



POLYTECH[®]
TOURS

Département
Aménagement et Environnement



Ecole d'ingénieurs
polytechnique
de l'université de Tours

CITERES
UMR 6173
Cités, Territoires,
Environnement et Sociétés

Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet
d'Aménagement, Paysage,
Environnement

Projet de Fin d'Etudes

Analyse bibliographique sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles tant sur les transferts de nutriments que de pesticides



Illustration : Mare de Rampillon en Seine-et-Marne



Augier Alix

2016-2017 Semestres 9&10

Directeur de recherche

BACCHI Michel

Analyse bibliographique sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles tant sur les transferts de nutriments que de pesticides

**Directeur de recherche
Michel BACCHI
2016-2017**

Auteur : Alix AUGIER

AVERTISSEMENT

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur (les auteurs) de cette recherche a (ont) signé une attestation sur l'honneur de non plagiat.

FORMATION PAR LA RECHERCHE ET PROJET DE FIN D'ÉTUDES EN GENIE DE L'AMENAGEMENT

La formation au génie de l'aménagement, assurée par le département aménagement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme et de l'aménagement, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysage et Environnement de l'UMR 6173 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne sur la base du Système Universitaire de Documentation (SUDOC), les mémoires à partir de la mention bien.

REMERCIEMENTS

Merci à Michel BACCHI, mon directeur de recherche, pour sa disponibilité et l'attention qu'il a accordé à mes interrogations ainsi qu'à mes réflexions.

Je remercie également Marion AMALRIC, enseignante chercheuse en géographie physique, humaine, économique et régionale, pour son aide et ses réponses à mes questions.

Je tiens à remercier Julien TOURNEBIZE, ingénieur à l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea) pour la transmission de ses publications.

Je souhaite également remercier Pascale Le Halper, responsable des bibliothèques de l'EPU, des expositions et de la bibliothèque Aménagement et Environnement, pour son aide dans la réalisation de mes recherches bibliographiques.

SOMMAIRE

Introduction :	8
1 Description des objets du sujet	9
1.1 Définition, typologie, réglementation, entretien et coût des zones tampons agricoles	9
1.1.1 Les zones tampons agricoles	9
1.1.2 La typologie des zones tampons agricoles	9
1.1.3 La typologie des zones tampons humides agricoles	10
1.1.4 La réglementation liée aux zones tampons agricoles	14
1.1.5 L'entretien et le coût d'une zone tampon humide agricole.....	15
1.2 Description des principaux contaminants d'origine agricole	17
1.2.1 Les apports azotés : le nitrate, l'azote organique et l'ion ammonium.....	17
1.2.2 Le cycle de l'azote.....	18
1.2.3 Les apports phosphorés : le phosphate, le phosphore organique et particulaire	21
1.2.4 Le cycle du phosphore.....	21
1.2.5 Les pesticides.....	23
2 Les processus mis en jeu pour la réduction des nutriments et des pesticides	26
2.1 Les voies de réduction de l'azote	26
2.1.1 Le cas des nitrates	26
2.1.2 Le cas de l'ammonium.....	28
2.1.3 Le cas de l'azote organique	29
2.2 Les voies de réduction du phosphore	29
2.3 Les voies de réduction des pesticides	31
2.3.1 Les processus destructeurs	32
2.3.2 Les processus non-destructeurs.....	32
3 L'efficacité des zones tampons humides agricoles	35
3.1 Grille d'analyse de l'efficacité d'une zone tampon humide agricole	35
3.1.1 Définition de l'efficacité	35
3.1.2 Grille d'analyse	35
Les perspectives du projet	38
3.2 L'efficacité d'atténuation des zones tampons humides agricoles vis-à-vis des transferts de nutriments et de pesticides.....	39
3.2.1 Le cas des nitrates	39
3.2.1.1 L'efficacité d'atténuation par les dispositifs tampons riverains de type prairie humide et ripisylve.....	39

3.2.1.2	L'efficacité d'atténuation par les ZTHA	44
3.2.2	Le cas du phosphate	54
3.2.2.1	L'efficacité d'atténuation par les ZTHA	54
3.2.2.2	L'efficacité d'atténuation par les dispositifs de type fossés végétalisés.....	56
3.2.3	Le cas des pesticides.....	57
3.2.3.1	L'efficacité d'atténuation par les dispositifs tampons riverains	57
3.2.3.2	L'efficacité d'atténuation par les ZTHA	60
3.2.3.3	L'efficacité d'atténuation par les dispositifs de type fossés végétalisés.....	67
3.3	La fonctionnalité écologique des zones tampons humides agricoles	68
3.4	L'insertion socio-territoriale des zones tampons humides agricoles.....	69
Conclusion		71
Bibliographie.....		72
Annexes.....		77
Liste des figures.....		79

Introduction :

L'impact des activités agricoles sur l'environnement constitue, encore aujourd'hui l'une des principales questions posées par la société à l'agriculture malgré une prise de conscience déjà ancienne (années 80, Tamian, 2008). Les pollutions agricoles engendrent principalement une altération significative de l'état des hydrosystèmes (Tamian, 2008). Elles présentent deux modes de transfert différents, l'un se réalise par diffusion (pollutions agricoles diffuses) et l'autre de façon ponctuelle. Celui par diffusion est probablement le plus fréquent en ce qui concerne les pollutions agricoles (Vymazal et Březinová, 2015). Les apports de nutriments (nitrates et phosphates) qui servent de fertilisants, et de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides, molluscicides) sont une source de pollution diffuse (Tournebize et al., 2016).

Pour répondre aux exigences de la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE), en termes de dégradation de l'eau par les pollutions agricoles, trois types de mesures peuvent être mises en place : (1) de profonds changements dans les pratiques agricoles, (2) l'application de bonnes pratiques et une utilisation raisonnable des pesticides, (3) la limitation du transfert de contaminants des terres agricoles vers les ressources en eau (Carlier et al., 2011). La première solution est la plus satisfaisante mais elle implique d'être mise en œuvre sur le long terme à l'aide de recherche en agronomie et de tests sur de nouveaux systèmes agricoles. Réduire l'utilisation des nutriments et des pesticides reste la première étape essentielle pour limiter leur introduction dans les environnements aquatiques (Tournebize et al., 2016). D'une façon complémentaire, le recours à la technique des zones tampons agricoles est une solution fréquemment envisagée. Le terme de zone tampon agricole désigne une interface entre le milieu agricole et les milieux aquatiques dont le but est de réduire les transferts de pollutions agricoles vers les masses d'eau. Dans le contexte du sujet, l'étude est concentrée sur les zones tampons humides agricoles.

L'objectif du rapport suivant est de réaliser une analyse bibliographique qui renseigne sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles par rapport aux transferts de nutriments et de pesticides. Autrement dit, la finalité de ce travail est de dresser un état des lieux des différents travaux, études de cas ou retours d'expériences, documentés dans la bibliographie en France et à l'international par rapport à l'efficacité des zones tampons humides agricoles. Afin d'apporter des éléments d'ouverture au sujet, l'analyse de la fonctionnalité écologique et de l'insertion socio-territoriale des zones tampons humides agricoles est également traitée.

Ce projet de fin d'études est décomposé en deux étapes principales. Pour la compréhension du sujet, la première étape consiste à décrire les différents éléments de la thématique étudiée et à préciser le fonctionnement des zones tampons humides agricoles en ce qui concerne la dissipation des contaminants d'origine agricole. La deuxième étape comprend le cœur du sujet en présentant l'analyse des différentes données recueillies à ce jour sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles ainsi que les éléments d'ouverture liés à la fonctionnalité écologique et à l'insertion socio-territoriale de ces dispositifs.

1 Description des objets du sujet

1.1 Définition, typologie, réglementation, entretien et coût des zones tampons agricoles

1.1.1 Les zones tampons agricoles

Dans le cadre du sujet le terme de zone tampon (« buffer zone » en anglais) désigne « indifféremment tout espace inter-parcellaire du paysage rural destiné à assurer une fonction d'interception et d'atténuation (rétention et/ou dégradation) des transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques » (Catalogne et Le Henaff, 2016). C'est la position spéciale de cette zone dans le bassin versant qui lui confère un caractère « tampon » (Tournebize et al., 2015).

Il est principalement question de « dispositifs rustiques, conçus pour être facile à aménager, engendrer un minimum de coûts et nécessiter peu d'entretien ». Ils utilisent notamment les techniques du génie écologique dans le but de valoriser, d'imiter voire d'optimiser les processus de rétention et de dégradation des contaminants rencontrés dans les milieux naturels (Catalogne, Le Henaff, 2016).

Ces caractéristiques confèrent un rôle épuratoire aux zones tampons agricoles qui peuvent être vues comme des dispositifs semi-curatifs vis-à-vis de leur efficacité à réduire l'impact des pollutions agricoles. Elles constituent également une solution complémentaire à l'adoption de pratiques dites « vertueuses » sur les parcelles en elles-mêmes (Catalogne et Le Henaff, 2016).

1.1.2 La typologie des zones tampons agricoles

En se basant sur la définition précédente, la notion de zone tampon agricole peut intégrer plusieurs éléments de paysage dont le but initial n'est pas toujours de jouer le rôle de zone tampon :

- Certains sont préexistants de façon naturelle ou initialement aménagés pour assurer une fonction spéciale (par exemple l'irrigation). C'est notamment le cas des prairies humides, des zones boisées, des mares, des étangs et des retenues collinaires...
- D'autres sont précisément positionnées, aménagées, gérées et entretenues afin d'avoir un rôle tampon et d'adapter leur intervention par rapport à une catégorie de substances et d'un type de transfert en particulier. C'est notamment le cas des bandes enherbées, des fascines ou des zones tampons humides artificielles (ZTHA).

Il existe différentes typologies de zones tampons qui peuvent être classées selon diverses caractéristiques : type de végétation en place, géométrie, état hydrique...

Deux typologies principales de classement des zones humides sont proposées par le guide de l'Irstea et de l'Onema : selon « la description visuelle des éléments du paysage pouvant jouer le rôle de zone tampon » ou « un gradient sec-humide ».

Dans le cadre du sujet, il est préférable d'utiliser la typologie basée sur l'état hydrique de la zone tampon. En effet, il est question d'étudier les zones tampons **humides** agricoles en particulier. Il apparaît alors important de prendre en compte les dispositifs présentant ce caractère humide (figure 1).

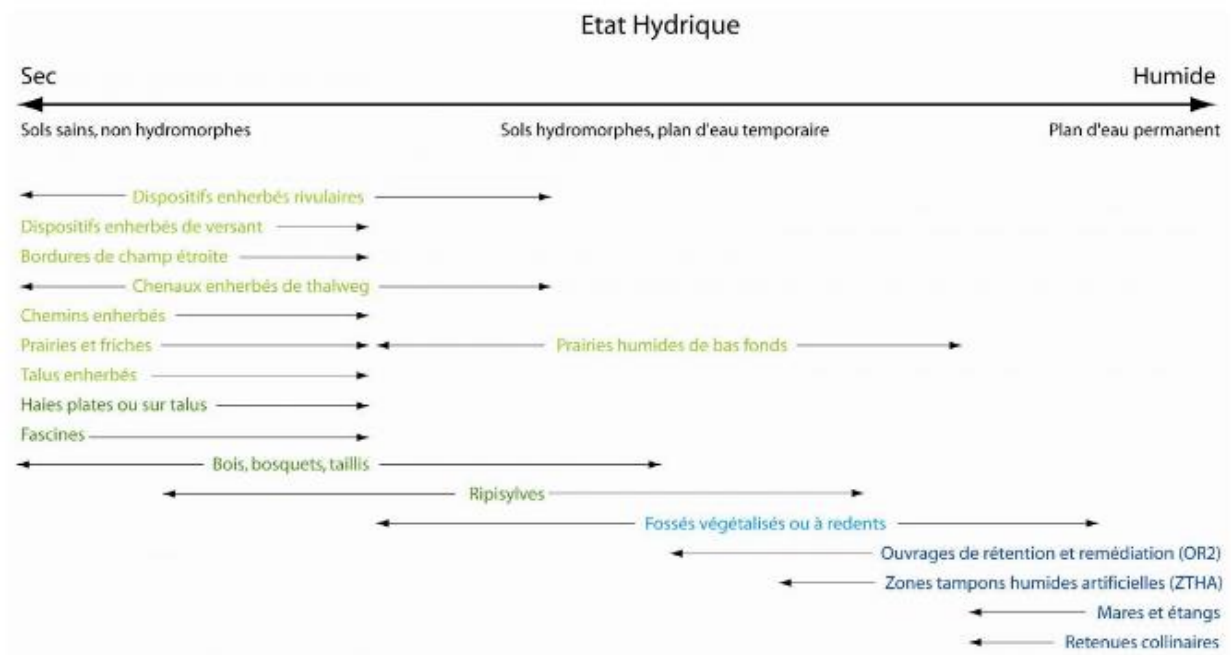


Figure 1 : Typologie des zones tampons agricoles selon le degré hydrique (Source : Irstea et Onema)

1.1.3 La typologie des zones tampons humides agricoles


D'après la typologie selon l'état hydrique, ce rapport est centré sur l'analyse des zones tampons humides suivantes (Catalogne et Le Henaff, 2016) :


➤ **Dispositifs enherbés riverains (figure 2) :**

Il s'agit de bandes de terrain de largeur variable, trouvées aux abords des cours d'eau souvent implantées et constituées essentiellement d'espèces herbacées (graminées de type ray-grass ou féтуque principalement). Ce type de dispositif est rendu obligatoire par la réglementation.



Figure 2 : Dispositif enherbé riverain (source : Irstea)

<p>➤ Chenaux enherbés de thalweg (figure 3) : Il s'agit d'une bande de végétation herbacée localisée dans le fond d'un thalweg qui permet de ralentir les écoulements provenant des versants, de limiter la survenue d'un écoulement concentré et le risque d'érosion qui en découle.</p>	 <p>Figure 3 : Chenal enherbé (source : Areas)</p>
--	--

<p>➤ Ripisylve (figure 4) : Il s'agit de boisements plus ou moins larges et continus, caractéristiques des zones ripariennes et localisés le long des berges des cours d'eau. La végétation est constituée de strates arborées, buissonnantes et herbacées. Elle est globalement adaptée aux excès d'eau à faible profondeur (saules, peupliers, bouleaux, aulnes...).</p>	 <p>Figure 4 : Ripisylve (source : Alix Augier)</p>
---	--

<p>➤ Bois, bosquets, taillis apparentés aux ripisylves (figure 5) : Il s'agit de boisements qui occupent une surface plus ou moins importante (de quelques mètres carrés à plusieurs hectares). Ils sont localisés dans les terrains sensibles à l'excès d'eau comme les mouillères, les bas-fonds humides ou les forêts alluviales.</p>	 <p>Figure 5 : Bois humide (Source : SAGE de Grand-Lieu)</p>
---	--

➤ **Prairies humides de bas-fonds (figure 6) :**
Il s'agit de surfaces herbacées naturelles, pérennes ou temporaires ayant la particularité d'être engorgées d'eau durant une grande partie de l'année. Elles sont généralement localisées à proximité des cours d'eau. En fonction de la topographie, ces prairies sont soumises à des périodes d'inondation plus ou moins longues et fréquentes, ce qui influence grandement le type de végétation qui s'y développe.



Figure 6 : Prairie de bas-fond (source : Syndicat Mixte du Bassin de la Sélune)

➤ **Fossés végétalisés ou à redents :**
Les **fossés végétalisés** (figure 7) présentent une végétation permanente, suffisamment dense (forte rugosité) pour diminuer la vitesse des écoulements et augmenter le temps de résidence de l'eau et des contaminants qu'elle concentre au sein du dispositif.






Figure 7 : Fossé enherbé entre deux parcelles cultivées (Source : Irstea)

Les **fossés à redents** (figure 8) constituent un type de fossés particulièrement adapté pour réduire les écoulements et jouer un rôle tampon. Ils sont divisés au moyen de petites buttes transversales, créant une succession de compartiments se déversant les uns dans les autres et où une partie de l'eau peut s'accumuler et s'infiltrer.



Figure 8 : Fossé à redents (source : Irstea)

<p>➤ Dispositifs de type plan d'eau :</p> <p>Ce type de dispositif comprend les plans d'eau à surface libre, artificiel ou non dont le but est d'intercepter et de stocker temporairement une partie ou l'ensemble des écoulements d'eau qui contiennent les contaminants originaires des parcelles agricoles localisées en amont. Ces dispositifs sont particulièrement adaptés à la gestion des flux concentrés par ruissellement dans un réseau de fossés ou par transfert dans un réseau de drainage agricole.</p>	
<ul style="list-style-type: none"> • Mares et étangs (figure 9): <p>Il s'agit d'étendues d'eau de taille variable, permanentes ou temporaires dont la faible profondeur permet la pénétration du rayonnement solaire et l'enracinement des végétaux sur le fond ou au moins sur les berges. A l'origine, ils sont souvent issus d'un milieu naturel humide réaménagé par l'homme et leur niveau d'eau peut être régulé au moyen d'une gestion hydraulique notamment pour les étangs. Leur alimentation s'effectue souvent par ruissellement mais il peut également se réaliser par affleurement de nappes peu profondes.</p>	 <p>Figure 9 : Mare (source : Irstea)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Retenues collinaires (figure 10) : <p>Cette catégorie de plan d'eau constitue une réserve artificielle d'eau, située en fond de terrain vallonné, fermée par une ou plusieurs digues (ou barrage), et alimentée en période de pluies par ruissellement des eaux ou par un cours d'eau permanent ou non (définition de l'agence de l'eau Rhône, Méditerranée, Corse). L'eau stockée peut être attribuée à différents usages comme l'irrigation et le soutien d'étiage.</p>	 <p>Figure 10 : Retenue collinaire (source : id-eaux)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Zones tampons humides artificielles (ZTHA, figure 11) <p>Ce sont des ouvrages rustiques, spécialement aménagés à l'aval d'un réseau de collecte d'écoulements concentrés (fossés, drains agricoles) afin de stocker l'eau et de permettre son épuration avant son retour au milieu récepteur. La présence d'eau stagnante favorise le développement d'une végétation spécifique des zones humides. Dans cette catégorie de dispositif, il existe notamment l'intégration d'ouvrages déjà présents dans l'hydrosystème. Certains ouvrages de protection contre les crues (bassin d'orage) peuvent également être employés dans le but d'épurer l'eau interceptée, moyennant un aménagement supplémentaire destiné à accroître le temps de résidence de l'écoulement. D'après Vymazal et Březinová (2015), les zones humides tampons artificielles les plus fréquemment utilisées sont celles avec des eaux libres en surface.</p>	 <p>Figure 11 : Zone Tampon Humide Artificielle (Irstea)</p>

1.1.4 La réglementation liée aux zones tampons agricoles

La réglementation liée à l'implantation de zones tampons agricoles s'articule autour de deux codes réglementaires : le code de l'Environnement et le code Rural et de la Pêche Maritime. Le Groupe Technique pour l'intégration des Zones Tampons (GTZT), co-animé par l'Onema et l'Irstea, a réalisé un travail de synthèse à propos de la réglementation des zones tampons. Cette synthèse traite notamment de la réglementation des zones tampons agricoles (annexe 1).

Selon le type de zone tampon envisagée, le cadre réglementaire peut varier et un type de dispositif peut avoir plusieurs cadres réglementaires d'application. Les principales réglementations en fonction des différents types de zone sont les suivantes :

- La mise en place de bandes enherbées riverains et de ripisylves entre dans le cadre d'opérations liées au « Respect d'une Zone Non Traitée pour les produits phytopharmaceutiques autour des points d'eau », à la « Directive Nitrates » et à la « Conditionnalité de la Politique Agricole Commune ».
- Le cas des fossés est pris en compte dans la « Conditionnalité de la Politique Agricole Commune » qui a pour objectif de garantir une agriculture plus durable. De manière plus précise les fossés sont abordés dans la partie « Maintien des particularités topographiques ». Ce cadre réglementaire implique une protection effective (interdiction de destruction) des éléments de Bonnes Conditions Agro-Environnementales (BCAE) dont les fossés font partis.
- L'aménagement ou la gestion des dispositifs de type plan d'eau sont pris en compte dans les opérations de « Conditionnalité de la politique agricole commune » et de « Verdissement de la Politique Agricole Commune ». Ce dernier permet la préservation des surfaces d'intérêt écologique (SIE) sur une surface correspondant à au moins 5 % des terres arables de l'exploitation agricole. Or, les plans d'eau peuvent constituer des SIE. Généralement, l'implantation d'une ZTHA est soumise à une procédure Loi sur l'eau (dossier d'autorisation ou de déclaration).
- L'aménagement ou la gestion des prairies humides sont considérés au regard du « Verdissement de la Politique Agricole Commune » de la même façon que les plans d'eau.

1.1.5 L'entretien et le coût d'une zone tampon humide agricole

L'entretien d'une zone tampon agricole nécessite de considérer la végétation et le sol.

Le CORPEN (Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement) ainsi que l'Irstea et l'Onema donne les préconisations suivantes :

- Pour les bandes enherbées :
 - Les zones à nu doivent être replantées ou ressemées.
 - Il est nécessaire de maintenir une bonne rugosité, propice à la rétention des matières en suspension et du phosphore. Cela demande une herbe dense et drue avec une hauteur optimale d'une quinzaine de centimètres, ce qui peut impliquer de réaliser plusieurs coupes par an.
 - Pour les pesticides, le maintien de la perméabilité nécessite une coupe par an.
 - En ce qui concerne l'exportation des nutriments, la fauche est préférable au broyage. De plus le pâturage des zones enherbées permet le recyclage des nutriments sur place.
 - Les ravinelements ou les atterrissements doivent être rectifiés.
 - Quand cela est nécessaire, il est judicieux de pratiquer un disquage parallèle en amont de la zone tampon pour effacer la dérayure et les autres traces de travail du sol qui risquent d'entraîner une concentration du ruissellement.

- Pour les dispositifs ligneux : l'entretien implique des opérations de taille et/ou débroussaillage dont le but est de contrôler la croissance des différentes strates de végétation. Ces interventions doivent avoir lieu durant l'arrêt de la végétation et de préférence hors des périodes importantes pour la faune sauvage (reproduction, ponte, nidification). De plus, le bois peut être exporté pour de l'exploitation et participe ainsi à l'élimination de l'azote et du phosphore (Gril et Bertrand, 2007). Cependant, d'une manière générale, il s'agit de privilégier un développement naturel et si besoin une gestion sélective avec une intervention manuelle et ponctuelle. Dans le cas d'intervention nécessaire, il sera préférable d'utiliser des outils à lamier afin de réaliser des coupes nettes et éviter que les arbres cicatrisent mal (Irstea et Onema).

- Pour la maintenance des ZTHA, Tournebize et al. (2015) ont listé les plusieurs recommandations :
- En ce qui concerne la végétation : il est important de contrôler la progression des adventices, le niveau d'eau, l'implantation des plantes et les traces d'endommagements laissées par les animaux dits « nuisibles ». La végétation située aux abords de la ZTHA demande des opérations de fauche deux fois par an alors que la végétation à l'intérieur du dispositif peut être laissée sans entretien. Ainsi, un équilibre naturel pourra se développer. Cependant, après une période de 5 à 10 ans, il sera nécessaire de s'assurer que la zone n'est pas comblée par les débris végétaux et que le volume de stockage n'est pas trop réduit. Si tel est le cas, il faudra envisager un curage de la zone avec une possibilité de recyclage des produits extraits sur les cultures en amont.
 - En ce qui concerne les ouvrages hydrauliques : il s'agit de surveiller les blocages potentiels des tuyaux d'entrée et de sortie, de nettoyer les grilles des ouvrages, d'alimentation et de vidange, de réaliser la maintenance des organes de régulation (vanne, seuil, coude PVC) et de nettoyer les regards. Les fréquences des contrôles recommandées sont, toutes les deux semaines lors des périodes de fonctionnement et une fois par mois hors période d'écoulement.

Le coût de construction d'une zone tampon humide agricole est très variable en fonction du type et de sa grandeur. Par exemple (Irstea et Onema) :

- Le prix des terrassements pour un fossé est lié au volume de terre à mettre en forme. Il varie généralement de 6 à 7 euros/m³. Le coût d'un fossé simple fluctue entre 3 et 11 euros du mètre linéaire selon sa géométrie. Pour un fossé à redent, le prix est d'environ 11 euros du mètre linéaire.
- Pour une bande enherbée de 6 mètres de large sur 100 mètres de linéaire, le coût est estimé à 20 euros.
- Pour les dispositifs ligneux, le coût dépend de l'âge des plants lors de l'achat, des espèces, de l'installation de protections individuelles et/ou de clôtures, de l'accessibilité... Généralement, les coûts à l'unité varient entre 5 et 15 euros Hors Taxes (HT) par mètre linéaire, c'est-à-dire 500 à 1500 HT pour 100 mètres linéaire.
- Une ZTHA de 1 000 m³ peut coûter de 6 000 à 8 500 euros (Tournebize et al., 2015). Il faut généralement ajouter le surcoût lié à l'acquisition des terrains nécessaires à la construction et à l'accès au dispositif. Selon le terrain cela peut varier entre 3 000 euros/ha (zones d'élevage) à plus de 6 000 euros/ha voire 100 000 euros/ha (vignoble ou secteur urbanisé).

A cela, s'ajoute le coût lié à l'entretien de la zone. Par exemple ils sont (Irstea et Onema) :

- De 7 euros (deux fauches par an avec exportation si possible) pour une bande enherbée de 6 mètres de large sur 100 mètres de linéaire.
- Variables de 20 à 350 euros pour 100 mètres de linéaire selon les travaux, les essences, l'accessibilité,...pour les dispositifs ligneux.
- Variables de 12 à 14 euros par m³ de sédiments pour le curage et de 35 à 80 euros par an pour le faucardage de la végétation dans le cas de ZTHA.

