



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 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 :	7
1 Description des objets du sujet	8
1.1 Définition, typologie, réglementation, entretien et coût des zones tampons agricoles	8
1.1.1 Les zones tampons agricoles	8
1.1.2 La typologie des zones tampons agricoles	8
1.1.3 La typologie des zones tampons humides agricoles	9
1.1.4 La réglementation liée aux zones tampons agricoles	13
1.1.5 Entretien et coût d'une zone tampon humide agricole	14
1.2 Description des principaux contaminants d'origine agricole	16
1.2.1 Les apports azotés : le nitrate, l'azote organique et l'ion ammonium	16
1.2.2 Le cycle de l'azote	17
1.2.3 Les apports phosphorés : le phosphate, le phosphore organique et particulaire	20
1.2.4 Le cycle du phosphore	20
1.2.5 Les pesticides	22
2 Les processus mis en jeu pour la réduction des nutriments et des pesticides	25
2.1 Les voies de réduction de l'azote	25
2.1.1 Le cas des nitrates	25
2.1.2 Le cas de l'ammonium	27
2.1.3 Le cas de l'azote organique	28
2.2 Les voies de réduction du phosphore	28
2.3 Les voies de réduction des pesticides	30
2.3.1 Les processus destructeurs	31
2.3.2 Les processus non-destructeurs	31
3 L'efficacité des zones tampons humides agricoles	34
3.1 Grille d'analyse de l'efficacité d'une zone tampon humide agricole	34
3.1.1 Définition de l'efficacité	34
3.1.2 Grille d'analyse	34
Les perspectives du projet	37
Bibliographie	38
Annexe	41
Liste des figures	42

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 (Carluer *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, 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, 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).

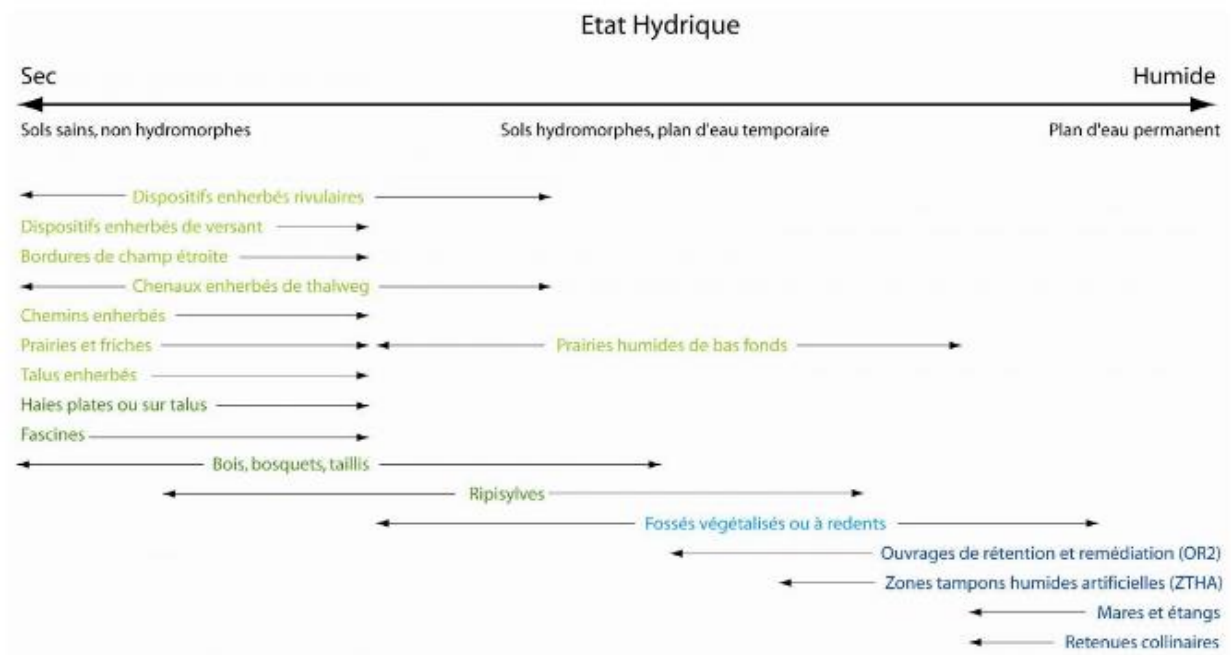



Figure 1 : Typologie des zones tampons agricoles selon le degré hydrique (Source : Irstea et Onema)

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, Le Henaff, 2016) :

<p>➤ Dispositifs enherbés rivulaires (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 fétuque principalement). Ce type de dispositif est rendu obligatoire par la réglementation.</p>	 <p>Figure 2 : Dispositif enherbé rivulaire (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.



Figure 3 : Chenal enherbé (source : Areas)

➤ **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...).

