm) : 643 Range of incoming flows (L/s) : 0 to 3 Contact: Universität Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829

Main results







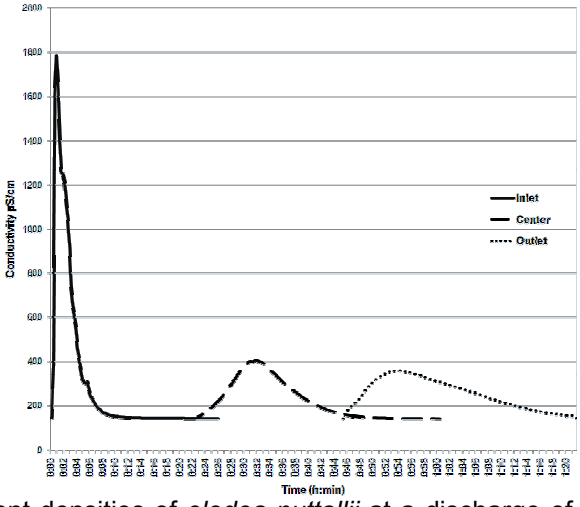


Fig: A: Pesticide retention performance with different densities of *elodea nuttallii* at a discharge of 1 l/s. B: example of a NaCl tracer run in a vegetated ditch at a discharge of 1 l/s

Technical details and some general features:

- Six independent channels, each 45 m long, 0.4 m wide and 0.5 m deep.
- Material: High density concrete
- Water depth: Variable, up to 40 cm
- Sediment depth: Variable, often 5 to 10 cm
- Sediment characteristics: Variable depending on the needs, at present loamy sand with about 2.5% TOC.
- Aquatic macrophytes: Variable depending on the needs, submerged and emergent vegetation possible, including reeds, at present varying densities of *Elodea nutallii*.
- Flow regime: 3 different types of water sources can be used:
  a) run by recirculating pumps

b) fed by a 200 m3 open pond with pre-aged water (see pictures below), which is renewed from a municipal water pipe
c) fed from a municipal water pipe with a maximum of about 3 L/s per channel

In principle, the channels can be run as completely recirculating (type a), completely flow-through (type b or c or a mixture of both) or as a mixture of a, b and c. In flow-through mode, the outflowing water is discharged to an appropriate treatment system.

- Discharge: Anything up to about 3 L/s per channel at a given width of 0.4 m (equals about 7.5 L/s per channel, when extrapolated to a width of 1 m).
- Flow velocity: Anything up to about 0.05 m/s, may be greatly different along the vertical depth gradient depending on the type and density of plant coverage.
- Hydraulic residence time τ: Anything greater than about 0.06 d.

Exposure scenarios: Anything from one or more short-term peaks up to a chronic exposure regime is possible. Water, sediment, plant and invertebrate sampling for residue analysis are possible.
Effect scenarios: The unit is particularly suitable for combined fate (exposure) and effect studies. The channels can host a variety of ditch or stream invertebrates depending on the characteristics of the desired experiment/study.