1.2 Description des principaux contaminants d'origine agricole

Les principales substances utilisées en agriculture et mises en jeu dans les pollutions des milieux aquatiques sont les nutriments phosphorés et azotés, apportés sous forme d'engrais et les produits phytosanitaires appliqués pour protéger les cultures (herbicides, fongicides, insecticides).

1.2.1 Les apports azotés : le nitrate, l'azote organique et l'ion ammonium

Les apports azotés en direction des milieux aquatiques s'effectuent sous trois formes principales : l'ion nitrate, l'azote organique et l'ion ammonium.

L'ion nitrate, NO_3^- , est une des formes minérales de l'azote la plus facilement disponible et assimilable par les végétaux. Il est utilisé en tant que fertilisant. Il est très peu soluble et peu retenu par les particules du sol. L'ion nitrate est donc facilement emmené dans les écoulements d'eau et cet apport constitue l'une des premières sources de pollution des eaux souterraines et de surface. Les nitrates peuvent notamment engendrer un phénomène d'eutrophisation (figure 12) et devenir toxiques pour la vie animale à forte dose (Catalogne et Le Henaff, 2016). Les valeurs importantes sont souvent atteintes lors des premiers écoulements hivernaux qui circulent au travers de la minéralisation estivale et des fertilisations de l'automne (Sac et al., 2008).



Figure 12 : Phénomène d'eutrophisation (Source : Syndicat Mixte des bassins de l'Évre, le Thou et le Saint-Denis)

Les nitrates sont emportés par les flux d'eau selon trois modes de transferts principaux : l'écoulement de sub-surface dans le sol, le réseau de drainage et l'infiltration profonde vers les nappes. Ces transferts interviennent généralement pendant les périodes d'excédent hydrique (majoritairement l'hiver). Le surplus d'eau transite alors verticalement ou latéralement à travers le sol en emportant les nitrates et gagne les nappes d'eau souterraines ainsi que les cours d'eau (processus de lixiviation). Les transferts de nitrates par ruissellement semblent négligeables mais concernent d'autres formes d'azote (Catalogne et Le Henaff, 2016).

L'azote organique résulte de l'agrégation de la matière organique du sol avec ce qui provient des résidus de culture ou de fèces animales.

L'ion ammonium, NH_4^+ , provient de la combinaison de l'azote et de l'hydrogène. Il est moins sensible à l'entraînement en profondeur par infiltration car sa charge positive lui permet de se fixer aux complexes argilo-humiques du sol. Néanmoins cela réduit également sa disponibilité instantanée pour les plantes.

L'azote organique et l'ion ammonium sont utilisés sous formes d'engrais organiques (lisiers et fumiers) ou de fertilisants ammoniacaux (pouvant se fixer sur de la matière organique). Cependant, les apports de ce type ne sont pas toujours minéralisés dans le sol et disponibles pour les cultures. L'excédent reste en surface alors une partie peut être emmenée par ruissellement et atteindre les eaux de surface pour participer à l'enrichissement en nitrates (après minéralisation et oxydation ; Catalogne et Le Henaff, 2016).

1.2.2 Le cycle de l'azote

Afin d'avoir une meilleure compréhension des phénomènes et des processus expliqués dans un deuxième temps (partie 2), il apparaît important de décrire le cycle de l'azote en lien avec le contexte agricole (figure 13). Le cycle de l'azote dans le système sol-plante-atmosphère est réalisé au moyen de différentes transformations physico-chimiques et biologiques.

L'azote est un élément minéral qui constitue avec le carbone, l'hydrogène et l'oxygène l'un des composés majeurs du vivant et notamment des agrosystèmes (Oraison et al., 2011). Il existe sous différentes formes :

- l'azote gazeux, N_2 , qui est forme la plus abondante (présent dans le sol et dans l'atmosphère).
- l'azote organique qui constitue la majeure partie de l'azote contenu dans un sol agricole.
- l'azote minéral (ammonium, nitrite, nitrate) qui représente en dehors des périodes de fertilisation, quelques dizaines de kilogrammes par hectare.

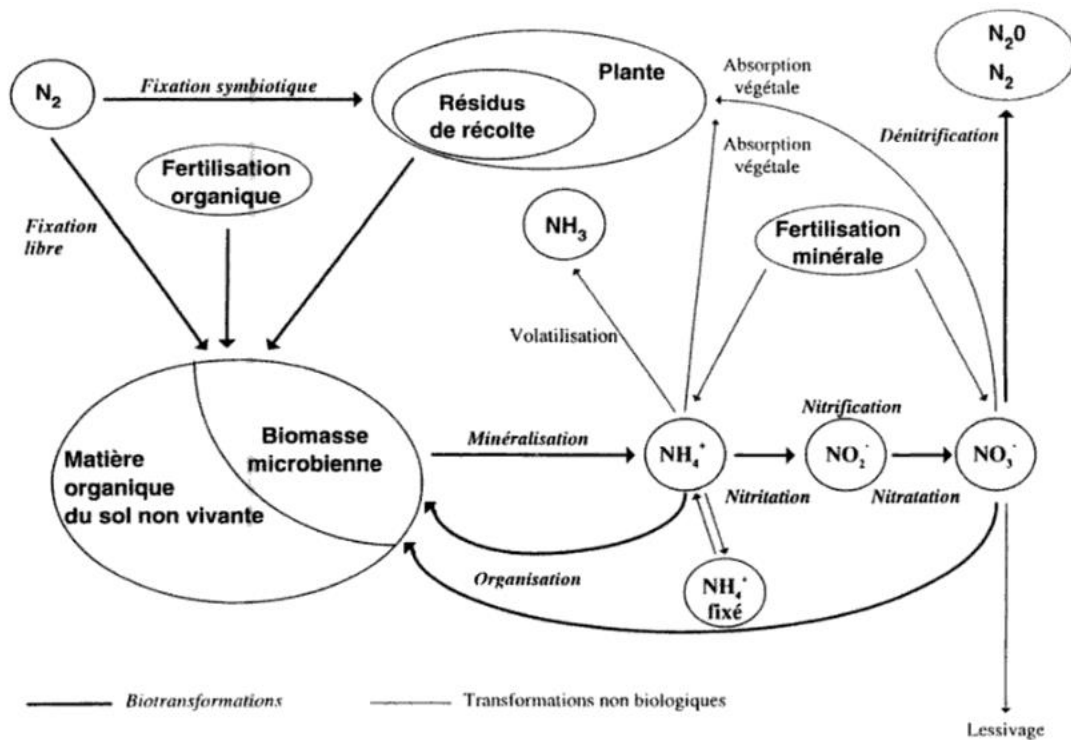
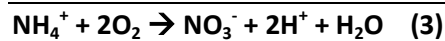
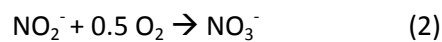
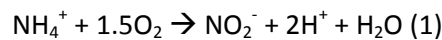


Figure 13 : Le cycle de l'azote d'après Nicolardot et al. (1996)

Le point d'entrée du cycle de l'azote (Nicolardot et al., 1996) débute par la **fixation** de l'azote atmosphérique. Il s'agit d'une transformation de l'azote moléculaire en azote ammoniacal, ensuite incorporé dans des composés organiques. Cette transformation est réalisée par l'activité de micro-organismes et selon deux types de processus : la fixation libre par les bactéries du sol et la fixation symbiotique qui provient de l'association entre des espèces de légumineuses, d'arbres, de plantes et d'autres espèces de bactéries.

Ensuite, l'azote peut être minéralisé. La **minéralisation** de l'azote correspond à sa dégradation par la microflore (bactéries, champignons, actinomycètes) et la microfaune de la matière organique endogène (exsudats racinaire, résidus de récolte) ou exogène du sol (fertilisants organiques d'origine animale, végétale, urbaine...). La finalisation de cette étape amène à la formation de l'ammonium. Le processus inverse peut également se produire, il s'agit de l'organisation ou l'immobilisation dans lequel, l'azote ammoniacal (ammonium) est transformé en azote organique par la microflore. A la mort des micro-organismes l'azote microbien est soit minéralisé sous forme ammoniacale soit incorporé dans des formes d'azote organiques plus ou moins biodégradables (humification). Ces deux processus nécessitent également l'assimilation de carbone par la microflore qui est principalement hétérotrophe. L'azote et le carbone permettent le renouvellement des structures cellulaires et la croissance des micro-organismes.

L'étape suivante du cycle est la **nitrification** (3). Elle correspond à l'oxydation biologique de l'ammonium en azote nitrique, c'est-à-dire en nitrate. Elle se divise en deux phases successives supportées par l'activité de bactéries autotrophes : la **nitritation** (1) puis la **nitratation** (2). La nitritation transforme l'ammonium en nitrites et la nitratation transforme le nitrite en nitrate. C'est sous cette forme que l'azote est le plus disponible pour les plantes. Ces micro-organismes captent leur énergie de l'oxydation de l'ammonium et des nitrites et emploient le CO₂ comme source de carbone. L'activité de ces bactéries est optimale en anaérobie totale et pour des pH allant de 6,9 à 9. En climat tempérés, les températures optimales de nitrification varient entre 20 et 36 °C. Par ailleurs, certaines conditions peuvent limiter ou bloquer ces processus. Il s'agit notamment de fortes concentrations en azote ammoniacal ou en nitrite, de la présence d'inhibiteurs de la nitrification et du cas de sols acides ou hydromorphes.



Quand le nitrate n'est pas **assimilé** par la végétation, le processus de **dénitrification** (4) peut également se produire. Il correspond à la transformation du nitrate en azote gazeux (azote moléculaire, N₂ ou protoxyde d'azote, N₂O) et permet donc de fermer le cycle. La dénitrification n'est possible qu'en présence d'une source de pouvoir réducteur (notamment produit par la matière organique) et en anaérobose. En effet, le nitrate est ainsi utilisé à la place de l'oxygène pour la respiration des bactéries. La dénitrification ne nécessite pas une microflore spécifique. Le nitrite peut également être transformé en azote gazeux par l'activité bactérienne mais seul un nombre restreint de genres bactériens en sont capables. Néanmoins ces genres sont très répandus.



Au travers du cycle précédemment décrit, il existe plusieurs points d'entrées et de sortie d'azote dans le cycle. Les entrées d'azote organique ou minéral dans le sol sont principalement réalisées par la fixation symbiotique, la fixation libre, les restitutions de matières organiques (résidus de cultures, exsudats racinaires, amendements organiques), les apports atmosphériques par déposition ou précipitation et la fertilisation minérale. Les sorties sont liées à l'exportation par les végétaux, aux pertes par voies gazeuses (volatilisation de l'ammonium et dénitrification) et aux pertes par transfert (ruissellement et lessivage, en particulier du nitrate).

1.2.3 Les apports phosphorés : le phosphate, le phosphore organique et particulaire

Le phosphore constitue comme l'azote, un nutriment essentiel au développement des cultures. Il est assimilé par les plantes uniquement sous forme d'ion phosphorique ou orthophosphate, présent en solution dans l'eau du sol. Cependant, il est plus fréquemment retrouvé sous forme particulaire, adsorbé sur les composés du sol avec une préférence pour le fer, l'aluminium, le calcium et la matière organique. Cette caractéristique le rend difficilement disponible pour les plantes. Ainsi, le phosphore a tendance à s'accumuler de façon plus ou moins prolongée dans le sol selon les conditions physico-chimiques du milieu (Catalogne et Le Henaff, 2016).

Par ailleurs, il constitue avec le nitrate, l'une des principales causes d'eutrophisation des milieux aquatiques superficiels. Il existe trois voies principales de transferts du phosphore vers les eaux :

- par des phénomènes de remobilisation qui conduisent à un passage en solution d'une fraction du phosphore présent dans le sol.
- par le réseau de drainage.
- sous forme particulaire, par ruissellements érosifs.

Le devenir du phosphore est donc fortement lié à celui des matières en suspension (Catalogne et Le Henaff, 2016). D'après Nemery et al. (2005) le transfert du phosphore par ruissellement est plus significatif que celui amené par le drainage.

1.2.4 Le cycle du phosphore

Tout comme pour l'azote, il apparaît important de décrire le cycle du phosphore (figure 14) en lien avec le contexte agricole afin d'avoir une meilleure compréhension des phénomènes et des processus expliqués dans un deuxième temps (partie 2).

Contrairement au cycle de l'azote, celui du phosphore ne présente pas de composante gazeuse en quantité significative et n'affecte quasiment pas l'atmosphère (Oraison et al., 2011). Il existe trois formes principales de phosphore au cours du cycle :

- le phosphore organique issu de l'altération des roches ou des apports anthropiques (agricoles et urbains).
- le phosphore particulaire fixé à d'autres composés du sol.
- l'ion orthophosphate, PO_4^{3-} (biodisponible).

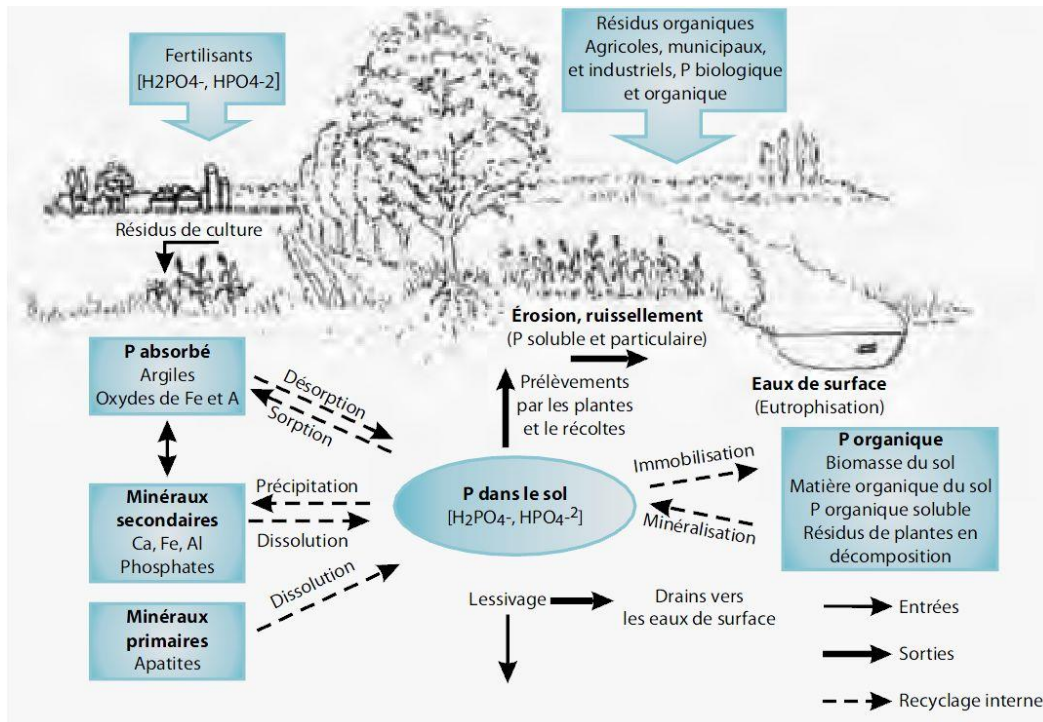


Figure 14 : Le cycle du phosphore (source : [hwww.obvcapitale.org](http://www.obvcapitale.org))

Le point d'entrée du cycle débute par les apports de phosphore sous forme organique dans le sol au travers de la fertilisation, des résidus de récolte ou de l'érosion des roches. Ce phosphore organique est ensuite **minéralisé** par l'activité microbienne de la microflore du sol. Le phénomène inverse peut également se produire. Il s'agit de l'immobilisation où le phosphore minéral est transformé en phosphore organique par la biomasse microbienne puis intégré à la matière organique labile du sol et à l'humus.

A l'issue de cette minéralisation, le phosphore est sous forme minérale soluble dans la partie aqueuse du sol. Il évolue ensuite de façon incessante entre les formes adsorbées, fixées et solubles par des processus de **fixation-solubilisation**. A ce stade, le phosphore subit différents mécanismes de transformation (Oraison et al., 2011):

- Il peut être **assimilé** par les végétaux quand il est sous forme soluble dans l'eau du sol ou emmené par lixiviation, ruissellement ou drainage.
- Il peut être entraîné sous forme particulaire par du ruissellement ou de l'érosion
- Le phosphore sous forme organique peut également être exporté hors du cycle par érosion du sol.

D'après Catalogne et Le Henaff (2016), l'essentiel des apports en phosphore à destination des milieux aquatiques s'effectuent sous forme particulaire.

1.2.5 Les pesticides

Les pesticides rassemblent un ensemble de composés (insecticides, fongicides, herbicides, molluscicides), constitués d'un mélange de substances chimiques contenant un principe actif dont le but est de réagir contre une population cible (insectes, rongeurs, végétation adventice...) afin de préserver la productivité des cultures. Ils sont destinés à traiter les organismes dits « nuisibles » pour les cultures en les détruisant ou en les repoussant. Le terme « pesticide » est souvent employé pour désigner le produit actif (Grégoire et al., 2010). Ils sont appliqués aux parcelles de différentes manières (pulvérisation ciblant le sol ou le feuillage, traitement des semences et des plants...), à des périodes et à des doses particulières selon le but recherché (Catalogne et Le Henaff, 2016).

Il existe trois principaux types de pesticides utilisés en agriculture :

- **Les herbicides** : ils sont utilisés pour lutter contre les plantes adventices en diminuant la compétition avec les cultures en croissance. Pour la plupart, ils agissent en perturbant la photosynthèse ou d'autres mécanismes physiologiques vitaux pour la végétation ciblée. Les herbicides montrent une relative bonne hydrosolubilité. Cela favorise leur entrée dans le sol et leur entraînement vers les eaux de surface par l'intermédiaire du réseau de drainage. De par leur mode d'intervention, les herbicides sont particulièrement toxiques pour les macrophytes aquatiques et les algues. Certains produits sont également suspectés de présenter une toxicité envers des poissons et des amphibiens. Les herbicides représentent le groupe de produits phytosanitaires le plus considérable en termes de doses appliquées et de quantité totale employée. Pour les herbicides, le « risque cumulatif » est considéré comme étant faible en comparaison d'une toxicité globale relativement faible (Grégoire et al., 2010).
- **Les fongicides** : ils sont utilisés pour combattre les maladies fongiques et certaines substances ont aussi une action biocide assez générale en direction des champignons et des bactéries. Ils engendrent soit l'inhibition de processus de biosynthèse propres aux champignons soit celle de mécanismes métaboliques liés notamment à la fonction de la membrane cellulaire. La lutte contre les maladies fongiques requière une exposition prolongée, ce qui implique que les produits doivent être plus persistants. Ce type de pesticides présente une diversité de propriétés physico-chimiques qui entraîne un transfert selon différents modes vers les milieux aquatiques : ruissellement, infiltration, drainage, dérive de pulvérisation. Certains groupes de fongicides montrent une toxicité très élevée envers les poissons. Ils constituent le deuxième type de produits phytosanitaires par rapport à la quantité totale mise en œuvre (Grégoire et al., 2010).

- **Les insecticides** : ils sont utilisés pour lutter contre les insectes (adultes, larves ou œufs). Ils agissent notamment sur le système nerveux, comme un poison, par asphyxie, inhibent la sensation de faim, empêchent la mue ou interfèrent dans le métabolisme. Les insecticides ont un impact majeur sur les hydrosystèmes, en particulier sur la structure des communautés, sur les processus de développement et de reproduction de différents taxons comme les macro-invertébrés, les amphibiens et les poissons. En comparaison avec les deux autres types de pesticides, la quantité totale d'insecticide appliquée est relativement faible. Néanmoins, leur toxicité est particulièrement élevée envers les organismes aquatiques. Ils sont donc considérés comme des polluants majeurs. De nombreux insecticides sont relativement peu solubles dans l'eau alors ils dégradent les eaux de surface en étant amené par de l'érosion, du ruissellement ou de la dérive de pulvérisation (Grégoire et al., 2010).

L'usage des pesticides en agriculture constitue une source de pollution diffuse. En effet, les pesticides sont exportés hors des cultures via les réseaux de drainage, la lixiviation, le ruissellement et les phénomènes érosifs principalement (Vymazal et Březinová, 2015). D'après Grégoire et al. (2010), ce type de pollution est l'une des causes majeures de contamination des eaux superficielles. Cette dégradation des milieux aquatiques par les produits phytosanitaires fait intervenir une variété importante de facteurs plutôt complexes à caractériser. Cela résulte notamment de la grande diversité des produits utilisés, de leurs propriétés et des nombreux processus physico-chimiques ou biologiques, également très variés en fonction du contexte pédologique, agrosystémique et climatique, qui contrôlent leurs comportements dans le milieu. Lors de l'application des pesticides, une proportion variable selon les conditions environnementales, n'atteint pas son but. Dans un cas elle ne parvient pas à la cible et dans un autre, son effet est retardé ou incomplet. Cette perte de substance est alors exposée à différents processus de rétention, dégradation ou dispersion dans l'environnement (Catalogne et Le Henaff, 2016). L'évolution de la substance résiduelle dans le milieu, repose sur deux propriétés essentielles liées à sa mobilité, à sa persistance et en relation avec les caractéristiques du sol :

- Le concept de **mobilité d'un composé** est fonction de son affinité avec la phase solide du sol et en particulier le complexe argilo-humique. La mobilité est déterminée grâce au coefficient de partage eau-sol rapporté au taux de matière organique : le K_{oc} . Cette propriété maîtrise l'équilibre entre la quantité de pesticides en solution et celle retenue sur les particules du sol. La rétention sera plus grande si la teneur en matière organique ainsi qu'en particules fines du sol est élevée et si le produit possède un K_{oc} important. Dans la situation inverse, une grande quantité de composé reste en solution et sera facilement entraîné par l'eau. Cependant, la rétention n'est pas irréversible et il existe des phénomènes de désorption des substances initialement adsorbées aux particules du sol. Ils dépendent d'équilibres physico-chimiques complexes, évoluant dans le temps. Cela explique partiellement que certaines substances sont retrouvées dans le milieu longtemps après qu'elles aient été appliquées (Catalogne et Le Henaff, 2016).

- La **persistance** est en relation avec la durée de demi-vie (DT50) d'une substance. Elle correspond au temps nécessaire pour que la moitié de la quantité appliquée disparaisse (de quelques jours à quelques mois selon les composés). Elle exprime la vitesse de dégradation d'une molécule dans l'environnement en fonction de l'activité biologique du sol principalement. Celle-ci est quant à elle, contrôlée par l'humidité du sol, la température et la présence de matière organique. Donc, une substance rapidement dégradée sera généralement emportée en plus faible quantité vers les hydrosystèmes récepteurs. Néanmoins, cette dégradation engendre souvent l'élaboration de sous-produits ou métabolites qui peuvent aussi montrer une certaine toxicité (généralement plus faible que la molécule mère) et persister de façon plus ou moins prolongée dans le milieu en fonction de leurs caractéristiques. De plus, le processus de dégradation est également influencé par la disponibilité de la substance. En effet, la fraction de composé adsorbée est en partie indisponible pour la microflore du sol et son devenir est fortement lié à celui des matières en suspension. C'est donc le couple rétention/dégradation qui définit les possibilités de transferts des pesticides (Catalogne et Le Henaff, 2016).

Les zones tampons humides agricoles permettent d'intercepter et d'atténuer les contaminants entraînés en direction des milieux aquatiques afin de réduire les pollutions diffuses agricoles. Leur typologie variée permet une adaptation selon le type de contaminants ciblés, le mode de transfert et le degré de concentration hydraulique des écoulements (fonction de la topographie, la superficie drainée en amont et des aménagements hydrauliques). Il apparaît intéressant d'expliquer à présent les différents processus mis en jeu dans la dissipation des polluants d'origine agricole (nutriments azotés et phosphorés, pesticides), ce qui fait l'objet de la partie suivante.

2 Les processus mis en jeu pour la réduction des nutriments et des pesticides

Les processus mis en jeu pour la dissipation des nutriments et des pesticides dans les zones tampons humides agricoles sont principalement de nature physique, chimique et biologique. Ils sont souvent complexes et dépendent de différents facteurs de contrôle et d'influence, biotique et abiotique (activité microbienne, pH, température, concentration en matière organique, l'humidité...).

2.1 Les voies de réduction de l'azote

2.1.1 Le cas des nitrates

Il existe deux voies principales de réduction voire d'élimination des nitrates au sein des zones tampons humides agricoles : la dénitrification et l'absorption par les plantes (Tournebize et al., 2016).

La première voie constitue la **dénitrification**. Il a été expliqué dans la partie précédente qu'il s'agit d'un processus microbiologique réalisé en anaérobie comme c'est le cas dans les milieux saturés en eau tels que les zones humides tampons agricoles (plans d'eau, sols saturés).

Il transforme le nitrate en deux gaz successifs : N_2O , un puissant gaz à effet de serre et N_2 . La dénitrification est réalisée à l'interface eau-sédiment. L'inconvénient de ce processus est que si le milieu n'est pas totalement anoxique et que de l'oxygène est disponible pendant la dernière phase de dénitrification, N_2O va être le seul gaz produit et va remplacer N_2 qui est normalement majoritaire.

Dans le cas de zones tampons humides artificielles (ZTHA), la production de protoxyde d'azote dépend des conditions hydrauliques et de la gestion du dispositif (McPhilips et Walter, 2015). Dans les ZTHA, la gestion hydraulique peut être une source d'introduction d'oxygène. En termes quantitatifs, les émissions de N_2O varient entre 0,003 à 1,02 $N\ m^2/an$, ce qui représente moins de 2% de la quantité totale d'azote entrant dans les ZTHA. Cependant, en considérant le fort pouvoir radiatif de ce gaz à effet de serre, ces valeurs sont importantes et peuvent compromettre la réussite de l'installation des ZTHA. D'autres études sont nécessaires pour avoir de meilleures connaissances sur les mécanismes d'émission du protoxyde d'azote afin de réduire cet impact négatif des ZTHA (Tournebize et al., 2016).