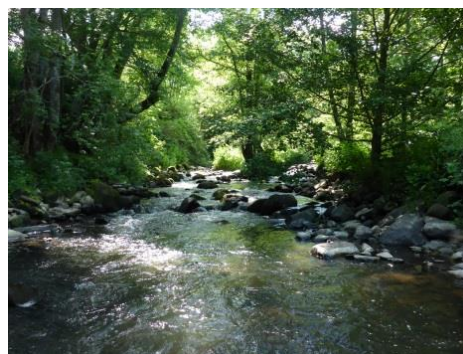


Figure 4 : Ripisylve (source : Alix Augier)

➤ **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.



Figure 5 : Bois humide (Source : SAGE de Grand-Lieu)

➤ **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 rivulaires 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.
- 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 Entretien et 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 ravinements 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, 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'Èvre, 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, 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, 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.

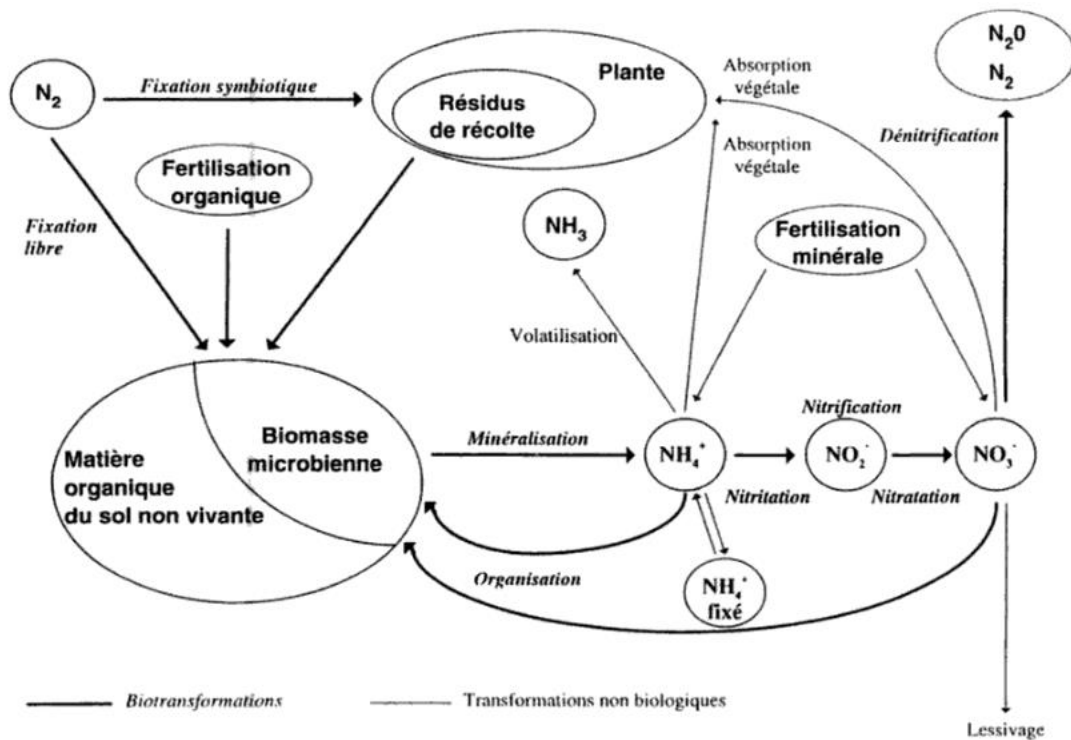
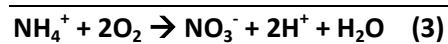
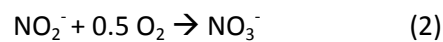
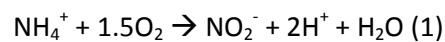


Figure 13 : Le cycle de l'azote d'après Nicolardot *et al.* (1996)

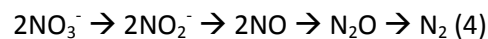
Le point d'entrée du cycle de l'azote (Nicolardot *et al.*, 1996) débute par la **fixation** de l'azote atmosphérique. Il s'agit d'une transformation de l'azote moléculaire en azote ammoniacal, ensuite incorporé dans des composés organiques. Cette transformation est réalisée par l'activité de micro-organismes 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, 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, 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).