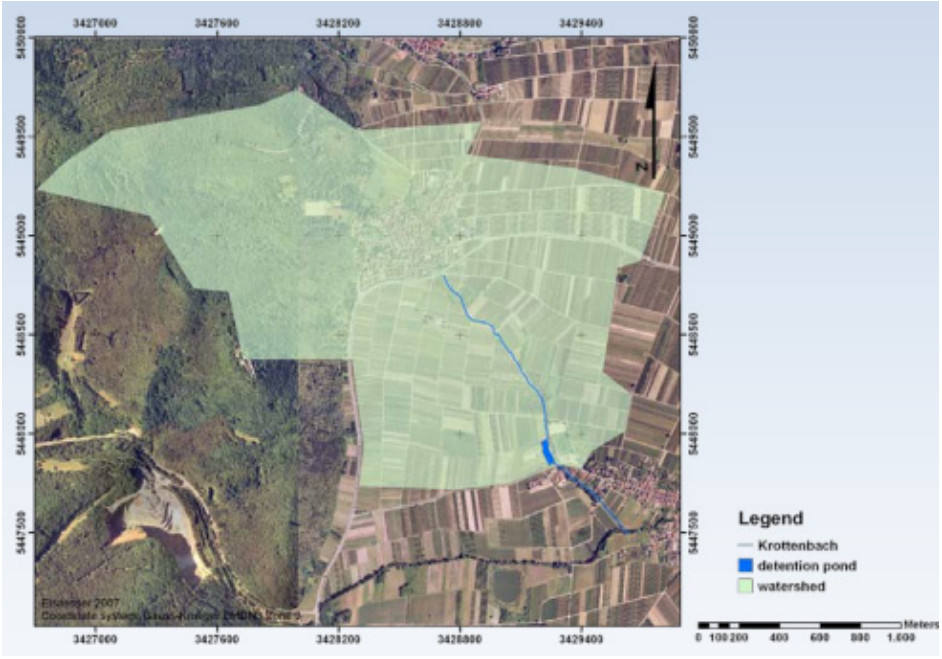
Following extensive restructuring and technical improvement, the experimental vegetated ditches were planted with *Elodea nuttallii* in spring 2009. The variable feature of the experimental setup was the plant density. Four tracer-experiments (together with partner UF) and one pesticide and biocide experiment were conducted during the vegetation period of 2009.

Implementation recommendations

As experimental site the ditch system was constructed to be able to change different parameters while leaving all other constant. Discharge, water level, water quality (temperature, pH, conductivity, and oxygen), plant types and densities, sediment and macroinvertebrates can be controlled.
During winter it is recommended to remove the water meters and either the water circulate with the pumps or remove all the water from the system.
Full maintenance of pumps and tubes should be performed prior to each experimental season.

Identification: LIFE 06 ENV/F/000133	Country: Germany
Prototype Name: Detention pond and vegetated ditch Krottenbach	City: Landau
Contact: umwelt@uni-landau.de	
Date of construction: 2007-2009	



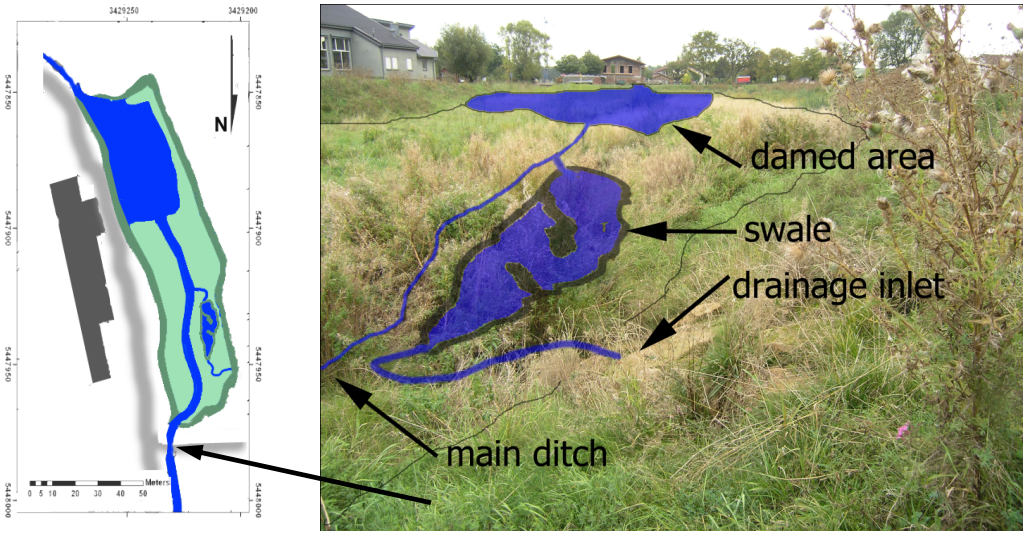




Prototype description
In 2008, the Krottenbach between Eschbach and Göcklingen nearby Landau (Southern Palatinate, Germany) was renaturated and a detention pond was built. Retention times and mitigation capability were optimized by damming the outlet of the pond and planting the pond and the ditch upstream of the pond. An additional use was defined for the ArtWET project. In addition to its function of protection against flooding, this storm basin became a prototype to reduce the transfer of pesticides and to mitigate the non point source pesticide pollution. This new system is composed by a deposit zone where water could be present and a sand filter zone where water fluxes are slowed down and treated thanks to the vegetation and micro-organisms. At the outlet, the discharge drains trough 36 orifices (50 mm).