La dénitrification dépend de plusieurs facteurs :

- La disponibilité du carbone organique, élément essentiel au processus (Fisher et Acreman, 2004). Elle est fortement liée à la quantité de matière organique présente.
- La nature du carbone disponible issue de la végétation. Par exemple, du carbone très labile provenant d'un cresson de fontaine est préférable pour la dénitrification qu'un roseau (Tournebize et al., 2016).
- Le temps de résidence. La dénitrification nécessite du temps et une charge hydraulique trop importante (fortes précipitations) ne permet pas d'éliminer le nitrate et donc d'achever le processus (Tournebize et al., 2016).
- La température. Le taux de dénitrification diminue avec la température car l'activité microbienne est fortement réduite sous de basses températures. La variabilité saisonnière joue donc un rôle dans l'efficacité de la dénitrification avec des valeurs plus importantes pendant les saisons chaudes (Tournebize et al., 2016 ; Fisher et Acremen, 2004).
- Le pH. Si le pH du milieu est trop acide, il réduira le taux de dénitrification (Fisher et Acremen, 2004 ; Nichols 1983). Le pH optimal varie de 6 à 8 (Nicolardot et al., 1996).
- Les apports en azote et surtout en nitrates. La dénitrification est un processus soumis à saturation c'est-à-dire qu'à partir d'une certaine quantité de nitrates, le taux de dénitrification diminue (Mulholland et al., 2009 dans Oraison, 2011).
- La végétation. Elle peut influencer la concentration en oxygène au sein de la rhizosphère. En effet, une zone en aérobie de faible épaisseur est créée pour permettre le transfert de l'oxygène par les plantes pendant la photosynthèse.

D'après Fisher et Acreman (2004), les nitrates peuvent être totalement éliminés par la dénitrification.

La deuxième voie de dégradation des nitrates est réalisée par **l'absorption puis l'assimilation** des plantes. Ces phénomènes ont lieu pendant la période de végétation des plantes, généralement au printemps et en début d'été. De même, les micro-organismes et les algues constituent également une voie potentielle d'assimilation biologique des nitrates. L'assimilation de l'azote implique une variété de processus biologiques qui permettent de convertir l'azote minéral en azote organique pour participer à la croissance des cellules et des tissus (Vymazal, 2007). Cependant, cette voie d'assimilation du nitrate reste secondaire comparée à la dénitrification qui intervient tout au long de l'année. Les processus microbiens sont les principaux acteurs de la dissipation des nitrates (Tournebize et al., 2016). En effet, l'élimination de l'azote par la végétation représente 7% alors que la dénitrification représente les 97% restant (Pulou, 2011 dans Tournebize et al., 2016).

De plus l'assimilation par la biomasse microbienne et l'absorption par le système racinaire des plantes sont considéré comme un stockage temporaire de l'azote dans la mesure où ils retourneront dans le cycle à la mort des organismes, lors de leur décomposition.

2.1.2 Le cas de l'ammonium

L'azote sous forme d'ammonium peut être dissipé au moyen de quatre processus : la volatilisation, l'absorption, l'adsorption et l'ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation).

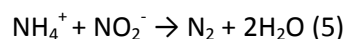
La **volatilisation** est un processus physico-chimique au cours duquel l'ammonium passe sous sa forme gazeuse (ammoniac, NH_3). Elle peut constituer une voie d'élimination de l'azote significative notamment dans le cas des ZTHA à surface libre. En effet, en raison de leur activité photosynthétique, les assemblages d'algues et les macrophytes submergées peuvent générer de forts pH pendant la journée, ce qui constitue des conditions durables pour la volatilisation de l'ammonium. Stowell et al. (1981) dans Vymazal (2007) ont montré que la volatilisation de l'ammonium pouvait avoir un taux de $2,2 \text{ g N/m}^2/\text{jour}$ dans un système de traitement.

Tout comme le nitrate, l'ammonium peut également être **absorbé puis assimilé** par les plantes, les algues et les micro-organismes. L'ammonium est rapidement incorporé dans les acides aminés de plusieurs micro-organismes autotrophes et hétérotrophes. La préférence envers l'ammonium ou le nitrate diffère en fonction des espèces de plantes mais la majorité sont capables d'absorber n'importe quelle forme d'azote soluble, en particulier si elles sont acclimatées à leur présence. Le préférendum pour les ions NH_4^+ est habituel pour les plantes qui sont dans un habitat avec une nitrification limitée dans laquelle l'ammonium prévaut. En climat tempéré, l'assimilation de l'ammonium par les plantes a généralement lieu au printemps et en été. Le taux d'absorption potentiel de nutriments par la plante est limité par sa vitesse de croissance, la concentration de nutriments stockés dans ses tissus et le potentiel final d'accumulation de biomasse, c'est-à-dire la taille maximale de récolte sur pied. Donc, les caractéristiques d'une plante intéressante pour l'assimilation des nutriments et leur stockage sont : une croissance rapide, une grande capacité de stockage en nutriments dans les tissus et la capacité d'atteindre une grande taille de récolte (Vymazal, 2007).

L'ammonium peut également être dissipé par **adsorption** au travers d'un échange de cations avec les détritiques, les sédiments ou des particules de sol organiques (argiles, substances humiques). L'ammonium adsorbé est susceptible d'être désorbé lorsque les conditions chimiques changent. Le taux et le degré de réaction dépend de plusieurs facteurs (Vymazal, 2007) :

- La nature et la quantité d'argile
- La nature et la quantité de matière organique dans le sol
- L'alternance entre la submersion et la sécheresse
- La période de submersion
- La présence de végétation

Enfin, l'ammonium et les nitrites peuvent être convertis en N_2 par le processus de l'**ANAMMOX** (Anaerobic Ammonium Oxidation). Dans cette réaction, le nitrite est utilisé comme accepteur d'électron (5).



Ce processus permet d'éliminer l'ammonium à l'aide de bactéries autotrophes (Vymazal, 2007).

2.1.3 Le cas de l'azote organique

Une partie de la matière organique azotée, intégrée aux détritiques peut devenir indisponible pour le cycle de l'azote par les processus de **formation de tourbe et d'enfouissement** (Vymazal, 2007). A leur mort les organismes peuvent également sédimenter et se trouver enfouis dans les sédiments. Cela permet un stockage à plus long-terme de l'azote qui ne s'oxydera pas en nitrate en fonction des conditions du milieu (Oraison et al., 2011). Enfin la matière organique produite peut aussi être exportée selon la gestion établie sur la zone humide. Dans ce cas, il s'agit d'une élimination nette de l'azote.

Les types de zones tampons humides agricoles recommandées pour le traitement de l'azote sont les boisements et les prairies humides en cas d'écoulement de sub-surface et les ZTHA en cas de drainage.

2.2 Les voies de réduction du phosphore

En raison de l'absence d'une composante gazeuse au sein de son cycle, le phosphore ne peut être éliminé de l'eau qu'au moyen des capacités de stockage (Oraison et al, 2011). Il existe trois voies principales de réduction voire d'élimination du phosphate dans les zones tampons humides agricoles.

La première voie de réduction du phosphore recherchée dans les zones humides agricoles est le processus d'**adsorption-précipitation**. L'adsorption correspond au mouvement du phosphore soluble inorganique présent dans l'eau du sol vers les surfaces minérales où il s'accumule sans pénétrer jusqu'à la surface du sol (Vymazal, 2007). La capacité d'adsorption du phosphore d'un sol augmente généralement avec la quantité d'argile ou de composés minéraux (oxydes de fer, d'aluminium) contenus dans ce sol (Rhue et Harris, 1999 dans Vymazal, 2007). La balance entre l'adsorption et la désorption du phosphore maintient l'équilibre entre les phases solide et liquide du sol. La sorption du phosphore dans le sol est contrôlée par la concentration de phosphate dans l'eau interstitielle et l'habilité de la fraction solide à reconstituer le phosphate dans l'eau du sol. Autrement dit, quand les particules du sol deviennent saturées en phosphore et que l'eau du sol présente de faibles concentrations en phosphore, il est désorbé des particules dans l'eau du sol jusqu'à un état d'équilibre de concentration entre les deux phases du sol (solide et liquide). La sorption peut être divisée en deux étapes :

- Le phosphate est rapidement échangé entre la phase liquide du sol et les particules ou les surfaces minérales du sol (adsorption).
- Le phosphate pénètre lentement dans la phase solide du sol (absorption).

La sorption est plus grande dans le cas de sols en anaérobie avec une forte concentration de phosphate en solution que dans ceux en aérobie. De même, la désorption est plus importante dans le cas de sols en anaérobie avec une faible concentration de phosphate en solution que dans ceux en aérobie.

Le phosphate peut également être stocké par précipitation sous forme de minéraux secondaires ou primaires, phosphatés. La précipitation correspond à la réaction entre les ions phosphates et les cations métalliques comme le fer, l'aluminium, le calcium ou le magnésium afin de former des solides amorphes ou peu cristallins. Ces réactions se produisent avec de fortes concentrations en phosphate ou en cations métalloïdes (Rhue et Harris, 1999 dans Vymazal, 2007).

La deuxième voie possible de réduction du phosphore est l'**assimilation** par les plantes et les micro-organismes. L'assimilation microbienne est très rapide mais la quantité stockée est très faible. D'après Vymazal (2007), il semble que la quantité de phosphore absorbée soit également liée au statut trophique de la zone humide. En effet, dans les sites moins riches en nutriments, le stockage de la microflore est plus important que dans les sites plus eutrophes. La quantité de phosphore séquestré par les algues joue également un rôle important surtout dans les dispositifs de type plan d'eau.

L'assimilation du phosphore par les plantes est principalement réalisée par absorption racinaire. L'absorption par les feuilles et les rameaux est effectuée par les espèces submergées mais cette quantité est généralement faible. L'assimilation du phosphore par les plantes est plus importante lors de la saison végétative. En effet, avant cette saison le taux de croissance maximum est atteint. Le phosphore est assimilé pour former notamment les phospholipides, les acides nucléiques, les nucléoprotéines, les sucres phosphorylés ou les polyphosphates organiques condensés (ATP, ADP). Le stockage du phosphore dans la végétation peut varier du court-terme au long-terme en fonction du type de végétation, du taux de décomposition de la litière, de la lixiviation du phosphore et de sa translocation au sein de la biomasse. Par exemple, le stockage de phosphore dans la biomasse souterraine de macrophytes émergentes est généralement du court-terme. La concentration de phosphore dans les tissus des plantes varie en fonction de l'espèce, du site et de la saison (Vymazal, 2007).

Néanmoins, comme pour le nitrate, ce processus de réduction reste temporaire. En effet, à la mort des organismes, leur décomposition entraîne le retour d'une partie du phosphore sous forme soluble par lixiviation (plus de 30 % des nutriments). L'exportation de la biomasse reste alors la seule solution vraiment efficace pour éliminer le phosphate stocké. Cependant, ce captage ne permet généralement pas de compenser l'accumulation (Grégoire et al., 2010).

De plus, la sorption et le stockage sous forme de biomasse sont des processus soumis à saturation, ce qui signifie qu'ils ont une capacité limitée et qu'ils ne peuvent donc pas contribuer à une élimination du phosphore durable sur le long-terme (Vymazal, 2007 ; Nichols, 1983).

La troisième voie potentielle de réduction du phosphate dans les zones tampons humides agricoles est l'**accumulation de sol ou de tourbe**. Ce processus constitue le puits de phosphate majeur sur le long-terme. Le compartiment de sédiments et de litière est le réservoir majeur de phosphore dans les zones humides naturelles. Dans les zones humides riches en nutriments, le taux d'accumulation du phosphore à long-terme peut atteindre 1 g/m²/an (Craft et Richardson 1993 dans Vymazal, 2007). De même, à la mort des organismes, ils peuvent sédimenter et se trouver enfouis dans les sédiments. Cela permet un stockage à plus long-terme du phosphore en fonction des conditions du milieu (Oraison et al., 2011). Certaines bactéries participent à l'enfouissement du phosphore par la production de composés organiques réfractaires (Vymazal, 2007).

Par ailleurs, l'habileté d'une zone humide à éliminer le phosphore est connue pour décliner avec le temps (Fisher et Acreman, 2004).

Les types de zones tampons humides agricoles recommandées pour la dissipation du phosphore sont les chenaux enherbés pour le ruissellement érosif concentré et les fossés végétalisés ou les plans d'eau notamment de type ZTHA en cas de drainage.

2.3 Les voies de réduction des pesticides

La distribution des pesticides au travers des différents compartiments de l'environnement est un phénomène complexe influencé par leurs caractéristiques physico-chimiques variées. Il s'agit notamment de leur hydrosolubilité, leur coefficient de partage eau-sol (K_{oc}), leur coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}), leur temps de demi-vie dans le sol et dans l'eau, leur photolyse dans le sol et dans l'eau (Vymazal et Březinová, 2015).

Les pesticides sont limités ou éliminés par des processus physiques, chimiques, biologiques ou biochimiques. Comme pour la réduction des quantités d'azote et de phosphore, ces différents processus agissent à plus ou moins long-terme. Les principales voies de fixation ou d'élimination des produits phytosanitaires sont la sédimentation, la photolyse, l'hydrolyse, adsorption, la dégradation microbienne et l'absorption par les plantes. Ces différents mécanismes dépendent de plusieurs facteurs comme la quantité de matières organiques et d'argile, le pH, les conditions d'oxydo-réduction, la présence ou l'absence d'eau, le temps de rétention, la quantité de pesticides amenée par le flux entrant dans le dispositif, la densité ainsi que le type de végétation et le type de dispositif. Dans les ZTHA, les conditions de flux intermittent et les caractéristiques hydrochimiques sont des paramètres clés qui contrôlent les processus d'élimination des pesticides comme la sédimentation ou la dégradation (Maillard et al., 2011). Néanmoins il n'est pas aisé de distinguer un seul processus d'élimination des pesticides car il sont étroitement connectés et forme davantage un complexe dynamique de décontamination.

D'après Vymazal et Březinová (2015), l'élimination des pesticides augmente généralement avec celle de la valeur du K_{oc} (coefficient de partage eau-sol) mais la relation n'est pas solide. De même, la dépollution de l'eau augmente avec le temps de résidence. Par exemple :

- Sherrard et al. (2004) dans Vymazal et Březinová (2015) ont montré une diminution de chlorothalonil (fongicides) après une période de 72 heures dans une expérience en mésocosmes.
- Moore et al. (2002) dans Vymazal et Březinová (2015) ont décrit une diminution nette de la concentration en chlorpyrifos (insecticides) dans l'eau au cours de la première semaine et simultanément une augmentation de la concentration dans les sédiments.
- Moore et al. (2009) dans Vymazal et Březinová (2015) ont trouvé que pendant 55 jours d'expérience, la concentration en λ -cyhalothrin (insecticide) a constamment diminuée et n'a plus été détectée après 27 jours.

Les zones tampons humides agricoles les plus communément utilisées pour limiter l'entrée des pesticides dans les milieux aquatiques sont les dispositifs enherbés riveraines, les fossés végétalisés et les zones tampons humides artificielles (ZTHA).

2.3.1 Les processus destructeurs

La **photodégradation** ou photolyse est un processus abiotique où une molécule est excitée par l'absorption d'énergie lumineuse. Cela engendre des réactions qui altèrent et décomposent la molécule (Vymazal et Březinová, 2015). La photolyse est provoquée par les rayonnements ultraviolets. Pour qu'elle soit efficace, elle doit pénétrer sur toute la colonne d'eau (Sac et al., 2008). La photodégradation est favorisée dans les eaux peu profondes où les radiations solaires sont peu atténuées (Tournebize et al., 2016). Le fluometuron (herbicide) est notamment éliminé par photolyse.

L'**hydrolyse** permet également de dégrader les pesticides. Il s'agit de la décomposition d'un composé par fixation des ions H^+ et OH^- provenant de la dissociation de l'eau. L'endosulfan (insecticide) est dissipé en majorité grâce à l'hydrolyse (Vymazal et Březinová, 2015).

La **biodégradation** est réalisée par les micro-organismes. Elle est généralement plus importante en aérobie qu'en anaérobie. Dans les zones humides, des zones en aérobie subsistent, notamment au niveau de la rhizosphère. La biodégradation est un processus qui nécessite du temps. Il est donc favorisé dans les dispositifs où le temps de résidence est long. Ce dernier constitue un véritable facteur clé dans le cas des processus biologiques (Vymazal et Březinová, 2015). La biodégradation est également réalisée par les plantes à l'aide de leurs enzymes (Sac et al., 2008). Il s'agit alors de la **phytodégradation**.

Enfin, la **dégradation des pesticides par les matières organiques ou les argiles** est engendrée par la réactivité chimique des groupements fonctionnels de la matière organique, en particulier la fonction acide (Sac et al., 2008).

2.3.2 Les processus non-destructeurs

Un des processus de dissipation des pesticides qui peut être employé dans les zones tampons humides agricoles est l'**adsorption**. Ce phénomène correspond au transfert de pesticides de la colonne d'eau vers les surfaces solides (sédiments, végétation). Comme pour l'azote et le phosphate, ce processus peut être réversible. Cependant dans le cas des pesticides, la désorption est valable plus particulièrement pour les composés qui présentent une forte solubilité ou un faible coefficient d'adsorption. Le processus d'adsorption est donc également considéré comme un stockage temporaire des pesticides. Ce procédé permet de retarder et d'atténuer le pic de concentration en pesticides dans le dispositif. Cela peut réduire la toxicité aiguë de ce type de pollution (Tournebize et al., 2016). Par ailleurs, d'après Vymazal et Březinová (2015), la rétention est plus forte pour les pesticides avec des propriétés hydrophobes (faible hydrosolubilité et fort K_{oc}).

Le processus de dissipation des pesticides décrit à présent est la **phytoaccumulation**. Il s'agit de l'absorption des produits phytosanitaires dans les tissus des plantes (Tournebize et al., 2016). La végétation permet de réduire le pic de pesticides (plus de 91 % avec de la végétation pour 72 % sans végétation). En général, l'élimination par absorption peut être envisagée pour les herbicides systémiques (Vymazal et Březinová, 2015). Mahabali et Spanoghe (2014) dans Vymazal et Březinová (2015), ont observé une absorption considérable de l'insecticide imidaclopride par *Nymphaea amazonum*. Avec ce mécanisme, les pesticides sont donc absorbés, enlevés puis libérés dans l'eau pendant la décomposition de la végétation.

Par ailleurs, la végétation a des impacts directs et indirects sur la dissipation des pesticides :

- En aérant les sédiments, la végétation entraîne une augmentation de l'activité microbienne.
- En créant de la rugosité, elle ralentit l'écoulement et augmente ainsi le temps de rétention et l'efficacité d'élimination des pesticides. Cependant, si la végétation est peu dense, il peut y avoir des court-circuits hydrauliques qui engendrent l'effet inverse.
- La végétation décomposée fournit du carbone aux micro-organismes.
- La végétation peut aider au développement de biofilms où la biodégradation peut avoir lieu.
- La végétation stabilise les sédiments.

Les micro-organismes sont les principaux acteurs de la dissipation des pesticides (figure 15). La sorption permet seulement un piégeage à court-terme des pesticides et les autres processus (assimilation par les plantes, hydrolyse, photolyse) ont une importance secondaire.

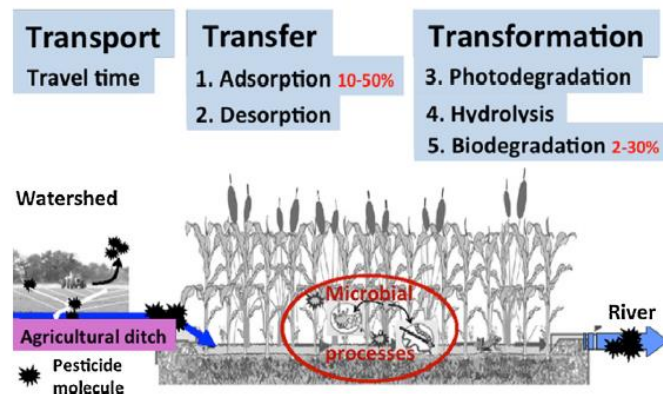


Figure 15 : Processus impliqués dans la dissipation des pesticides dans une ZTHA de faible profondeur (Tournebize et al., 2016). Les chiffres en rouge indiquent les résultats d'expériences de l'Irstea sur du S-metolachlore (herbicide) et de l'expoconazole (fongicide)

De plus, Maillard et Imfeld (2014), pensent que le compartiment de stockage et les processus de dissipation dominants varient tout au long de l'année. Au printemps, l'absorption par les plantes est le processus majeur, puis pendant l'été la biodégradation et la sorption dominent. Globalement, les sédiments constituent le réservoir de stockage majeur et la biodégradation représente le processus majoritaire de dissipation des pesticides.

Les différents mécanismes de dissipation des contaminants d'origines agricoles (figure 16) demandent une gestion hydraulique spéciale afin d'engendrer les conditions d'élimination (conditions anaérobies pour la dénitrification, faible profondeur pour la photolyse, végétation bien développée et quantité importante de matière organique). Leur efficacité en fonction des processus de réduction a été démontrée. Elle est notamment liée aux conditions locales (climat, type de transferts,...) et aux caractéristiques de la zone tampon (localisation dans le versant, dimensions,...).

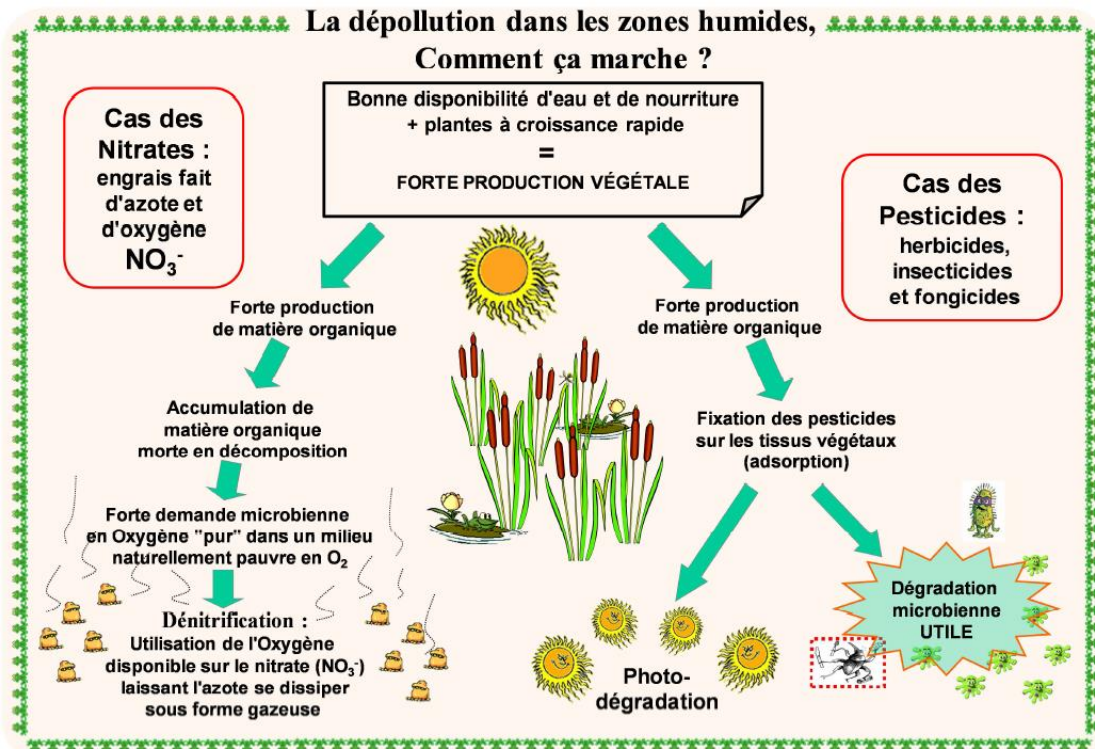


Figure 16 : Bilan des processus de dissipation des nitrates et des pesticides dans les ZTHA (Source : Grégoire et al., 2010)

3 L'efficacité des zones tampons humides agricoles

3.1 Grille d'analyse de l'efficacité d'une zone tampon humide agricole

3.1.1 Définition de l'efficacité

Dans le cadre de cette étude, il apparaît important de préciser ce qu'est l'efficacité. Il s'agit de la capacité d'obtenir le résultat souhaité ou attendu, d'atteindre l'objectif fixé. Dans le contexte du sujet, l'objectif est celui de la réduction partielle ou totale des pollutions agricoles.

3.1.2 Grille d'analyse

Une réflexion est menée à présent dans le but de formuler une grille de lecture permettant de guider l'analyse bibliographique de cette troisième partie.

Les trois grands critères au travers desquels l'efficacité d'une zone tampon humide agricole est analysée sont l'efficacité d'atténuation des concentrations en contaminants d'origine agricole, la fonctionnalité écologique et l'intégration socio-territoriale.