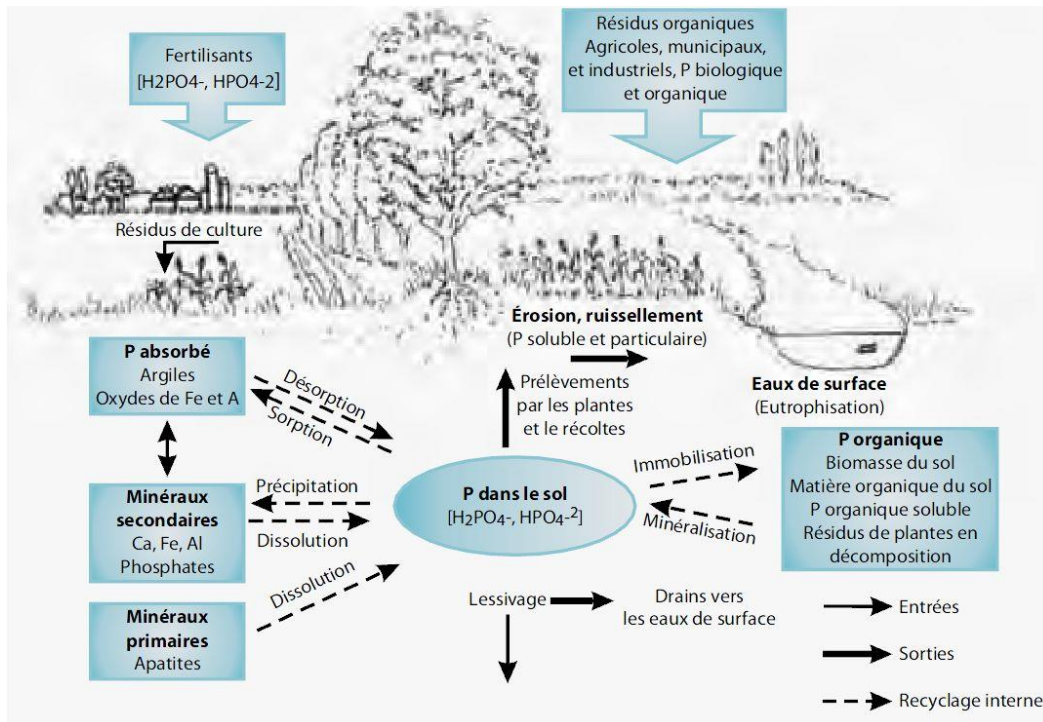


Figure 14 : Le cycle du phosphore (source : [hwww.obvcapitale.org](http://www.obvcapitale.org))

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 soluble 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.*, 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 in 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 in 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).

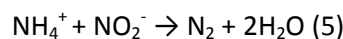
La **volatilisation** est un processus physico-chimique au cours duquel l'ammonium passe sous sa forme gazeuse (ammoniac, NH_3). Elle peut constituer une voie d'élimination de l'azote significative notamment dans le cas des ZTHA à surface libre. En effet, en raison de leur activité photosynthétique, 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) in 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 détritux, 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 convertit 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 débris 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 *in* 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 *in* 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 puit 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 *in* Vymazal, 2007). De même, à la mort des organismes, ils peuvent sédimenter et se trouver enfoui 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 bandes enherbées rivulaires pour le ruissellement érosif diffus, les chenaux enherbés pour le ruissellement érosif concentré et 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) in 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) in 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) in 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 rivulaires, 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 aigüe 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) *in* 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.

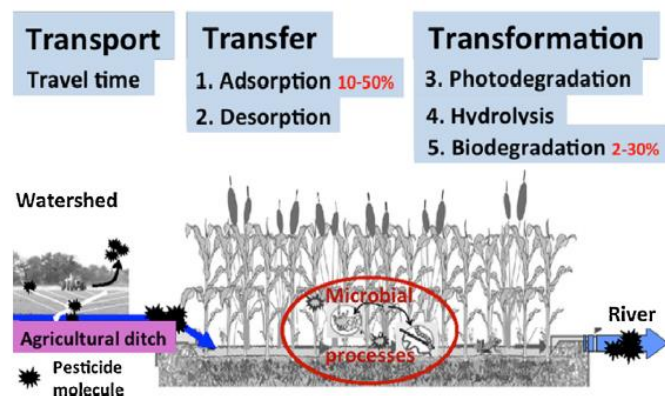


Figure 15 : Processus impliqués dans la dissipation des pesticides dans une ZTHA de faible profondeur (Tournebize *et al.*, 2016). Les chiffres en rouge indiquent les résultats d'expériences de l'Irstea sur du S-metolachlore (herbicide) et de l'expoconazole (fongicide)

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 dominant. 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,...).