Prototype characteristics		
Vegetated ditch	**Damed area**	**Small basin**
Area (m²) : 51 Volume (m^3) : 5.1 Length (m) : 85 Depth (m): 0.1 Vegetation (dominant) : Phragmites Australis	Length (m) : 30-70 Width (m) : 15 - 20 Depth (m) : 0.1 - 0.55 Vegetation (dominant): Phragmites Australis	Area (m²) : 26 Volume (m^3) : 3.9 Depth (m): 0.15 Vegetation (dominant) : Alopecurus geniculatus, Phragmites Australis
Measuring devices		
Sampling stations Upstream of the vegetated ditch, at the outlet of the vegetated ditch at the inlet of a drainage tube, at the outlet of the small basin after the drainage inlet, upstream of the damed area and at the outlet of the detention pond. On catchment area : rainfall, temperature, pressure (every 5 minutes, station 55/ GOC Göcklingen, DLR/RNH)		
Additional information		
Climate : continental Area of the catchment upstream (ha) : 370 Total annual rainfall (mm) : 790.2 Range of incoming flows (L/s) : 0.5 to 50 Contact: Universität Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829		

Main results



Sampling during runoff events with precipitation of 5 to 30 mm show a decrease of pesticide concentration in all three wetland systems. The dammed area as the largest of the three systems shows a mean retention of 87 %, the vegetated ditch, which has only 4% the size shows mean retention rates of 78% and the swale shows a mean retention of 35 % (Fig 4). Both the dammed area and the vegetated ditch area perform significantly better than the small swale.

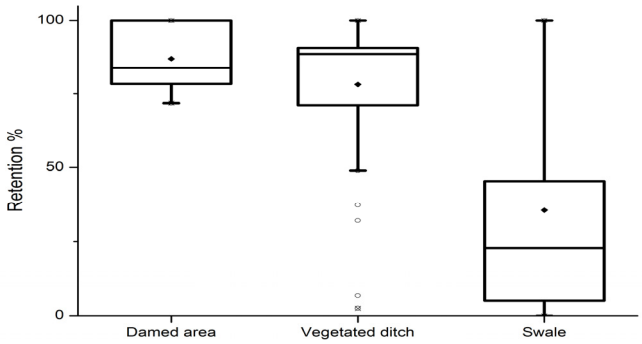


Fig: Comparison of the retention in the three wetland subsystems of the Krottenbach

Implementation recommendations

Both the vegetated ditch and the dammed area are able to retain pesticide pollution. The small swale is useful as pretreatment systems for the water from the drainage pipe which has a more constant flow and higher concentrations of pesticides. If only limited space is available the vegetated ditch system is more effective for pesticide retention. In case of a combined flood prevention and mitigation measure for agricultural non-point source pollution the detention pond is the ideal instrument.

Maintenance of the site should include harvesting of reed, and control of woods. Harvesting and removal of the vegetation in the detention pond leads to a maximum removal of nitrogen and phosphorus, a greater plant diversity, and a reduction in congestion in the water. The harvesting should be done in the beginning of the non-spraying season from September to February to allow the plants to grow before the first pesticide use. Due to very high discharge rates in winter it is necessary to remove sediments from the downstream part of the pond in early spring.
The outlet weir has to be checked regularly for clogging. The soil in the dammed area should be saturated all the time, but the water level is supposed to be only a few centimetres during low discharge to provide a large retention capability after heavy rain events. Especially in winter the weir should be opened from the bottom to provide highest stormwater retention capability.