L'efficacité d'atténuation renvoie à la capacité d'une zone tampon humide agricole à jouer son rôle épuratoire vis-à-vis des produits phytosanitaires et des fertilisants. Les différents indicateurs choisis pour renseigner ce critère sont :

- Le type de zone tampon humide agricole :
 - Les dispositifs enherbés : les bandes enherbées riveraines, les chenaux enherbés de thalweg, les prairies humides.
 - Les dispositifs ligneux : les ripisylves, les bois et bosquets humides.
 - Les dispositifs de type fossé : les fossés végétalisés ou à redents.
 - Les dispositifs de type plan d'eau : les mares et les étangs, les retenues collinaires, les ZTHA.
- Le contaminant ciblé : les pesticides, les formes azotées ou les formes phosphatées issues des fertilisants.
 - Les trois grandes familles de pesticides sont ciblées dans cette étude : les herbicides, les fongicides et les insecticides. Néanmoins, seuls les résultats qui concernent les substances autorisées en France ont été traités. En effet, cette étude s'oriente en premier lieu vers les potentiels aménagements futurs de zones tampons humides agricoles qui pourront être réalisés sur le territoire national.
 - Les formes azotées étudiées sont l'ion nitrate, l'azote organique et l'ion ammonium.
 - Les formes phosphorées étudiées sont l'ion phosphorique et le phosphore particulaire.
- Les mécanismes d'atténuation : physiques (adsorption, précipitation, sédimentation, accumulation dans le sol), chimiques (hydrolyse, photolyse), biologique (absorption par les plantes ou les micro-organismes, métabolisation et dénitrification) et biochimiques (dégradation microbienne). Selon le processus, l'atténuation est plus ou moins durable (élimination nette ou stockage à court ou long-terme), ce qui joue sur l'efficacité de la zone.

- Le dimensionnement de la zone tampon. Selon le dimensionnement du dispositif, les différents mécanismes d'atténuation ne pourront pas se produire de façon optimale ou ne pourront pas se réaliser. En fonction des mécanismes épuratoires envisagés, les paramètres comme le temps de résidence des contaminants, le taux de recouvrement végétal, le taux d'hydromorphie et la gestion hydraulique sont particulièrement à prendre en compte dans le dimensionnement de la zone.
- Le contexte de l'étude. Il apparaît important d'indiquer le contexte expérimental de l'étude présentée dans la bibliographie. En effet, selon les cas, les données d'efficacité sont obtenues dans la cadre de recherches expérimentales alors que d'autres sont obtenues lors de mises en application plus concrètes.
- La position sur le bassin versant. La localisation de la zone tampon agricole sur le bassin versant présente une grande importance par rapport à l'efficacité d'atténuation. En effet, les contaminants peuvent être plus efficacement interceptés selon la position du dispositif sur le bassin versant. Le choix de cette position demande également de prendre en compte les propriétés du bassin versant comme la forme, la topographie, le type d'écoulement, l'occupation du sol, la géologie et la pédologie.

La notion de **fonctionnalité écologique** correspond à la capacité de la zone à répondre aux besoins biologiques des espèces animales et végétales. Cette notion est analysée au travers de trois indicateurs :

- La capacité de la zone à constituer un support de biodiversité. Il s'agit d'analyser l'intérêt environnemental et patrimonial (espèces ou habitats) du site en lien avec la biodiversité.
- La capacité de la zone à constituer un corridor écologique, à s'intégrer au sein du réseau écologique et de la trame verte et bleue. Un corridor écologique est un « espace assurant une connexion entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leurs déplacements et à l'accomplissement de leur cycle de vie » (tvb-bretagne).
- La capacité de la zone à stocker du carbone. Autrement dit, la capacité de la zone à stocker de la matière organique.

D'après Amalric et al., 2015, la notion d'**insertion socio-territoriale** « consiste à analyser l'incorporation du dispositif dans un territoire donné : tout d'abord en termes écologiques puisque le dispositif est connecté à un écosystème, mais aussi en termes socio-territoriaux puisqu'il est aussi connecté à un territoire investi par des activités, des pratiques, des représentations et des relations de pouvoir ». Ces auteurs voient l'insertion socio-territoriale comme un processus par lequel un dispositif d'ingénierie écologique est imaginé en connexion avec le territoire dans lequel il est localisé. De cela, il découle, la mise en œuvre, autour de son établissement, d'interrelations entre les acteurs locaux et extra locaux (accords, arrangements, aménagements, rectifications) et l'existence d'une logique entre les objectifs des projets de territoire (sociaux, économiques, politiques, environnementaux, paysagers) et les objectifs des porteurs du projet d'ingénierie écologique. Les différents indicateurs qui permettent d'analyser l'insertion socio-territoriale de ce type de zone sont (Amalric et al., 2015) :

- La localisation. Le choix de la localisation du dispositif qui permettra d'intercepter une partie des polluants d'origine agricole est contraint par certaines caractéristiques du bassin versant (forme, topographie, type d'écoulement, occupation du sol, géologie, pédologie) et par la disponibilité foncière (Amalric et al., 2015).
- Le contexte biogéographique. Il s'agit de la flore, la faune, le climat et le paysage associé. Cet indicateur présente une influence importante dans la conception du dispositif vis-vis des conditions d'adhésion au projet. Par exemple, il peut s'agir de la prise en compte de la flore locale dans le choix des végétaux utilisés au sein des processus d'épuration (Amalric et al., 2015).
- La prise en compte des pratiques et usages locaux. Il peut s'agir par exemple des activités touristiques et de loisir, des activités agricoles en elles-mêmes et des enjeux environnementaux. L'aménagement de zones tampons humides agricoles suppose d'intégrer les usages professionnels et de loisirs, de conserver la coexistence des pratiques et de préserver la défense d'enjeux potentiellement contradictoires (la qualité de l'eau par rapport à la qualité du milieu ; Amalric et al., 2015).
- Le portage institutionnel du dispositif. L'aménagement de ce type de dispositif intègre une dimension institutionnelle importante. En effet, sa mise en place est fortement liée à l'engagement des acteurs (gestionnaires, délégués, élus), situés à plusieurs échelles (communes, communauté de communes, syndicats intercommunaux, département, région...). Par exemple, un portage institutionnel fort signifie, un engagement des élus en faveur du projet, leur capacité de gestion pour accéder aux financements, des gestionnaires convaincus des bienfaits du projet, ce qui constitue une composante essentielle à l'insertion socio-territoriale. En d'autres termes, la confiance dans l'action des porteurs est une dimension significative dans la bonne réception d'un projet (Raufflet, 2014 *in* Amalric et al., 2015).
- La qualité du projet de territoire. D'après Amalric et al., 2015, il apparaît important que le dispositif fasse l'objet d'un projet de territoire et présente une relevance pédagogique.
- La faisabilité. Cet indicateur intègre à la fois les possibles financements, les coûts, les pratiques liées à l'entretien et l'emprise au sol des zones tampons humides agricoles.

Suite à la réflexion précédente, la grille d'analyse qui suit a été retenue (tableau 1). Cette grille intègre également les critères de fonctionnement écologique et d'insertion socio-territoriale afin d'élargir les perspectives du sujet. Selon les publications étudiées, tous les indicateurs ne sont pas obligatoirement traités. En effet, tous les articles n'abordent pas les différents critères de façon similaire alors certaines informations ne sont pas forcément précisées.

Tableau 1 : Grille d'analyse des zones tampons humides agricoles

Critères d'analyse	Indicateurs
Efficacité d'atténuation	Type de zone tampon humide agricole
	Contaminant ciblé
	Mécanismes d'atténuation
	Dimensionnement de la zone tampon
	Contexte d'étude (mésocosme, cas concret...)
	Position sur le bassin versant
Fonctionnalité écologique	Support de biodiversité
	Corridor écologique
	Stockage de carbone
Insertion socio-territoriale	Localisation
	Contexte biogéographique
	Prise en compte des pratiques et usages locaux
	Portage institutionnel du dispositif
	Qualité du projet de territoire
	Faisabilité

Les perspectives du projet

La deuxième phase de travail de ce projet de fin d'études porte sur l'analyse bibliographique de l'efficacité des différentes zones tampons humides agricoles présentées dans la typologie. Au cours de cette partie, différents retours d'expériences seront présentés en fonction du type de dispositif et des contaminants ciblés. Afin d'apporter des éléments d'ouverture au sujet, l'analyse de la fonctionnalité écologique et de l'insertion socio-territoriale des zones tampons humides agricoles sera également traitée. La grille d'analyse présentée auparavant permettra de guider l'analyse de la bibliographie au travers de différents indicateurs.

3.2 L'efficacité d'atténuation des zones tampons humides agricoles vis-à-vis des transferts de nutriments et de pesticides

Les différentes valeurs d'efficacité présentées dans cette partie sont exprimées sous forme de pourcentage. Il apparaît important de considérer ces chiffres vis-à-vis du contexte auquel ils appartiennent et/ou des caractéristiques qui sont propres au contaminant étudié. L'efficacité d'atténuation est traitée à la fois au travers d'études de cas particulier dont le contexte et les conclusions sont développés, et de publications réalisant un état des lieux d'un ensemble d'articles relatifs à ce sujet. Outre le pourcentage en lui-même, il est intéressant de considérer les différentes analyses retenues par les auteurs de la littérature.

Le degré d'efficacité est fortement lié à la variabilité des conditions climatiques et hydrologiques au cours du temps (à l'échelle saisonnière ou d'une année à l'autre). Ainsi un dispositif tampon pourra ne pas se révéler d'une efficacité constante par rapport à la situation pour laquelle il a été dimensionné. Par exemple, en fonction du caractère pluvieux ou sec d'une année à l'autre. Catalogne et Le Henaff (2016) rappellent que les zones tampons ne sont pas conçues pour faire face aux événements extrêmes mais pour la maîtrise des écoulements dits « ordinaires » qui surviennent sur les bassins versants ruraux.

3.2.1 Le cas des nitrates

Dans la deuxième partie de ce rapport, il est précisé que les zones tampons humides agricoles recommandées pour la dissipation des pollutions azotées sont les boisements et les prairies humides qui comprennent également la ripisylve, en cas d'écoulement de subsurface et les ZTHA en cas de drainage. L'analyse de l'efficacité des zones tampons humides suivante s'appuie donc sur la bibliographie qui traite de ces types de dispositifs.

3.2.1.1 L'efficacité d'atténuation par les dispositifs tampons riverains de type prairie humide et ripisylve

➤ Revue de la littérature

D'après Catalogne et Le Henaff (2016) les haies et les ripisylves de bas de versant sont particulièrement adaptées pour favoriser l'absorption racinaire de l'eau et des nutriments comme les nitrates. En effet, leur profondeur d'enracinement leur permet de puiser les nutriments sur une tranche de sol plus grande que la végétation herbacée et d'atteindre ainsi la nappe superficielle (Grimaldi et al., 2012). Néanmoins, il est important de rappeler que ce mécanisme d'atténuation reste temporaire (azote est susceptible d'être libéré à nouveau dans le milieu à la mort ou la sénescence des végétaux) sauf si une gestion de la zone est réalisée et qu'une partie de la végétation est exportée. Ces processus permettent tout de même de réguler les flux de nitrates. Par ailleurs, ce mode d'action reste limité car la principale période de transfert des nitrates en climat tempéré, s'étend de novembre à mars (excédent hydrique) et que cette phase correspond également au repos de la végétation. Afin de parer à cet inconvénient, l'association d'un couvert herbacé à base de graminées ayant un système racinaire moins développé mais étant actif une grande partie de l'année (quand la température dépasse 5°C), avec les strates arborées et arbustives est une solution envisageable.

Les prairies et les boisements humides de bas-fond appartenant à la ripisylve et présentant des sols hydromorphes, engorgés une partie de l'année (conditions d'anoxie), sont plus adaptés pour favoriser la dénitrification. Il est également nécessaire que les autres paramètres qui influencent la dénitrification soient propices. Il s'agit en premier lieu, de la matière organique et dans une moindre mesure, le pH et la température. Ainsi, il est important que les écoulements circulent dans les couches du sol riches en matière organique. Par conséquent, le niveau d'eau doit être assez proche de la surface et/ou la litière doit former une grande épaisseur.

L'absorption et la dénitrification ne sont pas des processus divergents mais plutôt complémentaires en fonction de la saison : l'absorption racinaire se produit en période estivale quand une partie des sols est susceptible d'être asséchée et la dénitrification apparaît en période hivernale lorsque les températures le permettent.

➤ **Etude de cas : Grimaldi et al. (2012)**

Grimaldi et al. (2012) ont étudié l'atténuation des nitrates dans le sol et les eaux souterraines peu profondes d'une haie de bas-fond, en contexte agricole (période d'étude : octobre 2008 à février 2011). Le site d'étude est localisé en France. La haie est située à 30 mètres d'un cours d'eau qui draine un bassin versant agricole de 5 km². Elle est constituée de chênes et forme une limite entre deux domaines pédologiques contrastés : une prairie temporaire située en haut d'une pente avec des sols bien aérés et un domaine de basses terres composées d'une prairie permanente avec des sols saturés en eau.

Les auteurs ont trouvé que pendant la saison végétative, l'absorption par les arbres élimine complètement les nitrates du sol non saturé sur un grand volume qui correspond à la zone d'enracinement. Elle s'étend à plus de 10 mètres de chaque côté de la haie et à une profondeur d'au moins 1 à 2 mètres. Cependant, cette tendance observée dans le sol n'a pas d'influence sur la composition des eaux souterraines profondes à cette saison. Pendant la période de dormance, la dénitrification semble se produire dans les eaux souterraines peu profondes quand la nappe phréatique remonte rapidement vers la zone d'enracinement. La dénitrification sous la haie se produit à une plus grande profondeur (2 mètres) que sous la prairie permanente riveraine du cours d'eau. Dans cette dernière, la dénitrification peut se produire dans la zone racinaire et dans les couches de sols enrichis en matière organique.

Cependant, sous ces couches appauvries en nitrates, les eaux souterraines profondes sont fortement concentrées en nitrates et elles restent aux environs de 100 mg/L tout au long de l'année. Donc, l'impact de la haie sur le transfert des nitrates vers les masses d'eau va dépendre de la contribution relative des eaux souterraines et de la couche peu profonde, aux entrées alimentant le réseau de drainage.

➤ **Etude de cas : Balestrini et al. (2016)**

Balestrini et al. (2016) ont étudié les facteurs qui affectent l'élimination de l'azote au niveau des bandes riveraines (formées d'une strate herbacée et d'une ripisylve).

Il s'agit d'un cas d'étude de zones tampons riveraines dites semi-naturelles associées avec des cours d'eau de basses terres alimentées par des sources. Ils représentent les plus importants écosystèmes dépendants des eaux souterraines du nord de l'Italie et sont situés dans le bassin versant de la rivière Po (figure 17). Les auteurs ont sélectionné neuf sites afin d'avoir un éventail de propriétés de sol et de paramètres hydrogéographiques différents, pour évaluer les principaux facteurs qui influencent l'efficacité d'atténuation de l'azote.

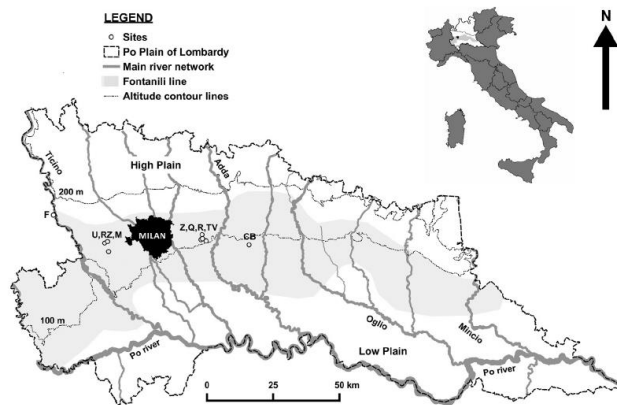


Fig. 1. Location of study sites.

Figure 17 : Localisation des sites d'étude (Source : Balestrini et al., 2016)

L'aire d'étude est localisée dans la plaine agricole du bassin versant de la rivière Po. L'agriculture et l'élevage contribuent à environ 80 % de la charge d'azote total du bassin versant de la rivière Po et ont entraîné la contamination diffuse par les nitrates des eaux de surface et des eaux souterraines. La plupart des sites d'étude sont situés dans la plaine de Lombardie où l'agriculture intensive compte pour environ 78 % de l'occupation du sol. La nappe d'aquifère phréatique peu profonde de la plaine alluviale de la rivière Po est composée de graviers grossiers et de sable. La perméabilité de l'aquifère phréatique de la plaine supérieure est beaucoup plus grande que celle de l'aquifère de la plaine inférieure. La transition entre la plaine supérieure et la plaine inférieure est marquée par de nombreuses sources permanentes nommées « fontalini ». Le climat est tempéré continental avec des hivers froids, des étés chauds et les plus fortes précipitations qui se produisent en automne et au printemps. L'hydrologie de la zone nord dépend fortement de l'irrigation : de grands volumes d'eau sont prélevés de la rivière pour alimenter les cultures au travers d'un réseau de canaux qui contribuent donc significativement à la recharge de l'aquifère par l'infiltration issue à la fois des canaux d'irrigation et des zones irriguées. Malgré l'abondance et la densité du réseau d'eau de surface naturel et artificiel, les zones riveraines sont assez limitées en étendue et en largeur en raison de l'exploitation intensive et non réglementée des terres agricoles.

Les 9 sites étudiés sont périodiquement gérés pour faciliter le passage des engins et/ou éviter l'obstruction des canaux sauf pour deux sites (nommés F et R) qui bénéficient de restrictions environnementales. Les largeurs des sites d'étude varient entre 3 et 35 mètres, la pente entre 2,4 et 50,6 %, les textures sont sableuse à argileuse, grossières à fines et la teneur en carbone organique varie de 0,9 à 5,3 %. La profondeur des eaux souterraines au niveau des sites étudiés varie de 0,11 à 2,30 mètres. Par ailleurs, la médiane des concentrations de nitrates en entrée varie de 0,10 à 21 mg N/L avec des valeurs maximales qui peuvent excéder la limite de potabilité des eaux.

En ce qui concerne la méthode, trois éléments sont observés : le niveau d'eau de subsurface, les concentrations en nutriments et les principaux paramètres hydrochimiques. Ils ont été observés grâce à des piézomètres, installés tout au long de transects allant des champs de cultures au cours d'eau.

A propos des résultats, les auteurs ont observés que les profils d'évolution des nitrates étaient très variables dans les eaux souterraines des sites étudiés :

- Des panaches courts de nitrates s'étendent des zones cultivées adjacentes à certaines zones riveraines.
- Des petits patches où la quantité de nitrates diminue à distance variable du cours d'eau.
- Pour les fertilisants synthétiques, étant sous une forme soluble et mobile, ils atteignent rapidement l'aquifère profond par migration verticale qui dépend presque entièrement de la perméabilité du sol.
- D'un autre côté, la lente libération des formes solubles de l'azote (NO_3^- et NH_4^+) issues du fumier favorise, pendant les périodes pluvieuses, le ruissellement retardé enrichi en azote et/ou l'écoulement de subsurface, qui dépend aussi du gradient hydraulique et de la pente riveraine.
- Les événements pluvieux intenses en hiver, provoquent des pics de nitrates causés par la lixiviation des sols enrichis en azote, aussi en absence de lisier.

Au travers de certains indicateurs chimiques, les résultats de cette étude suggèrent que l'élimination des nitrates observée dans la plupart des sites peut être attribuée à la dénitrification. Elle est soupçonnée de se produire au niveau de points « chauds » où une quantité suffisante de donneurs et d'accepteurs d'électrons est disponible et dans des moments dits « chaud » (suite à de la fertilisation ou pendant un événement pluvieux abondant). Ces points chauds et moments chauds sont des zones réactives vues comme des petits patches existant sur des courtes périodes de temps et qui présentent des taux élevés de réduction de l'azote disproportionnés comparé à la matrice environnante et aux intervalles de temps. Pour obtenir un effet à l'échelle de la zone tampon riveraine, il est très important que les points de dénitrification soient relativement répartis ou aient une large couverture spatiale. Néanmoins, dans certains cas, des processus physiques comme la dilution contribuent aussi à l'atténuation des nitrates.

De plus, les caractéristiques hydrogéologiques du paysage comme la topographie, la stratigraphie, la texture du sol et les propriétés de l'aquifère peuvent influencer la localisation des zones de dénitrification élevée au sein des environnements riverains. Ainsi, plusieurs configurations existent :

- La taille de l'aquifère des hautes terres exerce un contrôle sur l'hydrologie des zones riveraines en termes d'étendue et de variations temporelles des flux d'eaux souterraines avec des effets sur la chimie de l'eau et les processus microbiens. Dans l'aire d'étude, un aquifère libre et épais garantit une connexion hydrologique stable tout au long de l'année, produisant aussi des fluctuations de hauteurs d'eau limitées. De plus, ces conditions hydrologiques favorisent souvent l'arrivée d'eaux souterraines oxygénées riches en nitrates qui entrent dans la zone tampon riveraine et ainsi fournissent les accepteurs d'électrons nécessaires pour débiter la séquence spatiale de respiration et dénitrification. D'un autre côté, l'absence d'une couche confinée peut créer des conditions dans lesquelles une large proportion d'eaux souterraines enrichies en nitrates, contournent les zones riveraines qui ne peuvent pas exercer leur rôle de puits de nitrates.

- La profondeur des sédiments perméables de l'aire d'étude est située entre 25 et 35 mètres, néanmoins la présence locale de couches de silt ou d'argile d'épaisseur variable recoupée de couches de sable ou de gravier est fréquente. Les auteurs ont souvent observé des profils contrastés pour l'azote, selon la profondeur de l'aquifère. Les couches peu profondes apparaissent plus efficaces dans la transformation du nitrate que les couches plus profondes caractérisées par des conditions plus stables.
- La topographie constitue un paramètre physique strictement connecté aux propriétés hydrologiques des zones riveraines. Le profil de rive concave, à faible gradient de pente sur la bordure de la zone riveraine des terres hautes et une berme adjacente au canal d'écoulement favorisent des nappes phréatiques moins profondes et des voies d'écoulement de subsurface. Dans ces situations, les conditions sont réunies pour conduire à la dénitrification grâce à l'interaction entre les eaux souterraines riches en nitrates et les horizons du sol en surface riche en carbone organique.

L'efficacité d'élimination de l'azote pour quatre des neuf sites étudiés est de plus de 90%, de 74%, 34% et 30% pour trois d'entre eux et pour les deux sites restants, les auteurs n'ont observé aucune rétention des nitrates. Les caractéristiques hydrologiques et topographiques de la zone tampon riveraine peuvent conceptuellement expliquer les différences trouvées dans la capacité d'élimination.

- Par exemple, au niveau de l'un des sites où les auteurs ont mesuré plus de 90% d'efficacité, la topographie en pente douce de la bordure de champ d'une large zone tampon riveraine est cruciale pour augmenter légèrement le gradient hydraulique et diriger les écoulements au sein de la zone tampon plane. La plupart de l'élimination des nitrates a lieu dans moins de 5 mètres de distance par rapport au champ malgré la présence de sédiments perméables sableux épais. Les profondeurs de la nappe phréatique inférieures à 0,20 mètre créent des conditions qui améliorent fortement la dénitrification comme des faibles teneurs en O_2 dissous et une source de carbone organique tout au long du transect riverain.
- Contrairement au cas précédent, pour un autre site où les auteurs ont mesuré 74% d'efficacité, la zone de dénitrification la plus efficace est confinée à la partie terminale du dispositif riverain, où la profondeur d'eau est de 0,60 mètre (la plus courte distance depuis la surface du sol pour ce site d'étude). Dans une longue partie du transect riverain où le pourcentage de carbone organique était très faible et les concentrations en O_2 dissous, relativement élevées, il n'y avait pas les conditions adaptées à la dénitrification. Néanmoins d'autres études (Balestrini et al., 2011 dans Balestrini et al., 2016) ont reporté des valeurs de nitrates ayant diminuées à des profondeurs de 2-3 mètres, ce qui suggère que la quantité de carbone organique ne constitue pas une limite si le temps de résidence est long.
- Selon cette hypothèse, les observations des auteurs au niveau de deux autres sites ont montré une élimination complète de l'azote dans un aquifère à environ 3 mètres de profondeur avec une perméabilité d'un ordre de grandeur inférieure au site où les auteurs ont mesuré plus de 90% d'efficacité (décrit au premier point). Même si la teneur en carbone organique dans les couches plus profondes est probablement très faible, les activités métaboliques sont vraiment intenses comme cela est suggéré par plusieurs indicateurs employés dans cette étude (O_2 , NO_2^- , NH_4^+). Au contraire pour un autre site étudié (plus de 90 % d'efficacité), la disponibilité élevée du carbone organique due à la couche de tourbe enfouie est probablement le principal facteur qui explique l'efficacité d'élimination.

- La forte pente, la nappe phréatique profonde et des infiltrations du cours d'eau en direction des eaux souterraines de la zone riveraine sont déterminantes pour expliquer la faible efficacité d'élimination de l'azote (34%), observé sur l'un des sites étudiés.
- Enfin, le dernier site étudié présente une topographie similaire au précédent décrit mais avec une pente plus forte (51 %), une nappe phréatique plus profonde et une zone riveraine plus étroite : dans ce cas, les nitrates n'ont pas été éliminés du tout.

Pour tester les différences entre les sites, les auteurs les ont divisés en deux groupes en fonction de leur efficacité d'élimination de l'azote : faible (<35%) et forte (>70%) élimination de l'azote.

Les auteurs ont identifié cinq indicateurs de la capacité d'élimination des nitrates par les dispositifs tampons riverains :

- Ils sont liés au temps de résidence de l'eau : la conductivité hydraulique, la texture du sol et la pente du profil riverain
- La profondeur de la nappe phréatique
- La teneur en carbone organique du sol

Les deux groupes de sites ayant des estimations hautes et basses de leur efficacité d'élimination de l'azote montrent des différences significatives pour la pente et la moyenne des cinq facteurs combinés. Pour la conductivité hydraulique les données suggèrent qu'une divergence peut exister entre les deux groupes mais elle ne montre pas de différences significatives et elle n'est pas vérifiée statistiquement.