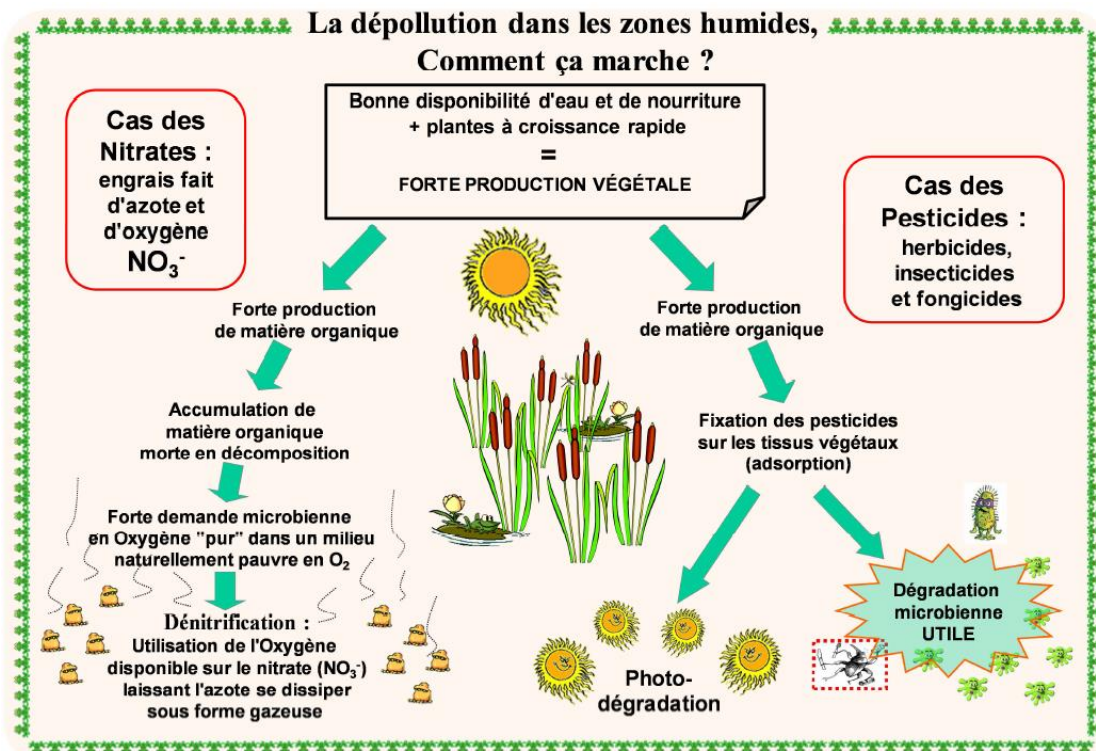


Figure 16 : Bilan des processus de dissipation des nitrates et des pesticides dans les ZTHA (Source : Grégoire *et al.*, 2010)

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 rivulaires, 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.

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

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.

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

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.

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., 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.

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., Maitrise 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.

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.

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.

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., Chaumont, C., Marcon, A., Molina, S., Berthault, D., 2015. 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., 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.

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>

Annexe

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, ZNIEFF, ORZ)		
				Bandes enherbées rivulaires	En versant (égraires, bandes, coins de parcelle, tourmières, thalwegs...)										
Agriculture	Respect d'une Zone Non Traitee 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	

Liste des figures

Figure 1 : Typologie des zones tampons agricoles selon le degré hydrique (Source : Irstea et Onema)	9
Figure 2 : Dispositif enherbé rivulaire (source : Irstea)	9
Figure 3 : Chenal enherbé (source : Areas)	10
Figure 4 : Ripisylve (source : Alix Augier)	10
Figure 5 : Bois humide (Source : SAGE de Grand-Lieu)	10
Figure 6 : Prairie de bas fond (source : Syndicat Mixte du Bassin de la Sélune)	11
Figure 7 : Fossé enherbé entre deux parcelles cultivées (Source : Irstea)	11
Figure 8 : Fossé à redents (source : Irstea)	11
Figure 9 : Mare (source : Irstea)	12
Figure 10 : Retenue collinaire (source : id-eaux)	12
Figure 11 : Zone Tampon Humide Artificielle (Irstea)	12
Figure 12 : Phénomène d'eutrophisation (Source : Syndicat Mixte des bassins de l'Évre, le Thau et le Saint-Denis)	16
Figure 13 : Le cycle de l'azote d'après Nicolardot <i>et al.</i> (1996)	18
Figure 14 : Le cycle du phosphore (source : hwww.obvcapitale.org)	21
Figure 15 : Processus impliqués dans la dissipation des pesticides dans une ZTHA de faible profondeur (Tournebize <i>et al.</i> , 2016). Les chiffres en rouge indiquent les résultats d'expériences de l'Irstea sur du S-metolachlore (herbicide) et de l'expoiconazole (fongicide)	32
Figure 16 : Bilan des processus de dissipation des nitrates et des pesticides dans les ZTHA (Source : Grégoire <i>et al.</i> , 2010)	33

CITERES

UMR 6173
*Cités, Territoires,
Environnement et
Sociétés**Equipe IPA-PE*
Ingénierie du Projet
d'Aménagement,
Paysage,
Environnement35 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