Afin de tester la pertinence des facteurs potentiels liés à l'élimination de l'azote, une comparaison statistique entre les deux groupes de sites étudiés (faible et forte élimination de l'azote) a été réalisée. Elle montre que vraisemblablement, il y a une plus grande importance de la combinaison des différents facteurs entre eux dans le processus d'atténuation de l'azote que de chaque facteur clé pris individuellement.

Ce scénario encourage le fait d'utiliser une combinaison de facteurs pour essayer de prédire quelles zones présentent un potentiel d'élimination élevé alors que la largeur des bandes riveraines est le principal paramètre variable selon les gestionnaires des bassins versants. D'après Balestrini et al. (2016), c'est seulement en considérant les multiples facteurs simultanément, qu'il est possible d'obtenir une estimation raisonnable du potentiel d'élimination des zones tampons riveraines vis-à-vis des transferts azotés. Cela pourra aider les autorités gestionnaires.

3.2.1.2 L'efficacité d'atténuation par les ZTHA

D'une façon générale, d'après l'Irstea, un objectif de 50% d'efficacité d'atténuation de l'azote est réaliste avec une emprise foncière de l'ordre de 1% du bassin versant amont et un temps de séjour d'au moins 7 jours (basée sur l'approche TIS de Kadlec et Wallace, 2008). Néanmoins, il est nécessaire d'analyser les différents paramètres qui influencent les mécanismes d'atténuation de l'azote au sein des différents types de ZTHA. En ce concerne le dimensionnement de ces types de ZTHA, d'après Tournebize et al. (2015), pour les nitrates issus d'un réseau de drainage, une configuration en série est recommandée (annexe 2).

➤ **Revue de Vymazal (2007)**

D'après une étude de Vymazal (2007) à propos de l'élimination des nutriments dans différents types de ZTHA, les efficacités d'élimination de l'azote varient entre 40 et 55% avec des charges éliminées allant de 250 à 630 g N m⁻².an⁻¹ selon le type de ZTHA et la charge de flux entrant dans le dispositif. Cette étude traite différentes sortes de ZTHA (figure 18) :

- Celle à plantes flottantes librement (en anglais FFP)
- Celle à surface d'eau libre avec des plantes émergentes (en anglais FWS)
- Celle à écoulement de subsurface horizontal (en anglais HSSF ou HF) et/ou vertical (en anglais VSSF ou VF)

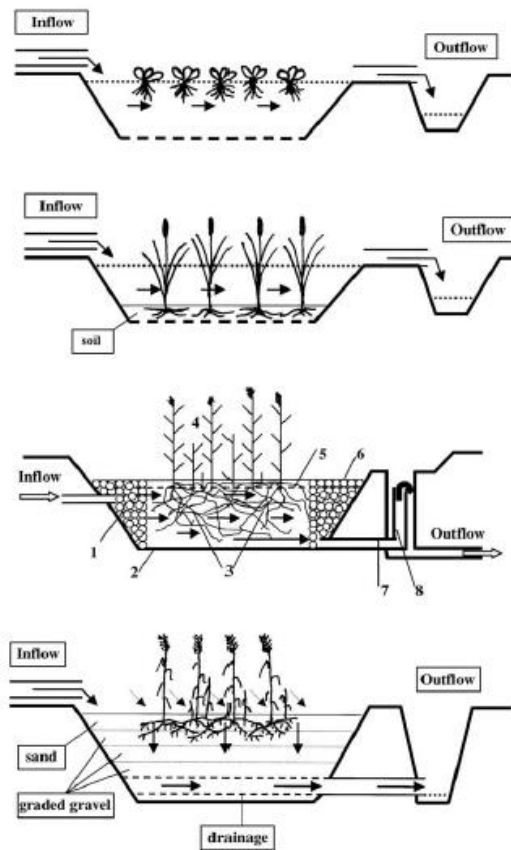


Figure 18 : Différents types de zones tampons humides artificielles (Source : Vymazal, 2007)

Tous les processus d'atténuation des pollutions azotées ne se produisent pas dans tous les types de ZTHA et les ordres de grandeur de ces mécanismes varient également selon le type de ZTHA (figure 19). La raison majeure est le fait que les processus du sol sont limités pour les ZTHA à plantes flottantes librement et encore davantage pour les ZTHA à surface d'eau libre alors que les ZTHA à écoulement de subsurface présentent des processus restreints dans la zone d'eau libre. En fait, l'ampleur des processus qui éliminent finalement l'azote total est généralement faible et donc l'élimination de l'azote total est couramment faible dans les ZTHA à un seul stade.

Le processus d'ammonification en tant que tel n'élimine pas l'azote des eaux usées dans les systèmes de traitement des zones humides. Cela, convertit juste l'azote organique en ammonium qui devient disponible pour subir d'autres processus (nitrification, volatilisation, adsorption, absorption). L'ammonification a également lieu pendant la décomposition de la biomasse des plantes de la zone humide et se produit à la fois en conditions aérobies et anaérobies. Donc, l'ammonification a lieu dans tous les types de ZTHA.

La nitrification est similaire à l'ammonification dans le sens où elle n'élimine pas l'azote des eaux contaminées. Cependant, la nitrification couplée à la dénitrification semble être le processus majeur d'élimination de l'azote dans de nombreuses zones de traitement. La nitrification a lieu dans tous les types de ZTHA, quand l'oxygène est présent en concentrations assez élevées pour supporter la croissance de bactéries nitrifiantes strictement aérobies.

La dénitrification est considérée comme étant un mécanisme majeur d'élimination de l'azote dans la plupart des types de ZTHA : elle compte pour 60 à 95 % dans l'élimination des nitrates au sein de ce type de dispositif. Différentes exigences par rapport à la présence d'oxygène dissous pour la nitrification et la dénitrification sont les obstacles majeurs à l'atteinte d'une élimination de l'azote élevée, dans beaucoup de ZTHA. En revanche, l'absorption par les plantes est le processus majeur dans les ZTHA à plantes flottantes librement.

L'adsorption de l'ammonium est limitée aux ZTHA à écoulement de subsurface où le contact entre le substrat et les eaux usées est efficace. De plus, les substrats utilisés dans les ZTHA ne fournissent pas des quantités importantes de sites de sorption. Les sols argileux sont les plus efficaces pour la sorption de l'ammonium.

L'enfouissement de l'azote organique comme mécanisme d'élimination est restreint aux ZTHA à surface d'eau libre avec plantes émergentes où la couche de litière/tourbe joue un rôle important dans l'élimination des nutriments.

	FFP	FWS	HSSF	VSSF
Volatilization	Low	Medium	Zero	Zero
Ammonification	High	High	High	High
Nitrification	Low	Medium	Very low	Very high
Nitrate-ammonification	??	??	??	??
Dénitrification	Medium	Medium	Very high	low
N₂ fixation	??	??	??	??
Microbial uptake	Low	Low	Low	Low
Plant uptake^a	Medium	Low	Low	Low
Ammonia adsorption	Zero	Very low	Very low	Very low
Organic nitrogen burial	Very low	Low	Low	Very low
Fragmentation and leaching	??	??	??	??
ANAMMOX	??	??	??	??

Figure 19 : Les intensités potentielles de transformation de l'azote dans différents types de ZTHA (Source : Vymazal, 2007) a : avec récolte ; les processus qui éliminent l'azote total au final sont en gras

L'atténuation de l'azote total dans les différents types de ZTHA est présentée dans la figure 20. L'efficacité d'élimination est similaire dans tous les systèmes avec une élimination légèrement plus élevée observée dans les ZTHA à plantes flottantes librement et qui résulte des récoltes multiples.

CW Type	Unit	TN in	TN out	Efficiency	N
Concentrations					
FFP	mg l ⁻¹	14.6	6.6	54.8	14
FWS	mg l ⁻¹	14.3	8.4	41.2	85
HSSF	mg l ⁻¹	46.6	26.9	42.3	137
VSSF	mg l ⁻¹	68.4	37.9	44.6	51
Loadings					
				Removed load	
FFP	g m ⁻² yr ⁻¹	838	431	407	14
FWS	g m ⁻² yr ⁻¹	466	219	247	85
HSSF	g m ⁻² yr ⁻¹	644	394	250	113
VSSF	g m ⁻² yr ⁻¹	1222	592	630	42

FFP = free-floating plants (results from southeastern USA), FWS = free water surface systems (results from Australia, Canada, China, New Zealand, Poland, Sweden, The Netherlands, USA), HSSF = horizontal sub-surface flow (Australia, Austria, Brazil, Canada, Czech Republic, Denmark, Germany, India, Mexico, New Zealand, Poland, Slovenia, Sweden, UK, USA), VSSF = vertical sub-surface flow (Australia, Austria, China, Denmark, France, Germany, Ireland, Poland, Norway, The Netherlands, Turkey, UK). Based on Vymazal (2001, 2005a,b).

Figure 20 : L'atténuation de l'azote total dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)

Il est aussi important de noter que les ZTHA à écoulement de subsurface ont des concentrations beaucoup plus élevées en entrée de dispositif (figure 21). En effet, ces systèmes sont communément utilisés lors du deuxième stade de traitement quand les ZTHA à plantes flottantes librement et celle à surface d'eau libre sont généralement positionnés au troisième stade de traitement. Donc les concentrations d'azote total en sortie de dispositif sont plus élevées dans les systèmes avec un écoulement de subsurface.

Par ailleurs, les ZTHA à écoulement de subsurface vertical éliminent plus d'ammonium que celles à écoulement horizontal. En effet, la concentration en oxygène dans les couches de la ZTHA à écoulement de subsurface vertical est plus élevée. En revanche, le potentiel d'élimination des nitrates est très bas dans les ZTHA à écoulement de subsurface vertical et l'augmentation des concentrations en nitrates dans le flux en sortie est importante.

CW type		Inflow	Outflow	Efficiency (%)	N
Concentration (mg l ⁻¹)					
FWS	NH ₄ -N	12.9	5.8	55.1	64
	NO ₃ -N	5.6	2.2	60.7	57
HF	NH ₄ -N	38.9	20.1	48.3	151
	NO ₃ -N	4.4	2.9	38.5	79
VF	NH ₄ -N	55.0	8.7	84.2	80
	NO ₃ -N	0.7	24.4		62
Loading (g N m ⁻² yr ⁻¹)					
FWS	NH ₄ -N	137	71	66	72
	NO ₃ -N	34	18	16	47
HF	NH ₄ -N	388	255	133	90
	NO ₃ -N	98	67	31	66
VF	NH ₄ -N	780	129	651	65
	NO ₃ -N	19.6	376		46

Figure 21 : L'atténuation de l'azote sous forme d'ammonium et de nitrates dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)

Les résultats présentés dans cette étude de Vymazal (2007) indiquent clairement que les ZTHA présentant un seul stade ne sont pas capables d'éliminer des quantités importantes d'azote total à moins que cela ne soit réalisé au dépend d'une grande surface de traitement. Donc, les systèmes hybrides ou combinés peuvent être une meilleure solution quand l'azote total est la cible principale. Ainsi, il est possible d'exploiter les avantages spécifiques de chaque système pris individuellement.

L'élimination de l'azote par exportation de la biomasse aérienne de la végétation émergente est faible mais pourrait être substantielle pour les systèmes à charges en nutriments légères ($100\text{-}200\text{ g N m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$).

Par exemple, dans les systèmes qui combinent un écoulement vertical et horizontal, le premier stade apporte des conditions adaptées pour la nitrification (aérobie) et le second stade fournit des conditions favorables à la dénitrification (anoxie/anaérobie). Le traitement peut également se réaliser dans le sens inverse (écoulement horizontal puis vertical). Le premier stade permet de réduire les éléments organiques et ceux en suspensions et de favoriser la dénitrification. Le second est conçu pour éliminer à nouveau les solides organiques et ceux en suspension et pour nitrifier l'ammonium en nitrates. Enfin, dans le but d'éliminer l'azote total, ce dernier effluent nitrifié doit être recyclé dans un bassin de sédimentation.

➤ Etude de cas : Tournebize et al. (2015b)

Tournebize et al. (2015b) ont étudié l'efficacité de réduction d'une ZTHA vis-à-vis des nitrates sur le long terme : période d'étude de huit ans (2005 à 2013). Le site d'étude est localisé en France dans un contexte d'agriculture intensive et sous un climat océanique tempéré (température moyenne annuelle de 12°C et précipitations de 700 mm). La ZTHA reçoit des eaux drainées agricoles (drainage de subsurface) provenant d'une partie d'un bassin versant (33 hectares). Le dispositif tampon représente 1,2 % de la surface du bassin versant. La ZTHA se situe à l'exutoire du drain principal et du bassin versant. Sa géologie engendre une faible perméabilité du terrain et des sols saturés en eau pendant l'hiver. Le bassin versant agricole est géré par deux agriculteurs. L'azote est appliqué selon les pratiques agricoles habituelles entre fin février et début avril.

Le système tampon (ZTHA) comprend un étang peu profond (50 cm) d'une superficie de 860 m^2 et un réservoir (3 mètres de profondeur et 3 305 m^2 de surface) utilisé pour l'irrigation quand c'est nécessaire. Le dispositif présente un volume total de 12 000 m^3 . Les eaux drainées arrivent par un collecteur principal (500 mm de diamètre), ensuite elles passent au travers d'un étang et arrivent finalement dans un réservoir. L'étang et le réservoir sont connectés par un conduit (500 mm de diamètre) alors les fluctuations du niveau d'eau sont similaires dans les deux bassins. Ces deux unités sont aussi alimentées par une source issue de l'aquifère de Brie. Le réservoir est équipé d'une surverse pour l'irrigation et d'un système de débordement. Le flux sortant correspond à l'addition du débordement direct et à l'infiltration permanente du bord ouest du réservoir. Pendant l'année hydrologique (1^{er} octobre au 30 septembre de l'année suivante), le flux sortant du réservoir (infiltration et débordements) alimente le cours d'eau. Les entrées dans le réservoir viennent de la source (aquifère) à hauteur de 16 %, des précipitations au-dessus de la ZTHA et des eaux drainées (84 %). Les sorties d'eau correspondent aux écoulements qui incluent l'irrigation, l'infiltration et les débordements. Le substrat du dispositif est composé d'argiles vertes imperméables. Toute la surface du réservoir et 90 % du bassin sont à surface libre et 10 % du bassin est couvert par des macrophytes (dominé par *Agrostis stolonifera*, *Nasturtium officinale*, *Veronica beccabunga* et *Lysimachia nummularia*). Dans ce contexte, les nitrates absorbés par les plantes et les algues sont négligeables car il y a peu de végétation et de microalgues et pas d'algues filamenteuses.

L'instrumentation pour mesurer le rejet et la concentration en nitrate était située au niveau de trois points : l'entrée du collecteur principal, en entrée de la source de l'aquifère et la surverse du réservoir. La ZTHA a reçu un écoulement périodique en entrée qui suivait la réponse temporelle du sous-bassin versant convertissant les précipitations en flux de drainage.

L'hydrologie à l'échelle du bassin versant drainé étudié a été divisée en quatre périodes caractéristiques dans les bassins versants drainés européens du nord-ouest :

1. Une période de début avec le drainage automnal : les pics de concentration en nitrates se produisent généralement lors du premier écoulement pendant l'automne (22,5 mg N-NO₃/L).
2. Une période de drainage intense pendant l'hiver : les fluctuations majeures des concentrations en nitrates sont visibles durant cette période.
3. Une période d'abaissement du niveau d'eau avec plus d'écoulements intermittents durant le printemps : les pics de concentration en nitrates se produisent également suite à l'application des fertilisants pendant le printemps (40 mg N-NO₃/L).
4. Une période sans écoulements pendant la saison chaude.

En ce qui concerne les résultats :

- Pendant les années hydrologiques, les concentrations en nitrates dans les eaux du drain principal variaient entre 9 et 18 mg N-NO₃/L et les valeurs en nitrates mesurées dans la source de l'aquifère sont proches de celles mesurées dans le drain principal avec une moyenne de 14 mg N-NO₃/L.
- Dans le réservoir et en sortie, les concentrations de nitrates ont une valeur moyenne de 7 mg N-NO₃/L.
- Les concentrations en nitrates diminuent quand le niveau d'eau est bas et la température de l'eau plus élevée que 10°C, atteignant ainsi un minimum à la fin de l'été. Cette période est caractérisée par une valeur moyenne de 4,47 mg N-NO₃/L.
- Le pH était proche de 8 peu importe la profondeur du réservoir.
- Dans le réservoir les concentrations en oxygène dissous diminuent avec la profondeur : 10-12 mgO₂/L en surface et moins de 2 mgO₂/L à l'interface eau-sédiment (environ 30 cm sous la couche de sédiments), ce qui reflète des conditions suboxiques.

D'après la discussion des auteurs :

L'azote stocké dans le sol au début de l'hiver, disponible pour la lixiviation dépend principalement du type de culture, des pratiques agricoles et fortement de l'année hydrologique.

En ce qui concerne l'efficacité des performances, la ZTHA a un impact clair à la fois sur les concentrations en nitrates et sur les flux. Au niveau du drain principal, les concentrations en nitrates sont plus élevées que 11,3 N-NO₃ mg/L alors que les concentrations dans le réservoir sont proches de 6,8 N-NO₃ mg/L à travers l'année. Les concentrations en nitrates à la sortie du dispositif ont les mêmes valeurs que dans le réservoir.

Pour l'ensemble de la période d'étude, le système tampon a reçu 155 kgN/ha dont 78 kgN/ha, autrement dit 50%, sont retournés dans les eaux de surface. L'impact de ce type de système est efficace mais n'atteint pas 100% d'efficacité. La variabilité annuelle fluctue de 23 à 86% (figure 22) en dépendant fortement du flux des eaux de drainage. Ces résultats sont cohérents avec le temps de résidence qui augmente la rétention des nitrates quand les eaux de drainage cumulées diminuent. Ces résultats sont en accord avec d'autres données rapportées dans la littérature (cf. Vymazal, 2007).

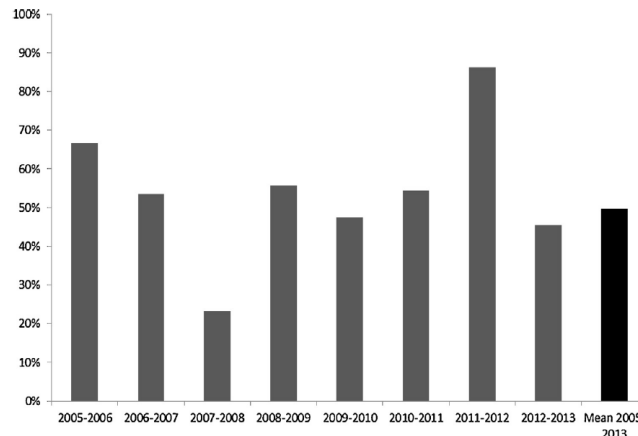


Figure 22 : Les efficacités d'atténuation des flux de nitrates annuels dans la ZTHA (2005-2013) ; (Source : Tournebize et al., 2015b)

De plus, cette étude a permis aux auteurs de souligner les différences observées pendant les périodes avec drainage et sans drainage en termes d'efficacité d'atténuation des nitrates. Pendant la période sans drainage, ils ont observé la meilleure efficacité avec 80% (en sortie de dispositif) alors que pendant la saison de drainage, l'efficacité observée était de 25%. Les auteurs énoncent que la littérature précise qu'il y a une plus grande efficacité d'élimination des nitrates pendant la période la plus chaude et la plus sèche.

Par conséquent, le fonctionnement de la ZTHA peut être divisé en deux périodes selon les variations des performances :

1. La première période correspond aux épisodes sans écoulement quand la température est plus chaude et l'efficacité d'élimination maximum. Outre la dénitrification qui est dans des conditions optimales, la ZTHA dilue également les concentrations élevées en nitrates.
2. La seconde période arrive quand les écoulements issus des drains sont élevés (automne et hiver). Dans ce cas, la diminution de la concentration en nitrates est principalement due au phénomène de dilution car l'efficacité de la zone humide est réduite par les températures basses qui ne sont pas optimales pour l'activité microbienne.

Dans son ensemble l'étude amène à une efficacité d'atténuation de 50 % des flux de nitrates à l'échelle du bassin versant. La diminution des nitrates dans le réservoir a été corrélée avec une augmentation de température des eaux et de profondeur. La gestion hydraulique n'apparaît clairement pas comme un facteur limitant. De plus, la performance de dénitrification dans la ZTHA étudiée a été favorisée par le temps de rétention hydraulique moyen de 80 jours qui a permis des échanges entre les eaux chargées en nitrates et les sites de dénitrification, probablement par diffusion (référence de la bibliographie : 78 % pour 12 jours et 95 % pour 95 jours, ZTHA aux USA ; Phipps et Crumpton, 1994). Le processus majeur d'élimination semble être la dénitrification. Cependant, des mécanismes de dénitrification chimioautotrophes par les sulfures ou l'oxydation du fer, autant que les processus abiotiques d'élimination des nitrates qui requièrent une disponibilité élevée de sulfate peuvent jouer un certain rôle dans l'élimination des nitrates.

Par ailleurs, une concentration élevée en calcium peut être une raison pour une intensité plus basse de dénitrification. Il semble que certains composés à base de calcium (sols calcaires, cyanamide de calcium) inhibent la dénitrification et la nitrification. En effet, il est possible que dans le réservoir, le CaCO_3 récalcitrant ne favorise pas la dénitrification qui avec de faibles valeurs de carbone organique dissous peut expliquer une relative basse intensité d'élimination des nitrates dans l'ensemble du système. Mais des recherches plus détaillées sont nécessaires.

En ce qui concerne l'émission de N_2O , elle est estimée à 0,08 mg $\text{N-N}_2\text{O}$ m^2/h . Ce qui correspond à plus de deux fois les valeurs trouvées sur les terres cultivables dans la littérature. Plusieurs études ont observé que les émissions de ce gaz sont plus élevées pendant les périodes plus chaudes. Une étude de Garnier et al. (2014) a montré que les émissions de N_2O pourraient atteindre 20 % de la dénitrification. Donc le dégazage de N_2O peut devenir une limite à la mise en place de ZTHA.

La ZTHA étudiée présente un faible impact sur l'hydrologie dû au débordement qui se produit en fin d'hiver et au début du printemps et les écoulements en sortie tout au long de l'année. Plus de 90 % de l'apport total est retourné dans le cours d'eau. La ZTHA joue un rôle dans la régulation des inondations avec un stockage temporaire de l'eau qui retarde le débordement pendant les premiers écoulements automnaux. Cependant, ce type de dispositif peut aussi influencer la température de l'eau et la teneur en oxygène dissous dans le cours d'eau. Cela, pourrait constituer un impact négatif du statut écologique.

La création d'une ZTHA nécessite d'atteindre un compromis entre le taux d'élimination par la dénitrification sans augmenter les émissions de N_2O et la pression d'occupation du sol.

➤ **Etude de cas : Beutel et al. (2009)**

Beutel et al. (2009) ont analysé l'efficacité d'atténuation de pollutions azotées d'une ZTHA à écoulement de surface pendant quatre ans (2003-2006) en contexte de développement agricole avec des apports assez faibles en azote. La zone est conçue pour traiter des retours d'irrigation. Il s'agit de ruissellement agricole dilué arrivant dans le bas du bassin versant de Yakima (1900 km², au centre de l'état de Washington, USA). Le site d'étude est localisé en climat nordique où les processus dominants qui contrôlent la température de l'eau sont l'énergie absorbée par les radiations solaires incidentes, la chaleur convective transférée par l'atmosphère et les pertes d'énergie vers l'atmosphère par évaporation. La ZTHA présente une surface de 1,6 hectare. Elle est composée d'un bassin de sédimentation suivi de deux zones humides à écoulement de surface. Elles sont disposées en parallèle et sont composées chacune de trois cellules (figure 23). Le site est pensé pour traiter un débit de 17 L.s⁻¹ avec un temps de rétention de 8 jours et une charge hydraulique de 10 cm.jour⁻¹. En réalité, la charge hydraulique moyenne dans les zones humides était de 10,9 cm.jour⁻¹ dans la zone humide nord et 12,4 cm.jour⁻¹ dans la zone humide sud, ce qui était finalement relativement élevé lorsque les auteurs considèrent les données exposées dans la littérature. Le dispositif est opérationnel du mois de mai à celui d'octobre.



Figure 23 : Site d'étude (Source : Beutel et al., 2009)

Les quantités d'azote total annuelles moyennes entrant dans le dispositif varient entre 1,8 mg de N.L⁻¹ et 2,7 mg de N.L⁻¹ au cours de la période d'étude et sont dominées par les nitrates (76-86 %). Les concentrations moyennes annuelles dans le bassin de sédimentation et en sortie de dispositif sont de 1,3 mg de N.L⁻¹ à 2,5 mg de N.L⁻¹ et de 0,6 mg de N.L⁻¹ à 1,0 mg de N.L⁻¹ respectivement. La concentration moyenne annuelle pour les nitrates en sortie de dispositif est constamment inférieure à 0,4 mg de N.L⁻¹. De plus, les quantités d'azote total et de nitrates en entrée de dispositif ont tendance à diminuer avec la progression de la saison d'irrigation.

Par ailleurs, en se basant sur la comparaison entre le débit en entrée et le débit en sortie, la perte d'eau nette moyenne qui incluent l'évapotranspiration, les pertes par les bords, l'infiltration et les précipitations, était de 3,5 cm.jour⁻¹ dans la zone humide nord et 1,1 cm.jour⁻¹ dans la zone humide sud. Ces pertes sont plus élevées que celles de l'évaporation moyenne d'avril à octobre calculé à partir des données météorologiques de la région. Donc ces deux zones humides, en particulier celle du nord, semblent perdre de l'eau au travers des bords et/ou de l'infiltration. Cependant les auteurs ne quantifient pas ces pertes.

Les plantes ombrageant l'eau dissipent l'énergie provenant du rayonnement solaire grâce à l'évapotranspiration alors c'est le refroidissement par évaporation qui domine la balance énergétique de l'eau dans les zones humides comme celles étudiées. Par conséquent, les températures journalières en sortie de dispositif sont généralement plus basses (moins 2°C en moyenne entre l'entrée et la sortie que celles en entrée pour le cas étudié).

De plus, le bassin de sédimentation étant non végétalisé, des radiations solaires plus importantes y pénètrent et facilitent la productivité algale et donc la production d'oxygène dissous associée pendant la photosynthèse. En revanche, dans les zones humides (N1, N2, N3 et S1, S2, S3), la dégradation de la matière organique par les micro-organismes dans les eaux ombragées et peu profondes conduit à une consommation élevée de l'oxygène et à une diminution de la concentration en oxygène dissous.

Les rendements moyens d'efficacités d'élimination sur la base des concentrations en nitrates ont été relativement bas dans le bassin de sédimentation avec 34 % d'efficacité mais élevés dans les zones humides avec 90 à 93 % d'efficacité d'élimination. En moyenne, la ZTHA a éliminé 94 % des nitrates en termes de concentration. Les rendements moyens d'efficacités d'élimination sur la base des concentrations en azote total sont de 21 % dans le bassin de sédimentation et de 57 à 63 % dans les zones humides et 68 % pour le dispositif de ZTHA dans son ensemble.

Cette publication comme d'autres confirme que les zones humides sont des puits pour les nutriments inorganiques mais des sources de matières organiques. Les auteurs émettent l'hypothèse que les hautes températures de l'eau améliorent les taux d'absorption d'oxygène microbien tout en abaissant la solubilité de l'oxygène dissous. Ainsi, la combinaison de températures élevées et de faibles teneurs en oxygène dissous permet l'augmentation du taux d'élimination des nitrates pendant les mois chauds.

Suite à leur analyse, Beutel et al. (2009) formulent des éléments de conclusions clés. Même avec un effluent présentant des niveaux relativement faibles, les ZTHA peuvent être extrêmement efficaces dans l'élimination des pollutions azotées. Les taux d'élimination des nitrates sont extrêmement sensibles à la température et présentent des tendances saisonnières. Les taux d'élimination pendant les mois chauds (juin-août) sont 2 à 4 fois plus élevés que pendant les mois les plus froids. Les taux les plus bas ont été observés durant le printemps (sans oublier que le dispositif est opérationnel du mois de mai à celui d'octobre).

Les analyses présentées dans cet article sont intéressantes et permettent de confirmer certaines conclusions énoncées dans d'autres articles qui étudient des contextes différents (climat tempéré, agriculture intensive,...). Cependant les pertes par infiltrations qui ne sont pas quantifiées peuvent ajoutées des incertitudes aux résultats et aux interprétations.

3.2.2 Le cas du phosphate

Dans la deuxième partie de ce rapport, il est précisé que les zones tampons humides agricoles recommandées pour la dissipation du phosphore sont les chenaux enherbés pour le ruissellement érosif concentré, les fossés végétalisés ou les plans d'eau notamment de type ZTHA en cas de drainage. L'analyse de l'efficacité des zones tampons humides suivante s'appuie donc sur la bibliographie qui traite de ces types de dispositifs.

3.2.2.1 L'efficacité d'atténuation par les ZTHA

➤ Revue de Vymazal (2007)

D'après une étude de Vymazal (2007) à propos de l'élimination des nutriments dans différents types de ZTHA, les efficacités d'élimination du phosphore varient entre 40 et 60 % avec des charges éliminées allant de 45 à 75 g P m⁻².an⁻¹ selon le type de ZTHA et la charge du flux entrant dans le dispositif (figure 24).

CW Type	Unit	TP in	TP out	Efficiency	N
Concentrations					
FFP	mg l ⁻¹	3.8	2.2	42.1	14
FWS	mg l ⁻¹	4.2	2.15	48.8	85
HSSF	mg l ⁻¹	8.75	5.15	41.1	149
VSSF	mg l ⁻¹	10.5	4.25	59.5	78
Loadings					
				Removed load	
FFP	g m ⁻² yr ⁻¹	200	127	73	
FWS	g m ⁻² yr ⁻¹	138	68	70	85
HSSF	g m ⁻² yr ⁻¹	141	96	45	104
VSSF	g m ⁻² yr ⁻¹	126	54	72	62

Figure 24 : L'atténuation du phosphore total dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)

A propos des processus d'atténuation du phosphore, la sorption et le stockage du phosphore dans la biomasse sont soumis à saturation, c'est-à-dire qu'ils ont une capacité limitée (sorption diminue avec le temps) et donc ne contribuent pas sur le long terme à une élimination durable du phosphore. De plus, l'élimination du phosphore par l'exportation de la biomasse aérienne est faible mais pourrait être substantielle pour les systèmes à charges en nutriments légères (10-20 g P m⁻².an⁻¹). L'absorption par les plantes est une voie plus importante dans l'atténuation du phosphore au sein des systèmes à plantes flottantes librement. Néanmoins, il est important de développer une fréquence de récolte efficace dans le but de garder les macrophytes à leur stade de croissance optimal afin d'assurer une élimination optimale du phosphore. L'absorption microbienne est considérée dans tous les systèmes seulement comme un stockage temporaire du phosphore avec un taux de renouvellement court.

L'adsorption et la précipitation du phosphore sont efficaces dans les systèmes où les eaux contaminées entrent en contact avec le substrat de filtration. Cela signifie que les ZTHA à écoulement de subsurface présentent un potentiel majeur d'atténuation du phosphore par ces mécanismes et que parmi ce type, le système à écoulement horizontal montre un potentiel plus élevé. En effet, le substrat est constamment inondé et il n'y a pas beaucoup de fluctuations de potentiel redox dans le fond.

Les systèmes à écoulement vertical où l'eau contaminée est amenée par intermittence, peuvent ne pas être efficaces car l'oxygénation du lit peut causer des phénomènes de désorption et de relargage du phosphore. Néanmoins, les composants généralement utilisés dans les ZTHA à écoulement de subsurface (gravier, pierres concassées), fournissent généralement de très faibles capacités de sorption et de précipitation. D'autres matériels de filtration ont été testés dans des ZTHA. Il s'agit notamment des agrégats d'argiles légères (LECA : light weight clay aggregates) et leur capacité d'élimination du phosphore est très élevée.

L'accrétion de tourbe/sol est le puits majeur de phosphore sur le long terme dans les zones humides. Cependant, il peut être efficace seulement dans les dispositifs de traitement avec une production de biomasse élevée et de l'eau recouvrant les sédiments comme c'est le cas des ZTHA à surface d'eau libre accompagnées de végétation émergente (figure 25).

Type of CW	FFP	FWS	HSSF	VSSF
Soil accretion	Very low	High	Zero	Zero
Adsorption	Very low	Low	High ^a	High ^a
Precipitation ^b	Zero	Very low	Very low	Very low
Plant uptake ^c	Medium	Low	Low	Low
Microbial uptake	Low	Low	Low	Low

^a When special filtration materials are used.

^b When washed gravel or crushed rock is used.

^c With harvest.

Figure 25 : L'intensité potentielle de transformation du phosphore dans des types variés de ZTHA (Source : Vymazal, 2007)

Globalement, l'élimination du phosphore dans tous les types de ZTHA est moyenne sauf si des substrats spéciaux ayant une capacité de sorption élevée sont utilisés.

3.2.2.2 L'efficacité d'atténuation par les dispositifs de type fossés végétalisés

Dollinger et al. (2014) ont réalisé une synthèse bibliographique des différentes fonctions des réseaux de fossés aux échelles du fossé élémentaire et du réseau.

D'après leurs analyses, les apports de phosphore aux fossés ont principalement lieu par ruissellement et pendant la saison hivernale ou printanière. Globalement, le transport du phosphore s'effectue plutôt sous forme particulaire. Les gammes de concentrations en phosphore mesurées dans les eaux de ruissellement s'étendent de 0,02 à 247 mg/L avec une moyenne de 30 mg/L. De plus, environ 90% du phosphore exporté transite par ruissellement. Dans les fossés, le phosphore peut subir des processus de sorption sur les sédiments. Les complexes fer-acide humique et aluminium-acide humique jouent notamment un rôle important dans ces processus. La sorption du phosphore sur le complexe fer-acide humique est caractérisé par des liaisons de faible énergie alors que sur le complexe aluminium-acide humique, les liaisons sont de plus forte énergie. Ainsi, la rétention de phosphore sur les sédiments est plus ou moins réversible selon la proportion d'hydroxyde de fer et d'aluminium. La sorption du phosphore sur les particules de sédiments est directement proportionnelle à leur granulométrie, c'est-à-dire que la sorption sera plus faible sur les particules fines. Cependant, les particules fines sont aussi celles transportées préférentiellement le long des fossés. Le phosphore est également susceptible de précipiter suite à la formation de complexes avec le calcium. Tous ces processus sont fortement liés à l'hydrochimie du milieu (potentiel Redox et pH). Selon les paramètres hydrochimiques et les caractéristiques des sédiments du fossé, ces derniers peuvent être à la fois une source ou un puits de phosphore.

Les plantes des fossés jouent également un rôle dans l'atténuation du phosphore. La quantité de phosphore assimilée par les plantes dépend de sa concentration dans la colonne d'eau. Si la colonne d'eau est très chargée en phosphore alors les végétaux absorberont une plus grande quantité de phosphore. Par exemple, pour un fossé végétalisé du Mississippi (USA), le taux d'absorption a augmenté de 2 mg/g de plante de phosphore pour une eau chargée par rapport à une eau peu chargée. Cependant, il s'agit de rappeler que ce phénomène présente une importante variation saisonnière car il est étroitement lié à la croissance végétale (réduite en hiver). De plus la sénescence de la végétation peut aussi libérer à nouveau le phosphore préalablement assimilé.

A priori, la rétention des sédiments sur lesquels le phosphore est adsorbé est favorisée dans les fossés végétalisés qui permettent de réduire la vitesse des flux grâce à la rugosité végétale et donc de soutenir une sédimentation accrue et de limiter la remise en suspension. Cependant, la rétention du phosphore dans les fossés peut être très variable selon l'absorption par la végétation, la sorption sur les hydroxydes métalliques et la sédimentation des particules comme le montrent les résultats de la littérature (figure 26).

	Orthophosphate organique dissous		Phosphore total inorganique		Phosphore total	
	NV	V	NV	V	NV	V
Réduction en %	97	99	86	60	95	86

Figure 26 : Exemples d'efficacités de réduction du phosphore dans les fossés d'après Moore et al. (2010) ; NV : Non Végétalisé et V : Végétalisé.

3.2.3 Le cas des pesticides

Dans la deuxième partie de cette étude, il est précisé que les zones tampons humides agricoles les plus adaptées pour limiter l'entrée des pesticides dans les milieux aquatiques sont les dispositifs riverains (enherbés et/ou boisés), les chenaux enherbés, les fossés végétalisés et les zones tampons humides artificielles (ZTHA). Le choix parmi ces différents dispositifs est fonction du type d'écoulement. L'analyse de l'efficacité des zones tampons humides suivante s'appuie donc la littérature qui traite de ces quatre types de dispositifs. L'efficacité des zones tampons est étroitement liée à leur habilité d'interception des écoulements et à leur soutien des processus de dégradations des pesticides par les microorganismes. La dégradation est le but ultime des zones tampons comme résultat de la détérioration des molécules mères contrairement aux processus non dégradants comme l'adsorption et la désorption qui retarde le transfert des pesticides (Passeport *et al.*, 2013).

3.2.3.1 L'efficacité d'atténuation par les dispositifs tampons riverains

En cas de ruissellement diffus ou moyennement concentré, l'aménagement d'une zone tampon enherbée ou boisée aura pour objectif principal d'intercepter les écoulements et de favoriser leur infiltration dans le sol. Les paramètres d'efficacité sont ceux qui permettent une bonne infiltration (perméabilité du sol, système racinaire du couvert en place bien développé), associée à une réduction des vitesses d'écoulement (rugosité et homogénéité du couvert, modelé du dispositif) mais aussi ceux favorisant une bonne activité biologique (richesse en matière organique). Par rapport au mode d'action recherché, les zones tampons hydromorphes seront considérées comme défavorables à l'aménagement de ce type de zone car la présence d'eau à faible profondeur pourra limiter la capacité d'infiltration du dispositif.

De même, Gril et Le Henaff (2010), indiquent qu'en ce qui concerne les transferts hydriques et d'un point de vue strictement technique, la localisation en bordure de cours d'eau n'est pas, a priori, la plus adaptée. En effet, à ce niveau, le degré de concentration des écoulements est maximal, le risque de présence d'hydromorphie également et le ruissellement infiltré rejoint rapidement le cours d'eau. Néanmoins, pour plusieurs raisons, techniques, sociologiques et réglementaires, il ne conviendrait pas non plus de conclure que les zones tampons riveraines sont inappropriées et doivent être remplacées par des zones tampons de versant. En effet, les zones tampons riveraines constituent notamment une protection des cours d'eau par rapport à la dérive de pulvérisation et contre les écoulements des parcelles riveraines. Elles sont également des corridors écologiques et présentent en général une meilleure acceptabilité par rapport aux zones tampons de versants.

Dans le contexte de cette étude sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles, les dispositifs riverains (enherbé ou boisé) en tant que zone tampon vis-à-vis des transferts des pesticides montrent un bilan mitigé. Néanmoins, les résultats de l'étude de cas suivante démontrent que la litière et le sol d'une forêt humide retardent le transfert des pesticides en présence d'un écoulement arrivant par surverse.

➤ **Etude de cas : Passeport et al., (2013)**

Passeport et al., (2013) ont étudié les dynamiques et l'atténuation de six pesticides dans une zone tampon boisée humide. Le site d'étude est localisé à Bray en France. Les six pesticides étudiés sont :

- Herbicides : glyphosate, isoproturon, métazachlore,
- Fongicides : azoxystrobine, époxiconazole et cyproconazole.

Ils ont été sélectionnés pour leurs propriétés contrastées et leur grande utilisation en agriculture.

Cette étude est une expérimentation conduite à une échelle intermédiaire. C'est-à-dire qu'elle a été réalisée sur le terrain, sous des conditions climatiques réelles mais avec des conditions hydrologiques partiellement contrôlées (taux écoulement en entrée était de $0,32 \pm 0,08$ L/s). Une expérience d'injection a été menée. Elle implique une haute fréquence d'échantillonnage à la sortie de la zone tampon boisée (fréquence de 15 minutes les 7 premières heures, puis 30 minutes et 10 heures pour les quatre derniers jours) pour surveiller les dynamiques de transfert des pesticides au travers du système. L'objectif de ces expériences est de démontrer sur le terrain, le potentiel des zones tampons boisées pour réduire les concentrations et les charges en pesticides ayant des propriétés physico-chimiques différentes. Cette expérience fournit des informations sur les processus d'élimination des pesticides en conditions réelles.

Le site d'étude est une zone tampon boisée de 0,5 ha localisée à la sortie d'un bassin versant agricole drainé de 46 hectares (en France). Les eaux qui circulent au travers de la zone étudiée sont récupérées en sortie de bassin versant grâce à un fossé qui les amène à l'entrée du dispositif tampon boisé. Une fois plein, le fossé transmet les eaux dans la zone forestière par surverse. Puis à la sortie de la zone, elles retournent dans le cours d'eau également au moyen d'un fossé (figure 27). Le sol de la zone boisée est silteux et loam argileux. Il est considéré comme hydromorphe (argile : 28,4 % et carbone organique : 6,91 %).

- I : la localisation de la solution injectée et les mesures de débit
- S : échantillonnage en sortie
- Rectangles gris : fossés aménagés
- X : indique qu'il n'y a pas de sortie au fossé
- : la direction de l'écoulement

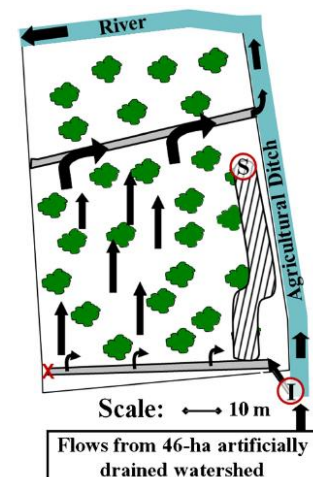


Figure 27 : Schématisation du site d'étude (Source : Passeport et al., 2013)

Une solution à injecter a été préparée avec les six pesticides et du bromure de potassium, ayant un rôle de traceur conservatif. Les concentrations injectées ont été sélectionnées pour représenter les pics de concentrations qui peuvent être atteints ponctuellement en sortie de bassin versant agricole drainé. Les taux d'application communs ont été obtenus à partir des applications de pesticides enregistrées par les agriculteurs (moyennés sur 7 ans). L'expérience a eu lieu sur une période 14 jours.

A propos des résultats, les auteurs ont mesuré des concentrations non négligeables d'isoproturon, de diméthyl-isoproturon, de glyphosate, d'AMPA (acide aminométhylphosphonique) et de métazachlore en entrée de la zone forestière. Les applications les plus récentes de glyphosate et de métazachlore au niveau du bassin versant étaient environ de 16 mois avant le début de l'étude. La relative haute concentration en isoproturon mesurée à la sortie du bassin versant peut être expliquée par son application seulement deux mois avant l'expérience.

Les auteurs ont mis en évidence une forte corrélation entre les pics de concentrations en pesticides et les masses injectées. Ils ont alors calculé les ratios entre ces deux paramètres. De petits ratios indiquent de faibles pics de concentrations comparés aux masses injectées et donc une plus grande rétention possible dans le site d'étude. Ils remarquent également que ces ratios diminuent avec les coefficients de sorptions qui augmentent. Donc le mécanisme suspecté de jouer un rôle important est la sorption. Cependant avec ce petit assortiment de données, il n'y a pas de corrélation statistique significative qui a été trouvée entre ces ratios et les propriétés de sorption des pesticides.

D'après la discussion des auteurs, le ratio entre les débits d'entrée et de sortie et le taux de récupération du traceur (bromure, 74 %) suggèrent quelques pertes d'eau par infiltration en dehors du site d'étude, possiblement à cause du faible compactage du sol des levées, des terriers de vers de terre et des racines d'arbres. Néanmoins, la particularité de ce site d'étude est la teneur élevée en argile dans le sol (28,4 %) qui constitue probablement le facteur principal qui limite les pertes d'eau par infiltration. Il est également important de noter que cette expérience est menée durant l'hiver et que l'évaporation et l'absorption d'eau par la végétation sont suspectées d'être négligeables. Globalement, pour une étude réalisée sur le terrain sous des conditions climatiques réelles, les auteurs considèrent que la récupération à 74 % du traceur est satisfaisante.

Au final, le bilan massique (le taux de récupération) a seulement été calculé pour l'azoxystrobine et le cyproconazole car des incertitudes (influence des concentrations initiales venant du bassin versant, mesures en dessous de la limite de quantification) pesaient sur leur bilan massique. Le plus faible taux de récupération est celui de l'azoxystrobine avec 22%, ce qui indique qu'elle a été mieux éliminée que le cyproconazole avec un taux de récupération de 45%. Les taux de dissipation et de sorption de l'azoxystrobine et du cyproconazole sont connus pour augmenter avec la quantité de matière organique malgré qu'ils soient ralentis en raison des basses températures mesurées dans cette étude. Les propriétés de sorption n'expliquent pas à elles seules l'efficacité d'élimination des pesticides. En effet, ces deux pesticides ont des coefficients de sorption similaires mais différent vis-à-vis de leurs propriétés de solubilité et d'hydrophobicité. Le cyproconazole est plus soluble dans l'eau que l'azoxystrobine cependant il est plus hydrophobe, ce qui complique significativement l'interprétation de ces résultats. De plus, les temps de demi-vie de l'azoxystrobine et du cyproconazole sont beaucoup plus longs que la durée de cette étude et l'expérience a été menée pendant le mois le plus froid de l'année. Donc la dégradation permettant d'éliminer les pesticides est probablement moins importante pour ces deux pesticides.

En ce qui concerne les tendances observées pour les autres pesticides. Les coefficients de sorption élevés du glyphosate, de son sous-produit, l'AMPA et de l'époxiconazole peuvent partiellement expliquer leur faible concentration mesurée en sortie de dispositif. En revanche l'époxiconazole a été détectée sur les feuilles mortes à l'entrée et sur des zones au milieu du site d'étude après les 14 jours d'injection même après de forts événements pluvieux. Cela implique possiblement, une forte adsorption de l'époxiconazole sur la litière forestière. En effet, l'époxiconazole n'a pas été détecté dans le sol sous la couche de litière. Cela signifie que la litière agit probablement comme du matériel de sorption clé empêchant la lixiviation des pesticides fortement adsorbés vers les horizons de sols plus profonds. Inversement, la détection de l'isoproturon à la fois dans la litière et dans les composantes du sol, peut être due à un faible coefficient de sorption de cet herbicide qui pourrait donc atteindre les horizons les plus profonds.

D'autres auteurs ont constaté que l'augmentation du temps de contact améliore la sorption de l'isoproturon en particulier sur les feuilles. Benoit et al. (2008) dans Passeport et al., (2013) ont montré à partir de l'étude de deux pesticides aux propriétés physico-chimiques différentes (isoproturon et diflufenican) que l'adsorption s'améliore avec une matière organique ayant une hydrophobicité élevée (plus grande pour les sols forestiers que pour ceux des bandes enherbées) et une faible taille de particule pour la matière organique (détermine le nombre de sites d'adsorption). De même que pour l'azoxystrobine et le cyproconazole, le coefficient de sorption n'est probablement pas le seul paramètre qui influence ces résultats (la solubilité et l'hydrophobicité sont fortement suspectées de jouer un rôle).

A l'échelle de temps de cette expérience, il apparaît peu probable que la dégradation soit le processus dominant qui explique les pertes en pesticides à cause du faible temps de rétention enregistré dans la zone d'étude. Néanmoins, la litière fournit de nombreux sites de sorption pour les pesticides qui sont aussi biologiquement actif pour biodégrader les pesticides retenus.

Les résultats de cette étude démontrent que la litière et le sol de la forêt retardent le transfert des pesticides. Pour la plupart des pesticides, une très faible concentration a été mesurée à la sortie de la zone forestière, ce qui démontre donc l'efficacité de ce type de zone tampon pour l'élimination des pesticides, probablement contrôlée par les processus de sorption-désorption. Il semble que, pour les pesticides qui présentent une valeur élevée de K_{oc} , la sorption soit le processus principal de réduction des concentrations de pesticides en sortie de dispositif. Néanmoins, Stehle et al. (2001) dans Passeport et al., (2013) ont montré dans une étude sur les zones humides artificielles, une absence de relation statistiquement significative entre les coefficients de sorption des pesticides et les efficacités de ce type de zone tampon humide.

Par ailleurs, la limite de ce processus de sorption apparaît quand de l'eau douce (c'est-à-dire moins contaminée) traverse la zone tampon forestière : les pesticides précédemment adsorbés peuvent se désorber et revenir dans la colonne d'eau.

3.2.3.2 L'efficacité d'atténuation par les ZTHA

D'une façon générale, d'après Tournebize et al. (2015a) et comme pour l'azote, un objectif de 50% d'efficacité d'atténuation est réaliste avec une emprise foncière de l'ordre de 1% du bassin versant amont et un temps de séjour d'au moins une vingtaine de jours (recommandé) pour les substances. Selon les auteurs, une ZTHA est créée pour accueillir les eaux provenant d'une surface drainée amont entre 10 et 100 ha. En effet, les suivis en sortie de bassins versants drainés ont montré que les concentrations en pesticides étaient beaucoup plus élevées quand l'aire contributive était réduite. En effet, au-delà de 100 ha, les concentrations en pesticides sont diluées. Pour les pesticides issus d'un réseau de drainage, une configuration en parallèle est recommandée (annexe 2).

Les facteurs qui influencent la performance de ces bassins sont : les pratiques culturales, la charge polluante, les propriétés du sol, les précipitations et le système de drainage qui influent eux-mêmes sur le régime des écoulements et les quantités de pesticides présents dans les eaux. Les performances de ces dispositifs varient donc en fonction des saisons, des années et des régions : la température et le temps de rétention sont les principaux paramètres qui jouent sur la dégradation. Plus la température et le temps de séjour sont élevés, plus l'efficacité augmente. La végétalisation (figure 28) et le méandrage des bassins permettent respectivement le ralentissement et l'augmentation du cheminement de l'eau. De plus, la végétation offre des sites d'adsorption grâce à la matière organique produite.

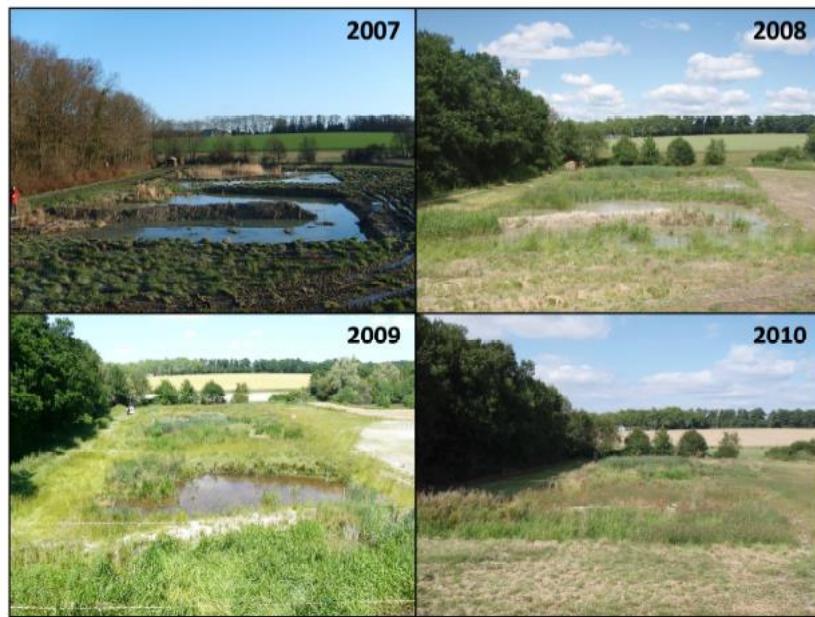


Figure 28 : Illustration de la dynamique végétale d'une ZTHA (Site en Indre-et-Loire ; Source : Tournebize et al., 2015a ; projet Life ArtWET)

Par ailleurs, la dégradation des pesticides peut s'avérer très longue. La détermination du temps de résidence optimal peut être basée sur l'étude des propriétés des molécules et de leur persistance. Le temps de séjour hydraulique peut être calculé pour chaque unité de la ZTHA à partir du volume et du débit de fuite. Il est possible d'augmenter le temps de rétention hydraulique en augmentant la taille ou le volume du bassin. Puis, dans le but de maximiser la distance et le parcours hydraulique des eaux de drainage, il est conseillé d'implanter des diguettes ou des chicanes.

Enfin, il est important de rappeler que la distribution des pesticides entre les différents compartiments environnementaux (eau, sol et plantes) est un processus complexe affecté par des propriétés physico-chimiques variées (coefficient de partage eau-sol, K_{oc} , coefficient de partage octanol-eau, K_{ow} , leur temps de demi-vie dans le sol et dans l'eau, leur photolyse dans le sol et dans l'eau, leur solubilité dans l'eau). Les pesticides sont éliminés ou retenus dans les dispositifs au travers de nombreux processus mais les plus importants sont probablement : la sédimentation, la photolyse, l'hydrolyse, adsorption, la dégradation microbienne et l'absorption par les plantes. L'étendue des processus impliqués dans l'élimination des pesticides au sein des ZTHA dépend de nombreux facteurs tels que la quantité de matière organique, celle d'argiles, la qualité de matériel de filtration, le pH, les conditions redox, la présence et/ou l'absence d'eau, le temps de rétention, la masse de pesticides dans le flux en entrée, la présence et le type de macrophytes, le type de ZTHA et d'écoulement (permanent, intermittent). Cependant il apparaît très difficile de distinguer chaque processus d'élimination car ils sont étroitement connectés et se combinent pour former un complexe dynamique de dépollution (Vymazal et Březinová, 2015).

D'après les auteurs du projet artwet (Grégoire et al., 2010), une zone humide artificielle devrait être conçue de façon à former une étendue d'eau principalement permanente avec des bords en pente douce. Cette configuration permet de créer des conditions hydrologiques variées avec certaines qui sont alimentées et inondées en permanence et d'autres de façon temporaire. Ces conditions hydrologiques sont favorables à la croissance et au développement de différentes plantes et bactéries inféodées aux zones humides et rassemblent les conditions aérobies ou anaérobies qui sont propices à la dégradation des polluants.

➤ **Revue : Vymazal et Březinová (2015)**

Une étude de Vymazal et Březinová (2015) synthétise les observations de 47 études issues de 35 ZTHA sur l'utilisation de divers types de ZTHA dans différents pays du monde (Australie, Brésil, Canada, Chine, Colombie, France, Norvège, Portugal, Espagne, Afrique du Sud, Suriname, Royaume-Uni et USA). Dans cette publication, 87 études incluant 35 herbicides, 27 fongicides et 25 insecticides sont présentées.

La littérature révèle que les ZTHA à surface d'eau libre ont été les plus utilisées jusqu'à présent et au contraire les ZTHA à écoulement de subsurface ont été utilisées moins fréquemment. Cependant, il n'y a pas de comparaison directe des résultats disponibles issus des différents types de ZTHA et donc il n'est pas possible d'après Vymazal et Březinová (2015) de déterminer le type le plus efficace.

Les conditions hydrologiques diffèrent beaucoup entre les types de ZTHA :

- Les **ZTHA à surface d'eau libre** sont principalement en aérobie et les conditions d'anaérobie apparaissent seulement au fond, dans la couche où se produit la décomposition du matériel végétal. Le contact avec le sol est limité mais ces dispositifs utilisent le sol comme un substrat alors l'adsorption des pesticides dans les sédiments est possible. Elles apportent des conditions durables pour que les plantes absorbent les pesticides directement dans l'eau.
- Les **ZTHA à écoulement horizontal** présentent des conditions principalement anoxiques/anaérobie à cause de la submersion en continu du lit de filtration. Le niveau d'eau est gardé en dessous de la surface donc la photolyse et l'hydrolyse aérobie sont limitées. Aussi, ce type de ZTHA, utilise des graviers de pierres concassés c'est-à-dire un milieu de filtration qui ne contient pas de matières organiques et donc où l'adsorption d'éléments organiques est limitée. Elle pourrait seulement se produire dans des systèmes âgés, matures où la concentration en matière organique augmente avec la sédimentation et la formation de biofilms. Dans ces types de dispositifs, l'exposition des pesticides aux racines des plantes est grande et donc le potentiel pour les pesticides d'être absorbés est élevé.

Les résultats de l'étude de Vymazal et Březinová (2015) révèlent que l'élimination des pesticides est hautement variable pour chaque pesticide. Cependant, certaines tendances pourraient être observées quand les pesticides sont groupés selon la base chimique de leur composé ou lorsque l'élimination des pesticides peut être reliée à leurs paramètres physico-chimiques.

Les résultats de la figure 29 montrent clairement que les pesticides de certains groupes de substances sont éliminés plus efficacement que les autres. La moyenne d'élimination la plus élevée est de 97 %. Elle est atteinte pour le groupe des organochlorés (endosulfan, pentachlorophénol), suivi des strobilurines (96 %, krésoximéthyle, trifloxystrobine et azoxystrobine), des organophosphates (94 %, azinophos-méthyle, diazinon, diméthoate, glufosinate, chlorpyrifos, méthyle parathion, mévinphos, omethoate, parathion, prothiofos) et des pyréthroïdes (84 %, bifenthrine, cyhalothrine, cyperméthrine, esfenvalérate, perméthrine). La plupart de ces pesticides ont une très faible solubilité, des coefficients de K_{ow} et K_{oc} très élevés notamment les groupes des pyréthroïdes et des strobilurines.

D'un autre côté, les éliminations les plus faibles sont atteintes pour les pesticides ayant la structure triazinone avec 24 % (métamitron, métribuzine), le groupe de l'acide aryloxyalcanoïque (famille chimique : dichlorprop, MCPA, mécoprop) avec 35 % et des pesticides à base d'urée avec 50 % (diuron, fluorometuron, chlorotoluron, isoproturon, linuron). Dans ce cas, la situation est davantage complexe car la faible atténuation des pesticides ne montre pas de relation claire entre l'élimination et la solubilité, le K_{ow} et le K_{oc} et ces paramètres sont très variables. Il a été suggéré que les pesticides avec des valeurs élevées de K_{oc} (c'est-à-dire supérieures à 1000 md/L) pouvaient s'adsorber fortement sur les particules du sol et donc leur élimination pouvait être importante dans les ZTHA. Cependant, Vymazal et al. (2015) précisent que la relation entre le log K_{oc} et l'efficacité d'élimination n'est pas forte. Mais il y a une tendance claire que l'efficacité d'élimination des pesticides est plus grande avec des K_{oc} plus élevés.

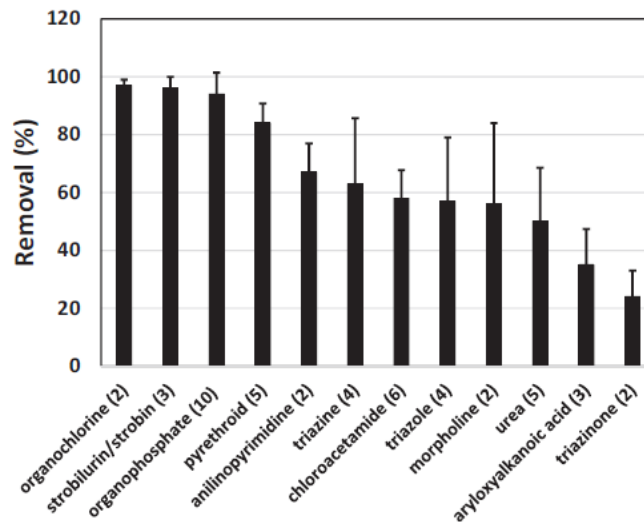


Figure 29 : L'élimination de pesticides en fonction du groupe chimique ; le nombre entre parenthèses indique le nombre de pesticides dans chaque groupe (Source : Vymazal et Březinová, 2015)

Elsaesser et al. (2013) dans Vymazal et Březinová (2015) proposent que la densité des plantes et la solubilité des pesticides présentent le pouvoir d'explication le plus important dans la réduction des concentrations en pesticides. De même, en se basant sur les données de la littérature, Stehle et al. (2011) dans Vymazal et Březinová (2015) concluent que les indicateurs les plus puissants en ce qui concerne la rétention des pesticides sont le K_{oc} et la couverture végétale suivis du temps de dissipation dans la phase aqueuse.

En ce qui concerne l'effet des plantes sur l'atténuation des pesticides dans les ZTHA, il a été montré que la végétation dense augmente l'efficacité d'élimination des pesticides. Les plantes peuvent augmenter l'élimination des pesticides soit par absorption directe au travers du système racinaire soit indirectement au travers du périphyton et de la contribution humique. L'habilité des plantes inféodées aux zones humides (figure 30) pour absorber et cumuler les pesticides a été montrée dans plusieurs études, réalisées en laboratoire et sur le terrain. Par exemple (Vymazal et Březinová, 2015):

- Feurtel-Mazel et al. (1996) ont trouvé une accumulation rapide d'isoproturon dans *Elodea densa* et *Ludwigia natans* avec une bioaccumulation dépendante de la concentration.
- Crum et al. (1999) ont étudié la sorption de 9 pesticides par les macrophytes *Elodea nuttallii* et *Lemna gibba* et la microalgue, *Chara globularis* et ils ont trouvé une relation forte entre le coefficient de sorption et la solubilité des pesticides dans l'eau.
- Plus récemment, Guo et al. (2014) ont observé que les pesticides organochlorés moins hydrophobiques (faible K_{oc}) sont plus facilement accumulés et transportés dans les tissus de *Phragmites australis*, *Typha sp.* et *Ceratophyllum demersum*.
- Wolverton (1975) a observé que les microcosmes plantés avec *Nymphaea odorata* et *Paspalum distichum* ont éliminé 100 % de l'insecticide mévinphos après deux semaines d'exposition, alors que les microcosmes sans plantes et sans sol éliminent seulement 26 %. Les microcosmes avec du sol ont éliminé 94 % de mévinphos.
- Les ZTHA à écoulement horizontal plantées avec *Scirpus validus* éliminent plus de métolachlore (62 %) comparé au filtre sans plantes (34 %) avec un ruissellement issu d'une pépinière (George et al., 2003).
- Dordio et Carvalho (2013) ont noté que les mésocosmes plantés avec *Phragmites australis* éliminent jusqu'à 28 % plus de MCPA (acide 2-méthyl-4-chlorophénoxyacétique) que les unités sans végétation.
- Aussi, *Leersia oryzoides* (45 % et 88 %) et *Typha latifolia* (35 %, 88 %) réduisent significativement plus les charges d'atrazine et de trans-perméthrine comparées au contrôle non végétalisés (13 %, 68 %) respectivement (Moore et al., 2013).
- Beketov et Liess (2008), ont observé que la concentration en insecticide thiaclopride diminue de 20-60 % plus dans les sections des mésocosmes avec *Nasturtium officinale* en comparaison aux parties des mésocosmes en eau libre.



Typha latifolia (Source : César Delnatte)



Phragmites australis (Source : Philippe Gourdain)



Phalaris arundinacea
(Source : Philippe Gourdain)

Figure 30 : Exemples de plantes utilisées dans les ZTHA

Elsaesser et al. (2011) dans Vymazal et Březinová (2015) ont rapporté que les zones humides végétalisées réduisent les pics de concentrations en pesticides plus efficacement (jusqu'à 91 %) que les cellules sans végétations (72 %) dans le cas d'une étude *in situ* en Norvège.

Par ailleurs, les quantités de pesticides retenus dans les plantes sont très variables. Par exemple, Moore et al. (2001, 2002, 2009) dans Vymazal et Březinová (2015) ont trouvé 10% de métolachlore, 25% de chlorpyrifos, 49% de λ -cyhalothrine et 76% de cyfluthrin dans la végétation associée à une ZTHA au Mississippi, USA.

La concentration des pesticides dans les plantes augmente peu de temps après le contact avec le pesticide et reste stable ou diminue au cours du temps selon le type de pesticide. La concentration d'atrazine peut quintupler dans le matériel végétal au sein des premières 24 heures et ensuite la concentration demeure stable pour le reste de l'expérience. Autrement, la concentration de fluorométuron dans les plantes peut être la plus haute après une heure et ensuite diminue nettement et reste stable pour le reste de l'expérience.

Friesen-Pankratz et al. (2003) dans Vymazal et Březinová (2015) ont découvert dans une étude en laboratoire que les algues unicellulaires diminuent la persistance aqueuse de l'atrazine et du lindane. Il semble que ce soit lié à la sorption des pesticides ou à la facilité de dégradation des pesticides. Les auteurs ont souligné que les algues devraient être prises en compte dans la gestion des ZTHA destinés à l'élimination des pesticides. De même, Rose et al. (2006) dans Vymazal et Březinová (2015) ont observé que l'aldicarbe et l'endosulfan n'étaient plus quantifiables suite à l'apparition d'une prolifération d'algues dans l'eau libre de la ZTHA. Ces auteurs ont donc conclu que les ZTHA devraient être conçues à la fois avec une partie d'eau libre et des zones végétalisées pour augmenter le potentiel de complémentarité chimique, photolytique, microbienne et végétal. Cependant, il est important de préciser à nouveau le caractère temporaire du stockage des pesticides dans les plantes au moment de la saison végétative.

D'après les conclusions de Vymazal et Březinová (2015), les ZTHA sont devenues la meilleure pratique de gestion pour l'atténuation des pesticides issus des pollutions agricoles diffuses, transférées par ruissellement et drainage pour de nombreux pays. Des processus aérobies et anaérobies sont impliqués dans l'atténuation des pesticides et les ZTHA hybrides peuvent offrir des solutions efficaces.

➤ **Etude de cas : Maillard et al. (2011)**

L'étude de Maillard et al. (2011) porte sur l'atténuation d'un mélange de pesticides dans une zone humide pour les eaux pluviales qui collecte le ruissellement issu d'un bassin versant viticole. En effet, parmi les ZTHA, les zones humides recevant les eaux pluviales représentent un outil potentiel pour une meilleure gestion des eaux contaminées même si leur objectif premier est de stocker temporairement le ruissellement urbain ou agricole généré par les précipitations orageuses. L'étude est réalisée pendant l'ensemble de la période d'application des pesticides (ici de mi-avril à août).

Neuf fongicides, six herbicides, un insecticide et quatre produits de dégradation ont été sélectionnés pour leur utilisation rependue et leur haute fréquence d'application. Les composés analysés appartiennent à douze groupes chimiques différents et varient largement par rapport à leurs propriétés chimiques. Le dispositif étudié est dimensionné pour recevoir une pluie ayant une période de retour de 100 ans. Il présente une surface de 319 m² et un volume total de 1500 m³. Le dispositif est composé de deux zones principales positionnées en série. La première zone est un bassin de sédimentation (234 m² de surface et 40 m³ de volume) avec un niveau d'eau qui varie entre 0,05 et 0,5 mètre entre avril et septembre. La couverture végétale dans le bassin de sédimentation, principalement formé de *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* et *Typha latifolia*, représente moins de 1% de la surface en avril et augmente progressivement jusqu'à 70% en août et 85% en septembre. De plus, l'algue *Chara vulgaris* est apparue dans le bassin de sédimentation à partir d'août et a couvert plus de 70% du bassin en septembre.

La deuxième zone est un filtre en gravier de 13 mètres de long, 8 mètres de large et 0,6 mètre de profondeur qui augmente le temps de rétention dans le dispositif et ainsi la capacité d'élimination des contaminants. En raison du revêtement en argile sur le lit de la zone humide et en se basant sur le bilan hydrique, les pertes d'eau par infiltration verticale de subsurface entre les sédiments/gravier et la couche d'argile sont négligeables. La végétation du filtre est principalement constituée de *Lolium perenne* et *Phragmite australis* qui varient respectivement entre 20 et 30% et 5 à 15% pendant la période d'étude. La pente du fond de la zone humide est de 2,8%.

Les échantillons ont été collectés en entrée, dans le bassin de sédimentation, dans le filtre et en sortie de dispositif.

Pendant la période d'étude, le temps de rétention hydraulique de la zone humide variait entre 6,7 et 14 heures pour les événements pluvieux de plus de 40 m³ alors que pour les petits événements, il variait entre 0,78 et 15 heures.

Les variations temporelles des concentrations en pesticides dans le ruissellement reflètent à la fois le calendrier des applications de pesticides au niveau du bassin versant et les changements de profil de précipitation et de ruissellement.

En ce qui concerne l'élimination des pesticides dissous dans la zone humide, ils peuvent être classés en trois catégories :

- Les pesticides efficacement retenus avec des taux d'élimination entre 80 et 100% : azoxystrobin, cymoxanil, gluphosinate, krésoxim-méthyle et terbuthylazine
- Les pesticides modérément retenus avec des taux d'élimination entre 50 et 80% : cyprodinil, diméthomorphe, diuron, glyphosate, AMPA, isoxaben, métalaxyle, pyriméthanil et tétraconazole
- Les pesticides faiblement retenus avec des taux d'élimination inférieurs à 50% : simazine

En ce qui concerne l'élimination des pesticides chargés aux particules, 99% de la masse en entrée a été retenue au printemps et 88% en été, ce qui indique que le dispositif peut agir comme un puits pour les pesticides adsorbés aux particules.

Les conditions oxygènes fréquentes au printemps peuvent être associées à une élimination plus élevée de diméthomorphe, diuron, glyphosate, métalaxyle et tétraconazole alors que les conditions anaérobies et les températures plus hautes en été, peuvent être reliées à l'élimination de l'AMPA, l'isoxaben et la simazine.

Avec les enjeux de pression foncière associés aux ZTHA, le type de dispositif étudié par Maillard et al. (2011) peut être une solution intermédiaire qui semble efficace.

3.2.3.3 L'efficacité d'atténuation par les dispositifs de type fossés végétalisés

D'après l'équipe d'ArtWET (Grégoire et al., 2010), la présence de végétation émergente dans les environnements aquatiques canalisés permet de favoriser certaines fonctions biologiques et de modifier l'hydraulique du système. Dans le chenal, la végétation crée de la rugosité sur les berges, exerce de la résistance et augmente les frottements sur le flux qui s'écoule. Ainsi, le débit diminue alors que la profondeur d'eau et le temps de rétention hydraulique augmentent. L'augmentation de ce dernier paramètre avec la création du contact entre l'eau et les macrophytes permet d'allonger le temps de séjour des produits phytosanitaires et d'améliorer le potentiel d'atténuation de la pollution.

D'après Grégoire et al. (2010), la littérature à propos des fossés végétalisés présente différents facteurs d'influence qui jouent un rôle dans l'atténuation des transferts de pesticides (figure 31):

- Le type de végétation (superficie et densité) : une densité de végétation élevée et un faible débit pourraient amener le taux de réduction des insecticides à 90% en phase liquide issus de la dérive et à 60% celui des pesticides. De plus Elsaesser et al. (2013) ont trouvé une relation positive entre la densité des plantes et la réduction des concentrations en pesticides.
- L'adsorption des pesticides sur les matières existantes dans le fossé (feuilles mortes, sédiments) est un moyen de rétention notamment pour l'isoproturon, le diuron et le diflufenican.
- La longueur du fossé : la section et la longueur des fossés destinés au drainage sont généralement dimensionnées pour augmenter le contact eau/macrophytes.
- La faible vitesse d'écoulement : de bons résultats sont généralement obtenus avec des vitesses d'écoulement inférieures à $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ alors qu'une vitesse d'écoulement d'environ 1 m.s^{-1} limite fortement la rétention des pesticides.
- La 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 dans les ZTHA. Les fossés végétalisés sont couverts de débris et de tiges de macrophytes qui créent des résistances dominantes et multiplient le coefficient de Manning par un facteur de 10 à 20.

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 affluent 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-méthyle			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

Figure 31 : Efficacité d'atténuation des pesticides dans plusieurs fossés végétalisés (Source : Grégoire et al., 2010)

3.3 La fonctionnalité écologique des zones tampons humides agricoles

Pour le moment, dans la bibliographie scientifique, l'aspect « fonctionnalité écologique » est davantage traité comme une potentialité que concrètement analysée et quantifiée. Par exemple, Tournebize et al., (2015b) précise en conclusion d'un article sur les ZTHA, que la création de ce type de système tampon peut augmenter la diversité et jouer un rôle de refuge pour la biodiversité dans des paysages homogènes. Grégoire et al., (2010) évoquent également ce potentiel sans développer les différents aspects qui interviennent sur cette thématique où davantage de recherches sont à envisagées bien que la fonctionnalité écologique ne soit pas la première vocation des zones tampons agricoles.

3.4 L'insertion socio-territoriale des zones tampons humides agricoles

Tournebize et al. (2011) présentent un projet d'aménagement de zones tampons humides artificielles sur un bassin versant en France en associant une approche sociologique. La gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant comme c'est le cas avec l'implantation de zones tampons humides agricoles implique un large jeu d'acteurs. L'agence de l'eau est en charge de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau. Les autorités locales sont responsables de l'alimentation en eau potable des citoyens avec un coût de traitement minimum. La préoccupation principale des dix agriculteurs du bassin versant est la production de nourriture. Le projet a été géré en différentes étapes. La première était de convaincre les agriculteurs réticents de la preuve du transfert des pesticides au niveau du bassin versant. Le premier plan d'action est particulièrement concentré sur la réduction des taux d'application de pesticides à l'échelle du bassin versant. La deuxième action traite de la limitation des transferts par l'implantation de zones humides artificielles sur le bassin versant. La deuxième étape était de proposer et de discuter plusieurs solutions théoriques. Le concept des zones tampons était introduit et expliqué aux différentes parties prenantes. Cela a conduit à une co-construction de la solution. Les trois étapes suivantes étaient les études topographiques et géotechniques, financer la recherche et concevoir la proposition. Finalement, la dernière étape consistait à construire les solutions retenues. Après négociations, la solution co-construite finale était de mettre place seulement trois ZTHA distinctes gérées par les agriculteurs eux-mêmes et une zone humide artificielle collective terminale. La solution rassemble des propriétaires de structures privées et publiques. Les agriculteurs de l'amont restaient les acteurs principaux de leur propre ZTHA. Leur implication est nécessaire car ils savent exactement la date d'application des pesticides et la concentration en sortie du système de drainage. Mais il n'a pas été possible de créer suffisamment de zones tampons pour traiter tous les volumes d'eau en raison de l'acceptabilité des agriculteurs, des problèmes de topographie et de la disponibilité du sol. Ainsi en aval, une autorité de gestion de l'eau de la rivière a eu à prendre en charge la ZTHA terminale pour épurer toute l'eau drainée. La surface totale de la ZTHA atteint 0,7% de la superficie totale du bassin versant, ce qui est relativement peu comparé à ce que les scientifiques recommandaient au début du processus de négociation (1%).

Une sociologue a été invitée pour observer les réunions avec les scientifiques, les agriculteurs et les autorités locales dans les différentes phases du projet. Elle a également conduit des entretiens approfondis avec chaque partie prenante. Le but était de comprendre ce qui pourrait faciliter ou entraver leur participation dans la réalisation de zones tampons et leur implémentation. Elle a insisté dès le début pour que le projet ne soit pas présenté comme préparé par les «experts». Au contraire, elle a soutenu qu'il fallait laisser suffisamment de place à la négociation et au changement. En effet, dans le cas de projets de recherche et développement, comme l'a montré la littérature sur l'innovation scientifique et technique, la co-construction et la reconnaissance des sources variées d'expertise (incluant les connaissances des agriculteurs) sont des conditions importantes au succès et à la légitimité. Dans le cas de ce projet, c'était une condition préalable car il était demandé aux agriculteurs de céder une partie de leurs terres pour la construction d'équipement d'atténuation dont ils sont censés être les principaux futurs utilisateurs. Les études sur le terrain ont confirmé ces hypothèses. Les scientifiques et les ingénieurs ont réalisé rapidement que leur requête pour 1% de terres pourrait rencontrer beaucoup de résistance. Malgré le fait que depuis le début, les agriculteurs soient d'accord sur l'utilité des zones tampons, ils ont questionné régulièrement leurs caractéristiques et la procédure. Ainsi, cela a causé beaucoup de difficultés parmi les investigateurs du projet : scientifiques, ingénieurs, association locale de défense de l'aquifère. A la suite des négociations et des réorientations des recherches, certains ajustements ont finalement été faits.

D'un autre côté, les agriculteurs ont pu récupérer une certaine marge de manœuvre et soulever quelques enjeux pertinents.

Il n'a pas été question des manques de connaissances, des incertitudes sur son nom même (zone humide artificielle, zone humide construite, zone humide tampon), des enchevêtrements légaux possibles, des hésitations des agriculteurs qui répondent déjà à des mesures de réduction des intrants, mais qui ne remettent pas en question le modèle de production dominant dont ils font partie, tous ces éléments conditionnent l'avenir des zones tampons et leur destin socio-environnemental.

Conclusion

Avec l'état des connaissances acquises jusqu'à aujourd'hui, l'aménagement de zones tampons humides agricoles à l'échelle d'un bassin versant apparaît comme une technique susceptible d'assurer une fonction d'atténuation des pollutions agricoles intéressante. Cet outil doit être envisagé comme une solution complémentaire à l'adoption de pratiques dites plus « vertueuses » à l'échelle de la parcelle et non pas, comme une mesure curative donnant la permission de polluer. La mesure la plus efficace reste encore de réduire la quantité d'intrants.

En ce qui concerne les contaminants en eux-mêmes, l'élimination des pesticides est généralement efficace mais l'efficacité varie largement parmi les pesticides et aussi parmi les systèmes pour un pesticide en particulier. L'étendue des processus d'atténuation dépend des conditions locales et il est difficile de distinguer le plus important (Vymazal et Březinová, 2015). Les pollutions azotées sont principalement éliminées grâce à la dénitrification avec des efficacités d'atténuation de 50% en moyenne pour les zones tampons humides artificielles (ZTHA). Les pollutions phosphorées sont plus difficiles à éliminer sur le long terme car les principaux modes d'action mis en œuvre (sorption et assimilation par la végétation) engendrent plutôt un stockage temporaire du phosphore. Néanmoins, cela permet tout de même de réduire les pics de pollution avec une réduction de 50% en moyenne pour les ZTHA.

Par ailleurs, en ce qui concerne les ZTHA, il semble plus profitable d'aménager de petits dispositifs de l'amont vers l'aval plutôt qu'un grand dispositif en aval afin d'éviter l'accumulation des contaminants en aval. En effet, il s'agit de traiter les polluants à la source afin d'éviter qu'ils ne contaminent l'ensemble du bassin versant. Il serait également préférable d'éviter d'implanter les ZTHA sur des zones naturelles. De plus, afin d'optimiser les capacités d'atténuation de ce type de zone, les dispositifs hybrides semblent être une solution à approfondir.

L'implantation de zones tampons humides agricoles comporte plusieurs étapes avant, pendant et après l'aménagement. Il est nécessaire d'analyser le fonctionnement hydrologique du bassin versant ciblé, puis il est possible de localiser la zone d'implantation et de concevoir le dispositif en fonction des processus que l'on souhaite favoriser. Cette étape demande d'étudier la topographie, la pédologie, la pluviométrie, le taux d'infiltration, l'évaporation, le fonctionnement hydraulique du réseau de drainage et les caractéristiques écologiques du site sélectionné. Ensuite, il y a l'analyse réglementaire et financière, la construction et enfin la maintenance. Il est important d'englober ce projet dans une démarche de co-construction et de reconnaissance des sources variées d'expertise (incluant les connaissances des agriculteurs) qui sont des conditions importantes au succès et à la légitimité du projet. Cela, afin que l'insertion socio-territoriale du dispositif soit efficace.

Enfin, il est important de bien gérer les différents processus mis en œuvre au sein des zones tampons humides agricoles pour qu'ils n'aggravent pas la situation initiale comme cela peut être le cas avec la dénitrification qui engendre selon les conditions, la production de protoxyde d'azote, un puissant gaz à effet de serre. Des études complémentaires dans cette perspective se développent. Ce type de dispositif peut aussi influencer la température de l'eau et la teneur en oxygène dissous dans le cours d'eau, ce qui pourrait constituer un impact négatif vis-à-vis du statut écologique, notamment à l'amont des bassins versants dans les zones salmonicoles. Une analyse du milieu récepteur serait donc une piste de recherche intéressante et pertinente. De plus, dans le cas du phosphore et des pesticides adsorbés, les différents auteurs étudiés dans ce rapport expliquent le processus de remobilisation de ces polluants mais ils ne le quantifient pas. Cela pourrait être intéressant de le quantifier afin de savoir quel en est l'impact réel.

Bibliographie

Amalric, M., Cirelli, C., Larrue, C., 2015. Quelle réception sociale pour l'ingénierie écologique industrielle ? L'insertion socio-territoriale des zones humides artificielles. *Vertigo*, 15, n°3

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C., 2008. Lacustrine wetland in an agricultural catchment: nitrogen removal and related biogeochemical processes. *Hydrology Earth System Sciences*, 12 : 539-550.

Balestrini, R., Arese, C., Delconte, C.A., Lotti, A., Salerno, F., 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecological Engineering*, 37 : 148-157.

Balestrini, R., Sacchib, E., Tidilia, D., Delcontea, C.A., Buffagnia, A., 2016. Factors affecting agricultural nitrogen removal in riparian strips: Examples from groundwater-dependent ecosystems of the Po Valley (Northern Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221 : 132-144

Beketov, M.A., Liess, M., 2008. Variability of pesticide exposure in a stream mesocosm system: macrophyte-dominated vs. non-vegetated sections. *Environmental Pollution*, 156 : 1364-1367.

Benoit, P., Madrigal, I., Preston, C.M., Chenu, C., Barriuso, E., 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *European Journal of Soil Science*, 59 : 178-189.

Beutel, M.W., Newton, C.D., Brouillard, E.S., Watts, R.J., 2009. Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. *Ecological Engineering*, 35 : 1538-1546

Catalogne, C., Le Henaff, G., 2016. Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole. Rapport de l'Irstea et de l'Onema élaboré dans le cadre du Groupe Technique Zones Tampons, Irstea Onema, 69 p.

Craft, B.C., Richardson, C.J., 1993. Peat accretion and phosphorus accumulation along a eutrophication gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry*, 22 : 133-56.

Crum, S.J.H., van Kammen-Polma, A.M.M., Leistra, M., 1999. Sorption of nine pesticides to three aquatic macrophytes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37 : 310-316.

Dordio, A., Carvalho, A.J.P., 2013. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 463-464 : 454-461.

Elsaesser, D., Buseth Blankenberg, A.-G., Geist, A., Mæhlum, T., Schulz, R., 2011. Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: application of the toxic units. *Ecological Engineering*, 37 : 955-962.

Elsaesser, D., Stang, C., Bakanov, N., Schulz, R., 2013. The Landau Stream Mesocosm Facility : pesticide mitigation in vegetated flow-through streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90 : 640-645.

Feurtel-Mazel, A., Grollier, T., Grouselle, M., Ribeyre, F., Boudou, A., 1996. Experimental study of bioaccumulation and effects of the herbicide isoproturon on freshwater rooted macrophytes (*Elodea densa* and *Ludwigia natans*). *Chemosphere*, 32 : 1499-1512.

Fisher, J., Acreman, M.C., 2004. Wetland nutrient removal : a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 : 673-685.

Friesen-Pankratz, B., Doebel, C., Farenhorst, A., Goldsborough, L.G., 2003. Interactions between algae (*Selenastrum capricornutum*) and pesticides: implications for managing constructed wetlands for pesticide removal. *Journal of Environmental Science and Health*, 38 : 147-155.

Garnier, J., Billen, G., Vilain, G., Benoit, M., Passy, P., Tallec, G., Tournebize, J., Anglade, J., Billy, C., Mercier, B., Ansart, P., Sebilo, M., Kao, C., 2014. Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environment Management*, 144 : 125-134.

George, D., Stearman, G.K., Carlson, K., Lansford, S., 2003. Simazine and metolachlor removal by subsurface flow constructed wetland. *Water Environment Research*, 75 : 101-112.

Grégoire, C., Payraudeau, S., Tournebize, J., Fayen, M., Elsaesser, D., Lange, J., Schütz, T., Schultz, R., Jezequel, K., Lebeau, T., Wanko, A., Paineau, F., Trevisan, M., Ferrari, F., Bohy, M., 2010. Réduction de la pollution diffuse due aux produits phytosanitaires et bioremédiation dans les zones humides artificielles : guide d'accompagnement à la mise en œuvre. Rapport sur les aspects techniques, LIFE 06 ENV/F/000133, LIFE ENVIRONNEMENT ArtWET, 111 p.

Gril, J-J., Bertrand, J., 2007. Les fonctions environnementales des zones tampons. Rapport sur les bases scientifiques et techniques des fonctions de protection des eaux, CORPEN, Groupe Zones tampons, 75 p.

Gril, J-J., Le Hénaff, G., 2010. Guide de diagnostic de l'efficacité des zones tampons rivulaire vis-à-vis du transfert hydrique de pesticides. CemOA publications, 47 p.

Guo, W., Zhang, H., Huo, S., 2014. Organochlorine pesticides in aquatic hydrophyte tissues and surrounding sediments in Baiyangdian wetland, China. *Ecological Engineering*, 67 : 150-155.

Mahabali, S., Spanoghe, P., 2014. Mitigation of two insecticides by wetland plants: feasibility study for the treatment of agricultural runoff in Suriname (South America). *Water Air Soil Pollution*, 225, 17-71.

Maillard, E., Payraudeau, S., Faivre, E., Gregoire, C., Gangloff, S., Imfeld, G., 2011. Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a Vineyard catchment. *Science of the Total Environment*, 409 : 2317-2324.

Maillard, E., Imfeld, G., 2014. Pesticide mass budget in a stormwater wetland. *Environmental Science Technology*, 48 : 8603-8611.

Mcpilips, L., Walter, M. T., 2015. Hydrologic conditions drive denitrification and greenhouse gas emissions in stormwater retention basins. *Ecological Engineering*, 85 : 67-75.

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

Moore, M.T., Schulz, R., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Rodgers Jr., J.H., 2002. Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere*, 46 : 827-835.

Moore, M.T., Cooper, C.M., Smith Jr., S., Cullum, R.F., Knight, S.S., Locke, M.A., Bennett, E.R., 2009. Mitigation of two pyrethroid insecticides in a Mississippi Delta constructed wetland. *Environmental Pollution*, 157 : 250-256.

Moore, M.T., Kröger, R., Locke, M.A., Cullum, R.F., Steinriede Jr., R.W., Testa III, S., Lizotte Jr., R.E., Bryant, C.T., Cooper, C.M., 2010. Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches. *Environmental Pollution*, 158 : 175-184.

Moore, M.T., Tyler, H.L., Locke, M.A., 2013. Aqueous pesticide mitigation efficiency of *Typha latifolia* (L.), *Leersdia oryzoides* (L.) Sw., and *Sparganium americanum* Nutt. *Chemosphere* 92 : 1307-1313.

Mulholland, P.J., Hall Jr, R.O., Sobota, D.J., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., Mcdowell, W.H., O'brien, J.M., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Gregory, S.V., Johnson, S.L., Meyer, J.L., Peterson, B.J., Poole, G.C., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Helton, A.M., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., Potter, J.D., Sheibley, R.W. and Thomasn, S.M., 2009. Nitrate removal in stream ecosystems measured by 15N addition experiments: Denitrification. *Limnology and Oceanography*, 54 : 666-680.

Némery, J., Garnier, J., Billen, G., Morel, C., 2002. Bilan du phosphore à l'échelle du bassin de la Seine, Détermination de la fraction mobile pour la croissance algale. *Rapport PIREN Seine*, 23 p.

Nichols, D. S., 1983. Capacity of Natural Wetlands to Remove Nutrients from Wastewater. *Water Environment Federation*, 55 : 495-505.

Nicolardot, B., Mary, B., Houot, S., Recous, S., 1996. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. *In* : Nicolardot, B., Lemaire, G., *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, INRA Editions, Versailles, pp. 87-103.

Oraison, F., Souchon, Y., Van Looy, K., 2011. Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?. *Rapport de l'Onema et du Cemagref*, Onema Cemagref, 42 p.

Passeport, E., Richard, B., Chaumont, C., Margoum, C., Liger, L., Gril, J-J., Tournebize, J., 2013. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 : 4883-4894.

Phipps, R.G., Crumpton, W.G., 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering*, 3 : 399-408.

Pulou, J., 2011. Les anciennes cressonnières de l'Essonne: Effets de la recolonisation des zones humides artificielles sur la dynamique de l'azote, Thèse, AgroParisTech.

Raufflet, E., 2014. De l'acceptabilité sociale au développement local résilient, VertigO, 14, n°2

Rhue, R.D., Harris, W. G., 1999. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. *In*: Reddy, K.R., O'Connor, G.A., Schelske, C.L. Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems, Lewis Publishers, pp. 187-206.

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.

Sac, E., Augeard, B., Birgand F., Tournebize, J., 2008. Aménager des zones humides pour épurer les eaux agricoles : quels enseignements tirer de l'existant ?. Rapport scientifique du CemOA, Irstea Cemagref, 26 p.

Sherrard, R.M., Berr, 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.

Stehle, S., Elsaesser, D., Gregoire, C., Imfeld, G., Niehaus, E., Passeport, E., Payrsudeau, S., Schäfer, R.B., Tournebize, J., Schulz, R., 2011. Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems : a meta-analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40 : 1068-1080.

Stowell, R., Ludwig, R., Colt, J., Tchobanoglous, G., 1981. Concepts in aquatic treatment system design. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 107 : 919-940.

Tamian L., 2008. Genèse du Rapport Hénin et émergence de la préoccupation environnementale dans la pensée agronomique française, Mémoire de recherche réalisé à l'initiative de l'INRA, Université Lumière Lyon 2, Comité d'histoire de l'INRA.

Tournebize, J., Vincenta, B., Chaumont, C., Gramaglia, C., Margoum, C., Molle, P., Carluer, N., Gril, J-J., 2011. Ecological services of artificial wetland for pesticide mitigation. Socio-technical adaptation for watershed management through TRUSTEA project feedback *Procedia Environmental Sciences*, 9 : 183-190.

Tournebize, J., Chaumont, C., Marcon, A., Molina, S., Berthault, D., 2015a. Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage, Rapport Irstea-ONEMA, Irstea Onema, 60 p.

Tournebize, J., Chaumont, C., Fesneau, C., Guenne, A., Vincent, B., Garnier, J., Mander, Ü., 2015b. Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering*, 80 : 32-45.

Tournebize, J., Chaumont, C., Mander, Ü., 2016. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 4007 : 11 p.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380 : 48-65.

Vymazal, J., březinová, T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75 : 11-20.

Wolverton, B.C., 1975. Aquatic plants for removal of mevinphos from the aquatic environment. NASA Technical Reports Mem TM-X-72720.

Sites internet :

Irstea et Onema. Zones tampons Intégration des zones tampons dans la gestion des bassins versants pour la prévention des pollutions diffuses agricoles : Fiches didactiques de synthèse [en ligne]. Disponible sur : <http://zonestampons.onema.fr/mettre-en-place-une-zt/fiches-didactiques-de-synthese>

Tvb-bretagne. Glossaire [en ligne]. Disponible sur : <http://www.tvb-bretagne.fr/tvb/glossaire>

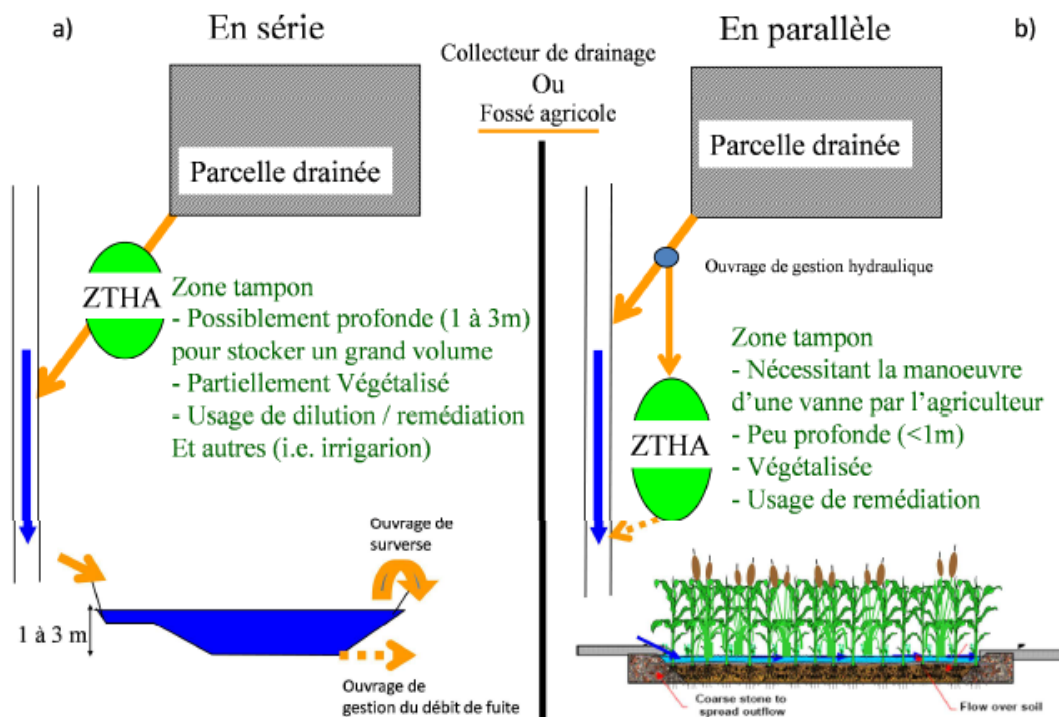
Annexes

Annexe 1 : Synthèse réglementaire à propos des zones tampons agricoles	78
Annexe 2 : Agencement possibles d'une ZTHA en fonction du contaminant ciblé a) Recommandé pour les pollutions azotées ; b) Recommandé pour la pollution par les pesticides (Source : Irstea) ...	78

Annexe 1 : Synthèse réglementaire à propos des zones tampons agricoles

Thématique	Opération	Règles procédurales	Texte réglementaire	Dispositif(s) potentiellement concerné(s)								Pour en savoir plus				
				Surfaces enherbées		Haies	Fascines	Bois, taillis, bosquets	Ripisylves	Talus (boisé ou non)	Fossés		Plans d'eau (mares, étangs, bassin de rétention de ruissellement, ZTHA, ORZ)			
				Bandes enherbées rivulaires	En versant (graillies, bandes, coins de parcelle, tourmères, thalwegs...)											
Agriculture	Respect d'une Zone Non Traitée pour les produits phytopharmaceutiques autour des points d'eau	Contrôles / Constat d'infraction	Code Rural et de la Pêche Maritime (Arrêté du 12 sept. 2006)	X					X					Fiche n°1		
	Programme d'actions nitrates en zone vulnérable - Mise en place et maintien d'une bande enherbée ou boisée d'au moins 5 m de large le long des cours d'eau et des plans d'eau de plus de 10 ha (les programmes d'actions régionaux peuvent renforcer cette mesure, sur tout ou partie du territoire en zone vulnérable ainsi que dans les zones d'action renforcées)	Contrôles / Constat d'infraction	Code de l'Environnement (R.211-81, R.216-10)	X						X					Fiche n°2	
	Programmes d'actions nitrates en zone vulnérable - Restrictions à l'épandage de fertilisants azotés à proximité des cours d'eau, y compris sur les dispositifs végétalisés rivulaires			X						X						
	Conditionnalité de la PAC - BCAA 'Etablissement de bandes tampons le long des cours d'eau'	Contrôles conditionnalité	Code Rural et de la Pêche Maritime (D.615-46)	X						X					Fiche n°3	
	Conditionnalité de la PAC - Respect de la Directive nitrates en zone vulnérable : obligation de couverture végétale le long des cours d'eau BCAA et des plans d'eau de plus de 10 ha et restrictions à l'épandage de fertilisants azotés à proximité des cours d'eau			X						X						
	Conditionnalité de la PAC (Santé - productions végétales) - Respect d'une ZNT pour les produits phytopharmaceutiques autour des cours d'eau BCAA et des plans d'eau de plus de 10 ha			X						X						
	Conditionnalité de la PAC - Maintien des particularités topographiques (mares, des haies et bosquets)					X		X			X	X				
Verdissement de la PAC - Préservation des surfaces d'intérêt écologique (SIE) sur une surface correspondant à 5 % au moins des terres arables de l'exploitation agricole ; certains types de zones tampons peuvent constituer des SIE	Païement vert réduit si non respect du critère	Verdissement PAC	X	X	X		X	X	X			X		Fiche n°4		

Annexe 2 : Agencement possibles d'une ZTHA en fonction du contaminant ciblé a) Recommandé pour les pollutions azotées ; b) Recommandé pour la pollution par les pesticides (Source : Irstea)



Liste des figures

Figure 1 : Typologie des zones tampons agricoles selon le degré hydrique (Source : Irstea et Onema)	10
Figure 2 : Dispositif enherbé riverain (source : Irstea)	10
Figure 3 : Chenal enherbé (source : Areas)	11
Figure 4 : Ripisylve (source : Alix Augier)	11
Figure 5 : Bois humide (Source : SAGE de Grand-Lieu)	11
Figure 6 : Prairie de bas-fond (source : Syndicat Mixte du Bassin de la Sélune)	12
Figure 7 : Fossé enherbé entre deux parcelles cultivées (Source : Irstea)	12
Figure 8 : Fossé à redents (source : Irstea)	12
Figure 9 : Mare (source : Irstea)	13
Figure 10 : Retenue collinaire (source : id-eaux)	13
Figure 11 : Zone Tampon Humide Artificielle (Irstea)	13
Figure 12 : Phénomène d'eutrophisation (Source : Syndicat Mixte des bassins de l'Évre, le Thau et le Saint-Denis)	17
Figure 13 : Le cycle de l'azote d'après Nicolardot et al. (1996)	19
Figure 14 : Le cycle du phosphore (source : hwww.obvcapitale.org)	22
Figure 15 : Processus impliqués dans la dissipation des pesticides dans une ZTHA de faible profondeur (Tournebize et al., 2016). Les chiffres en rouge indiquent les résultats d'expériences de l'Irstea sur du S-metolachlore (herbicide) et de l'exopiconazole (fongicide)	33
Figure 16 : Bilan des processus de dissipation des nitrates et des pesticides dans les ZTHA (Source : Grégoire et al., 2010)	34
Figure 17 : Localisation des sites d'étude (Source : Balestrini et al., 2016)	41
Figure 18 : Différents types de zones tampons humides artificielles (Source : Vymazal, 2007)	45
Figure 19 : Les intensités potentielles de transformation de l'azote dans différents types de ZTHA (Source : Vymazal, 2007) a : avec récolte ; les processus qui éliminent l'azote total au final sont en gras	46
Figure 20 : L'atténuation de l'azote total dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)	47
Figure 21 : L'atténuation de l'azote sous forme d'ammonium et de nitrates dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)	47
Figure 22 : Les efficacités d'atténuation des flux de nitrates annuels dans la ZTHA (2005-2013) ; (Source : Tournebize et al., 2015b)	50
Figure 23 : Site d'étude (Source : Beutel et al., 2009)	52
Figure 24 : L'atténuation du phosphore total dans différents types de ZTHA ; valeurs moyennes (Source : Vymazal, 2007)	54
Figure 25 : L'intensité potentielle de transformation du phosphore dans des types variés de ZTHA (Source : Vymazal, 2007)	55

Figure 26 : Exemples d'efficacités de réduction du phosphore dans les fossés d'après Moore et al. (2010) ; NV : Non Végétalisé et V : Végétalisé.	56
Figure 27 : Schématisation du site d'étude (Source : Passeport et al., 2013).....	58
Figure 28 : Illustration de la dynamique végétale d'une ZTHA (Site en Indre-et-Loire ; Source : Tournebize et al., 2015a ; projet Life ArtWET).....	61
Figure 29 : L'élimination de pesticides en fonction du groupe chimique ; le nombre entre parenthèses indique le nombre de pesticides dans chaque groupe (Source : Vymazal et Březinová, 2015)	63
Figure 30 : Exemples de plantes utilisées dans les ZTHA	64
Figure 31 : Efficacité d'atténuation des pesticides dans plusieurs fossés végétalisés (Source : Grégoire et al., 2010).....	68

CITERES

UMR 6173
*Cités, Territoires,
Environnement et
Sociétés*

Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet
d'Aménagement,
Paysage,
Environnement



35 allée Ferdinand de Lesseps
BP 30553
37205 TOURS cedex 3

Directeur de recherche :
Bacchi Michel

Augier Alix
Projet de Fin d'Études
DA5
2015-2016

Analyse bibliographique sur l'efficacité des zones tampons humides agricoles tant sur les transferts de nutriments que de pesticides

Résumé :

Le rapport suivant s'articule autour de la thématique des zones tampons humides agricoles. Il s'agit d'une interface humide entre le milieu agricole et les milieux aquatiques dont l'objectif est de dissiper les transferts de contaminants d'origine agricole vers les masses d'eau. En effet, les pollutions agricoles dégradent fortement l'état des hydrosystèmes notamment à cause de la forte toxicité des produits phytosanitaires et des phénomènes d'eutrophisation provoqués par les fertilisants. Le recours à l'aménagement de ce type de zones constitue une solution fréquemment envisagée en complément de pratiques plus « vertueuses » au sein de la culture en elle-même. Depuis plusieurs années, ces dispositifs sont très étudiés et leurs bénéfices en matière de décontamination des eaux sont de plus en plus connus.

Le but de ce projet de fin d'études est de réaliser une analyse bibliographique qui présente l'intérêt de ces dispositifs par rapport à leur efficacité de dépollution vis-à-vis des nutriments (azotés et phosphorés) et des pesticides. La finalité de ce travail est donc de dresser un état des lieux des différents travaux, études de cas, retours d'expériences documentés dans la bibliographie en France et à l'international par rapport à l'efficacité des zones tampons humides agricoles. Dans un premier temps, il sera question de la typologie de ces zones, puis les différents types de polluants agricoles ainsi que leur processus de dissipation au sein des dispositifs tampons seront décrits. Dans un deuxième temps, l'analyse bibliographique portera sur le degré d'efficacité des zones tampons humides agricoles. Enfin, l'analyse de la fonctionnalité écologique et de l'insertion socio-territoriale de ces dispositifs sera également traitée dans le but d'apporter des éléments d'ouverture au sujet.

Mots Clés : Zone tampon humides agricole, pesticides, nutriments, dépollution, efficacité